



## **Vulnérabilité aux collisions et aux déplacements des oiseaux marins du système de courant de Californie associé aux infrastructures d'énergie éolienne en mer**

Cet article a été traduit par la Commission Particulière du Débat Public sur les éoliennes en mer en Normandie (du 15 novembre 2019 au 19 août 2020).

Il est mis à la disposition du public sur le site : [normandie.debatpublic.fr](http://normandie.debatpublic.fr)

### **Article original :**

Adams, J., Kelsey, E.C., Felis, J.J., and Pereksta, D.M., 2017, Collision and displacement vulnerability among marine birds of the California Current System associated with offshore wind energy infrastructure (ver. 1.1, July 2017): U.S. Geological Survey Open-File Report 2016-1154, 116 p., <https://doi.org/10.3133/ofr20161154>.

Vous pouvez retrouver le texte original et les annexes dans la bibliothèque du débat.

**Préparé en coopération avec le Bureau of Ocean Energy Management  
(étude OCS, BOEM 2016-043)**

**Vulnérabilité aux collisions et aux déplacements parmi les oiseaux marins  
du système de courant de Californie associé aux infrastructures d'énergie  
éolienne en mer**

Par Josh Adams, Emily C. Kelsey, Jonathan J. Felis, et David M. Pereksta

**Département de l'intérieur  
des États-Unis U.S.  
Geological Survey**

**Département américain de l'intérieur**

SALLY JEWELL, Secrétaire

**Service géologique des États-Unis (U.S. Geological Survey)**

Suzette M. Kimball, directrice

U.S. Geological Survey, Reston, Virginie : 2016

Pour plus d'informations sur l'USGS - la source fédérale pour la science concernant la Terre, ses ressources naturelles et vivantes, les risques naturels et l'environnement - visitez le site <https://www.usgs.gov/> ou appelez le 1-888-ASK-USGS (1-888-275-8747).

Pour un aperçu des produits d'information de l'USGS, y compris les cartes, les images et les publications, visitez le site <https://www.usgs.gov/pubprod/>.

**Avertissement** : Ce produit a été révisé par des pairs et approuvé pour publication conformément aux pratiques de l'USGS en matière de sciences fondamentales (<https://pubs.usgs.gov/circ/1367/>) et a été techniquement révisé et approuvé pour publication par le Bureau of Ocean Energy Management. Les informations sont fournies à la condition que ni l'USGS ni le gouvernement américain ne soient tenus responsables des dommages résultant de l'utilisation autorisée ou non de ces informations. Les opinions et les conclusions contenues dans ce document ne doivent pas être interprétées comme représentant les opinions ou les politiques du Bureau of Ocean Energy Management.

Toute utilisation de noms de commerce, d'entreprises ou de produits est uniquement à des fins descriptives et n'implique pas l'approbation du gouvernement américain.

Bien que ce produit d'information soit, pour la plupart, dans le domaine public, il peut également contenir des éléments protégés par le droit d'auteur, comme indiqué dans le texte. L'autorisation de reproduire des éléments protégés par le droit d'auteur doit être obtenue auprès du propriétaire du droit d'auteur.

Citation suggérée :

Adams, J., Kelsey, E.C., Felis, J.J., et Pereksta, D.M., 2017, Collision and displacement vulnerability among marine birds of the California Current System associated with offshore wind energy infrastructure (ver. 1.1, juillet 2017) : U.S. Geological Survey Open-File Report 2016-1154, 116 p., <https://doi.org/10.3133/ofr20161154>.

## Chiffres

**Figure 1.** Carte de la côte ouest de l'Amérique du Nord montrant la Californie (CA), l'Oregon (OR), Washington (WA) et l'étendue de la zone économique exclusive des États-Unis par rapport au grand écosystème marin du courant de Californie

3

**Figure 2. Guillemot de Scripps** (*Synthliboramphus scrippsi*)

6

**Figure 3.** Vulnérabilité des populations aux collisions (PCV) et vulnérabilité des populations aux déplacements (PDV)

pour toutes les espèces

32

**Figure 4.** Macreuse à front blanc (*Melanitta perspicillata*)

39

**Figure 5.** Plongeon catmarin (*Gavia stellate*) dans un plumage non reproducteur

41

**Figure 6.** Albatros de Laysan (*Phoebastria immutabilis*)

45

**Figure 7.** Puffin à pieds roses (*Puffinus creatopus*)

48

**Figure 8.** Cormoran à aigrettes (*Phalacrocorax auritus*)

52

**Figure 9.** Pélican brun (*Pelecanus occidentalis*) adulte dans son plumage de reproduction.

54

**Figure 10.** Pomarine Jaeger (*Stercorarius pomarinus*)

56

**Figure 11.** Guillemots marmettes (*Uria aalge*) en plumage d'hiver

57

**Figure 12.** Guillemots de Scripps (*Synthliboramphus scrippsi*)

59

**Figure 13.** Mouette de Sabine (*Xema sabini*) en plumage juvénile

62

**Figure 14.** Sterne pierregarin (*Sterna hirundo*) dans le plumage juvénile

68

## Tableaux

**Tableau 1.** Espèces et groupes d'espèces du CSC évalués en fonction de leur vulnérabilité potentielle à les infrastructures éoliennes en mer

7

**Tableau 2.** Organisation des mesures utilisées pour calculer les trois indices de vulnérabilité

9

**Tableau 3.** Fourchette de valeurs pour chaque mesure en fonction de leur niveau d'incertitude donné

10

**Tableau 4.** Valeurs et incertitudes pour chaque mesure dans le calcul de la vulnérabilité de la population et de l'indice de vulnérabilité de la population

Scores de vulnérabilité pour toutes les espèces

12

**Tableau 5.** Valeurs et incertitudes pour chaque paramètre du calcul de la vulnérabilité aux collisions et de la collision

Scores de vulnérabilité pour toutes les espèces

24

**Tableau 6.** Valeurs et incertitudes pour chaque mesure dans le calcul de la vulnérabilité de déplacement et

Score de vulnérabilité de déplacement pour toutes les espèces

29

**Tableau 7.** Scores de vulnérabilité aux collisions de la population (PCV) et de vulnérabilité aux déplacements de la population (PDV) et

les classements pour chaque espèce

33

**Tableau 8.** Classement en pourcentage des fourchettes d'incertitude de la vulnérabilité cumulée pour chaque espèce

35

### Facteurs de conversion

Pouce/livre au système international d'unités

Multiplieur	Par	Pour obtenir
		Longueur
pouce (in)	2.54	centimètre (cm)
pouce (in)	25.40	millimètre (mm)
pied (ft)	0.31	mètre (m)
mile (mi)	1.61	kilomètre (km)
mile, nautique (nmi)	1.85	kilomètre (km)
yard (yd)	0.91	mètre (m)

Système international d'unités en  
pouces/livres

Multiplieur	Par	Pour obtenir
		Longueur
mètre (m)	3.281	pied (ft)
kilomètre (km)	0.5400	mile, nautique (nmi)
kilomètre (km)	0.6214	mile (mi)

La température en degrés Celsius (°C) peut être convertie en degrés Fahrenheit (°F) comme suit : °F = (1,8 × °C) + 32.

La température en degrés Fahrenheit (°F) peut être convertie en degrés Celsius (°C) comme suit : °C = (°F - 32) / 1,8.

## Abréviations et acronymes

Occurrence annuelle (mois en CCS)	AO	
Survie des adultes	AS	
Plateau continental extérieur de l'Atlantique	AOCS	
Oiseaux d'intérêt pour la conservation (USFWS)	BCC	
Bureau de la gestion de l'énergie des océans	BOEM	
Statut d'élevage dans le CSC	BR	
Espèces d'oiseaux préoccupantes (CDFW)	BSSC	
Le système actuel de la Californie	CCS	
Département californien du poisson et de la faune (gibier)	CDFW(G)	
Loi californienne sur les espèces menacées d'extinction (Endangered Species Act)		CESA
Proportion de la population de l'espèce trouvée dans le système actuel de la Californie		CCSpop
Activité de vol diurne	DFA	
Zone économique exclusive	ZEE	
Système de positionnement global	GPS	
Flexibilité de l'habitat	HF	
Union internationale pour la conservation de la nature	UICN	
Macro-évitement des éoliennes	MA	
Activité de vol nocturne	NFA	
Département de la pêche et de la faune de l'Oregon	ODFW	
Loi de l'Oregon sur les espèces menacées d'extinction	OESA	
Infrastructure éolienne offshore	OWEI	
Évaluation environnementale du plateau continental du Pacifique	PaCSEA	
Vulnérabilité de la population aux collisions	PCV	
Vulnérabilité des déplacements de population	PDV	
Taille de la population mondiale	POP	
Plateau continental au large des côtes du Pacifique	POCS	
Zone de balayage du rotor	RSZ	
Pourcentage de temps dans la zone de balayage du rotor	RSZt	
Statut de la menace	TS	
Service américain des pêches et de la faune	USFWS	
U.S. Geological Survey - Centre de recherche écologique occidental		USGS-WERC
Département de la pêche et de la faune de Washington	WDFW	
Loi de Washington sur les espèces menacées d'extinction (Endangered Species Act)		WESA

# Vulnérabilité aux collisions et aux déplacements des oiseaux marins de la région du courant de Californie associés aux infrastructures éoliennes en mer

Par Josh Adams<sup>1</sup>, Emily C. Kelsey<sup>1</sup>, Jonathan J. Felis<sup>1</sup>, et David M. Pereksta<sup>2</sup>

## Résumé

Compte tenu des préoccupations croissantes en matière de changement climatique et des contraintes énergétiques, il est de plus en plus nécessaire pour les sources d'énergie renouvelables aux États-Unis et dans le monde. Pour l'avenir, l'offshore L'infrastructure éolienne (OWEI) a le potentiel de produire une part importante de l'énergie l'énergie nécessaire pour atteindre l'objectif de notre nation en matière d'énergie renouvelable. Les sites d'énergie éolienne en mer peuvent capitaliser les zones ouvertes dans les eaux fédérales qui ont des vents forts et persistants avec une grande énergie potentiel de production. Bien qu'il y ait peu d'endroits dans le California Current System (CCS) où il serait acceptable de construire des éoliennes sur pieux dans des eaux de moins de 50 m de profondeur, le développement d'une technologie capable de soutenir l'OWEI en eaux profondes (>200 m de profondeur) pourrait permettre la production d'énergie éolienne dans le CSC. Comme pour toute utilisation du milieu marin par l'homme, la compréhension des impacts potentiels des infrastructures éoliennes sur l'écosystème marin est un partie intégrante de la recherche et de la planification en matière d'énergie éolienne offshore. Nous présentons ici une pour quantifier la vulnérabilité des oiseaux marins à l'OWEI potentiel dans le CSC (voir <https://doi.org/10.5066/F79C6VJ0>). Ces données ont été utilisées pour quantifier les vulnérabilités des oiseaux marins à le niveau de la population. Pour 81 espèces d'oiseaux marins présentes dans le CSC, nous avons créé trois vulnérabilités indices : Vulnérabilité de la population, vulnérabilité aux collisions et vulnérabilité aux déplacements. La vulnérabilité de la population a été utilisée comme facteur d'échelle pour générer deux indices complets : *Vulnérabilité des populations aux collisions* (PCV) et *Vulnérabilité des populations aux déplacements* (PDV). Dans le cadre du CCS, les pélicans, les sternes (*Sterna forsteri*, *Hydroprogne caspia*), *Thalasseus elegans*, sterne naine (*Sternula antillarum*), mouettes (*Larus occidentalis*) et la mouette de Bonaparte [*Chroicocephalus philadelphia*]), le crâne polaire sud (*Stercorarius maccormicki*), et le Cormoran de Brandt (*Phalacrocorax penicillatus*) ont eu les plus grands Les scores du PCV. Le pélican brun (*Pelicanus occidentalis*) a obtenu le meilleur score global du PCV. Quelques exemples alcidés (Guillemot de Brünnich [*Synthliboramphus scrippsi*], Guillemot marbré [*Brachyramphus marmoratus*], et le macareux moine [*Fratercula cirrhata*]), les sternes (Elegant et Least Tern), et les plongeurs (*Gavia adamsii* et *G. immer*) ont obtenu les meilleurs scores au test de dépistage des maladies. L'Océanite cendré (*Oceanodroma homochroa*) a obtenu le meilleur score global au VDP. Pour aider à informer

décisions qui auront un impact sur la conservation des oiseaux de mer, les résultats de l'évaluation de la vulnérabilité peuvent maintenant être combinée à des données récentes sur la distribution et l'abondance des oiseaux marins en mer pour que le CSC puisse évaluer les zones de vulnérabilité où le développement de l'OWEI est envisagé. Enfin, il est important de noter qu'à mesure que de nouvelles informations sur le comportement et les populations d'oiseaux marins dans le cadre du CSC seront disponibles, cette peut être facilement mise à jour et modifiée.

<sup>1</sup>U.S. Geological Survey.

<sup>2</sup>Bureau de la gestion de l'énergie des océans.

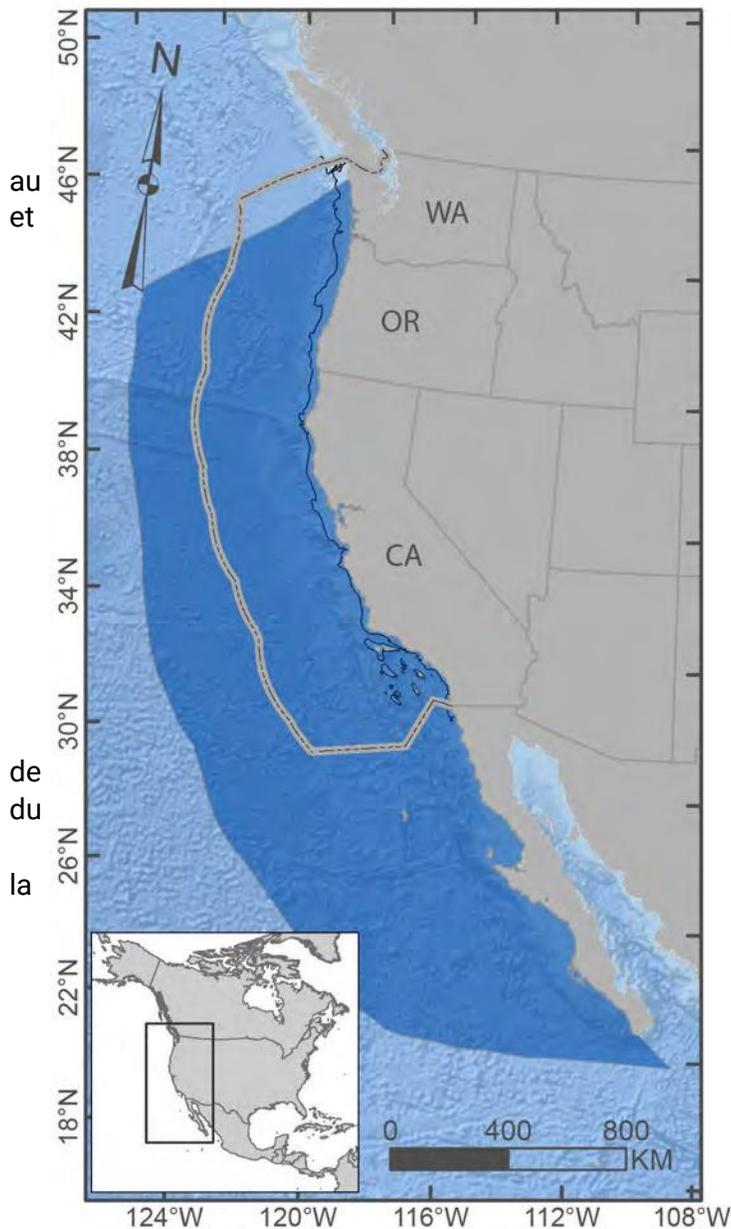
## Introduction

Le Bureau of Ocean Energy Management (BOEM) a demandé à l'U.S. Geological Survey, Western Ecological Research Center (USGS, WERC) de créer une base de données sur les oiseaux marins qui permettrait aux gestionnaires de ressources d'évaluer les impacts potentiels liés à l'implantation et à la construction d'infrastructures éoliennes offshore dans la section du California Current System (CCS) du Pacific Offshore Continental Shelf (POCS), comprenant la Californie, l'Oregon et Washington (fig. 1). Compte tenu des préoccupations croissantes en matière de changement climatique et des contraintes énergétiques, il existe un besoin croissant de sources d'énergie renouvelables aux États-Unis et dans le monde. Pour contribuer à répondre à ce besoin, les États-Unis se sont fixé comme objectif que 20 % de la production totale d'électricité du pays provienne de l'énergie éolienne d'ici 2030 (Département américain de l'énergie, 2008). La capacité de production des installations d'énergie éolienne aux États-Unis a déjà augmenté d'un ordre de grandeur au cours de la dernière décennie (6 370 MW produits en 2003 à 61 108 MW en 2013 ; The Wind Power, 2014). En 2015, la totalité de la production d'énergie éolienne aux États-Unis provenait de générateurs éoliens terrestres. À l'avenir, l'énergie éolienne offshore a le potentiel de produire une proportion importante de l'énergie nécessaire pour atteindre l'objectif de 20 % d'énergie éolienne (Musial et Ram, 2010).

En 2014, il y avait environ 73 sites de production d'énergie éolienne en mer en Europe, répartis dans 11 pays, avec une capacité de production de 7 343 MW (Musial et Ram, 2010 ; Corbetta, 2014). Cape Wind à Cape Cod, Massachusetts, et le parc éolien de Block Island au large de la côte du Rhode Island ont été les premiers sites américains de production d'énergie éolienne en mer dont la construction a été approuvée. Cape Wind est actuellement dans sa phase de financement (Cape Wind, 2014 ; Handwerk, 2014). Block Island est actuellement en construction et sera le premier parc éolien offshore dans les eaux américaines (Cardwell, 2015).

Les sites d'énergie éolienne en mer peuvent capitaliser les zones ouvertes dans les eaux des États et de la Fédération qui ont des vents forts et persistants avec un grand potentiel de production d'énergie. Jusqu'à récemment, la recherche sur la construction d'infrastructures éoliennes en mer (OWEI) dans le cadre du CSC a été limitée en raison de la topographie du large ; il y a peu d'endroits dans le CSC où il serait acceptable de construire des éoliennes sur pieux dans des eaux de moins de 50 m de profondeur, ce qui a été la norme de l'industrie mondiale (fig. 1). Toutefois, avec le développement de technologies capables de soutenir des infrastructures éoliennes en eaux profondes (>60 m de profondeur), la possibilité de produire de l'énergie éolienne dans le cadre du CSC est désormais réelle (Musial et Ram, 2010).

La Californie, l'Oregon et Washington figurent déjà parmi les six principaux États producteurs d'énergie éolienne du pays et ces trois États se sont fixé pour objectif de produire une part importante de leur énergie à partir de sources d'énergie renouvelables d'ici les années 2020 (American Wind Energy Association, 2013 ; The Wind Power, 2014). Certaines de ces sources comprennent des infrastructures de production d'électricité et des activités de soutien situées dans les eaux du plateau



continental, et potentiellement dans les eaux plus profondes au large de la côte Pacifique des États-Unis et au-delà des eaux de l'État (c'est-à-dire en dehors des trois milles nautiques [nmi]). Depuis 2014, BOEM a reçu plusieurs propositions d'énergie renouvelable large des côtes de l'Oregon, de la Californie d'Hawaï (voir <http://www.boem.gov/Renewable-Energy/>). Alors que l'OWEI devient une réalité pour le CSC, les interactions avec la vie marine en mer sur les sites éoliens proposés dans le cadre du CSC seront inévitables (Musial et Ram, 2010).

**Figure 1.** Carte de la côte ouest l'Amérique Nord montrant Californie (CA), l'Oregon (OR),

Washington (WA), et l'étendue de la zone économique exclusive des États-Unis (ZEE américaine, contour des lignes feu et noir) par rapport au grand écosystème marin du courant de Californie (ombrage bleu foncé ; NOAA IEA : <http://www.noaa.gov/iea/regions/california-current-region/index.html>). La ligne noire indique la rupture du plateau continental (200 m de profondeur d'eau).

Pour toute utilisation du milieu marin par l'homme, la compréhension des impacts potentiels de l'infrastructure éolienne sur l'écosystème marin fait partie intégrante de l'énergie éolienne en mer recherche (Desholm, 2009 ; Halpern et autres, 2009 ; Vaissière et autres, 2014). Ce rapport présente une base de données complète permettant de quantifier la vulnérabilité des oiseaux marins à l'OWEI dans le cadre du CSC.

Ces données ont été utilisées pour quantifier la vulnérabilité des oiseaux marins au niveau des populations. Pour 81 oiseaux marins les espèces d'oiseaux présentes dans le CSC (tableau 1), nous avons généré des scores numériques pour représenter la vulnérabilité de collision et de déplacement associés à une éventuelle OWEI. Les mesures utilisées pour produire ces

Les scores sont dynamiques et peuvent être mis à jour et ajustés à mesure que de nouvelles données deviennent disponibles. La notation

La méthodologie a été examinée par des experts ayant l'expérience de la quantification de la vulnérabilité des oiseaux de mer à la

OWEI en Europe pour évaluer si les mesures identifiées, les méthodes et les valeurs générées appropriées pour l'ensemble des espèces considérées. Hawaii est également considérée comme faisant partie de la POCS et

Le BOEM étudie actuellement des propositions d'énergie éolienne en mer dans les eaux hawaïennes. Hawaii a récemment présenté le projet de loi 632 qui fixerait l'objectif de l'État à 100 %.

l'énergie renouvelable d'ici 2045 (législature de l'État d'Hawaï, 2015). À l'exception des espèces qui sont également présentes dans

le CCS (par exemple, l'Albatros de Laysan [*Phoebastria immutabilis*], l'Albatros à pieds noirs [*Phoebastria nigripes*], et le pétrel hawaïen [*Pterodroma sandwichensis*]), l'espèce d'oiseau marin d'Hawaï n'ont pas été prises en compte dans cette base de données car il n'y a pas suffisamment de données sur les espèces

l'abondance et la distribution dans les îles hawaïennes pour générer une population précise Les scores de vulnérabilité.

Des bases de données et des évaluations de vulnérabilité similaires ont été créées pour les zones de l'océan Atlantique (Europe du Nord-Ouest et Nord-Est des États-Unis) où l'OWEI existe ou est envisagé (Garthe et Hüppop, 2004 ; Desholm, 2009 ; Furness et Wade, 2012 ; Furness et autres, 2013 ; Robinson Willmott et autres, 2013). Ces études, décrites ci-dessous, ont utilisé des données préexistantes sur le cycle de vie, la taille des populations, l'utilisation de l'habitat, la sensibilité aux perturbations et le statut de conservation pour créer des scores de vulnérabilité similaires pour les espèces d'oiseaux d'intérêt.

Garthe et Hüppop (2004) ont utilisé 9 mesures pour classer la vulnérabilité de 26 espèces d'oiseaux marins aux sites de l'OWEI en mer du Nord : la maniabilité de vol, l'altitude de vol, le pourcentage de temps de vol, l'activité de vol nocturne, la sensibilité aux perturbations, la flexibilité d'utilisation de l'habitat, la taille de la population biogéographique, le taux de survie des adultes et la menace. Chaque mesure a été évaluée sur une échelle de un à cinq et combinée pour créer un classement complet de la vulnérabilité de chaque espèce. Comme Garthe et Hüppop (2004) ont créé leur classement de vulnérabilité avant que les mesures ne puissent être éclairées par les données existantes sur l'OWEI et les interactions avec les oiseaux de mer, les résultats générés pour quatre de leurs neuf mesures ont été examinés par dix experts. Ils ont également analysé les mesures à une échelle spatiale et temporelle, et les résultats ont indiqué que les espèces des eaux littorales présentaient des niveaux de menace plus élevés pour l'OWEI, sur la base de leurs mesures, et que les vulnérabilités changeaient selon les saisons (Garthe et Hüppop, 2004). Cette étude a été publiée 13 ans après la construction du premier site éolien offshore en Europe et a permis d'évaluer la vulnérabilité des oiseaux de mer en utilisant des données préexistantes qui pouvaient également être mises à jour et appliquées à différents systèmes.

Desholm (2009) a utilisé une approche différente pour créer un indice simple pour décrire la vulnérabilité des oiseaux de mer au parc éolien de Nysted, en mer Baltique. Ce classement de la vulnérabilité a utilisé deux mesures : l'abondance relative des espèces et la sensibilité démographique. La sensibilité démographique a été définie comme l'élasticité de la population en réponse à des niveaux variables de survie et de fécondité des adultes. Desholm (2009) a constaté que la survie des adultes était un meilleur indicateur de la sensibilité de la population que la fécondité (c'est-à-dire que les espèces ayant un taux de survie plus élevé étaient plus sensibles aux perturbations). Avec seulement deux mesures, Desholm (2009) a suggéré que son analyse pourrait être normalisée pour les espèces pour lesquelles des quantités variables de données étaient disponibles et que sa méthode évitait de combiner des données corrélées provenant de plusieurs mesures, une préoccupation potentielle concernant l'approche adoptée par Garthe et Hüppop (2004). L'approche de Desholm, cependant, ne prenait pas en compte le comportement spécifique des espèces, comme la probabilité que les espèces diffèrent dans le degré de déplacement et/ou de collision avec les éoliennes. En outre, bien que l'élasticité des populations basée principalement sur les taux de survie des adultes puisse être efficace lors de l'évaluation d'espèces d'oiseaux présentant un large éventail de taux de survie des adultes, notre étude se concentre principalement sur les espèces d'oiseaux de mer à longue durée de vie. Par conséquent, des taux de survie similaires (c'est-à-dire généralement élevés pour les oiseaux marins), utilisés ensuite pour indiquer une sensibilité démographique relative, ne contribueraient pas à une variabilité substantielle du risque parmi les espèces évaluées.

Furness et Wade (2012) et Furness et d'autres (2013) ont utilisé des mesures similaires à celles de Garthe et Hüppop (2004) pour évaluer la vulnérabilité des oiseaux de mer, mais ils ont séparé 10 mesures en 3 indices : importance pour la conservation (importance pour la conservation en Europe et au Royaume-Uni, pourcentage de temps passé dans les eaux britanniques et survie des adultes), vulnérabilité aux collisions (hauteur de vol [pondération maximale], manœuvrabilité de vol, pourcentage de temps de vol et activité de vol nocturne) et déplacement de l'habitat (spécialisation de l'habitat et perturbation causée par les éoliennes, les navires ou le trafic des hélicoptères). Cette approche sépare la collision et le déplacement et réduit également les combinaisons de données corrélées, considérées comme problématiques dans l'évaluation précédente de Garthe et Hüppop (2004).

Robinson Willmott et d'autres (2013) ont adapté les méthodes utilisées dans les trois études européennes susmentionnées et les ont appliquées au plateau continental extérieur de l'Atlantique (AOCS) au large de l'Amérique du Nord. Robinson Willmott et autres (2013) ont utilisé les mêmes mesures et le même système d'indexation que Furness et Wade (2012) et Furness et autres (2013), mais ils ont intégré le statut de reproduction et le comportement de macro-évitement dans les indices de collision et de déplacement. En outre, ils ont ajouté des mesures d'incertitude pour tous les paramètres lorsque des divergences ont été constatées entre les valeurs publiées. Comme pour Desholm (2009), la survie des adultes était basée uniquement sur le taux de survie (et excluait la longévité, l'âge de la première reproduction et la taille de la couvée). Comme dans les études précédentes, les données quantifiant les hauteurs de vol étaient limitées.

Sur la base de données et de méthodes similaires à celles de Garthe et Hüppop (2004), Desholm (2009), Furness et Wade (2012), Furness et autres (2013) et Robinson Willmott et autres (2013), nous avons créé une base de données pour quantifier la vulnérabilité des oiseaux de mer dans le CSC (Adams et autres, 2017 ; <https://doi.org/10.5066/F79C6VJ0>). Plus précisément, nous avons créé trois indices de vulnérabilité des oiseaux marins dans le cadre du CSC : vulnérabilité des populations, vulnérabilité aux collisions et vulnérabilité aux déplacements ; la vulnérabilité des populations a été combinée avec la vulnérabilité aux collisions et aux déplacements pour créer deux indices complets spécifiques à la communauté des oiseaux marins dans le CSC : vulnérabilité des populations aux collisions et vulnérabilité des populations aux déplacements.

## Méthodes

### Sélection des espèces

Les espèces sélectionnées pour cette base de données comprennent tous les oiseaux marins qui sont régulièrement présents dans le CSC (tableau 1). La liste des espèces a été créée sur la base des relevés historiques (Briggs et autres, 1981, 1983 ; 1992) et des résultats récents de l'évaluation environnementale du plateau continental du Pacifique (PaCSEA ; Adams et autres, 2014) de 2011 à 2012.

La plupart des relevés historiques ont fait état du guillemot de Xantus (*Synthliboramphus hypoleucus*), qui a depuis été reconnu comme deux espèces distinctes : le Guillemot de Scripps (*S. scrippsi*) et le Guillemot de Guadeloupe (*S. hypoleucus*) (Birt et autres, 2012 ; Chesser et autres, 2012). Les données d'enquête qui se réfèrent au Guillemot de Xantus ont été appliquées au Guillemot de Scripps (fig. 2) pour cette base de données. Il n'est pas clair dans quelle mesure le guillemot de Guadeloupe habite le CCS, il n'a donc pas été pris en compte spécifiquement dans cette base de données. Notre liste d'espèces a également été complétée par des espèces qui n'apparaissent pas dans les enquêtes PaCSEA mais dont l'existence est connue dans le CSC (par exemple, le ramier noir [*Rynchops niger*], le macareux moine [*Fratercula cirrhata*] et le plongeon à bec jaune [*Gavia adamsii*] ; tableau 1). Bien que l'on sache que des oiseaux de rivage, des rapaces et des passereaux sont présents au large des côtes dans le cadre du CSC, le manque de données similaires comparables aux oiseaux marins nous a empêché de prendre en compte ces taxons dans cette étude.



**Figure 2. Le guillemot de Scripps (*Synthliboramphus scrippsi*).** Photo avec l'aimable autorisation de David M. Pereksta, Bureau of Ocean Energy Management. Utilisée avec permission.

**Tableau 1.** Espèces et groupes d'espèces du CSC évalués en fonction de leur vulnérabilité potentielle aux infrastructures éoliennes offshore.

[Les espèces sont classées par numéro de classification taxonomique (Clements et autres, 2015)]

Taxa	Nom commun	Nom scientifique	Code alpha
Canards et oies de mer	Brant	<i>Branta bernicla</i>	BRAN
	Harleyeur commun	<i>Mergus merganser</i>	COME
	Harle bièvre à poitrine rousse	<i>Mergus serrator</i>	RBME
	Canard arlequin	<i>Histrionicus histrionicus</i>	HADU
	Surf Scoter	<i>Melanitta perspicillata</i>	SUSC
	Macreuse à ailes blanches	<i>Melanitta deglandi</i>	WWSC
	Macreuse noire	<i>Melanitta americana</i>	BLSC
	Canard à longue queue	<i>Clangula hyemalis</i>	LTDU
Loons	Plongeon catmarin	<i>Gavia stellata</i>	RTLO
	Plongeon du Pacifique	<i>Gavia pacifica</i>	PALO
	Plongeon huard	<i>Gavia immer</i>	COLO
	Plongeon à bec jaune	<i>Gavia adamsii</i>	YBLO
Grebes	Grèbe à cornes	<i>Podiceps auritus</i>	HOGR
	Grèbe à cou rouge	<i>Podiceps grisegena</i>	RNGR
	Grèbe à oreilles	<i>Podiceps nigricollis</i>	FEOGA
	Grèbe de l'Ouest	<i>Aechmophorus occidentalis</i>	WEGR
	Grèbe de Clark	<i>Aechmophorus clarkii</i>	CLGR
Procellariidés	Albatros de Laysan	<i>Phoebastria immutabilis</i>	LAAL
	Albatros à pieds noirs	<i>Phoebastria nigripes</i>	BFAL
	Albatros à queue courte	<i>Phoebastria albatrus</i>	STAL
	Fulmar du Nord	<i>Fulmarus glacialis rodgersii</i>	NOFU
	Pétrel de Murphy	<i>Pterodroma ultima</i>	MUPE
	Pétrel tacheté	<i>Pterodroma inexpectata</i>	MOPE
	Pétrel hawaïen	<i>Pterodroma sandwichensis</i>	HAPE
	Pétrel de Cook	<i>Pterodroma cookii</i>	COPE
	Puffin à pieds roses	<i>Puffinus creatopus</i>	PFSH
	Puffin à pieds de chair	<i>Carnets de Puffinus</i>	FFSH
	Puffin de Buller	<i>Puffinus bulleri</i>	BULS
	Puffin fuligineux	<i>Puffinus griseus</i>	SOSH
	Puffin à queue courte	<i>Puffinus tenuirostris</i>	SRTS
	Puffin mannois	<i>Puffinus puffinus</i>	MASH
	Puffin à ventre noir	<i>Puffinus opisthomelas</i>	BVSH
	L'Océanite de Wilson	<i>Océanites oceanicus</i>	WISP
	Pétrel tempête à queue fourchue	<i>Oceanodroma furcatus</i>	FTSP
	Pétrel tempête de Leach	<i>Oceanodroma leucorhoa</i>	LESP

Pétrel tempête cendré	<i>Oceanodroma homochroa</i>	ASSP
Orage noir - Pétrel	<i>Oceanodroma melania</i>	BLSP
Pétrel d'orage	<i>Microsoma d'océanodrome</i>	LSTP

<b>Taxa</b>	<b>Nom commun</b>	<b>Nom scientifique</b>	<b>Code alpha</b>
Cormorans	Le cormoran de Brandt	<i>Phalacrocorax penicillatus</i>	BRAC
	Cormoran à aigrettes	<i>Phalacrocorax auritus</i>	DCCO
	Cormoran pélagique	<i>Phalacrocorax pelagicus</i>	PECO
Pélicans	Pélican blanc américain	<i>Pelecanus erythrorhynchos</i>	AWPE
	Pélican brun	<i>Pelecanus occidentalis</i>	BRPE
Phalaropes	Phalarope à cou rouge	<i>Phalaropus lobatus</i>	RNPH
	Phalarope rouge	<i>Phalaropus fulicarius</i>	REPH
Jaegers & Skuas	Skua polaire sud	<i>Stercorarius maccormicki</i>	SPSK
	Pomarine Jaeger	<i>Stercorarius pomarinus</i>	POJA
	Jaeger le parasite	<i>Stercorarius parasiticus</i>	PAJA
	Jaeger à longue queue	<i>Stercorarius longicaudus</i>	LTJA
Alcids	Le Guillemot marmette	<i>Uria aalge</i>	COMU
	Pigeon Guillemot	<i>Cephus columba</i>	PIGU
	Guillemot marbré	<i>Brachyramphus marmoratus</i>	MAMU
	Le guillemot de Scripps	<i>Synthliboramphus scrippsi</i>	SCMU
	Le guillemot de Craveri	<i>Synthliboramphus craveri</i>	CRMU
	Le guillemot à l'ancienne	<i>Synthliboramphus antiquus</i>	ANMU
	Le Starique de Cassin	<i>Ptychoramphus aleuticus</i>	CAAU
	Starique perroquet	<i>Aethia psittacula</i>	PAAU
	Starique rhinocéros	<i>Cerorhinca monocerata</i>	RHAU
	Macareux moine	<i>Fratercula corniculata</i>	HOPU
	Macareux moine	<i>Fratercula cirrhata</i>	TUPU
Goélands et sternes	Mouette tridactyle	<i>Rissa tridactyla</i>	BLKI
	La mouette de Sabine	<i>Xema sabini</i>	SAGU
	La mouette de Bonaparte	<i>Chroicocephalus philadelphia</i>	BOGU
	La mouette de Heermann	<i>Larus heermanni</i>	HEEG
	Mew Gull	<i>Larus brachyrhynchus</i>	MEGU
	Goéland à bec cerclé	<i>Larus delawarensis</i>	RBGU
	Mouette de l'Ouest	<i>Larus occidentalis</i>	WEGU
	Mouette de Californie	<i>Larus californicus</i>	CAGU
	Goéland argenté	<i>Larus smithsonianus</i>	HERG

La mouette de Thayer	<i>Larus thayeri</i>	THGU
Goéland leucophée	<i>Larus glaucescens</i>	GWGU
Les moins jeunes	<i>Sternula antillarum</i>	LETE
Sterne à bec de goéland	<i>Sterna nilotica</i>	GBTE
Sterne caspienne	<i>Hydroprogne caspia</i>	CATE
Sterne noire	<i>Chlidonias niger</i>	BLTE
Sterne pierregarin	<i>Sterna hirundo</i>	COTE
Sterne arctique	<i>Sterna paradisaea</i>	ARTE
La sterne de Forster	<i>Sterna forsteri</i>	FOTE
Sterne royale	<i>Thalasseus maximus</i>	ROYT
La sterne élégante	<i>Thalasseus elegans</i>	ELTE
Écumeur noir	<i>Rynchops niger</i>	BLSK

---

### Méthodes d'évaluation de la vulnérabilité des espèces

Par rapport aux études précédentes (Garthe et Hüppop, 2004 ; Desholm, 2009 ; Furness et Wade, 2012 ; Furness et autres, 2013 ; Robinson Willmott et autres, 2013), nous avons modifié et (ou) éliminé trois paramètres de notre base de données : (1) Le *statut de la menace* a été modifié pour intégrer des indices régionaux et internationaux, (2) La *hauteur de vol* a été *modifiée* pour inclure les résultats d'une analyse complète développée par Ainley et d'autres (2015), et (3) La *perturbation* n'a pas été incluse parce que les données utilisées pour évaluer la perturbation dans les études précédentes (basées sur la perturbation causée par le trafic des bateaux et des hélicoptères), ont été revues et utilisées pour informer notre mesure de Macro-Avitement.

Nous avons considéré les trois mêmes indices de vulnérabilité (population, collision et déplacement) que Robinson Willmott et autres (2013) et avons utilisé des valeurs générées par les sources disponibles pour quantifier la vulnérabilité des oiseaux de mer dans le CSC (tableau 2). La vulnérabilité de la population a été utilisée pour évaluer la vulnérabilité aux collisions et la vulnérabilité aux déplacements ; pour chaque espèce, les scores de vulnérabilité aux collisions et de vulnérabilité aux déplacements ont été multipliés par un score de vulnérabilité de la population pour créer un score de vulnérabilité aux *collisions de la population* et un score de vulnérabilité aux déplacements de la population (eqs. 1 et 2).

**Tableau 2.** Organisation des mesures utilisées pour calculer les trois indices de vulnérabilité.

[CCS, système de courant de Californie ; RSZ, zone balayée par les rotors]

Vulnérabilité de la population		Vulnérabilité aux collisions		Vulnérabilité aux déplacements	
POP	Population mondiale Taille	NFA	Vol nocturne Activité Activité de vol diurne	MA	Macro-évitement de les éoliennes Flexibilité de l'habitat
CCSpop	Proportion de POP en matière de CSC	DFA		HF	
AO	Occurrence annuelle (nombre de mois en CCS)	MA	Macro-évitement de les éoliennes		
AS	Survie des adultes Score d'élevage	RSZt	Pourcentage de temps passé dans la ZRS		
BR	pour le CCS				
TS	Statut de la menace				

*Vulnérabilité de la population aux collisions* = Vulnérabilité aux collisions × Vulnérabilité de la population

(1)

*Vulnérabilité des déplacements de population* = Vulnérabilité des déplacements × Vulnérabilité de la population

(2)

Les valeurs générées pour la plupart des mesures de cette base de données sont entachées d'une incertitude inhérente. Par exemple, la taille de la population mondiale (POP) pour une espèce donnée est une meilleure estimation, et non un compte exact du nombre d'individus vivant dans le monde. Par conséquent, l'incertitude autour de la valeur métrique du POP a été incluse. Le niveau d'incertitude pour chaque mesure a été déterminé comme étant faible (10 %), moyen (25 %) ou élevé (50 %) en fonction du nombre de sources de données, de l'actualité des sources de données et de la fourchette des valeurs publiées dans ces sources de données. Le cas échéant, l'avis des experts a également été utilisé pour déterminer les valeurs et l'incertitude. Le pourcentage d'incertitude a été multiplié par 4 (c'est-à-dire la différence entre la plus grande et la plus petite valeur possible [5 - 1 = 4]) pour obtenir les trois fourchettes d'incertitude suivantes :

50 pour cent =  $0,50 \times 4 = 2,0$

25 pour cent =  $0,25 \times 4 = 1,0$

10 pour cent =  $0,10 \times 4 = 0,4$

Ces valeurs ont été appliquées aux valeurs métriques pour créer une gamme de valeurs possibles compte tenu du niveau d'incertitude (tableau 3). La plage de valeurs pour chaque mesure indique les limites potentielles des données associées à cette valeur métrique - une plage de valeurs plus large (c'est-à-dire une plus grande incertitude) indique de plus grandes limites potentielles dans l'application de cette mesure. Cette incertitude peut être prise en compte par les gestionnaires de ressources qui cherchent à combler les lacunes en matière d'information, prévoient d'utiliser ces

valeurs pour évaluer les impacts potentiels sur les espèces, ou pour prendre des décisions concernant le choix d'un site d'énergie renouvelable (Masden et al., 2014). Les valeurs d'incertitude ont été plafonnées pour rester dans les catégories de valeurs 1 à 5. Les incertitudes indiquées pour chaque mesure et chaque espèce sont des valeurs relatives générées pour les besoins de cette base de données et ne doivent pas être interprétées comme une valeur d'incertitude absolue de la vulnérabilité de l'espèce ou de la mesure.

**Tableau 3.** Fourchette de valeurs pour chaque mesure en fonction de leur niveau d'incertitude donné.

Métrique valeur	Niveau d'incertitude		
	Faible (10 %)	Moyen (25 %)	Haut (50 %)
1	1.0–1.4	1–2	1–3
2	1.6–2.4	1–3	1–4
3	2.6–3.4	2–4	1–5
4	3.6–4.4	3–5	2–5
5	4.4–5.0	4–5	3–5

### Vulnérabilité de la population

Les espèces évaluées dans cette base de données comprennent des espèces très répandues avec des populations importantes et des espèces moins nombreuses avec des aires de répartition limitées. Par conséquent, une mesure de la vulnérabilité de la population était nécessaire pour évaluer l'impact potentiel résultant d'une collision avec l'OWEI ou d'un déplacement par l'OWEI au sein du CSC. Six paramètres ont été utilisés pour déterminer la vulnérabilité de la population : la taille de la population mondiale, la présence annuelle dans le PSC, la proportion de la population présente dans le PSC, l'état de menace, le taux de reproduction dans le PSC et la survie annuelle des adultes. L'utilisation de ces six paramètres pour déterminer la vulnérabilité de la population est similaire aux méthodes utilisées par Garthe et Hüppop (2004), Furness et Wade (2012), et Furness et autres (2013), Robinson Willmott et autres (2013), et est décrite dans l'équation 3 :

$$\text{Vulnérabilité de la population} = (POP \pm POPu) + (AO \times (CCSpop \pm CCSpou)) + TS + (BR \times (AS \pm ASu)), (3)$$

où,

POP = Taille de la population mondiale

CCSpop = Proportion de la population de l'espèce

dans le CCS AO = Présence annuelle dans le CCS TS

= Statut de menace

BR = Score d'élevage

AS = Survie des adultes

$u$  = incertitude (incertitude sur la taille de la population mondiale, incertitude sur la proportion de la population des espèces dans le CSC et incertitude sur la survie des adultes).

Les POP, CCSpop, TS et AS ont chacun été évalués sur une échelle de 1 à 5. AS et BR ont été évalués sur une échelle de 1 à 2 et ont été considérés comme des facteurs de pondération pour CCSpop et AS, respectivement. Si une espèce passe plus de temps dans la CSC chaque année (AO = 2), son score CCSpop a été pondéré davantage qu'une espèce qui ne passe que

quelques mois par an dans la CSC (AO = 1). De même, si une espèce se reproduit dans le cadre du PSC (RE = 2), sa contribution à la vulnérabilité de la population a été davantage pondérée qu'une espèce qui ne se reproduit pas dans le cadre du PSC (RE = 1). Nous avons mis à l'échelle le RE avec la SA en reconnaissant que bien que des études à long terme sur les oiseaux de mer révèlent des changements liés à l'âge en matière de survie et de reproduction, il reste nécessaire de disposer de plus d'informations sur les individus (comme les nicheurs) qui contribuent de manière disproportionnée à la croissance de la population (Wooller et autres 1992). Cette méthode est basée sur l'équation utilisée par Robinson Willmott et autres (2013) et a été modifiée après que les suggestions de l'examen par les pairs aient été prises en compte. Chaque mesure est expliquée ci-dessous.

#### Taille de la population mondiale (POP)

American Bird Conservancy (2012) et Birdlife International (2014a) compilent des données provenant de nombreuses sources et mettent régulièrement à jour leurs listes. Ces références, ainsi que d'autres sources disponibles, ont été utilisées pour les estimations de la taille des populations (tableau A1 en annexe). Les estimations ont généralement été données sous forme de fourchette. Lorsque plusieurs sources ont été utilisées, toutes les valeurs disponibles ont été incluses dans la fourchette de la population (tableau 4).

Nous avons attribué des valeurs de taille de la population mondiale (POP) de 1 à 5 (Garthe et Hüppop, 2004 ; Robinson Willmott et autres, 2013) :

- 1 = >3.000.000 de personnes
- 2 = 1.000.001-3.000.000 d'individus
- 3 = 500 001 à 1 000 000 d'individus
- 4 = 100 000-500 000 personnes
- 5 = <100 000 individus.

**Tableau 4.** Valeurs et incertitudes pour chaque mesure dans le calcul de la vulnérabilité de la population et scores de vulnérabilité de la population pour toutes les espèces.

[POP, population mondiale ; AO, occurrence annuelle ; CCSpop, population actuelle de la Californie ; TS, statut de menace ; BR, score de reproduction ; AS, survie des adultes ; BE, valeur de la meilleure estimation ; *u*, valeur d'incertitude ( $\pm$ )]

Nom commun	POP		AO	CCSpop		TS	BR	AS		Vulnérabilité de la population		
	BE	<i>u</i>		BE	<i>u</i>			BE	<i>u</i>	Basse	Moy	Haute
Brant	3.0	1.0	2.0	2.0	1.0	3.0	1.0	3.0	1.0	9.0	13.0	17.0
Harleyeur commun	2.0	0.4	1.5	1.0	2.0	1.0	1.5	1.0	2.0	5.6	6.0	12.4
Harle bièvre à poitrine rousse	3.0	0.4	2.0	1.0	1.0	1.0	1.0	2.0	2.0	6.6	8.0	12.4
Canard arlequin	4.0	0.4	1.5	2.0	2.0	3.0	1.0	4.0	2.0	10.1	14.0	18.4
Surf Scoter	3.0	2.0	2.0	3.0	1.0	1.0	1.0	2.0	2.0	7.0	12.0	18.0

Macreuse à ailes blanches	2.0	2.0	1.5	2.0	1.0	1.0	1.0	2.0	2.0	4.5	8.0	13.5
Macreuse noire	3.0	1.0	1.5	2.0	1.0	2.0	1.0	2.0	2.0	6.5	10.0	14.5
Canard à longue queue	1.0	0.4	1.5	1.0	2.0	3.0	1.0	1.0	1.0	6.5	6.5	10.9
Plongeon catmarin	4.0	1.0	1.5	2.0	1.0	2.0	1.0	4.0	1.0	9.5	13.0	16.5
Plongeon du Pacifique	2.0	1.0	1.5	3.0	1.0	1.0	1.0	4.0	1.0	8.0	11.5	15.0
Plongeon huard	3.0	0.4	1.5	3.0	1.0	3.0	1.0	5.0	1.0	12.6	15.5	17.4
Plongeon à bec jaune	5.0	0.4	2.0	2.0	1.0	2.0	1.0	5.0	1.0	12.6	16.0	18.0
Grèbe à cornes	3.0	2.0	2.0	1.0	1.0	3.0	1.0	1.0	2.0	7.0	9.0	15.0
Grèbe à cou rouge	4.0	0.4	1.5	2.0	1.0	2.0	1.0	1.0	2.0	8.1	10.0	13.9
Grèbe à oreilles	1.0	0.4	2.0	2.0	1.0	1.0	1.0	1.0	2.0	5.0	7.0	11.4
Grèbe de l'Ouest	4.0	0.4	2.0	4.0	2.0	3.0	1.5	1.0	2.0	12.1	16.5	21.9
Grèbe de Clark	5.0	0.4	2.0	3.0	2.0	3.0	1.5	1.0	2.0	11.1	15.5	22.5
Albatros de Laysan	2.0	0.4	2.0	1.0	0.4	3.0	1.0	5.0	0.4	11.2	12.0	13.2
Albatros à pieds noirs	4.0	0.4	1.5	3.0	2.0	3.0	1.0	5.0	2.0	11.1	16.5	19.9
Albatros à queue courte	5.0	0.4	2.0	2.0	1.0	5.0	1.0	5.0	2.0	14.6	19.0	21.0
Fulmar du Nord	1.0	0.4	2.0	2.0	1.0	1.0	1.0	5.0	0.4	8.6	11.0	13.4
Pétrel de Murphy	4.0	2.0	1.0	2.0	2.0	2.0	1.0	5.0	2.0	8.0	13.0	16.0
Pétrel tacheté	2.0	0.4	1.5	2.0	1.0	2.0	1.0	5.0	2.0	8.1	12.0	13.9
Pétrel hawaïen	5.0	0.4	1.5	1.0	1.0	5.0	1.0	5.0	2.0	14.1	16.5	18.0
Pétrel de Cook	3.0	1.0	1.5	3.0	1.0	3.0	1.0	5.0	2.0	11.0	15.5	18.0
Puffin à pieds roses	5.0	0.4	1.5	4.0	1.0	4.0	1.0	5.0	2.0	16.1	20.0	21.5
Puffin à pieds de chair	3.0	0.4	1.5	1.0	2.0	3.0	1.0	5.0	2.0	10.1	12.5	15.9
Puffin de Buller	2.0	0.4	1.0	2.0	2.0	3.0	1.0	5.0	2.0	8.6	12.0	14.4
Puffin fuligineux	1.0	0.4	2.0	3.0	1.0	2.0	1.0	5.0	2.0	10.0	14.0	16.4
Puffin à queue courte	1.0	0.4	1.5	1.0	1.0	1.0	1.0	5.0	2.0	6.5	8.5	10.4
Puffin mannois	3.0	1.0	2.0	1.0	2.0	1.0	1.0	5.0	0.4	9.6	11.0	16.0
Puffin à ventre noir	4.0	0.4	2.0	2.0	1.0	4.0	1.0	5.0	2.0	12.6	17.0	19.4
L'Océanite de Wilson	1.0	0.4	1.5	1.0	2.0	1.0	1.0	4.0	1.0	6.5	7.5	11.9
Pétrel tempête à queue fourchue	1.0	1.0	1.0	1.0	0.4	3.0	1.5	4.0	2.0	8.0	11.0	13.9
Pétrel tempête de Leach	1.0	0.4	1.0	2.0	1.0	1.0	2.0	4.0	2.0	7.0	12.0	15.4
Pétrel tempête cendré	5.0	0.4	2.0	5.0	1.0	4.0	2.0	4.0	2.0	20.6	27.0	29.0
Orage noir - Pétrel	3.0	1.0	1.5	1.0	0.4	3.0	1.5	4.0	2.0	9.5	13.5	16.6
Pétrel d'orage	3.0	2.0	1.5	1.0	2.0	2.0	1.5	4.0	2.0	7.5	12.5	19.0

Nom commun	POP		AO	CCSpop		TS	BR	A S		Vulnérabilité de la population		
	BE	u		BE	u			BE	u	Basse	Moy	Haute
Le cormoran de Brandt	4.0	0.4	2.0	4.0	0.4	3.0	2.0	3.0	0.4	19.0	21.0	23.0
Cormoran à aigrettes	2.0	0.4	2.0	2.0	0.4	1.0	2.0	4.0	1.0	11.8	15.0	18.2
Cormoran pélagique	4.0	0.4	2.0	2.0	0.4	1.0	2.0	3.0	2.0	9.8	15.0	20.2
Pélican blanc américain	4.0	0.4	2.0	3.0	2.0	5.0	1.0	3.0	2.0	11.6	18.0	24.4
Pélican brun	4.0	1.0	2.0	3.0	1.0	5.0	1.5	5.0	1.0	18.0	22.5	25.5
Phalarope à cou rouge	1.0	0.4	1.5	4.0	1.0	1.0	1.0	1.0	2.0	7.5	9.0	12.9
Phalarope rouge	2.0	0.4	2.0	4.0	1.0	1.0	1.0	1.0	2.0	9.6	12.0	16.4
Skua polaire sud	5.0	0.4	1.5	2.0	2.0	1.0	1.0	5.0	0.4	11.7	14.0	17.0
Pomarine Jaeger	2.0	2.0	1.5	2.0	1.0	1.0	1.0	3.0	2.0	4.5	9.0	14.5
Jaeger le parasite	1.0	2.0	1.5	1.0	2.0	1.0	1.0	4.0	2.0	5.5	7.5	13.5
Jaeger à longue queue	1.0	2.0	1.5	1.0	2.0	1.0	1.0	4.0	2.0	5.5	7.5	13.5
Le Guillemot marmette	1.0	0.4	2.0	2.0	0.4	3.0	2.0	4.0	1.0	13.2	16.0	19.2
Pigeon Guillemot	4.0	0.4	2.0	2.0	0.4	1.0	2.0	4.0	2.0	11.8	17.0	20.2
Guillemot marbré	3.0	1.0	2.0	2.0	1.0	5.0	2.0	4.0	1.0	15.0	20.0	25.0
Le guillemot de Scripps	5.0	0.4	2.0	2.0	0.4	4.0	1.5	4.0	2.0	14.8	19.0	21.3
Le guillemot de Craveri	5.0	0.4	1.0	2.0	2.0	4.0	1.0	4.0	2.0	11.6	15.0	18.0
Le guillemot à l'ancienne	2.0	0.4	1.0	3.0	2.0	1.0	2.0	2.0	1.0	5.6	10.0	14.4
Le Starique de Cassin	1.0	1.0	2.0	2.0	1.0	3.0	2.0	3.0	2.0	8.0	14.0	21.0
Starique perroquet	2.0	0.4	1.5	1.0	2.0	1.0	1.0	4.0	2.0	6.1	8.5	12.9
Starique rhinocéros	2.0	0.4	2.0	2.0	1.0	3.0	2.0	4.0	1.0	12.6	17.0	21.4
Macareux moine	2.0	0.4	1.5	1.0	2.0	2.0	1.0	5.0	2.0	8.1	10.5	13.9
Macareux moine	1.0	1.0	1.5	2.0	1.0	5.0	2.0	5.0	2.0	13.5	19.0	21.5
Mouette tridactyle	1.0	0.4	1.5	2.0	0.4	1.0	1.0	4.0	2.0	6.4	9.0	11.0
La mouette de Sabine	3.0	0.4	1.5	2.0	0.4	1.0	1.0	3.0	2.0	7.0	10.0	13.0
La mouette de Bonaparte	4.0	1.0	2.0	4.0	2.0	1.0	1.0	3.0	2.0	9.0	16.0	21.0
La mouette de Heermann	3.0	0.4	2.0	3.0	2.0	2.0	1.0	3.0	2.0	7.6	14.0	20.4
Mew Gull	1.0	1.0	1.5	2.0	2.0	1.0	1.0	2.0	2.0	4.5	7.0	13.0

Goéland à bec cerclé	2.0	0.4	2.0	2.0	1.0	1.0	1.5	3.0	1.0	7.6	11.5	15.4
Mouette de l'Ouest	4.0	0.4	2.0	4.0	2.0	1.0	2.0	3.0	2.0	10.6	19.0	25.4
Mouette de Californie	3.0	0.4	2.0	3.0	1.0	1.0	1.5	3.0	2.0	9.1	14.5	19.9
Goéland argenté	1.0	1.0	2.0	2.0	1.0	1.0	1.0	3.0	2.0	5.0	9.0	14.0
La mouette de Thayer	5.0	0.4	2.0	2.0	2.0	1.0	1.0	3.0	2.0	8.6	13.0	19.0
Goéland leucophée	3.0	0.4	2.0	2.0	2.0	1.0	1.5	3.0	2.0	7.1	12.5	19.9
Les moins jeunes	5.0	0.4	1.5	2.0	1.0	5.0	2.0	4.0	2.0	15.1	21.0	24.5
Sterne à bec de goéland	4.0	1.0	1.5	1.0	1.0	3.0	1.0	4.0	2.0	9.5	12.5	16.0
Sterne caspienne	4.0	0.4	2.0	2.0	1.0	2.0	1.5	4.0	2.0	10.6	16.0	19.9
Sterne noire	2.0	2.0	1.0	1.0	2.0	3.0	1.0	3.0	2.0	6.0	9.0	15.0
Sterne pierregarin	2.0	1.0	1.5	1.0	1.0	2.0	1.0	4.0	1.0	7.5	9.5	13.0
Sterne arctique	2.0	0.4	1.5	2.0	1.0	1.0	1.0	4.0	2.0	6.1	10.0	12.9
La sterne de Forster	4.0	0.4	2.0	2.0	0.4	1.0	1.5	4.0	2.0	10.8	15.0	17.7
Sterne royale	4.0	0.4	2.0	1.0	1.0	1.0	1.5	4.0	2.0	9.6	13.0	16.9
La sterne élégante	5.0	0.4	1.5	3.0	2.0	2.0	1.5	4.0	2.0	11.1	17.5	22.0
Écumeur noir	4.0	0.4	2.0	2.0	0.4	3.0	1.5	4.0	2.0	12.8	17.0	19.7

Le niveau d'incertitude des valeurs a été déterminé par l'éventail des tailles de population et par la façon dont elles s'inscrivent dans les catégories 1 à 5 :

10 pour cent = Les valeurs publiées se situent dans une seule catégorie.

25 pour cent = Les valeurs publiées se situent dans deux fourchettes de catégories, mais la littérature la plus actuelle et (ou) la plus abondante soutient les valeurs de la fourchette choisie. Ou bien, les valeurs publiées se situent dans une seule fourchette de catégories, mais les sources documentaires sont limitées (moins de trois sources).

50 pour cent = Les valeurs publiées varient entre trois catégories ou plus, mais la littérature la plus récente et (ou) la plus abondante soutient les valeurs dans la fourchette choisie. Ou bien, les valeurs publiées se situent dans une ou deux fourchettes de catégories et les sources de littérature sont limitées (moins de trois sources).

#### Proportion de la population dans les CSC (CCSpop)

Pour la plupart des espèces, les estimations de la taille des populations locales ont été déterminées à l'aide de relevés en mer pour la Californie, l'Oregon et Washington, à la suite de l'enquête de Briggs et d'autres (1981, 1983, 1987, 1992). Pour certaines espèces, des données sur la taille des populations locales provenant d'American Bird Conservancy (2012), de Birdlife International (2014a) et d'autres sources ont également été utilisées (tableau A3 en annexe). La préférence a été donnée aux sources publiées plus récemment, en supposant qu'elles fournissent les estimations les plus récentes sur la taille des populations de CSC. Certaines estimations concernant les espèces qui se reproduisent dans la région du CSC sont des estimations de couples reproducteurs et ne tiennent pas compte des espèces qui ne se reproduisent pas ou qui flottent. Dans ces cas, le nombre de non-récidivistes contribuant à la taille de la population a été estimé et ajouté à l'estimation des couples reproducteurs. Par exemple, des estimations ont été données pour le nombre de couples reproducteurs de pétrels tempêtes dans la région du PSC (Sowls et autres, 1980 ; Spear et Ainley, 2007 ; Carter et autres, 2008). Spear et Ainley (2007) ont également estimé que 49 % des océanites

cul-blanc (*Oceanodroma leucorhoa*) en mer étaient des juvéniles ; nous avons donc multiplié par deux le nombre estimé d'océanites cul-blanc reproducteurs pour inclure les non-reproducteurs. Pour le Starique de Cassin (*Ptychoramphus aleuticus*), Manuwal (1972) a estimé une population flottante de 70% de non-reproducteurs en plus de la population reproductrice du sud-est de l'île Farallon ; par conséquent, 70% supplémentaires ont été ajoutés au nombre estimé de Stariques de Cassin reproducteurs pour représenter la taille totale de la population pour la région du CSC.

La taille de la population locale la mieux estimée a été divisée par la taille moyenne de la population mondiale estimée pour obtenir le pourcentage de la population qui se trouve dans le CSC. Pour certaines espèces (par exemple, le plongeon à bec jaune et l'albatros de Laysan), il n'existe pas de données permettant d'estimer la taille de la population locale, c'est pourquoi une estimation a été faite sur la base des avis des experts. Les valeurs numériques (1-5) correspondent aux valeurs numériques également utilisées par Robinson Willmott et d'autres (2013) et sont basées sur le pourcentage de la population présente dans le CSC (CCSpop) :

- 1 = <1 pour cent
- 2 = 1-33 pour cent
- 3 = 34-66 pour cent
- 4 = 67 à 99 pour cent
- 5 = >99 pour cent

Conformément aux méthodes de Robinson Willmott et autres (2013), nous avons également basé les incertitudes sur la variation entre les valeurs trouvées dans différentes sources :

- 10 pour cent = Les valeurs publiées se situent dans une seule catégorie.
- 25 pour cent = Les valeurs publiées se situent dans deux fourchettes de catégories, mais les valeurs les plus actuelles et (ou) les plus littéraires se situent dans une seule catégorie. Ou bien, les valeurs publiées se situent dans une seule catégorie, mais les sources de littérature sont minimales (moins de trois sources).
- 50 pour cent = Les valeurs publiées varient entre trois fourchettes de catégories, mais la plus courante et (ou) la plus littéraire soutient les valeurs dans la fourchette choisie. Ou bien, les valeurs publiées se situent dans une ou deux fourchettes de catégories et les données sont insuffisantes (moins de trois sources).

#### Occurrence annuelle (AO) dans le CCS

Le pourcentage total de temps qu'une espèce passe dans le CSC (recherche de nourriture, migration, repos) chaque année influencera la durée pendant laquelle les individus seront vulnérables

en collision avec l'OWEI dans la région. Les oiseaux de mer migrateurs et certains oiseaux marins de grande envergure de

en dehors du CSC ne sont présents dans le CSC que pendant une partie de l'année (par exemple, les Pink-footed

*Puffin* [*Puffinus creatopus*], Albatros à pieds noirs [*P. nigripes*], Plongeon du Pacifique [*Gavia pacifica*]). D'autres espèces se reproduisent dans la CSC et sont présentes toute l'année (par exemple, la cendrée-

Pétrel [*Oceanodroma homochroa*], Goéland occidental [*Larus occidentalis*] et Guillemot de Brünnich [*Synthliboramphus scrippsii*]). Cette variation de l'occurrence annuelle contribue à la proportion de

temps qu'une espèce se trouve dans le CCS (tout comme le CCSpop reflète la proportion d'individus trouvés dans le CCS).

Nous avons estimé le nombre de mois par an (Annual Occurrence, AO) que chaque espèce réside dans le CCS pour calculer la vulnérabilité de la population. Les données sur la présence annuelle ont été obtenues à partir des relevés aériens des oiseaux de mer de Briggs (Briggs et autres, 1981, 1983, 1987, 1992), des relevés aériens de l'USGS au large de la Californie du Sud (Mason et autres, 2007), des récents relevés PaCSEA de l'USGS au large de la Californie du Nord, de l'Oregon et du sud de l'État de Washington (Adams et autres, 2014), des observations d'eBird et d'autres sources (tableau A2 en annexe). Pour certaines espèces migratrices, le moment de la migration n'est pas bien connu et (ou) varie d'une année à l'autre ; c'est pourquoi nous avons utilisé une estimation prudente pour AO, à partir du moment où les premiers migrants arrivent dans le CCS, jusqu'au moment où les derniers migrants sont signalés comme ayant quitté le CCS. Bien que cela puisse donner une surestimation de l'OA pour certaines espèces, cette fourchette tient compte de la variation interannuelle du moment de la migration. Lorsque nous avons utilisé les observations d'eBird, nous n'avons pas compté les observations anormales pendant les périodes de l'année où l'espèce n'est pas habituellement présente dans le CCS, à l'exception des espèces qui sont toujours rares dans le CCS

(par exemple, l'Albatros à queue courte [*P. albatrus*] et le *Puffin* manqué [*P. puffinus*]) ; pour ces espèces, toutes les observations ont été comptées. Pour tenir compte de ces incertitudes et de la variation interannuelle, nous avons regroupé l'OA en trois valeurs :

- 1,0 = 1 à 4 mois dans le CCS chaque année
- 1,5 = 5 à 8 mois dans le CCS chaque année
- 2,0 = 9 à 12 mois dans le CCS chaque année.

Nous avons considéré l'AO comme un facteur de pondération (multiplié par le CCSpop) dans notre calcul de la vulnérabilité de la population.

### Statut de la menace (TS)

Le statut de menace des espèces de l'Union internationale pour la conservation de la nature (UICN) (Union internationale pour la conservation de la nature, 2014) et les listes nationales de statut de menace des U.S. Fish and Wildlife (U.S. Fish and Wildlife, 2008, 2014) ont été utilisées pour déterminer les valeurs du statut de menace (TS) pour chaque espèce. Lorsqu'elles étaient disponibles, les valeurs du statut de menace de l'USFWS Birds of Conservation Concern (U.S. Fish and Wildlife, 2012), de la loi californienne sur les espèces menacées (California Department of Fish and Wildlife, 2015), de la liste des espèces d'oiseaux préoccupantes du California Department of Fish and Wildlife (BSSC ; Shuford et Gardali, 2008), du Department of Fish and Wildlife de l'Oregon (2014) et des espèces sensibles de l'État et des espèces candidates de l'État du Washington Department of Fish and Wildlife (2015) ont également été évaluées (tableau A4 en annexe).

Les valeurs du statut de menace sont les suivantes :

Union internationale pour la conservation de la nature (Union internationale pour la conservation de la nature, 2014) :

- 1 = Préoccupation mineure
- 2 = Presque menacé
- 3 = Vulnérable

- 4 = En danger
- 5 = Critique

la liste nationale des menaces du U.S. Fish and Wildlife Service (U.S. Fish and Wildlife Service, 2014) et Birds of Conservation Concern (U.S. Fish and Wildlife Service, 2008) :

- 1 = Pas de classement
- 2 = Région du Pacifique (Bird of Conservation Concern [BCC], U.S. Fish et Wildlife Service, 2005)
- 3 = Espèces candidates
- 4 = Menacé
- 5 = En danger

California Endangered Species Act (California Department of Fish and Wildlife, 2015) et Bird Species of Special Concern (BSSC, Shuford et Gardali, 2008) :

- 1 = Pas de classement
- 2 = Espèces d'oiseaux préoccupantes (BSSC), "*Taxons à observer*".
- 3 = Espèces d'oiseaux préoccupantes (BSSC)
- 4 = Espèces menacées
- 5 = Espèces menacées d'extinction

Oregon Department of Fish and Wildlife Sensitive, Threatened, or Endangered Species (Oregon Department of Fish and Wildlife, 2014) :

- 1 = Pas de classement
- 2 = Espèces sensibles vulnérables
- 3 = Espèces sensibles critiques
- 4 = Espèces menacées
- 5 = Espèces menacées d'extinction

Washington Department of Fish and Wildlife (2015) State Sensitive Species and State Candidate Species) :

- 1 = Espèces surveillées
- 2 = Espèces sensibles
- 3 = Espèces candidates
- 4 = Espèces menacées
- 5 = Espèces menacées d'extinction

Parmi ces cinq sources, la plus grande valeur TS a été choisie pour chaque espèce (tableau A4 en annexe). Plus précisément, pour les espèces qui migrent via le CSC mais se reproduisent dans un autre pays, nous avons pris en compte les valeurs TS de tous les pays où le statut de menace de l'espèce a été évalué (par exemple, le Canada, le Mexique, le Chili, la Nouvelle-Zélande et le Japon) ; la valeur la plus élevée a été choisie pour calculer la vulnérabilité de la population. Par exemple, le puffin à pieds roses se reproduit sur trois petites îles au large des côtes chiliennes et une partie de la population adulte hiverne dans le Pacifique Nord, au large du Mexique, des États-Unis et du Canada. L'USFWS, la Californie, l'Oregon et l'État de Washington attribuent au puffin à pieds roses la valeur la plus basse du statut de menace (TS = 1). Il est classé comme vulnérable par l'UICN et le

gouvernement canadien (TS = 3), et comme protection spéciale par le gouvernement mexicain (TS = 2) (Comité sur le statut des espèces menacées au Canada, 2004 ; Ministerio del Medio Ambiente, 2012 ; Union internationale pour la conservation de la nature, 2014). Cependant, au Chili, où les puffins se reproduisent, ils sont considérés comme étant en danger (TS = 4, Flores, 2010). C'est pourquoi nous avons donné aux puffins à pieds roses une valeur TS de 4 (en danger). Cette méthode a établi une valeur TS basée sur le champ géographique et écologique considéré comme pertinent pour l'espèce, par opposition à une valeur basée sur un statut limité par des frontières géopolitiques (Hyrenbach et autres, 2000 ; Nevins et autres, 2009).

Toutes les espèces ont été évaluées au cas par cas afin de déterminer la méthode la plus appropriée pour attribuer une valeur TS. Par exemple, le pétrel tempête de Leach a trois sous-espèces identifiées au Mexique (Flores, 2010). Deux de ces sous-espèces sont classées comme menacées (TS = 3) et une sous-espèce est en danger (TS = 4). Il n'est pas clair dans quelle mesure ces sous-espèces d'océanites cul-blanc sont présentes dans le PCC, mais leur statut de menace dans leurs zones de reproduction est pertinent à prendre en compte lors de l'attribution de leur TS dans le PCC ; par conséquent, nous considérons que l'océanite cul-blanc a un statut de menace plus élevé (TS = 3, Menacé) que celui indiqué par l'UICN (TS = 1) et l'USFWS (TS = 2).

### Score d'élevage (BR)

Étant donné que les facteurs de mortalité qui touchent les reproducteurs adultes ont des effets disproportionnés sur la croissance intrinsèque de la population, la vulnérabilité potentielle de la population d'un oiseau qui cherche à nourrir ses petits est exacerbée pour de multiples raisons. Premièrement, si une collision est fatale pour l'oiseau adulte en incubation ou en élevage, elle sera probablement aussi fatale pour ses œufs ou ses jeunes. Deuxièmement, la perturbation des liens entre les couples à long terme et efficaces chez les oiseaux de mer adultes reproducteurs peut avoir des effets négatifs sur la reproduction (Bradley et autres, 1990 ; Mills et Ryan ; 2005 ; Sanchez-Macouzet et autres, 2014). Enfin, pendant l'élevage des poussins, les oiseaux reproducteurs peuvent effectuer plusieurs voyages de recherche de nourriture par jour, ce qui augmenterait leur vulnérabilité potentielle aux collisions et aux déplacements. C'est pourquoi nous avons intégré le score de reproduction (BR) dans la vulnérabilité de la population comme facteur de pondération pour la mesure de la survie des adultes (AS). Si une espèce fourrage pour nourrir ses petits dans le CCS, son BR compte pour deux fois plus qu'un oiseau non reproducteur (tableau A5 en annexe). Nous avons pris en compte la probabilité que chaque espèce se reproduise et fourrage pour élever ses petits dans le CCS et avons attribué une note de reproduction suivant Robinson Willmott et autres (2013) :

1,0 = Il est peu probable que l'espèce soit en train de fouiller pour nourrir les jeunes dans le CSC

1,5 = Certains individus de l'espèce vont chercher des jeunes dans le CSC

2,0 = L'espèce est connue pour s'alimenter régulièrement pour nourrir les jeunes dans le CCS.

### Survie des adultes (AS)

Le taux de survie annuel des adultes est révélateur des caractéristiques du cycle de vie des oiseaux (Saether et autres, 1996). Les espèces ayant un taux de survie plus élevé seront plus touchées par la mortalité due aux collisions avec les parcs éoliens (Desholm, 2009). Nous avons examiné les taux de survie annuels des adultes pour chaque espèce. Lorsque plusieurs taux étaient disponibles pour une espèce donnée, nous avons utilisé les données les plus récentes et (ou) les plus pertinentes au niveau local (tableau A6 en annexe). Dans les cas où aucun taux de survie ou autre

information sur le cycle de vie n'était disponible pour une espèce, les données sur le taux de survie d'une espèce similaire ont été utilisées. L'incertitude sur les valeurs de survie des adultes a également été évaluée. Nos classifications des valeurs de survie des adultes (AS) et des plages d'incertitude sont conformes à celles de Robinson Willmott et autres (2013) :

- 1 = <0.75
- 2 = 0.75–0.80
- 3 = 0.81–0.85
- 4 = 0.86–0.90
- 5 = >0.90

Le niveau d'incertitude des valeurs de survie des adultes a été déterminé par la gamme des valeurs déclarées et par la façon dont elles s'inscrivent dans les catégories 1 à 5 :

10 pour cent = La variation des valeurs publiées se situe dans une fourchette d'une catégorie.

25 pour cent = La variation des valeurs publiées relève de deux catégories, la plus récente et (ou) la plus importante soutenant la catégorie choisie. Ou bien, les valeurs publiées appartiennent à une catégorie mais ne sont pas bien étayées dans la littérature (moins de trois sources).

50 pour cent = La variation des valeurs publiées se situe dans trois catégories ou plus avec les données les plus récentes et (ou) les plus nombreuses à l'appui de la catégorie choisie, les valeurs publiées se situent dans une ou deux catégories mais ne sont pas bien étayées dans la littérature (moins de trois sources), ou les valeurs sont basées sur des données provenant d'espèces similaires.

### Vulnérabilité aux collisions

La modélisation des risques de collision entre les éoliennes et les oiseaux a été utilisée pour évaluer la probabilité que les oiseaux entrent en collision avec les éoliennes. Ces modèles de risque de collision peuvent être complexes et intégrer des caractéristiques de vol détaillées, la morphologie des oiseaux, des observations visuelles et radar, des caractéristiques du paysage, les dimensions des éoliennes et d'autres facteurs. Certains modèles de risque de collision sont spécifiques à un site (par exemple, Villegas-Patracca et autres, 2014), tandis que d'autres peuvent être appliqués à divers endroits (Tucker, 1996 ; Desholm et Kahlert, 2005 ; Band, 2012 ; Cook et autres, 2012 ; Johnston et autres, 2014). Certains facteurs couramment utilisés dans la modélisation du risque de collision (par exemple, les caractéristiques des turbines spécifiques à un site) n'ont pas été inclus dans notre étude ; par conséquent, nous avons sélectionné des paramètres pour calculer la vulnérabilité aux collisions qui étaient basés sur les facteurs écologiques les plus courants utilisés dans la modélisation du risque de collision.

La capacité d'un oiseau à manœuvrer autour d'une éolienne (c'est-à-dire à l'éviter) est l'un des facteurs les plus importants pour évaluer la vulnérabilité aux collisions et a été au centre des études post-construction sur les sites des parcs éoliens existants (Desholm et Kahlert, 2005 ; Blew et autres, 2008 ; Desholm, 2009 ; Krijgsveld et autres, 2009 ; Krijgsveld et autres, 2011 ; Cook et autres, 2012 ; Plonczkier et Simms, 2012 ; Vanermen et autres, 2013 ; Cook et autres, 2014). Deux types de comportement d'évitement des oiseaux ont été reconnus : le macro-évitement et le micro-évitement. La macro-évitement fait référence à la capacité d'un oiseau à changer de trajectoire de vol pour éviter complètement de pénétrer dans une zone de parc éolien. La micro-évitement fait référence à la manœuvre aiguë nécessaire pour éviter une collision lors du passage dans une zone d'énergie éolienne (Band, 2012 ; Cook et autres, 2012). La micro-évitement pourrait également être décrit comme "l'évitement à l'intérieur d'un parc éolien", qui comprend les manœuvres instantanées de dernière minute effectuées par les oiseaux pour éviter les pales des éoliennes (également appelé

micro-évitement par Cook et autres, 2014) et des mesures d'évitement plus générales prises par les oiseaux une fois qu'ils traversent déjà la zone d'énergie éolienne (appelé méso-évitement par Cook et autres, 2014).

Contrairement aux analyses de vulnérabilité similaires de Garthe et Hüppop (2004), Furness et Wade (2012), et Furness et autres (2013), nous n'avons pas utilisé la micro-évitement comme mesure distincte pour calculer la vulnérabilité aux collisions. Les raisons de cette décision sont expliquées ci-dessous.

Garthe et Hüppop (2004), Furness et Wade (2012), et Furness et autres (2013) ont utilisé une valeur subjective de la manœuvrabilité en vol pour estimer la micro-évitement à l'OWEI. Cependant, des études récentes ont montré que la manœuvrabilité n'est pas directement corrélée à la micro-évitement et que les facteurs spécifiques aux espèces qui contribuent à la micro-évitement sont complexes. Bien que les variables liées à la morphologie et aux styles de vol des oiseaux, en particulier la charge alaire et le rapport d'aspect, aient été positivement corrélées avec les taux de collision sur les sites des parcs éoliens terrestres (Bevanger, 1994 ; Janss, 2000 ; de Lucas et autres, 2004 ; Herrera-Alsina et autres, 2013 ; Marques et autres, 2014), ces corrélations dépendent également du temps et de la topographie. Par exemple, les vautours (dont la charge alaire est supérieure à celle des autres espèces de rapaces) sont plus susceptibles d'entrer en collision avec des éoliennes par vent faible, lorsque les vautours ont moins de courant ascendant pour les maintenir au dessus du sol (Barrios et Rodríguez, 2004 ; de Lucas et autres, 2008). Herrera-Alsina et d'autres (2013) ont constaté que bien que les passereaux ayant une charge alaire plus importante soient plus susceptibles de voler dans la zone de balayage du rotor (ZRS), les oiseaux plus petits ayant une charge alaire moindre sont plus susceptibles de heurter les éoliennes. Herrera-Alsina et d'autres (2013) ont conclu que la corrélation entre la charge alaire et le taux de collision était davantage liée à la stratégie de recherche de nourriture qu'à la maniabilité. D'autres études ont également révélé que les différences interspécifiques en matière de micro-évitement variaient en fonction du style de vol, de la morphologie, de l'utilisation de l'habitat et de la période de l'année (Peterson et al., 2006 ; Band, 2012 ; Furness et Wade, 2012 ; Furness et al., 2013 ; Robinson Willmott et al., 2013 ; Marques et al.)

Dans leur étude sur l'observation des oies à pied rose (*Anser brachyrhynchus*) à l'aide du radar des parcs éoliens Lynn et Inner Dowsing, Plonczkier et Simms (2012) ont constaté que plus de 90 % des oies qui traversaient la zone de l'OWEI présentaient un comportement de micro-évitement en volant plus haut que la ZRS. Les résultats des radars de Peterson et d'autres (2006) ont indiqué que lorsque les oiseaux entraient dans la zone du parc éolien, ils changeaient de direction pour en sortir le plus rapidement possible. De même, très peu d'oiseaux ont été observés volant parmi les éoliennes des parcs éoliens de Nysted et Horns Rev, et seulement 7 % des oiseaux observés volant dans la zone du parc éolien volaient dans la ZRS (Krijgsveld et autres, 2011). D'après ces études, pendant la journée et dans des conditions observables, le comportement de micro-évitement de la plupart des espèces sur les sites de l'OWEI était proche de 100 %.

Sur la base des résultats des études décrites ci-dessus, nous reconnaissons que la micro-évitement peut varier selon les espèces, et que cette variabilité dépend de la maniabilité, de la morphologie, de l'utilisation de l'habitat et des facteurs environnementaux d'une espèce. Avec les informations actuellement disponibles, nous ne pouvons pas quantifier efficacement la micro-évitement spécifique à une espèce associée à l'OWEI et n'avons donc pas encore intégré la micro-évitement dans notre estimation de la vulnérabilité aux collisions.

Les hauteurs de vol spécifiques à chaque espèce sont également importantes pour estimer la vulnérabilité aux collisions. Les données sur les hauteurs de vol ont été limitées dans les précédentes évaluations de la vulnérabilité aux collisions sur les sites de l'OWEI (Garthe et Hüppop, 2004 ; Desholm, 2009 ; Furness et Wade, 2012 ; Furness et autres, 2013 ; Robinson Willmott et autres, 2013). Des études récentes utilisant différentes méthodes d'enquête (par exemple, des enquêtes sur les bateaux avant la construction du parc éolien, des données enregistrées par GPS et radar, et des observations de plates-formes sur les sites OWEI

terminés) ont amélioré notre compréhension de la hauteur de vol (Cook et autres, 2012 ; Bradbury et autres, 2014 ; Corman et Garthe, 2014 ; Ainley et autres, 2015).

Nous avons utilisé l'activité de vol diurne et nocturne, la hauteur de vol (définie comme le temps passé dans la zone de balayage du rotor), et la macro-évitement pour calculer la vulnérabilité aux collisions. La vulnérabilité aux collisions (éq. 4) est modifiée à partir des équations utilisées par Furness et Wade (2012), Furness et autres (2013), Garthe et Hüppop (2004), et Robinson Willmott et autres (2013) :

$$\text{Vulnérabilité aux collisions} = \frac{(2 \times \text{NFA} \pm \text{NFA}u) + (\text{DFA} \pm \text{DFA}u)}{3} + (\text{RSZ}t \pm \text{RSZ}tu) + (\text{MA} \pm \text{MA}u),$$

où,

NFA = Activité de vol nocturne

DFA = Activité de vol diurne

RSZt = Pourcentage de temps passé dans la zone de balayage du rotor

MA = Macro-Avitement

$u$  = incertitude (incertitude sur l'activité de vol nocturne et diurne, pourcentage de temps passé dans la zone de balayage du rotor et incertitude sur la macro-évitement).

Toutes les mesures de vulnérabilité aux collisions sont décrites ci-dessous.

#### Activité de vol nocturne (NFA) et activité de vol diurne (DFA)

Le temps qu'une espèce passe en vol à différents moments de la journée a été associé à sa vulnérabilité aux collisions (Krijgsveld et autres, 2009 ; Band, 2012 ; Marques et autres, 2014). En outre, le comportement d'évitement de l'OWEI peut différer pendant les périodes diurnes et nocturnes pour certaines espèces d'oiseaux (Desholm et Kahlert, 2005 ; Peterson et autres, 2006). Nous avons inclus l'activité de vol nocturne (NFA) et l'activité de vol diurne (DFA) dans notre estimation de la vulnérabilité aux collisions. Pour quantifier l'activité de vol, nous avons calculé la moyenne pondérée des NFA et des DFA, de sorte que les NFA avaient deux fois plus de poids que les DFA parce que nous avons supposé que les oiseaux sont confrontés à un risque de collision plus important lorsqu'ils volent la nuit (Marques et autres, 2014 ; Hüppop et autres, 2016).

Certains oiseaux marins (par exemple, les plongeurs, les grèbes et les macreuses) sont moins susceptibles de migrer par le CSC la nuit ou pendant les périodes de mauvais temps (Peterson et al., 2006). D'autres espèces d'oiseaux marins maintiennent leur vol pendant la migration et passent peu ou pas de temps à se reposer sur l'eau ou à chercher de la nourriture (del Hoyo et al., 1992). Nous avons utilisé des informations provenant des comptes des Oiseaux d'Amérique du Nord, de précédentes évaluations de la vulnérabilité de l'OWEI (Garthe et Hüppop, 2004 ; Furness et Wade, 2012 ; Furness et autres, 2013 ; Robinson Willmott et autres, 2013), ainsi que d'autres sources pour estimer le pourcentage de temps que chaque espèce passe en vol pendant les périodes de jour et de nuit (tableau A7 en annexe). Certaines espèces (par exemple, certains alcidés et pélicans) retournent à leur nid et à leur site de perchage pendant les périodes crépusculaires (del Hoyo et autres, 1996). Comme la visibilité des obstacles en vol pendant les périodes crépusculaires est plus comparable à la visibilité de nuit qu'à celle de jour (Stienen et al., 2007), nous avons inclus les périodes crépusculaires dans la nuit pour les besoins de cette mesure.

Les données sur l'activité de vol nocturne et diurne étaient rares pour la plupart des espèces ; les catégories numériques représentent donc une gamme de valeurs. Comme pour les autres mesures, nous indiquons une valeur d'incertitude associée à chaque valeur. La plage de valeurs utilisée pour NFA et DFA suit celles établies par Robinson Willmott et autres (2013) et représente des intervalles égaux entre 0 et 100 pour cent du temps passé à voler de jour ou de nuit :

- 1 = 0-20 pour cent
- 2 = 21-40 pour cent
- 3 = 41-60 pour cent
- 4 = 61-80 pour cent
- 5 = 81-100 pour cent

Les catégories NFA et DFA représentent une gamme de valeurs ; nous avons donc interprété l'incertitude (NFAu et DFAu) comme suit :

10 pour cent = Les valeurs publiées se situent dans une fourchette de catégories. Les données proviennent de plusieurs sources.

25 pour cent = Les valeurs publiées se situent dans une fourchette de deux catégories, les valeurs les plus récentes et (ou) les plus nombreuses dans une catégorie et (ou) les valeurs publiées sont insuffisantes (moins de trois sources).

50 pour cent = Les valeurs publiées se situent dans plus de deux fourchettes de catégories, les valeurs les plus récentes et (ou) les plus nombreuses dans une catégorie, les valeurs publiées sont insuffisantes (moins de trois sources), ou aucune donnée n'est disponible pour cette espèce ; les valeurs sont donc basées sur des valeurs d'espèces similaires.

#### Pourcentage du temps passé dans la zone de balayage du rotor (RSZt)

Le temps qu'un oiseau passe à voler à la même hauteur que la zone de balayage des pales de la turbine influencera sa probabilité de collision. Nous avons évalué de nouvelles données sur les hauteurs de vol des oiseaux de mer au Royaume-Uni (Bradbury et autres, 2014) et dans le Pacifique Est (Ainley et autres, 2015) afin d'étayer nos estimations du pourcentage de temps que chaque espèce passe à voler à la hauteur de la zone de balayage du rotor (RSZt ; tableau A8 en annexe). Des travaux antérieurs ont fixé la limite inférieure de la ZRS à 20 m, mais des travaux publiés plus récemment (Ainley et autres, 2015) ont fixé la limite inférieure de la ZRS à 10 m pour leur analyse qui a inclus les oiseaux de mer dans le CSC. Nous avons défini la ZRS à 10-200 m au-dessus de l'océan pour tenir compte des informations provenant de toutes les études. Même avec les valeurs publiées récemment, nous avons constaté une grande variation des valeurs de hauteur de vol rapportées, en particulier pour les oiseaux qui passent plus de 20 % de leur temps dans la ZRS. Par exemple, nous présentons ci-dessous les valeurs publiées pour le temps que les Goélands argentés (*L. smithsonianus*) passent à voler à l'intérieur de la hauteur de la ZRS (10-200 m au-dessus de l'eau) :

- |                 |                                     |
|-----------------|-------------------------------------|
| 48 pour cent    | - Ainley et autres, 2015            |
| 28 pour cent    | - Cook et autres, 2012              |
| 35 pour cent    | - Meubles et autres, 2013           |
| 20 pour cent    | - Johnston et autres, 2014          |
| 35 pour cent    | - Bradbury et autres, 2014          |
| 13-50 pour cent | - Robinson Willmott et autres, 2013 |

Afin de mieux tenir compte de la grande variabilité des estimations du pourcentage de temps passé dans la ZRS, nous avons regroupé les valeurs de la ZRSt en trois catégories (au lieu de 5). Pour maintenir la plage des valeurs métriques entre 1 et 5, les valeurs de la catégorie ont été fixées à 1, 3 et 5 (comme Robinson Willmott et autres, 2013) :

- 5 = >20 pour cent
- 3 = 5-20 pour cent
- 1 = <5 pour cent

Les catégories RSZt représentent une gamme de valeurs ; par conséquent, nous avons interprété l'incertitude (RSZtu) comme suit :

10 pour cent = Les valeurs publiées se situent dans une fourchette de catégories. Les données proviennent de plusieurs sources.

25 pour cent = Les valeurs publiées se situent dans deux fourchettes de catégories, la plus récente et (ou) la

la plupart des valeurs dans une plage de catégories et (ou) des données se situent dans une plage de catégories mais ne sont représentées que par quelques sources (moins de trois sources).

50 pour cent = Les valeurs publiées se situent dans deux ou plusieurs fourchettes de catégories, les valeurs les plus récentes et (ou) les plus nombreuses dans une même fourchette de catégories, les données sont insuffisantes (moins de trois sources), ou sont basées sur des données provenant d'espèces similaires.

#### Macro-évitement (MA)

Les analyses post-construction des effets de l'OWEI sur certaines espèces d'oiseaux ont permis d'accroître nos connaissances en matière d'évitement des oiseaux de mer (Desholm et Kahlert, 2005 ; Peterson et autres, 2006 ; Larsen et Guillemette, 2007 ; Blew et autres, 2008 ; Desholm, 2009 ; Krijgsveld et autres, 2009 ; Krijgsveld et autres, 2011 ; Cook et autres, 2012 ; Plonczkier et Simms, 2012 ; Vanermen et autres, 2013 ; Cook et autres, 2014). Nous avons examiné les données de macro-évitement recueillies à partir d'observations visuelles et radar sur les sites existants de l'OWEI afin de déterminer la macro-évitement (MA) pour les espèces cibles ou, lorsque les données n'étaient pas disponibles, pour les espèces écologiquement équivalentes ou similaires dans le PSC (tableau A9 de l'annexe).

En plus de l'évitement, on craint que certaines espèces soient attirées par l'OWEI pour se percher ou se nourrir. On a constaté que les puffins, les fulmars et les océanites cul-blanc sont attirés par la disponibilité accrue des proies associées aux plateformes pétrolières (Baird, 1990 ; Burke et autres, 2012). Des goélands, des cormorans, des plongeurs et des pélicans ont été observés dans les habitats de perchage des plateformes pétrolières et gazières (Ronconi et al., 2014). Des études indiquent également que les alcidés, les puffins, les océanites cul-blanc et les canards marins peuvent être attirés par l'éclairage des plateformes pétrolières et gazières la nuit (Wiese et al., 2001 ; Burke et al., 2012 ; Ronconi et al., 2014). Les observations post-construction à Nysted, Horns Rev, Thorntonbank, et Bligh Bank OWEI en mer du Nord ont indiqué une légère augmentation du nombre de goélands, sternes et cormorans après la construction, en particulier parmi les turbines périphériques et au sein de l'OWEI lorsque les turbines étaient éteintes (Peterson et autres, 2006 ; Vanermen et autres, 2013, 2014). Les goélands, les sternes et les cormorans pourraient être attirés par l'OWEI pour se percher, se nourrir en un lieu central ou pour faciliter la recherche de nourriture associée aux effets de "récifs artificiels" créés par les empilements de turbines ou d'autres infrastructures sous-marines (Peterson et al., 2006 ; Vanermen et al., 2013, 2014). Dans le cadre du CSC, les goélands

(principalement le goéland argenté) représentaient 90 % des espèces attirées par l'éclairage des plateformes pétrolières dans le canal de Santa Barbara au large de la Californie du Sud (Hamer et al., 2014). Les caractéristiques spécifiques de l'OWEI, notamment la quantité de lumière sur une plate-forme, la distance entre les turbines sur le site, les conditions météorologiques et la distance par rapport à la terre, contribuent au niveau d'attraction des oiseaux pour l'OWEI (Cook et autres, 2012 ; Marques et autres, 2014 ; Vanermen et autres, 2014). Pour notre évaluation, il n'existe pas suffisamment d'informations sur l'attraction vers l'OWEI pour inclure l'attraction vers l'OWEI comme une mesure séparée pour toutes les espèces considérées ; par conséquent, nous avons incorporé l'attraction potentielle comme une contribution négative à la macro-évitement.

Nous avons estimé l'AM en pourcentage et attribué une fourchette de notes (1-5) correspondant à l'évitement de l'OWEI. Une MA plus élevée indique un risque de collision plus faible (conformément à Robinson Willmott et autres, 2013) ; par conséquent, pour le calcul de la vulnérabilité aux collisions, nous avons attribué une valeur moindre à l'évitement :

- 1 = >40 % d'évitement
- 2 = 30 à 40 % d'évitement
- 3 = 18-29 % d'évitement
- 4 = 6 à 17 % d'évitement
- 5 = 0 à 5 % d'évitement

Pour les espèces considérées comme ayant le potentiel d'être attirées par l'OWEI, leur score de MA a été augmenté de un. Avec l'augmentation des études post-construction à l'OWEI en Europe, nous avons examiné et intégré les données de plus d'études sur la macro-évitement que celles qui étaient disponibles auparavant (Garthe et Hüppop, 2004 ; Furness et Wade, 2012 ; Furness et autres, 2013) ; cependant, il existe encore beaucoup d'incertitudes dans l'estimation de la macro-évitement. Les fourchettes d'incertitude de la macro-évitement (MAu) étaient similaires à celles de Robinson Willmott et autres (2013) :

- 10 % = Les valeurs publiées se situent dans une seule catégorie et les données proviennent de plusieurs sources.
- 25 pour cent = Les valeurs publiées se situent dans deux fourchettes de catégories, les valeurs les plus récentes et (ou) les plus nombreuses se situant dans une fourchette de catégories et (ou) les données ne sont pas bien étayées dans la littérature (moins de trois sources).
- 50 pour cent = Les valeurs publiées se situent dans deux ou plusieurs fourchettes de catégories dont la plus courante et (ou) la plus importante se situe dans une seule fourchette de catégories, sont largement variables dans la littérature publiée uniquement (moins de trois sources), ou sont basées sur des données provenant d'espèces similaires.

#### Vulnérabilité des populations aux collisions (PCV)

Pour créer un score de *vulnérabilité de la population aux collisions* (PCV, éq. 1), nous avons multiplié la vulnérabilité aux collisions (éq. 4, tableau 5) par la vulnérabilité de la population (éq. 3, tableau 4) pour chaque espèce. La vulnérabilité de la *population aux collisions* représente un score combiné de vulnérabilité aux collisions qui tient compte de la vulnérabilité de la population de l'espèce dans le CSC. Pour tenir compte de l'incertitude des scores de vulnérabilité aux collisions, les scores d'incertitude supérieurs de la vulnérabilité aux collisions et les scores d'incertitude supérieurs de la vulnérabilité de la population ont été

multipliés ensemble, tout comme les scores d'incertitude inférieurs de la vulnérabilité aux collisions et les scores d'incertitude inférieurs de la vulnérabilité de la population.

**Tableau 5.** Valeurs et incertitudes pour chaque mesure dans le calcul de la vulnérabilité aux collisions et notes de vulnérabilité aux collisions pour toutes les espèces.

[NFA, activité de vol nocturne ; DFA, activité de vol diurne ; activité de vol pondérée, moyenne pondérée de NFA et DFA ; RSZt, pourcentage de temps passé dans la zone de balayage du rotor ; MA, macro-évitement ; *u*, valeur d'incertitude ( $\pm$ )]

Nom commun	NFA		DFA		Activité de vol pondérée			RSZt		MA		Vulnérabilité aux collisions			
	BE	<i>u</i>	BE	<i>u</i>	bas	haut	se	moy	e	BE	<i>u</i>	BE	<i>u</i>	bass	moy
Brant	1.0	2.0	1.0	2.0	1.0	1.0	3.0	5.0	1.0	1.0	1.0	1.0	6.0	7.0	10.0
Harleyeur commun	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	2.0	5.0	2.0	2.0	2.0	2.0	5.0	8.0	11.0
Harle bièvre à poitrine rousse	1.0	0.4	1.0	0.4	1.0	1.0	1.4	5.0	2.0	2.0	2.0	2.0	5.0	8.0	10.4
Canard arlequin	5.0	2.0	5.0	2.0	3.0	5.0	5.0	1.0	2.0	1.0	1.0	1.0	5.0	7.0	10.0
Surf Scoter	3.0	1.0	3.0	2.0	1.7	3.0	4.3	3.0	2.0	1.0	1.0	1.0	3.7	7.0	11.3
Macreuse à ailes blanches	3.0	1.0	3.0	1.0	2.0	3.0	4.0	3.0	2.0	1.0	1.0	1.0	4.0	7.0	11.0
Macreuse noire	3.0	2.0	3.0	2.0	1.0	3.0	5.0	3.0	1.0	1.0	1.0	1.0	4.0	7.0	11.0
Canard à longue queue	4.0	2.0	3.0	1.0	2.0	3.7	4.7	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	4.0	5.7	8.7
Plongeon catmarin	1.0	1.0	2.0	1.0	1.0	1.3	2.3	3.0	2.0	1.0	0.4	0.4	3.0	5.3	8.7
Plongeon du Pacifique	1.0	2.0	3.0	2.0	1.0	1.7	3.7	1.0	2.0	1.0	0.4	0.4	3.0	3.7	8.1
Plongeon huard	1.0	2.0	2.0	2.0	1.0	1.3	3.3	1.0	2.0	1.0	0.4	0.4	3.0	3.3	7.7
Plongeon à bec jaune	1.0	2.0	2.0	2.0	1.0	1.3	3.3	1.0	2.0	1.0	0.4	0.4	3.0	3.3	7.7
Grèbe à cornes	3.0	2.0	2.0	2.0	1.0	2.7	4.7	3.0	2.0	1.0	2.0	2.0	3.0	6.7	12.7
Grèbe à cou rouge	3.0	2.0	1.0	2.0	1.0	2.3	4.3	3.0	2.0	1.0	2.0	2.0	3.0	6.3	12.3
Grèbe à oreilles	3.0	2.0	1.0	2.0	1.0	2.3	4.3	3.0	2.0	1.0	2.0	2.0	3.0	6.3	12.3
Grèbe de l'Ouest	3.0	2.0	1.0	2.0	1.0	2.3	4.3	3.0	2.0	1.0	2.0	2.0	3.0	6.3	12.3
Grèbe de Clark	3.0	2.0	1.0	2.0	1.0	2.3	4.3	3.0	2.0	1.0	2.0	2.0	3.0	6.3	12.3
Albatros de Laysan	4.0	1.0	4.0	2.0	2.7	4.0	5.0	3.0	2.0	1.0	2.0	2.0	4.7	8.0	13.0
Albatros à pieds noirs	4.0	1.0	4.0	2.0	2.7	4.0	5.0	3.0	2.0	1.0	2.0	2.0	4.7	8.0	13.0
Albatros à queue courte	3.0	2.0	4.0	2.0	1.3	3.3	5.0	3.0	2.0	1.0	2.0	2.0	3.3	7.3	13.0

Nom commun	NFA		DFA		Activité de vol pondérée			RSZt		MA		Vulnérabilité aux collisions		
	BE	u	BE	u	basse	moy	haut	BE	u	BE	u	basse	moy	haut
Fulmar du Nord	4.0	1.0	2.0	1.0	2.3	3.3	4.3	1.0	0.4	1.0	1.0	4.3	5.3	7.7
Pétrel de Murphy	5.0	2.0	5.0	2.0	3.0	5.0	5.0	1.0	2.0	1.0	1.0	5.0	7.0	10.0
Pétrel tacheté	3.0	2.0	5.0	2.0	1.7	3.7	5.0	1.0	2.0	1.0	2.0	3.7	5.7	11.0
Pétrel hawaïen	3.0	2.0	5.0	2.0	1.7	3.7	5.0	1.0	2.0	1.0	2.0	3.7	5.7	11.0
Pétrel de Cook	4.0	2.0	5.0	2.0	2.3	4.3	5.0	1.0	2.0	1.0	2.0	4.3	6.3	11.0
Puffin à pieds roses	3.0	2.0	3.0	2.0	1.0	3.0	5.0	1.0	2.0	1.0	2.0	3.0	5.0	11.0
Puffin à pieds de chair	3.0	2.0	4.0	2.0	1.3	3.3	5.0	1.0	2.0	1.0	2.0	3.3	5.3	11.0
Puffin de Buller	3.0	2.0	3.0	2.0	1.0	3.0	5.0	1.0	2.0	1.0	2.0	3.0	5.0	11.0
Puffin fuligineux	3.0	1.0	3.0	1.0	2.0	3.0	4.0	1.0	0.4	1.0	1.0	4.0	5.0	7.4
Puffin à queue courte	3.0	2.0	3.0	2.0	1.0	3.0	5.0	1.0	2.0	1.0	2.0	3.0	5.0	11.0
Puffin mannois	3.0	1.0	3.0	1.0	2.0	3.0	4.0	1.0	2.0	1.0	1.0	4.0	5.0	9.0
Puffin à ventre noir	3.0	2.0	3.0	2.0	1.0	3.0	5.0	1.0	2.0	1.0	2.0	3.0	5.0	11.0
L'Océanite de Wilson	4.0	1.0	3.0	1.0	2.7	3.7	4.7	1.0	2.0	1.0	1.0	4.7	5.7	9.7
Pétrel tempête à queue fourchue	4.0	2.0	3.0	2.0	1.7	3.7	5.0	1.0	2.0	1.0	2.0	3.7	5.7	11.0
Pétrel tempête de Leach	4.0	1.0	3.0	1.0	2.7	3.7	4.7	1.0	0.4	1.0	1.0	4.7	5.7	8.1
Pétrel tempête cendré	4.0	2.0	3.0	2.0	1.7	3.7	5.0	1.0	2.0	1.0	2.0	3.7	5.7	11.0
Orage noir - Pétrel	4.0	2.0	3.0	2.0	1.7	3.7	5.0	1.0	2.0	1.0	2.0	3.7	5.7	11.0
Pétrel d'orage	4.0	1.0	3.0	1.0	2.7	3.7	4.7	1.0	2.0	1.0	2.0	4.7	5.7	10.7
Le cormoran de Brandt	1.0	2.0	3.0	2.0	1.0	1.7	3.7	3.0	1.0	3.0	2.0	4.0	7.7	12.7
Cormoran à aigrettes	1.0	0.4	5.0	0.4	2.2	2.3	2.6	3.0	2.0	3.0	2.0	4.2	8.3	12.6
Cormoran pélagique	1.0	2.0	3.0	2.0	1.0	1.7	3.7	3.0	1.0	3.0	2.0	4.0	7.7	12.7
Pélican blanc américain	1.0	2.0	3.0	2.0	1.0	1.7	3.7	5.0	2.0	5.0	2.0	7.0	11.7	13.7
Pélican brun	1.0	1.0	3.0	1.0	1.3	1.7	2.7	5.0	2.0	5.0	2.0	7.3	11.7	12.7

Phalarope à cou rouge	2.0	2.0	3.0	2.0	1.0	2.3	4.3	1.0	2.0	3.0	2.0	3.0	6.3	12.3
Phalarope rouge	3.0	2.0	3.0	2.0	1.0	3.0	5.0	1.0	2.0	3.0	2.0	3.0	7.0	13.0
Skua polaire sud	1.0	2.0	4.0	2.0	1.3	2.0	3.7	5.0	2.0	5.0	2.0	7.3	12.0	13.7
Pomarine Jaeger	1.0	1.0	3.0	2.0	1.0	1.7	3.0	5.0	1.0	5.0	1.0	9.0	11.7	13.0
Jaeger le parasite	1.0	2.0	5.0	2.0	1.7	2.3	3.7	5.0	1.0	5.0	1.0	9.7	12.3	13.7
Jaeger à longue queue	1.0	1.0	5.0	1.0	2.0	2.3	3.0	5.0	1.0	5.0	1.0	10.0	12.3	13.0
Le Guillemot marmette	2.0	2.0	1.0	2.0	1.0	1.7	3.7	1.0	2.0	1.0	0.4	3.0	3.7	8.1
Pigeon Guillemot	1.0	2.0	1.0	2.0	1.0	1.0	3.0	1.0	2.0	1.0	1.0	3.0	3.0	8.0
Guillemot marbré	2.0	2.0	1.0	2.0	1.0	1.7	3.7	1.0	2.0	1.0	1.0	3.0	3.7	8.7
Le guillemot de Scripps	2.0	2.0	1.0	2.0	1.0	1.7	3.7	1.0	2.0	1.0	1.0	3.0	3.7	8.7
Craveris murrelet	2.0	2.0	1.0	2.0	1.0	1.7	3.7	1.0	2.0	1.0	1.0	3.0	3.7	8.7
Le guillemot à l'ancienne	2.0	2.0	1.0	2.0	1.0	1.7	3.7	1.0	2.0	1.0	1.0	3.0	3.7	8.7
Le Starique de Cassin	2.0	2.0	1.0	2.0	1.0	1.7	3.7	1.0	2.0	1.0	1.0	3.0	3.7	8.7
Starique perroquet	1.0	2.0	1.0	2.0	1.0	1.0	3.0	1.0	2.0	1.0	1.0	3.0	3.0	8.0
Starique rhinocéros	2.0	2.0	1.0	2.0	1.0	1.7	3.7	1.0	2.0	1.0	2.0	3.0	3.7	9.7
Macareux moine	1.0	2.0	1.0	2.0	1.0	1.0	3.0	1.0	2.0	1.0	1.0	3.0	3.0	8.0
Macareux moine	1.0	2.0	1.0	2.0	1.0	1.0	3.0	1.0	2.0	1.0	1.0	3.0	3.0	8.0
Mouette tridactyle	3.0	1.0	3.0	1.0	2.0	3.0	4.0	5.0	1.0	1.0	2.0	7.0	9.0	12.0
La mouette de Sabine	2.0	2.0	3.0	2.0	1.0	2.3	4.3	5.0	1.0	2.0	2.0	6.0	9.3	13.3
La mouette de Bonaparte	2.0	2.0	3.0	2.0	1.0	2.3	4.3	5.0	1.0	2.0	2.0	6.0	9.3	13.3

Nom commun	NFA		DFA		Activité de vol pondérée			RSZt		MA		Vulnérabilité aux collisions		
	BE	u	BE	u	basse	moy	haute	BE	u	BE	u	basse	moy	haute
La mouette de Heermann	2.0	2.0	3.0	2.0	1.0	2.3	4.3	5.0	1.0	2.0	2.0	6.0	9.3	13.3
Mew Gull	2.0	2.0	3.0	2.0	1.0	2.3	4.3	5.0	1.0	2.0	2.0	6.0	9.3	13.3
Goéland à bec cerclé	3.0	2.0	3.0	2.0	1.0	3.0	5.0	5.0	1.0	2.0	2.0	6.0	10.0	14.0
Mouette de l'Ouest	3.0	2.0	3.0	2.0	1.0	3.0	5.0	5.0	0.4	1.0	2.0	6.6	9.0	13.0
Mouette de Californie	2.0	2.0	3.0	2.0	1.0	2.3	4.3	5.0	1.0	2.0	2.0	6.0	9.3	13.3
Goéland argenté	3.0	1.0	2.0	2.0	1.7	2.7	4.0	5.0	0.4	2.0	2.0	7.3	9.7	13.0

La mouette de Thayer	2.0	2.0	3.0	2.0	1.0	2.3	4.3	5.0	0.4	2.0	2.0	6.6	9.3	13.3
Goéland leucophée	3.0	2.0	3.0	2.0	1.0	3.0	5.0	5.0	0.4	1.0	2.0	6.6	9.0	13.0
Les moins jeunes	1.0	2.0	5.0	2.0	1.7	2.3	3.7	5.0	1.0	1.0	2.0	6.7	8.3	11.7
Sterne à bec de goéland	5.0	0.4	5.0	0.4	4.6	5.0	5.0	5.0	2.0	1.0	2.0	8.6	11.0	13.0
Sterne caspienne	5.0	0.4	5.0	0.4	4.6	5.0	5.0	5.0	2.0	1.0	2.0	8.6	11.0	13.0
Sterne noire	1.0	1.0	5.0	1.0	2.0	2.3	3.0	5.0	2.0	1.0	2.0	6.0	8.3	11.0
Sterne pierregarin	5.0	2.0	5.0	1.0	3.3	5.0	5.0	5.0	2.0	1.0	2.0	7.3	11.0	13.0
Sterne arctique	5.0	2.0	5.0	1.0	3.3	5.0	5.0	5.0	2.0	1.0	2.0	7.3	11.0	13.0
La sterne de Forster	5.0	1.0	5.0	1.0	4.0	5.0	5.0	5.0	2.0	1.0	2.0	8.0	11.0	13.0
Sterne royale	4.0	1.0	4.0	1.0	3.0	4.0	5.0	5.0	2.0	1.0	2.0	7.0	10.0	13.0
La sterne élégante	4.0	2.0	5.0	2.0	2.3	4.3	5.0	5.0	2.0	1.0	2.0	6.3	10.3	13.0
Écumeur noir	3.0	2.0	3.0	2.0	1.0	3.0	5.0	5.0	2.0	1.0	2.0	5.0	9.0	13.0

## Vulnérabilité aux déplacements

Outre le risque de collision avec les éoliennes, l'OWEI peut provoquer des effets de barrière et (ou) une perte d'habitat pour les oiseaux de mer en déplaçant des individus d'un habitat important (Hüppop et autres, 2006 ; Band, 2012 ; Bradbury et autres, 2014 ; Cook et autres, 2014). Le déplacement des oiseaux de certaines zones pendant la construction, l'exploitation et l'entretien de l'OWEI peut avoir des effets directs et indirects sur les espèces. La vulnérabilité au déplacement dépend de la façon dont les individus d'une espèce utilisent la zone. Par exemple, les individus s'alimentent-ils eux-mêmes, s'alimentent-ils aussi pour leurs petits, se déplacent-ils le long d'une voie migratoire ou font-ils la navette entre leurs colonies et les zones d'alimentation ?

Les espèces ayant une plus grande flexibilité d'habitat (c'est-à-dire la capacité de se nourrir de diverses ressources de proies ou d'occuper plusieurs habitats) sont moins susceptibles d'être affectées par l'OWEI que les espèces qui se nourrissent d'un type de proie spécifique ou dans un habitat spécifique (Masden et al., 2010). C'est pourquoi nous avons intégré la flexibilité de l'habitat (HF) dans notre calcul de la vulnérabilité au déplacement. L'autre mesure qui a contribué à la vulnérabilité au déplacement était la macroévènement.

Lors des précédentes évaluations de la vulnérabilité, une mesure de la perturbation a été créée sur la base du comportement de perturbation à court terme des espèces d'oiseaux de mer résultant du trafic des bateaux et/ou des hélicoptères (Garthe et Hüppop, 2004 ; Furness et Wade, 2012 ; Furness et autres, 2013 ; Robinson Willmott et autres, 2013). Des études antérieures ont montré que la construction de sites OWEI en Europe a entraîné des perturbations à court terme pour les espèces d'oiseaux résidentes ; par exemple, les individus auront tendance à éviter la zone touchée (Peterson et autres, 2006 ; Robinson Willmott et autres, 2013 ; Cook et autres, 2014 ; Vanermen et autres, 2014). Cependant, des études plus récentes ont indiqué que la plupart des espèces qui sont perturbées à partir des sites de l'OWEI pendant la construction reviennent dans la zone après l'installation de l'infrastructure d'énergie éolienne (Cook et autres, 2014 ; Vanermen et autres, 2014). Par conséquent, les niveaux de perturbation initiaux, tels qu'ils sont déduits des perturbations causées par les hélicoptères et les bateaux, peuvent ne pas être une représentation exacte du comportement de perturbation à long terme affiché par les espèces en réponse à l'OWEI

la construction, l'exploitation et la déconstruction. Nous pensons que les données mesurant l'évitement ou la perturbation réels sur les sites de l'OWEI devraient être intégrées dans l'évaluation de la macro-évitement (voir section, Macro-évitement), que nous considérons comme l'indicateur le plus applicable de la perturbation à court et à long terme par les zones de l'OWEI pour les oiseaux marins.

Notre calcul de la vulnérabilité de déplacement (eq. 5) était similaire à celui de Robinson Willmott et autres (2013), cependant, la "*perturbation*" (qui a été utilisée comme une mesure discrète par Robinson Willmott et autres [2013]), a été prise en compte lorsque nous avons estimé la macroévitement :

$$\text{Vulnérabilité aux déplacements} = \frac{(MA \pm MAu) + (HF \pm HFu)}{2} \quad (5)$$

où,

MA = Macro-Avitement

HF = Flexibilité de l'habitat

*u* = Incertitude (incertitude de la macroévitement et incertitude de la flexibilité de l'habitat).

Tous les paramètres sont expliqués ci-dessous.

#### Macro-évitement (MA)

La macro-évitement est une mesure permettant de quantifier la mesure dans laquelle un individu d'une espèce évitera l'OWEI en vol. Les valeurs déterminées pour cette mesure ont été basées sur les taux d'évitement provenant d'études d'observation et de radar menées après la construction sur des sites de production d'énergie éolienne existants (tableau A9 en annexe). Contrairement à la façon dont cette mesure a été utilisée pour calculer la vulnérabilité aux collisions (voir la section Macroévitement sous la rubrique Vulnérabilité aux collisions), pour la vulnérabilité aux déplacements, un macroévitement plus important indique une vulnérabilité aux déplacements plus importante :

1 = 0-5 % d'évitement

2 = 6 à 17 % d'évitement

3 = 18-29 % d'évitement

4 = 30 à 40 % d'évitement

5 = >40 % d'évitement

L'incertitude des valeurs de macro-évitement (MAu) était basée sur la disponibilité des valeurs publiées sur l'habitat et le comportement d'alimentation, et sur les divergences au sein de la littérature publiée :

10 pour cent = Les valeurs publiées se situent dans une seule catégorie et les valeurs sont cohérentes dans plusieurs études.

25 pour cent = Les valeurs publiées se situent dans deux fourchettes de catégories, les valeurs les plus courantes et (ou) les plus nombreuses dans une fourchette de catégories et (ou) les sources sont limitées (moins de trois sources).

50 pour cent = Les valeurs publiées se situent dans deux ou plusieurs catégories, la plus courante et (ou) la plus importante dans une seule catégorie, sont très variables dans la littérature ou sont basées sur des données provenant d'espèces similaires uniquement.

#### Flexibilité de l'habitat (HF)

Les oiseaux de mer présentent des degrés variables de flexibilité de leur habitat. Certaines espèces dépendent de proie dans des endroits spécifiques. Par exemple, la sterne élégante (*Thalasseus elegans*) et le pélican brun (*Pelecanus occidentalis*) se nourrissent principalement d'anchois du nord (*Engraulis mordax*) et dépendent de la disponibilité et l'emplacement des écoles d'anchois pour leur survie et leur reproduction réussie. Les espèces ayant une grande souplesse d'habitat, comme certains goélands, sont généralistes et se nourrissent de manière opportuniste lorsque les proies sont disponibles et abondantes, mais que les individus peuvent modifier leurs stratégies de recherche de nourriture lorsque les conditions changent (del Hoyo et autres, 1996). Nous avons utilisé des comptes rendus du comportement alimentaire de les comptes des espèces de Birds of North America, del Hoyo et autres (1992 ; 1996) et d'autres sources pour déterminer les valeurs de la flexibilité de l'habitat (HF) (tableau A10 en annexe). Nos valeurs HF étaient basées sur les descriptions à échelle similaire utilisées par Furness et Wade (2012), Furness et autres (2013), et Robinson Willmott et autres (2013) :

- 1 = L'espèce utilise un large éventail d'habitats d'alimentation sur une grande surface. L'espèce est une mangeuse opportuniste et a la capacité de passer d'un type de proie à l'autre en fonction de la disponibilité.
- 2-4 = L'espèce présente un certain degré de comportement entre 1 et 5.
- 5 = L'espèce a des exigences très spécifiques en matière d'habitat et de proies et peu de flexibilité en ce qui concerne l'aire de recherche de nourriture, le comportement de recherche de nourriture, la sélection de l'habitat ou le régime alimentaire.

L'incertitude concernant les valeurs de flexibilité de l'habitat (HFu) était basée sur la disponibilité des valeurs publiées sur l'habitat et le comportement d'alimentation, et sur les divergences au sein de la littérature publiée :

- 10 % = Consensus entre les données de toutes les sources documentaires publiées.
- 25 pour cent = Rapports incohérents ou contradictoires dans les sources documentaires publiées (moins de trois sources).
- 50 pour cent = Peu ou pas de données disponibles pour les espèces, les hypothèses sont faites sur la base de comptes d'espèces similaires.

#### Vulnérabilité des déplacements de population (PDV)

Pour calculer la *vulnérabilité de déplacement de la population* (VDP) (éq. 2), nous avons multiplié la vulnérabilité de déplacement (éq. 5, tableau 6) par la vulnérabilité de la population (éq. 3, tableau 4) pour chaque espèce. La vulnérabilité de *déplacement de la population* est la

vulnérabilité de déplacement ajustée pour la vulnérabilité de la population de l'espèce dans le CSC. Pour tenir compte de l'incertitude des scores de la VDP, le score d'incertitude supérieur de la vulnérabilité des déplacements et le score d'incertitude supérieur de la vulnérabilité de la population ont été multipliés ensemble, tout comme le score d'incertitude inférieur de la vulnérabilité des déplacements et le score d'incertitude inférieur de la vulnérabilité de la population :

*Vulnérabilité des déplacements de population* = Vulnérabilité des déplacements × Vulnérabilité de la population.

[6]

**Tableau 6.** Valeurs et incertitudes pour chaque mesure dans le calcul de la vulnérabilité de déplacement et scores de vulnérabilité de déplacement pour toutes les espèces.

AO, Annual Occurrence ; MA, Macro-Avoidance ; HF, Habitat Flexibility ; BR, Breeding Score ; BE, best-estimate value ; *u*, incertitude value (±)]

Nom commun	MA		H F		Vulnérabilité aux déplacements		
	BE	<i>u</i>	BE	<i>u</i>	basse	moy	haute
Brant	5.0	1.0	4.0	2.0	6.0	9.0	10.0
Harleyeur commun	4.0	2.0	1.0	1.0	3.0	5.0	7.0
Harle bièvre à poitrine rousse	4.0	2.0	1.0	2.0	3.0	5.0	8.0
Canard arlequin	5.0	1.0	4.0	0.4	7.6	9.0	9.4
Surf Scoter	5.0	1.0	4.0	2.0	6.0	9.0	10.0
Macreuse à ailes blanches	5.0	1.0	3.0	2.0	5.0	8.0	10.0
Macreuse noire	5.0	1.0	4.0	2.0	6.0	9.0	10.0
Canard à longue queue	5.0	1.0	4.0	0.4	7.6	9.0	9.4
Plongeon catmarin	5.0	0.4	4.0	0.4	8.2	9.0	9.4
Plongeon du Pacifique	5.0	0.4	4.0	2.0	6.6	9.0	10.0
Plongeon huard	5.0	0.4	4.0	0.4	8.2	9.0	9.4
Plongeon à bec jaune	5.0	0.4	4.0	2.0	6.6	9.0	10.0
Grèbe à cornes	5.0	2.0	4.0	0.4	6.6	9.0	9.4
Grèbe à cou rouge	5.0	2.0	3.0	0.4	5.6	8.0	8.4
Grèbe à oreilles	5.0	2.0	3.0	2.0	4.0	8.0	10.0
Grèbe de l'Ouest	5.0	2.0	3.0	2.0	4.0	8.0	10.0
Grèbe de Clark	5.0	2.0	3.0	2.0	4.0	8.0	10.0
Albatros de Laysan	5.0	2.0	1.0	2.0	4.0	6.0	8.0
Albatros à pieds noirs	5.0	2.0	1.0	2.0	4.0	6.0	8.0
Albatros à queue courte	5.0	2.0	1.0	2.0	4.0	6.0	8.0
Fulmar du Nord	5.0	1.0	1.0	0.4	5.0	6.0	6.4
Pétrel de Murphy	5.0	1.0	1.0	2.0	5.0	6.0	8.0
Pétrel tacheté	5.0	2.0	1.0	2.0	4.0	6.0	8.0

Pétrel hawaïen	5.0	2.0	3.0	2.0	4.0	8.0	10.0
Pétrel de Cook	5.0	2.0	1.0	2.0	4.0	6.0	8.0
Puffin à pieds roses	5.0	2.0	1.0	2.0	4.0	6.0	8.0
Puffin à pieds de chair	5.0	2.0	1.0	2.0	4.0	6.0	8.0
Puffin de Buller	5.0	2.0	1.0	2.0	4.0	6.0	8.0
Puffin fuligineux	5.0	1.0	1.0	0.4	5.0	6.0	6.4
Puffin à queue courte	5.0	2.0	1.0	2.0	4.0	6.0	8.0
Puffin mannois	5.0	1.0	1.0	0.4	5.0	6.0	6.4
Puffin à ventre noir	5.0	2.0	2.0	2.0	4.0	7.0	9.0
L'Océanite de Wilson	5.0	1.0	1.0	2.0	5.0	6.0	8.0
Pétrel tempête à queue fourchue	5.0	2.0	1.0	2.0	4.0	6.0	8.0
Pétrel de Leach'sStorm	5.0	1.0	1.0	0.4	5.0	6.0	6.4
Pétrel tempête cendré	5.0	2.0	2.0	2.0	4.0	7.0	9.0
Orage noir - Pétrel	5.0	2.0	1.0	2.0	4.0	6.0	8.0
Pétrel d'orage	5.0	2.0	1.0	2.0	4.0	6.0	8.0
Le cormoran de Brandt	3.0	2.0	2.0	0.4	2.6	5.0	7.4

Nom commun	MA		HF		Vulnérabilité aux déplacements		
	BE	<i>u</i>	BE	<i>u</i>	basse	moy	haute
Cormoran à aigrettes	3.0	2.0	2.0	0.4	2.6	5.0	7.4
Cormoran pélagique	3.0	2.0	2.0	0.4	2.6	5.0	7.4
Pélican blanc américain	1.0	2.0	4.0	2.0	3.0	5.0	8.0
Pélican brun	1.0	2.0	4.0	2.0	3.0	5.0	8.0
Phalarope à cou rouge	3.0	2.0	2.0	1.0	2.0	5.0	8.0
Phalarope rouge	3.0	2.0	2.0	1.0	2.0	5.0	8.0
Skua polaire sud	1.0	2.0	2.0	2.0	2.0	3.0	7.0
Pomarine Jaeger	1.0	1.0	2.0	2.0	2.0	3.0	6.0
Jaeger le parasite	1.0	1.0	2.0	0.4	2.6	3.0	4.4
Jaeger à longue queue	1.0	1.0	2.0	2.0	2.0	3.0	6.0
Le Guillemot marmette	5.0	0.4	3.0	0.4	7.2	8.0	8.4
Pigeon Guillemot	5.0	1.0	3.0	1.0	6.0	8.0	9.0
Guillemot marbré	5.0	1.0	3.0	1.0	6.0	8.0	9.0
Le guillemot de Scripps	5.0	1.0	4.0	1.0	7.0	9.0	10.0
Craveris murrelet	5.0	1.0	4.0	2.0	6.0	9.0	10.0
Le guillemot à l'ancienne	5.0	1.0	3.0	1.0	6.0	8.0	9.0
Le Starique de Cassin	5.0	1.0	3.0	1.0	6.0	8.0	9.0
Starique perroquet	5.0	1.0	2.0	1.0	5.0	7.0	8.0
Starique rhinocéros	5.0	2.0	3.0	1.0	5.0	8.0	9.0
Macareux moine	5.0	1.0	3.0	1.0	6.0	8.0	9.0
Macareux moine	5.0	1.0	3.0	1.0	6.0	8.0	9.0
Mouette tridactyle	3.0	2.0	2.0	0.4	2.6	5.0	7.4
La mouette de Sabine	3.0	2.0	2.0	1.0	2.0	5.0	8.0
La mouette de Bonaparte	3.0	2.0	2.0	1.0	2.0	5.0	8.0

La mouette de Heermann	3.0	2.0	1.0	2.0	2.0	4.0	8.0
Mew Gull	3.0	2.0	1.0	2.0	2.0	4.0	8.0
Goéland à bec cerclé	3.0	2.0	1.0	2.0	2.0	4.0	8.0
Mouette de l'Ouest	3.0	2.0	1.0	0.4	2.0	4.0	6.4
Mouette de Californie	3.0	2.0	1.0	2.0	2.0	4.0	8.0
Goéland argenté	3.0	2.0	1.0	0.4	2.0	4.0	6.4
La mouette de Thayer	3.0	2.0	1.0	2.0	2.0	4.0	8.0
Goéland leucophée	3.0	2.0	1.0	1.0	2.0	4.0	7.0
Les moins jeunes	5.0	2.0	3.0	2.0	4.0	8.0	10.0
Sterne à bec de goéland	5.0	2.0	2.0	2.0	4.0	7.0	9.0
Sterne caspienne	5.0	2.0	3.0	2.0	4.0	8.0	10.0
Sterne noire	5.0	2.0	3.0	1.0	5.0	8.0	9.0
Sterne pierregarin	5.0	2.0	3.0	0.4	5.6	8.0	8.4
Sterne arctique	5.0	2.0	3.0	0.4	5.6	8.0	8.4
La sterne de Forster	5.0	2.0	3.0	2.0	4.0	8.0	10.0
Sterne royale	5.0	2.0	3.0	2.0	4.0	8.0	10.0
La sterne élégante	5.0	2.0	4.0	2.0	5.0	9.0	10.0
Écumeur noir	5.0	2.0	4.0	2.0	5.0	9.0	10.0

## Résultats

Dans l'ensemble, les pélicans, les sternes, les goélands et les cormorans ont obtenu les meilleurs scores de VCP (tableau 7, fig. 3). Le pélican brun a obtenu le meilleur score de VCP. Les meilleurs scores de VCP ont ensuite été classés comme "élevé", "moyen" ou "faible" selon qu'ils se situent dans le tiers inférieur, moyen ou supérieur de tous les scores, respectivement (tableau 7). Les scores et classements de chaque espèce sont des valeurs relatives générées pour les besoins de cette base de données, et ne doivent pas être interprétés comme une valeur absolue de la vulnérabilité pour une espèce donnée.

Pour les valeurs de vulnérabilité des populations, de vulnérabilité aux collisions et de vulnérabilité aux déplacements de chaque espèce, nous avons identifié des fourchettes d'incertitude (la différence entre la meilleure valeur et les niveaux d'incertitude inférieur/supérieur, sans les plafonds de valeur) et les avons classées comme "élevées", "moyennes" ou "faibles" selon qu'elles se situent respectivement dans le tiers inférieur, intermédiaire ou supérieur de tous les scores d'incertitude (tableau 8). Les fourchettes d'incertitude classées comme "élevées" identifient les lacunes dans les données et aident à orienter les recherches futures et la surveillance nécessaire pour les espèces. Les scores et classements donnés pour chaque espèce sont des valeurs relatives générées pour les besoins de cette base de données et doivent être interprétés de manière critique.

Dans l'ensemble, les alcidés, les sternes et les huards ont obtenu les meilleurs scores de VDP (tableau 7, fig. 3). L'Océanite tempête cendré a obtenu le meilleur score de VDP, principalement en raison de l'effet multiplicateur de son score relativement élevé de vulnérabilité de la population, qui tient compte de la petite taille de sa population mondiale, du statut de menace et de l'endémisme du CCS (tableau 4). Les scores de la meilleure estimation de la VDP ont été classés comme "élevé", "moyen" ou "faible" selon le tiers inférieur, moyen ou supérieur de tous les scores de la meilleure estimation (tableau 7). Les scores et classements donnés pour chaque espèce sont des valeurs relatives générées pour les besoins de cette base de données et doivent être interprétés de manière critique.

Le tableau 8 met en évidence les différences de niveaux d'incertitude pour la population, les collisions et les vulnérabilités de déplacement. Les espèces pour lesquelles le niveau d'incertitude



**Tableau 7.** Score et classement de la vulnérabilité des populations aux collisions (PCV) et de la vulnérabilité des populations aux déplacements (PDV) pour chaque espèce.

PCV = vulnérabilité aux collisions × vulnérabilité de la population ; PDV = vulnérabilité aux déplacements × vulnérabilité de la population ; BE, meilleure estimation ; inférieur = BE - *u* ; supérieur = BE + *u* (*u* = valeur d'incertitude). Classement des espèces : "faible" (tiers inférieur dans le classement en pourcentage) ; "moyen" (tiers moyen dans le classement en pourcentage) ; "élevé" (tiers supérieur dans le classement en pourcentage)]

Nom commun	PCV				PDV			
	En bas	BE	Haut de page	Rang	En bas	BE	Haut de page	Rang
Brant	54	91	170	MEDIUM	54	117	170	HAUT
Harleyeur commun	28	48	136	LOW	17	30	87	LOW
Harle bièvre à poitrine rousse	33	64	129	LOW	20	40	99	LOW
Canard arlequin	51	98	184	MEDIUM	77	126	173	HAUT
Surf Scoter	26	84	204	MEDIUM	42	108	180	HAUT
Macreuse à ailes blanches	18	56	149	LOW	23	64	135	LOW
Macreuse noire	26	70	160	MEDIUM	39	90	145	MEDIUM
Canard à longue queue	26	37	94	LOW	49	59	102	LOW
Plongeon catmarin	29	69	144	MEDIUM	78	117	155	HAUT
Plongeon du Pacifique	24	42	121	LOW	53	104	150	MEDIUM
Plongeon huard	38	52	135	LOW	103	140	164	HAUT
Plongeon à bec jaune	38	53	139	LOW	83	144	180	HAUT
Grèbe à cornes	21	60	190	LOW	46	81	141	MEDIUM
Grèbe à cou rouge	24	63	171	LOW	45	80	117	MEDIUM
Grèbe à oreilles	15	44	141	LOW	20	56	114	LOW
Grèbe de l'Ouest	36	105	270	HAUT	48	132	219	HAUT
Grèbe de Clark	33	98	278	MEDIUM	44	124	225	HAUT
Albatros de Laysan	52	96	172	MEDIUM	45	72	106	LOW
Albatros à pieds noirs	52	132	259	HAUT	44	99	159	MEDIUM
Albatros à queue courte	49	139	273	HAUT	58	114	168	HAUT
Fulmar du Nord	37	59	104	LOW	43	66	86	LOW
Pétrel de Murphy	40	91	160	MEDIUM	40	78	128	MEDIUM
Pétrel tacheté	30	68	153	MEDIUM	32	72	111	LOW
Pétrel hawaïen	52	94	198	MEDIUM	56	132	180	HAUT
Pétrel de Cook	48	98	198	MEDIUM	44	93	144	MEDIUM
Puffin à pieds roses	48	100	237	MEDIUM	64	120	172	HAUT
Puffin à pieds de chair	34	67	175	MEDIUM	40	75	127	MEDIUM
Puffin de Buller	26	60	158	LOW	34	72	115	LOW
Puffin fuligineux	40	70	121	MEDIUM	50	84	105	MEDIUM
Puffin à queue courte	20	43	114	LOW	26	51	83	LOW

Puffin mannois	38	55	144	LOW	48	66	102	LOW
Puffin à ventre noir	38	85	213	MEDIUM	50	119	175	HAUT
L'Océanite de Wilson	30	43	115	LOW	33	45	95	LOW
Pétrel tempête à queue fourchue	29	62	153	LOW	32	66	111	LOW
Pétrel tempête de Leach	33	68	124	MEDIUM	35	72	99	LOW
Pétrel tempête cendré	76	153	319	HAUT	82	189	261	HAUT
Orage noir - Pétrel	35	77	183	MEDIUM	38	81	133	MEDIUM
Pétrel d'orage	35	71	203	MEDIUM	30	75	152	MEDIUM

Nom commun	PCV				PDV			
	En bas	BE	Haut de page	Rang	En bas	BE	Haut de page	Rang
Le cormoran de Brandt	76	161	291	HAUT	49	105	170	MEDIUM
Cormoran à aigrettes	50	125	229	HAUT	31	75	135	MEDIUM
Cormoran pélagique	39	115	256	HAUT	25	75	149	MEDIUM
Pélican blanc américain	81	210	333	HAUT	35	90	195	MEDIUM
Pélican brun	132	263	323	HAUT	54	113	204	HAUT
Phalarope à cou rouge	23	57	159	LOW	15	45	103	LOW
Phalarope rouge	29	84	213	MEDIUM	19	60	131	LOW
Skua polaire sud	86	168	232	HAUT	23	42	119	LOW
Pomarine Jaeger	41	105	189	HAUT	9	27	87	LOW
Jaeger le parasite	53	93	185	MEDIUM	14	23	59	LOW
Jaeger à longue queue	55	93	176	MEDIUM	11	23	81	LOW
Le Guillemot marmette	40	59	155	LOW	95	128	161	HAUT
Pigeon Guillemot	35	51	162	LOW	71	136	182	HAUT
Guillemot marbré	45	73	217	MEDIUM	90	160	225	HAUT
Le guillemot de Scripps	44	70	185	MEDIUM	104	171	213	HAUT
Le guillemot de Craveri	35	55	156	LOW	70	135	180	HAUT
Le guillemot à l'ancienne	17	37	125	LOW	34	80	130	MEDIUM
Le Starique de Cassin	24	51	182	LOW	48	112	189	HAUT
Starique perroquet	18	26	103	LOW	31	60	103	LOW
Starique rhinocéros	38	62	207	LOW	63	136	193	HAUT
Macareux moine	24	32	111	LOW	49	84	125	MEDIUM
Macareux moine	41	57	172	LOW	81	152	194	HAUT
Mouette tridactyle	45	81	132	MEDIUM	17	45	81	LOW
La mouette de Sabine	42	93	173	MEDIUM	14	50	104	LOW
La mouette de Bonaparte	54	149	280	HAUT	18	80	168	MEDIUM
La mouette de Heermann	46	131	272	HAUT	15	56	163	LOW
Mew Gull	27	65	173	LOW	9	28	104	LOW
Goéland à bec cerclé	46	115	216	HAUT	15	46	123	LOW
Mouette de l'Ouest	70	171	330	HAUT	21	76	163	MEDIUM
Mouette de Californie	55	135	265	HAUT	18	58	159	LOW
Goéland argenté	36	87	182	MEDIUM	10	36	90	LOW

La mouette de Thayer	57	121	253	HAUT	17	52	152	LOW
Goéland leucophée	47	113	259	HAUT	14	50	139	LOW
Les moins jeunes	101	175	286	HAUT	60	168	245	HAUT
Sterne à bec de goéland	82	138	208	HAUT	38	88	144	MEDIUM
Sterne caspienne	91	176	259	HAUT	42	128	199	HAUT
Sterne noire	36	75	165	MEDIUM	30	72	135	LOW
Sterne pierregarin	55	105	169	HAUT	42	76	109	MEDIUM
Sterne arctique	45	110	168	HAUT	34	80	108	MEDIUM
La sterne de Forster	86	165	230	HAUT	43	120	177	HAUT
Sterne royale	67	130	220	HAUT	38	104	169	MEDIUM
La sterne élégante	70	181	286	HAUT	56	158	220	HAUT
Écumeur noir	64	153	256	HAUT	64	153	197	HAUT

**Tableau 8.** Classement en pourcentage des fourchettes d'incertitude de vulnérabilité cumulée pour chaque espèce.

LOW = tiers inférieur de la fourchette d'incertitude pour la note de vulnérabilité ; MEDIUM = tiers moyen de la fourchette d'incertitude pour la note de vulnérabilité ; HIGH = tiers supérieur de la fourchette d'incertitude pour la note de vulnérabilité]

Nom commun	Vulnérabilité de la population	Vulnérabilité aux collisions	Vulnérabilité aux déplacements
	Rang d'incertitude	Rang d'incertitude	Rang d'incertitude
Brant	MEDIUM	LOW	MEDIUM
Harleyeur commun	HAUT	LOW	LOW
Harle bièvre à poitrine rousse	MEDIUM	LOW	MEDIUM
Canard arlequin	MEDIUM	LOW	LOW
Surf Scoter	HAUT	MEDIUM	MEDIUM
Macreuse à ailes blanches	HAUT	MEDIUM	MEDIUM
Macreuse noire	MEDIUM	MEDIUM	MEDIUM
Canard à longue queue	MEDIUM	LOW	LOW
Plongeon catmarin	LOW	LOW	LOW
Plongeon du Pacifique	LOW	MEDIUM	MEDIUM
Plongeon huard	LOW	MEDIUM	LOW
Plongeon à bec jaune	LOW	MEDIUM	MEDIUM
Grèbe à cornes	HAUT	HAUT	MEDIUM
Grèbe à cou rouge	LOW	HAUT	MEDIUM
Grèbe à oreilles	MEDIUM	HAUT	HAUT
Grèbe de l'Ouest	HAUT	HAUT	HAUT
Grèbe de Clark	HAUT	HAUT	HAUT
Albatros de Laysan	LOW	HAUT	LOW
Albatros à pieds noirs	HAUT	HAUT	LOW
Albatros à queue courte	MEDIUM	HAUT	LOW
Fulmar du Nord	LOW	LOW	LOW

Pétrel de Murphy	MEDIUM	LOW	LOW
Pétrel tacheté	LOW	HAUT	LOW
Pétrel hawaïen	LOW	HAUT	HAUT
Pétrel de Cook	MEDIUM	MEDIUM	LOW
Puffin à pieds roses	LOW	HAUT	LOW
Puffin à pieds de chair	LOW	HAUT	LOW
Puffin de Buller	LOW	HAUT	LOW
Puffin fuligineux	MEDIUM	LOW	LOW
Puffin à queue courte	LOW	HAUT	LOW
Puffin mannois	MEDIUM	MEDIUM	LOW
Puffin à ventre noir	MEDIUM	HAUT	MEDIUM
L'Océanite de Wilson	MEDIUM	MEDIUM	LOW
Pétrel tempête à queue fourchue	LOW	HAUT	LOW
Pétrel tempête de Leach	MEDIUM	LOW	LOW
Pétrel tempête cendré	HAUT	HAUT	MEDIUM
Orage noir - Pétrel	MEDIUM	HAUT	LOW
Pétrel d'orage	HAUT	HAUT	LOW
Le cormoran de Brandt	LOW	MEDIUM	MEDIUM
Cormoran à aigrettes	LOW	MEDIUM	MEDIUM

Nom commun	Vulnérabilité de la population	Vulnérabilité aux collisions	Vulnérabilité aux déplacements
	Rang d'incertitude	Rang d'incertitude	Rang d'incertitude
Cormoran pélagique	MEDIUM	MEDIUM	MEDIUM
Pélican blanc américain	HAUT	MEDIUM	MEDIUM
Pélican brun	MEDIUM	MEDIUM	MEDIUM
Phalarope à cou rouge	LOW	HAUT	MEDIUM
Phalarope rouge	MEDIUM	HAUT	MEDIUM
Skua polaire sud	LOW	MEDIUM	HAUT
Pomarine Jaeger	HAUT	LOW	MEDIUM
Jaeger le parasite	HAUT	LOW	LOW
Jaeger à longue queue	HAUT	LOW	MEDIUM
Le Guillemot marmette	LOW	MEDIUM	LOW
Pigeon Guillemot	MEDIUM	HAUT	LOW
Guillemot marbré	MEDIUM	MEDIUM	LOW
Le guillemot de Scripps	MEDIUM	MEDIUM	LOW
Le guillemot de Craveri	LOW	MEDIUM	MEDIUM
Le guillemot à l'ancienne	MEDIUM	MEDIUM	LOW
Le Starique de Cassin	HAUT	MEDIUM	LOW
Starique perroquet	MEDIUM	HAUT	LOW
Starique rhinocéros	MEDIUM	HAUT	MEDIUM
Macareux moine	LOW	HAUT	LOW
Macareux moine	HAUT	HAUT	LOW

Mouette tridactyle	LOW	LOW	MEDIUM
La mouette de Sabine	LOW	LOW	MEDIUM
La mouette de Bonaparte	HAUT	LOW	MEDIUM
La mouette de Heermann	HAUT	LOW	HAUT
Mew Gull	HAUT	LOW	HAUT
Goéland à bec cerclé	LOW	MEDIUM	HAUT
Mouette de l'Ouest	HAUT	MEDIUM	MEDIUM
Mouette de Californie	HAUT	LOW	HAUT
Goéland argenté	MEDIUM	LOW	MEDIUM
La mouette de Thayer	HAUT	LOW	HAUT
Goéland leucophée	HAUT	MEDIUM	MEDIUM
Les moins jeunes	HAUT	LOW	HAUT
Sterne à bec de goéland	LOW	LOW	MEDIUM
Sterne caspienne	HAUT	LOW	HAUT
Sterne noire	HAUT	LOW	MEDIUM
Sterne pierregarin	LOW	LOW	MEDIUM
Sterne arctique	LOW	LOW	MEDIUM
La sterne de Forster	MEDIUM	LOW	HAUT
Sterne royale	LOW	LOW	HAUT
La sterne élégante	HAUT	LOW	HAUT
Écumeur noir	MEDIUM	MEDIUM	HAUT

### Comptes des espèces et des taxons d'oiseaux marins

Les scores de vulnérabilité pour chaque espèce ont été générés après un examen complet du cycle de vie des espèces, de multiples évaluations de l'état des menaces et un examen attentif des valeurs métriques qui contribuent aux scores de vulnérabilité aux collisions et aux déplacements. Nous examinons ici les scores et classements de vulnérabilité aux collisions et aux déplacements des populations pour chaque espèce et comment ils se comparent aux scores de vulnérabilité similaires estimés lors de précédentes évaluations dans l'Atlantique (Garthe et Hüppop, 2004 ; Desholm, 2009 ; Furness et Wade, 2012 ; Furness et autres, 2013 ; Robinson Willmott et autres, 2013). Le cas échéant, nous discutons des informations spécifiques sur le comportement des espèces observées à l'OWEI existant.

#### Brant (*Branta bernicla*)

Les bernaches cravants nichent dans les régions arctiques et migrent à travers le CSC en direction des lieux d'hivernage au large des côtes du Mexique (Briggs et autres, 1981). Soixante-quinze pour cent de la population américaine de bernaches cravants hiverne au Mexique, bien que toutes ne passent pas par le CSC ; on pense que certaines empruntent des routes intérieures (Davis et Deuel, 2008). Un faible pourcentage de la population de bernaches cravants hiverne dans les baies de Humboldt, Tomales, Bodega, Morro et San Diego et dans d'autres petits bras de mer du CSC (Briggs et al., 1981). Ils se nourrissent principalement de zostères pendant la saison de non-reproduction (Lewis et al., 2013). L'espèce est considérée comme une espèce de moindre préoccupation par l'UICN et comme une espèce de préoccupation spéciale en Californie (Davis et Deuel, 2008 ; Union internationale pour la conservation de la nature, 2014). La bernache cravant a obtenu une meilleure estimation du PCV de 91, la classant "moyenne" parmi la série d'espèces, et une meilleure estimation du PDV de 117, la classant "élevée" parmi la série d'espèces (tableau 7, fig. 3). La

VDP élevée est due à une forte macroévitement et à une faible (valeur élevée) flexibilité de l'habitat (tableau 6).

Comme pour la bernache cravant, Desholm (2009) a estimé que les cygnes et les oies étaient les espèces les plus sensibles aux perturbations de l'OWEI. Un déplacement important des oies migratrices a été signalé dans les parcs éoliens offshore de la mer du Nord. Dans une étude de détection radar de 4 ans sur l'oie à pied rose (*Anser brachyrhynchus*) dans deux parcs éoliens offshore, Plonczkier et Simms (2012) ont constaté que 95% des volées d'oies évitaient de passer par l'OWEI. Desholm et Kahlert (2005) ont constaté que le nombre de volées d'oies et de canards passant par le parc éolien offshore de Nysted, au large des côtes danoises, a considérablement diminué après la construction.

### **Harles (*Mergus spp.*)**

Les harles utilisent le plus souvent les estuaires, les baies et autres zones protégées intérieures, mais ils ne sont pas rares sur la côte ouverte dans le cadre du CSC. Les harles communs (*Mergus merganser*) se reproduisent dans le monde entier ; le pourcentage de la population mondiale que l'on trouve dans le CSC est mal connu, mais on pense qu'il est faible. On les trouve en hiver le long de la côte ouest de l'Amérique, mais ils sont plus nombreux dans les eaux intérieures (Mallory et Metz, 1999). Les harles communs se nourrissent principalement de petits poissons et d'invertébrés aquatiques (Mallory et Metz, 1999). Ils sont une espèce de moindre préoccupation (Union internationale pour la conservation de la nature, 2014). Le harle huppé a obtenu une meilleure estimation du VCP de 48, le classant "faible" parmi la série d'espèces, et une meilleure estimation du VDP de 30, le classant "faible" parmi la série d'espèces (tableau 7, fig. 3).

On trouve des harles à poitrine rousse (*Mergus serrator*) le long du CCS pendant les saisons de migration et d'hiver (Briggs et autres, 1981). On estime que 6 000 d'entre eux empruntent la voie de migration du Pacifique pendant leur migration (Titman, 1999). Leur nourriture se compose principalement de petits poissons et de crustacés (Titman, 1999). Peterson et d'autres (2006) ont constaté que les harles à poitrine rousse étaient attirés par les infrastructures éoliennes offshore des parcs éoliens de Nysted et Horns Rev au Danemark, probablement en raison de la disponibilité accrue de poissons. Il s'agit d'une espèce de moindre préoccupation (Union internationale pour la conservation de la nature, 2014). Le harle huppé a obtenu une meilleure estimation du VCP de 64, le classant "faible" parmi la série d'espèces, et une meilleure estimation du VDP de 40, le classant "faible" parmi la série d'espèces (tableau 7, fig. 3).

Bien qu'aucun indice de vulnérabilité précédent de l'OWEI n'ait porté sur les espèces de harles, d'autres espèces de canards se sont révélées vulnérables au déplacement par l'OWEI. Comme mentionné précédemment, Desholm (2009) et Robinson Willmott et autres (2013) ont déterminé que les canards de mer sont très vulnérables au déplacement. En outre, Desholm et Kahlert (2005) ont constaté que le nombre de volées d'oies et de canards traversant le parc éolien offshore de Nysted, au large des côtes danoises, a considérablement diminué après la construction de l'OWEI.

### **Canards et Ecosais**

Le canard arlequin (*Histrionicus histrionicus*) se trouve sur les côtes est et ouest de l'Amérique du Nord ; on pense que la population de la côte ouest est plus importante (Robertson et Goudie, 1999). Dans l'ouest des États-Unis, les canards arlequins se reproduisent dans l'intérieur de l'État de Washington, en Oregon, en Idaho, au Wyoming et en Californie. En hiver, ils migrent vers la côte où ils se trouvent généralement dans les eaux proches du rivage (Beedy, 2008). Le canard arlequin est un oiseau de Californie dont la conservation est préoccupante (Beedy, 2008). L'arlequin

plongeur a obtenu un score de 98 pour la meilleure estimation du PCV, ce qui le classe dans la catégorie "moyenne" parmi l'ensemble des espèces, et un score de 126 pour la meilleure estimation du PDV, ce qui le classe dans la catégorie "élevée" parmi l'ensemble des espèces (tableau 7, fig. 3). La VDP élevée est due à une macroévitement élevée et à une faible (valeur élevée) flexibilité de l'habitat (tableau 6).

Trois espèces de macreuses sont présentes dans le CCS : La macreuse à front blanc (*Melanitta perspicillata* ; fig. 4), la macreuse à ailes blanches (*Melanitta fusca*) et la macreuse noire (*Melanitta americana*). Les macreuses à front blanc se reproduisent dans des écosystèmes d'eau douce dispersés et isolés dans les régions boréales et subarctiques du Canada et de l'Alaska, et les autres se reproduisent en été le long de la côte du Pacifique. Pendant l'automne et le printemps, les reproducteurs qui hivernent dans le Pacifique se trouvent dans les eaux côtières du sud-est de l'Alaska jusqu'au nord de la Basse-Californie, au Mexique, et dans la partie nord du golfe de Californie, au Mexique. Pendant la migration d'automne, les oiseaux arrivent au large de l'Oregon au début du mois de septembre et leur nombre atteint son maximum en octobre et novembre (Briggs et autres, 1992). Pendant la migration de printemps, les oiseaux commencent à quitter les zones d'hivernage en mars (Anderson et al., 2015), voyageant en bandes libres à des altitudes allant du niveau de la mer à près de 100 m (J. Adams, U.S. Geological Survey, communication orale, 5 mai 2016). La migration côtière au-delà d'une seule ligne de latitude peut atteindre des centaines à des milliers d'oiseaux par heure en avril (Anderson et al., 2015). On sait que les vols migratoires par voie terrestre ont lieu la nuit, mais il existe peu d'informations sur les mouvements migratoires au-dessus de l'océan (Anderson et al., 2015). La Macreuse à front blanc est considérée comme une espèce de moindre préoccupation (Union internationale pour la conservation de la nature, 2014). La Macreuse à front blanc a obtenu une meilleure estimation du PCV de 84, la classant "moyenne" parmi les espèces, et une meilleure estimation du PDV de 108, la classant "élevée" parmi les espèces (tableau 7, fig. 3). La VDP élevée est due à une forte macroévitement et à une faible (valeur élevée) flexibilité de l'habitat (tableau 6).

La Macreuse à ailes blanches niche dans les écosystèmes d'eau douce du nord-ouest de l'Amérique du Nord (Brown et Fredrickson, 1997). En dehors de l'été, les Macreuses à ailes blanches sont souvent associées aux Macreuses à front blanc, plus nombreuses, au large de Washington, de l'Oregon et de la Californie, le nombre de ces dernières diminuant du nord au sud (Briggs et autres, 1987). La migration de la Macreuse à ailes blanches n'est pas bien décrite, mais le moment et les comportements de fuite sont probablement similaires à ceux de la Macreuse à front blanc. Les deux espèces sont présentes en plus grand nombre à quelques kilomètres du rivage et sont généralement plus abondantes sur les substrats sableux sous le vent des promontoires côtiers (Briggs et al., 1987). Briggs et d'autres (1992), cependant, ont noté que la distribution de la macreuse en mer s'étendait jusqu'au milieu du plateau au large de Washington. La macreuse à ailes blanches est une espèce de moindre préoccupation (Union internationale pour la conservation de la nature, 2014). La macreuse à ailes blanches a obtenu un score de 56 pour la meilleure estimation du PCV, la classant "faible" parmi l'ensemble des espèces, et un score de 64 pour la meilleure estimation du PDV, la classant "faible" parmi l'ensemble des espèces (tableau 7, fig. 3).

La Macreuse noire migre le long de la côte ouest de l'Amérique du Nord après la saison de reproduction et hiverne le long de la côte, des îles Pribilof et Aléoutiennes, en Alaska, jusqu'en Basse-Californie, au Mexique (Briggs 1983 ; Bordage et Savard, 2011). Il s'agit de l'espèce de macreuse la moins commune de la CSC et il existe peu d'informations fiables sur son abondance et sa distribution (Briggs et autres, 1981). Lors de leur migration, les macreuses noires volent à 100-300 m au-dessus de l'eau (Bordage et Savard, 2011). Elles se nourrissent principalement de mollusques et de crustacés, tant en eau douce qu'en eau salée (Bordage et Savard, 2011). L'espèce est considérée comme Quasi menacée en raison d'un certain nombre de menaces entraînant un déclin de la

population dans toute son aire de répartition (Union internationale pour la conservation de la nature, 2014). La Macreuse noire a obtenu un score de 70 pour la meilleure estimation du PCV, la classant "moyenne" parmi la série d'espèces, et un score de 90 pour la meilleure estimation du PDV, la classant "moyenne" parmi la série d'espèces (tableau 7, fig. 3).

Le canard à longue queue (*Clangula hyemalis*) se reproduit dans les régions arctiques et migre vers les régions tempérées du globe pendant l'hiver. Une partie de la population passe l'hiver dans la partie nord du CSC (Robertson et Savard, 2002 ; les canards à longue queue peuvent plonger jusqu'à 60 m lorsqu'ils fouillent, ce qui leur permet de passer du temps plus loin au large que la plupart des autres espèces de canards (Robertson et Savard, 2002). Le canard à longue queue est considéré comme vulnérable (Union internationale pour la conservation de la nature, 2014). Le canard à longue queue a obtenu un score de 37 pour la meilleure estimation du VCP, le classant "faible" parmi la série d'espèces, et un score de 59 pour la meilleure estimation du VDP, le classant "faible" parmi la série d'espèces (tableau 7, fig. 3).

Les précédents indices de vulnérabilité ont montré que les macreuses et les canards étaient vulnérables aux déplacements de l'OWEI. Garthe et Hüppop (2004) ont déterminé que la macreuse brune (*Melanitta fusca*) était la troisième espèce la plus sensible (après deux espèces de huards) à l'OWEI dans la mer du Nord allemande et la mer Baltique. Desholm (2009) a estimé que les oiseaux aquatiques (huards, cygnes, oies et canards) étaient les espèces les plus sensibles aux perturbations de l'OWEI dans le parc éolien offshore de Nysted au Danemark. Dans le sud de la mer du Nord, la macreuse noire (*Melanitta nigra*), avec les huards, était considérée comme l'espèce la plus vulnérable au déplacement par l'OWEI (Furness et Wade, 2012 ; Furness et autres, 2013). Robinson Willmott et d'autres (2013) ont également signalé que les macreuses (avec les huards, les sternes et les alcidés) étaient les espèces les plus vulnérables au déplacement sur la côte est des États-Unis. La plupart des études post-construction de parcs éoliens offshore en mer du Nord confirment ces prévisions de risque de déplacement élevé pour les macreuses et les canards. Petersen et d'autres (2013) ont constaté une diminution du nombre de canards à longue queue trouvés dans et autour de l'OWEI, sans aucun signe d'accoutumance à long terme à la zone de l'OWEI. Dans le parc éolien d'Egmond aan Zee en mer du Nord, Krijgsveld et d'autres (2011) ont constaté que les macreuses et les canards actifs évitaient l'OWEI. Desholm et Kahlert (2005) ont rapporté que le nombre de volées d'oies et de canards passant par le parc éolien offshore de Nysted, au large des côtes danoises, a considérablement diminué après la construction. Cependant, après avoir évité l'OWEI à Horns Rev 1, des macreuses communes ont été trouvées en densités égales à l'intérieur et à l'extérieur de l'OWEI après 5 ans, ce qui indique que l'accoutumance à l'OWEI peut se produire au fil du temps (Petersen et Fox, 2007).

### **Les huards (*Gavia* spp.)**

Quatre espèces de huards sont présentes dans le CSC. Le plongeon à gorge rouge (*Gavia stellate* ; fig. 5) partage une grande partie de l'aire de reproduction du plongeon du Pacifique (*Gavia pacifica*) ; toutefois, son habitat de nidification est plus limité aux zones côtières (Barr et al., 2000). Alors que les reproducteurs du nord de l'Alaska sont connus pour hiverner en Asie du sud-est, les Plongeurs à gorge rouge nichant ailleurs en Alaska passent la saison de non reproduction au large de la côte ouest de l'Amérique du Nord, jusqu'en Basse-Californie, au Mexique (Schmutz et autres, 2000), 2009). Les plongeurs à gorge rouge qui hivernent au large de l'ouest de l'Amérique du Nord suivent un calendrier et un schéma de migration similaires à ceux des plongeurs du Pacifique, bien que, par rapport à ces derniers, ils utilisent des eaux très proches de la côte (Briggs et autres, 1987, 1992). Le plongeon à gorge rouge est une espèce de moindre préoccupation (Union internationale pour la conservation de la nature, 2014), mais les récents déclinés de population chez les reproducteurs en



Alaska ont amené l'USFWS à élever son statut de menace (U.S. Fish and Wildlife Service, 2008). Garthe et Hüppop (2004) ont constaté que le Plongeon catmarin (avec le Plongeon catmarin, *G. arctica*) était le plus sensible à l'OWEI dans leur indice pour les oiseaux marins de la mer du Nord allemande. Dans notre base de données, le Plongeon à gorge rousse a obtenu une meilleure estimation du PCV de 69, le classant "moyen" parmi la série d'espèces, et une meilleure estimation du PDV de 117, le classant "élevé" parmi la série d'espèces (tableau 7, fig. 3). La VDP élevée est due à une forte macro-évitement, à une faible (valeur élevée) flexibilité de l'habitat (tableau 6) et à une vulnérabilité élevée de la population.

Le plongeon du Pacifique niche dans toute la toundra et la taïga du nord-ouest de l'Arctique et du sub-arctique au Canada et en Alaska. L'espèce effectue une migration quelque peu asynchrone le long de la côte du Pacifique au printemps et à l'automne, la principale destination d'hivernage des reproducteurs se trouvant au large de la côte ouest de la Basse Californie, au Mexique (Russell, 2002). Bien que peu d'informations existent, on a observé que la migration était strictement diurne (R.A. Rowlett, pers. commun. in Russel, 2002). Les premiers migrants d'automne vers le sud atteignent les côtes de l'État de Washington et de l'Oregon en août, avec des pics généralement de fin octobre à début novembre (Russell, 2002). Les taux de migration au large de la Californie du Nord pendant l'automne ont été estimés à 600-800 individus par heure. Bien que leur apparence et leur distribution hivernale soient très similaires à celles du plongeon à gorge rouge (les deux espèces de plongeurs se trouvent au large des côtes de la Californie, de l'Oregon et de l'État de Washington), les plongeurs du Pacifique dominent numériquement dans cette région (Briggs et autres, 1987 ; 1992). Cette espèce a été observée pendant l'hiver au large de la Californie en grandes volées, ce qui peut influencer les estimations de densité régionale en mer. Au large de la Californie et de l'Oregon, la migration printanière commence à la fin mars, culmine à la mi-avril et se termine en juin, avec des taux de passage maximums de 2 500 à 3 000 oiseaux par heure au large de l'Oregon et de Washington (Crowell et Nehls, 1976). Pendant la migration, la majorité des oiseaux se trouvent à quelques kilomètres de la côte, volant généralement de façon diurne à des altitudes inférieures à 100 m et généralement inférieures à 10 m (Russell, 2002) ; cependant, lorsqu'ils sont confrontés à de faibles

vents contraires pendant la migration, les plongeurs du Pacifique peuvent atteindre des altitudes supérieures à 100 m (B. Henry, U.S. Geological Survey, communication orale, 5 mai 2016). Le Plongeur du Pacifique est une espèce de moindre préoccupation (Union internationale pour la conservation de la nature, 2014). Le Plongeur du Pacifique a obtenu une meilleure estimation du PCV de 42, le classant "faible" parmi la série d'espèces, et une meilleure estimation du PDV de 104, le classant "moyen" parmi la série d'espèces (tableau 7, fig. 3).

Le plongeur huard (*Gavia immer*) est l'espèce de plongeur la plus abondante dans le CSC, avec une reproduction répandue dans toute la région boréale et subarctique du Canada (94 % de la population reproductrice totale d'environ 260 000 couples ; Evers et autres, 2010). Environ 30 % de la population mondiale totale (ceux qui nichent dans l'ouest du Canada en passant par la Colombie-Britannique et le sud-est de l'Alaska) se dispersent vers l'ouest et le sud pendant la période post-nuptiale d'automne, au cours de laquelle environ 220 000 individus (y compris les juvéniles) passent l'hiver au large de la côte pacifique de l'Amérique du Nord (Evers et al., 2010). Les migrations printanières et automnales et l'écologie de l'hivernage sont relativement mal connues. Les migrants océaniques utilisent une migration par étapes avec des mouvements diurnes entrecoupés d'aires de repos qui sont généralement situées près des côtes, avec une eau relativement claire et des proies abondantes (Evers et al., 2010). Les migrations de pointe au large de la Californie ont lieu entre la fin avril et le début mai et à la fin novembre, et au début mai et novembre au large de l'Oregon (Briggs et al., 1992). Pendant la saison de non-reproduction, les plongeurs huards des écosystèmes marins sont le plus souvent situés à quelques kilomètres du rivage où ils poursuivent des proies benthiques disponibles dans des eaux relativement peu profondes. Les individus sont rarement observés en dehors des eaux du plateau continental (moins de 100 m de profondeur ; Briggs et autres, 1992 ; Evers et autres, 2010). Le plongeur huard est une espèce sensible dans l'État de Washington en raison de la diminution des habitats de nidification disponibles et de l'augmentation de l'exposition à la pollution résultant du développement humain sur les côtes (Washington Department of Fish and Game, 2003). Le Plongeur huard a obtenu une meilleure estimation du PCV de 52, le classant "faible" parmi la série d'espèces, et une meilleure estimation du PDV de 140, le classant "élevé" parmi la série d'espèces (tableau 7, fig. 3). La VDP élevée est due à une forte macro-évitement (tableau 6), à une faible (valeur élevée) flexibilité de l'habitat (tableau 6) et à une forte vulnérabilité de la population (tableau 4).

On estime que 2 à 3 % de la population mondiale de plongeurs à bec jaune (*Gavia adamsii*) migrent vers ou via le CSC pendant la saison de non-reproduction (J. Schmutz, U.S. Geological Survey, communication orale, 31 juillet 2014). Pendant leur migration, ils restent à quelques centaines de mètres au large et volent à des altitudes inférieures à 100 m (North, 1994). Ils se nourrissent principalement de poissons, mais ils consomment aussi quelques invertébrés et de la végétation (North, 1994). Ils sont considérés comme quasi-menacés (Union internationale pour la conservation de la nature, 2014). Le Plongeur à bec jaune a obtenu une meilleure estimation du VCP de 53, le classant "faible" parmi la série d'espèces, et une meilleure estimation du VDP de 144, le classant "élevé" parmi la série d'espèces (tableau 7, fig. 3). La VDP élevée est due à une forte macro-évitement (tableau 6), à une faible (valeur élevée) flexibilité de l'habitat (tableau 6) et à une forte vulnérabilité de la population (tableau 4).

Les indices de vulnérabilité précédents ont également révélé que certaines espèces de huards étaient très menacées de déplacement par l'OWEI. Desholm (2009) a estimé que les oiseaux aquatiques (huards, cygnes, oies et canards) étaient les espèces les plus sensibles aux perturbations de l'OWEI. Furness et Wade (2012) et Furness et d'autres (2013) ont estimé que les huards (avec la macreuse noire) seraient les plus vulnérables au déplacement par l'OWEI en mer du Nord écossaise. Robinson Willmott et d'autres (2013) ont indiqué que les huards (avec les macreuses, les sternes et les alcidés) seraient les plus vulnérables aux déplacements. Ces prédictions de déplacements importants parmi les huards sont confirmées par les rapports post-construction des parcs éoliens offshore. Dans le parc éolien d'Egmond aan Zee en mer du Nord, Krijgsveld et d'autres (2011) ont

rapporté que les plongeurs évitent activement l'OWEI. Bien que les huards aient été fréquemment trouvés dans les zones de Nysted et Horns Rev en mer du Nord danoise avant la construction de l'OWEI, ils n'ont pas été trouvés dans la zone de l'OWEI, même plus de cinq ans après la construction de l'OWEI (Peterson et autres, 2006 ; Petersen et Fox, 2007).

### **Grèbes (*Aechmophorus* spp. / *Podiceps* spp.)**

Six espèces de grèbes sont présentes dans le CSC, dont le grèbe à bec bigarré (*Podilymbus podiceps*), rarement observé et uniquement dans les environs côtiers et estuariens, qui ne sera pas pris en compte ici. Le grèbe cornu (*Podiceps auritus*) se reproduit dans le centre et le sud de l'Alaska, jusqu'au centre du Canada. L'espèce hiverne principalement dans les estuaires et les baies côtières du sud de l'Alaska jusqu'en Basse-Californie et dans le golfe de Californie, au Mexique (Stedman, 2000). Les grèbes cornus sont des mangeurs opportunistes qui se nourrissent principalement dans le benthos, de poissons et de crustacés pendant l'hiver (Stedman, 2000). Bien que l'espèce soit considérée comme étant de moindre préoccupation par l'UICN et par les classements des États et du gouvernement fédéral des États-Unis, elle est considérée comme menacée au Canada (Comité sur la situation des espèces en péril au Canada, 2004). Le grèbe cornu a obtenu une meilleure estimation du PCV de 60, le classant "faible" parmi l'ensemble des espèces, et une meilleure estimation du PDV de 81, le classant "moyen" parmi l'ensemble des espèces (tableau 7, fig. 3).

Le grèbe à cou rouge (*Podiceps grisegena*) se reproduit du nord de l'Alaska vers le sud, en passant par le centre du Canada. L'espèce hiverne le long de la côte ouest de l'Amérique du Nord, du sud de l'Alaska jusqu'au centre de la Californie. Les plus grandes abondances se trouvent autour de l'île de Vancouver, du détroit de Géorgie et de Puget Sound (Stout et Nuechterlein, 1999). Ils se nourrissent de poissons, de crustacés et d'insectes aquatiques (Stout et Nuechterlein, 1999). L'espèce est considérée comme menacée dans l'Oregon en raison du déclin important de la taille des populations reproductrices locales et intérieures (Oregon Department of Fish and Wildlife, 2014). Le grèbe à cou rouge a obtenu un score de 63 pour la meilleure estimation du PCV, le classant "moyen" parmi la série d'espèces, et un score de 80 pour la meilleure estimation du PDV, le classant "moyen" parmi la série d'espèces (tableau 7, fig. 3).

Le grèbe à oreilles (*Podiceps nigricollis*) se reproduit dans l'intérieur de l'Amérique du Nord, du centre des États-Unis jusqu'au Canada (Cullen et autres, 1999). La plupart des grèbes à oreilles de la côte ouest de l'Amérique du Nord passent l'hiver dans le golfe de Californie, au Mexique et dans la mer de Salton, en Californie (Cullen et al., 1999) ; on en trouve également en petit nombre le long des côtes de la Californie, de l'Oregon et de Washington pendant l'hiver (Briggs et al., 1987). Ils se nourrissent principalement d'invertébrés et de crustacés (Cullen et autres, 1999). C'est une espèce de moindre préoccupation (Union internationale pour la conservation de la nature, 2014). Le grèbe à oreilles a obtenu un score de 44 pour la meilleure estimation du VCP, le classant ainsi "faible" parmi la série d'espèces, et un score de 56 pour la meilleure estimation du VDP, le classant ainsi "faible" parmi la série d'espèces (tableau 7, fig. 3).

Le grèbe de l'Ouest (*Aechmophorus occidentalis*) et le grèbe de Clark (*A. clarkii*) sont très similaires en termes d'apparence et de comportement et sont souvent présents ensemble dans les eaux marines de la CSC ; par conséquent, dans les ensembles de données des études marines, ils sont souvent regroupés et désignés collectivement sous le nom de grèbes de l'Ouest (les grèbes de Clark sont beaucoup moins nombreux et représentent environ 1,5 million d'individus). 8 à 13 % de la population totale d'*Aechmophorus grebes* ; LaPorte et autres, 2013). Les grèbes *Echémophores* se reproduisent à l'intérieur des terres dans tout l'ouest des États-Unis et dans le centre-sud-ouest du Canada. Les grèbes de l'Ouest sont les plus nombreux dans les eaux côtières du nord du CSC entre octobre et mai, dans une bande côtière étroite, généralement à moins de 0,5 km de la côte (Briggs et al., 1987 ; Mason et al., 2007). En hiver et au printemps, les grèbes *Ecchmophorus* comptent parmi les espèces les plus nombreuses observées à proximité immédiate de la côte (par exemple, densités locales dans la baie de Monterey, CA : environ 200-400 oiseaux km<sup>-2</sup> ; Henkel, 2004). Les

mouvements migratoires ont lieu principalement la nuit, souvent en bandes, mais la migration est peu documentée (LaPorte et autres, 2013). Ils migrent vers des zones de mue post-nuptiale où de nombreux oiseaux subissent une mue des ailes avant de poursuivre leur route vers les zones d'hivernage (LaPorte et al., 2013). Pendant les mois d'hiver, les volées se trouvent souvent dans des eaux abritées (par exemple, sous le vent des promontoires côtiers) et sont associées à des habitats peu profonds et à fond sablonneux (Briggs et autres, 1987 ; LaPorte et autres, 2013). Les *Aechmophorus* grebes (Western and Clark's) sont considérés comme des candidats à l'inscription sur la liste des espèces "en danger" par le Washington Department of Fish and Wildlife (2015). Le grèbe de Clark a obtenu une meilleure estimation du PCV de 98, le classant "moyen" parmi la série d'espèces, et une meilleure estimation du PDV de 124, le classant "élevé" parmi la série d'espèces (tableau 7, fig. 3). Le Grèbe occidental a obtenu une meilleure estimation du PCV de 105, ce qui le classe "élevé" parmi la série d'espèces, et une meilleure estimation du PDV de 132, ce qui le classe "élevé" parmi la série d'espèces (tableau 7, fig. 3). Les VDP élevées chez les grèbes *Aechmophorus* sont dues à une macro-évitement élevée (tableau 6), à une flexibilité de l'habitat faible (valeur élevée) (tableau 6) et à une vulnérabilité élevée de la population (tableau 4). Les taux élevés de PCV chez le grèbe jougris sont dus à un pourcentage élevé de vols de nuit, à un pourcentage élevé de vols dans la ZRS (tableau 5) et à une vulnérabilité élevée de la population (tableau 4).

### **Albatros (*Phoebastria* spp.)**

Les trois espèces d'albatros se reproduisant dans l'hémisphère nord sont les suivantes  
Albatros à pieds noirs

(*Phoebastria nigripes*), l'Albatros de Laysan (*Phoebastria immutabilis*, fig. 6) et l'Albatros à queue courte

(*Phoebastria albatrus*). Les informations sur les mouvements de l'albatros de Laysan au sein du CCS ne sont pas encore

disponible, mais un suivi récent de l'île de Guadalupe, au Mexique, indique une large utilisation des eaux du large

du CCS pendant la saison de reproduction (B. Henry, U.S. Geological Survey, communication orale, 5 mai 2016). Certains individus de la population hawaïenne sont observés au large de la côte ouest de l'Amérique du Nord de novembre à mai et en petit nombre jusqu'à ce qu'ils se dispersent davantage vers le Pacifique nord/central pendant la durée de la saison de non-reproduction (McDermond et Morgan, 1993). On pense que la présence de l'Albatros de Laysan dans les eaux du plateau continental du CSC augmente à mesure que la petite population (143 couples nicheurs en 2013) nichant sur l'île de Guadalupe s'accroît (Hernández-Montoya et autres, 2014). Leur régime alimentaire se compose de calmars, d'œufs de poissons volants, de crustacés et de poissons (Awkerman et al., 2009). L'albatros de Laysan est considéré comme quasi-menacé par l'UICN et comme un oiseau préoccupant pour la conservation (BCC) par l'USFWS (Union internationale pour la conservation de la nature, 2014 ; U.S. Fish and Wildlife Service, 2014). L'albatros de Laysan a obtenu une meilleure estimation du PCV de 96, le classant "moyen" parmi les espèces, et une meilleure estimation du PDV de 72, le classant "faible" parmi les espèces (tableau 7, fig. 3).

Plus de 95 % (environ 55 000 couples reproducteurs en 2005) de la population mondiale totale d'Albatros à pieds noirs nichent dans le nord-ouest des îles hawaïennes, une sous-population plus petite nichant dans les groupes d'îles de Bonin et Izu au large du Japon (Awkerman et autres, 2008). Ils ont une très grande portée et peuvent se trouver dans le CSC toute l'année, mais les plus grandes abondances se produisent de l'été au début de l'automne pendant leur période de dispersion hors reproduction. Les Albatros à pieds noirs sont d'avidés charognards et les agrégations au sein du PSC ont été associées aux navires de pêche (Briggs et al., 1992). Connors et autres (2015) ont montré que pendant la saison de reproduction, l'Albatros de Laysan et l'Albatros à pieds noirs passaient tous deux du temps à voler la nuit, ces derniers ayant tendance à passer un peu plus de temps à voler la nuit. L'espèce est classée comme "quasi-menacée" par l'UICN, et "oiseau



préoccupant pour la conservation" par l'USFWS (U.S. Fish and Wildlife Services, 2014). L'Albatros à pieds noirs a obtenu une meilleure estimation du VCP de 132, ce qui le classe dans la catégorie "élevé" parmi les espèces, et une meilleure estimation du VDP de 99, ce qui le classe dans la catégorie "moyen" parmi les espèces (tableau 7, fig. 3). Le VCP élevé est dû au temps important passé en avion, à l'activité nocturne, à un temps modéré dans la ZRS (tableau 5) et à une vulnérabilité élevée de la population (tableau 4).

Figure 6. Albatros de Laysan (*Phoebastria immutabilis*). Photographie avec l'aimable autorisation de David M. Pereksta, Bureau of Ocean Energy Management. Utilisée avec permission.

Historiquement, l'Albatros à queue courte avait au moins neuf colonies de reproduction dans la mer de Chine orientale et au sud du Japon (Piatt et al., 2006). Actuellement, il existe deux colonies existantes : l'île de Torishima, au Japon, et Minami-kojima dans les îles Senkaku, au large de Taïwan (Birdlife International, 2014a). On sait peu de choses sur les schémas de dispersion de l'Albatros à queue courte ; on estime que 12 % de la population est présente dans les îles Senkaku, au large de Taïwan (Birdlife International, 2014a). Chaque année au sein du CCS, dont la majorité sont des hommes et des jeunes (Suryan et autres, 2007). L'espèce est classée comme menacée par l'UICN et comme en danger par l'USFWS, le département des poissons et de la faune sauvage de l'Oregon, le Japon et le Canada, en raison de la petite taille de sa population et de son aire de reproduction limitée (ministère de l'environnement du Japon, 1991 ; Shuford et Gardali, 2008 ; Union internationale pour la conservation de la nature, 2014 ; U.S. Fish and Wildlife Service, 2014). L'Albatros à queue courte a obtenu une meilleure estimation du VPC de 139, ce qui le classe parmi les espèces les plus importantes, et une meilleure estimation du VDP de 114, ce qui le classe parmi les espèces les plus importantes (tableau 7, fig. 3). Un VDP élevé est dû à un temps de vol important, à un temps modéré dans la ZRS (tableau 5) et à une vulnérabilité élevée de la population (tableau 4). La VDP élevée résulte d'un taux élevé de macro-évitement et d'une forte vulnérabilité de la population.

#### **Fulmar boréal du Pacifique (*Fulmarus glacialis rogersii*)**

Les Fulmars boréaux du Pacifique sont abondants dans tout le Pacifique Nord boréal et subarctique et sont particulièrement répandus pendant l'hiver. Environ 99 % de la population nicheuse du nord-est de l'océan Pacifique et de la mer de Béring (environ 2 millions d'individus) niche dans quatre colonies : Les îles Semidi (golfe d'Alaska), l'île Chagulak (Aléoutiennes), les îles Pribilof (mer de Béring) et les îles St. Matthew/Hall (mer de Béring ; Mallory et autres, 2012). Les oiseaux de la population des îles Semidi migrent de façon saisonnière pour hiverner dans le CCS (Mallory et autres, 2012). Les premières arrivées au large de la Californie centrale ont lieu fin septembre, avec un pic d'abondance en novembre (Briggs et al., 1987) ; les reproducteurs arrivent pour la première fois dans les colonies boréales/arctiques du nord entre fin avril et mai. L'espèce présente un polymorphisme de plumage spectaculaire allant d'un gris foncé uni à un blanc complet. En mer, les Fulmars boréaux sont connus pour être des charognards agressifs et leur distribution à l'échelle locale peut être influencée par certaines activités de pêche, en particulier les rejets de déchets provenant des opérations de chalutage industriel (Mallory et al., 2012). Dans l'analyse post-construction du parc éolien du Belgian Bligh Bank en mer du Nord, les fulmars ont été associés de manière négative à l'OWEI, montrant un fort comportement d'évitement (Vanermen et al., 2014). L'espèce est considérée comme une préoccupation mineure (Union internationale pour la conservation de la nature, 2014). Le Fulmar boréal du Pacifique a obtenu un score de 59 pour la meilleure estimation du PCV, le classant "faible" parmi la série d'espèces, et un score de 66 pour la meilleure estimation du PDV, le classant "faible" parmi la série d'espèces (tableau 7, fig. 3).

### **Pétrels mouchetés (*Pterodroma* spp.)**

Le CCS comprend quatre espèces de pétrels mouchetés : le pétrel de Murphy (*Pterodroma ultima*), le pétrel hawaïen (*Pterodroma sandwichensis*), le pétrel de Cook (*Pterodroma cookii*) et le pétrel tacheté (*Pterodroma inexpectata*). Tous se trouvent loin au large et aucun n'est observé fréquemment ou en grande abondance, bien que le pétrel tacheté puisse se trouver localement en abondance, au moins occasionnellement au large de la Californie.

Le pétrel de Murphy se reproduit dans le sud de l'océan Pacifique. Leur dispersion hors reproduction n'est pas bien connue mais certains individus sont observés en hivernage dans le CCS (Birdlife International, 2014a). Le pétrel de Murphy a obtenu un score PCV de 91, le classant comme "moyen" parmi la série d'espèces, et un score PDV de 78, le classant comme "moyen" parmi la série d'espèces (tableau 7, fig. 3).

Le pétrel tacheté est endémique à la Nouvelle-Zélande (Birdlife International, 2014a). Plus de 100 000 oiseaux sont observés dans le golfe d'Alaska pendant l'été, et on pense que certains de ces oiseaux migrent par le CCS en se rendant dans leurs eaux non reproductives (Briggs et autres, 1987 ; Bartle et autres, 1993). L'espèce est considérée comme Quasi menacée en raison de la petite taille de sa population globale et de la présence de prédateurs non indigènes dans les zones de reproduction (Union internationale pour la conservation de la nature, 2014). Le pétrel tacheté a obtenu un score PCV de 68, le classant comme "moyen" parmi la série d'espèces, et un score PDV de 72, le classant comme "moyen" parmi la série d'espèces (tableau 7, fig. 3).

Les pétrels hawaïens se reproduisent dans les principales îles hawaïennes (MHI) et sont rarement observés au large des côtes de la Californie et de l'Oregon (Briggs et autres, 1987 ; Simons et Hodges, 1998). Les pétrels d'Hawaï et des Galapagos (*P. phaeopygia*) sont extrêmement difficiles à différencier par la seule vue en mer (Pyle et al., 2011), mais les données de suivi d'Hawaï et des Galapagos soutiennent l'idée que les oiseaux observés dans le CCS sont des *P. sandwichensis* (J. Adams, U.S. Geological Survey, données non publiées, 5 mai 2016). Les déplacements à longue distance des pétrels hawaïens des colonies situées dans l'ensemble de l'ICM sont influencés par les vents associés au système de haute pression du Pacifique Nord en été (Adams et Flora, 2010) ; la taille et l'étendue vers l'est de cette caractéristique annuelle peuvent influencer sur la probabilité que les

pétrels hawaïens se trouvent dans la partie extérieure du PCC pendant les mois d'été et d'automne (J. Adams, U.S. Geological Survey, données non publiées, 5 mai 2016). L'espèce est considérée comme "en danger" par l'USFWS en raison de la réduction de l'habitat de nidification et des menaces de prédation (U.S. Fish and Wildlife Services, 2014). Le pétrel hawaïen a obtenu un score de 94 pour la meilleure estimation du PCV, le classant "moyen" parmi l'ensemble des espèces, et un score de 132 pour la meilleure estimation du PDV, le classant "élevé" parmi l'ensemble des espèces (tableau 7, fig. 3). Une VDP élevée est due à une macro-évitement élevée (tableau 6) et à une vulnérabilité élevée de la population (tableau 4).

Il existe deux populations distinctes de pétrel de Cook, dont l'une se reproduit sur l'île de Little Barrier, en Nouvelle-Zélande. Cette population compte 286 000 couples reproducteurs et on pense qu'elle migre vers l'océan Pacifique oriental et le CSC pendant la saison de non-reproduction (Birdlife International, 2014a ; Rayner et autres, 2011). L'espèce est considérée comme vulnérable (Union internationale pour la conservation de la nature, 2014). Le pétrel de Cook a obtenu un score de 98 pour la meilleure estimation du VCP, ce qui le classe dans la catégorie des espèces à risque "moyen", et un score de 93 pour la meilleure estimation du VDP, ce qui le classe dans la catégorie des espèces à risque "moyen" (tableau 7, fig. 3).

### ***Puffins (Puffinus spp.)***

Le *Puffin à pieds roses (Puffinus creatopus ; fig. 7)* est un reproducteur endémique chilien dont une partie de la population adulte reproductrice (environ 28 000 couples reproducteurs, Muñoz, Corporación Nacional Forestal, Chili et P. Hodum, Oikonos, non publié. données, 5 mai 2016) subit une migration saisonnière et transéquatoriale pour occuper les eaux du plateau et des pentes de la CSC de mars à octobre, avec une abondance maximale de juillet à septembre (Briggs et autres, 1987). Le puffin à pieds roses a une taille similaire à celle du puffin fuligineux, beaucoup plus abondant, et pendant l'été, les deux espèces se rencontrent souvent au large de la Californie, de l'Oregon et de Washington (Briggs et autres, 1987, 1992). L'abondance interannuelle au large de l'Oregon et de Washington peut être très variable, probablement associée aux conditions océanographiques interannuelles et à l'abondance des poissons fourrage (Phillips et autres, 2010). En raison de la perte d'habitat, des menaces en mer et de la prédation par des mammifères introduits, combinés à un nombre limité de colonies au large du Chili, l'espèce est reconnue comme étant vulnérable par l'UICN, menacée par le Canada et en danger par le Chili (Ministerio del Medio Ambiente, 2012 ; Union internationale pour la conservation de la nature, 2014). Le puffin à pieds roses a obtenu une meilleure estimation du VCP de 100, ce qui le classe dans la catégorie "moyenne" parmi les espèces, et une meilleure estimation du VDP de 120, ce qui le classe dans la catégorie "élevée" parmi les espèces (tableau 7, fig. 3). La VDP est élevée en raison de la vulnérabilité élevée de la population (tableau 4), de la forte macro-évitement et de la faible flexibilité de l'habitat (tableau 6).

*Les puffins à pieds charnus (Puffinus carneipes)* se reproduisent dans le sud-ouest du Pacifique et voyagent vers le nord jusqu'au Pacifique occidental, en Afrique et dans le nord de l'océan Indien pendant la saison de non reproduction. Un faible pourcentage de la population se retrouve dans le CCS pendant la période boréale été-début automne (Birdlife International, 2014a). On pense que l'espèce est la plus active, volant et se nourrissant, pendant la journée (del Hoyo et autres, 1992). L'espèce est considérée comme menacée en Nouvelle-Zélande en raison des menaces qui pèsent sur les colonies de reproduction (Robertson et al., 2013). Le puffin à pieds charnus a obtenu un score de 67 pour la meilleure estimation du PCV, le classant "moyen" parmi la série d'espèces, et un score de 75 pour la meilleure estimation du PDV, le classant "moyen" parmi la série d'espèces (tableau 7, fig. 3).



**Figure 7.** Puffin à pieds roses (*Puffinus creatopus*). Photo avec l'aimable autorisation de David M. Pereksta, Bureau of Ocean Energy Management. Utilisée avec permission.

Le puffin de Buller (*Puffinus bulleri*) est un migrant transequatorial qui se reproduit dans le sud-ouest de l'océan Pacifique, principalement sur deux des îles Poor Knights (Aorangi et Tawhiti Rahi) au large du nord de la Nouvelle-Zélande. Pendant leur saison de non-reproduction, les puffins de Buller migrent vers le Pacifique Nord depuis le Japon puis vers l'Amérique du Nord et sont présents au large de la Californie, de l'Oregon et de Washington pendant l'été boréal et au début de l'automne. Les effectifs maximums se trouvent généralement en juillet et novembre au large de Washington et de l'Oregon (Briggs et autres, 1992) et en août et septembre au large de la Californie du Nord (Briggs et autres, 1987). La population mondiale (environ 2,5 millions, mais probablement moins) est considérée comme vulnérable en raison de son aire de reproduction restreinte et de sa vulnérabilité aux espèces envahissantes dans les zones de reproduction (Union internationale pour la conservation de la nature, 2014 ; Birdlife International, 2014a). Le puffin de Buller a obtenu un score de 60 pour la meilleure estimation du VCP, le classant "faible" parmi la série d'espèces, et un score de 72 pour la meilleure estimation du VDP, le classant "faible" parmi la série d'espèces (tableau 7, fig. 3).

Le Puffin fuligineux (*Puffinus griseus*) est l'une des espèces d'oiseaux de mer les plus abondantes au monde (>20 millions d'oiseaux ; Heather et Robertson, 1997 ; Newman et autres, 2009). Dans le Pacifique, il niche dans l'hémisphère sud, sur les îles au large du Chili et de la Nouvelle-Zélande. Après l'élevage des poussins, les adultes effectuent une migration transequatoriale et une partie (estimée à un tiers) de la population adulte nicheuse de Nouvelle-Zélande arrive pour résider dans le CSC entre avril et octobre (Adams et al., 2012). Au large de la Californie, les puffins fuligineux dominent la biomasse aviaire marine en été (Briggs et Chu, 1986). Briggs et d'autres (1987) ont signalé une tendance latitudinale dans le calendrier des densités maximales, avec les plus grandes densités au large de la Californie du Nord entre juillet et septembre, et un peu plus tôt au sud du cap Mendocino, CA. L'espèce peut atteindre des densités impressionnantes en mer, et les troupeaux d'alimentation uniques peuvent s'étendre sur plusieurs kilomètres et compter des centaines de milliers d'individus (Briggs et al., 1987). Les individus ont tendance à se regrouper sous le vent des promontoires côtiers, en aval des zones actives de les cellules de remontée d'eau (Briggs et Chu,

1986). De récentes études de suivi par satellite révèlent une variabilité interannuelle de l'étendue de l'utilisation de l'habitat au large et d'importantes zones d'agrégation associées au panache du fleuve Columbia et à la région du cap Blanco au banc Heceta du plateau continental au large de l'Oregon, dans la baie de Monterey, et dans tout le canal de Santa Barbara au large de la Californie du Sud (Adams et autres, 2012). Le puffin fuligineux est considéré comme quasi-menacé en raison du déclin rapide de la taille de la population qui serait dû aux impacts de la pêche et à la récolte des poussins sur les colonies de reproduction (Union internationale pour la conservation de la nature, 2014). L'espèce a obtenu une meilleure estimation du PCV de 70, la classant "moyenne" parmi la série d'espèces, et une meilleure estimation du PDV de 84, la classant "moyenne" parmi la série d'espèces (tableau 7, fig. 3).

Le puffin à queue courte (*Puffinus tenuirostris*) est très abondant et se reproduit en Australie. La majorité des individus passent l'hiver (été boréal) dans la mer de Béring et à proximité des passes insulaires dans tout l'archipel des Aléoutiennes qui sépare la mer de Béring du nord du golfe d'Alaska. Le nombre de puffins à queue courte trouvés dans le CCS lors des relevés aériens d'automne et d'hiver n'est pas clair car ils semblent impossibles à distinguer des puffins fuligineux et ne peuvent donc pas être comptés individuellement. Toutefois, on estime qu'un très faible pourcentage des puffins observés dans le CCS d'octobre à mars sont à queue courte (Briggs et al., 1987 ; 1992). L'espèce est considérée comme une préoccupation mineure (Union internationale pour la conservation de la nature, 2014). Le puffin à queue courte a obtenu un score de 43 pour la meilleure estimation du VCP, ce qui le classe dans la catégorie des espèces "faibles", et un score de 51 pour la meilleure estimation du VDP, ce qui le classe dans la catégorie des espèces "faibles" (tableau 7, fig. 3).

Le puffin manqué (*Puffinus puffinus*) est originaire de l'océan Atlantique. On ne trouve que rarement des individus dans le Pacifique, mais un petit nombre d'entre eux peuvent se reproduire dans le Pacifique Nord (Lee et Haney, 1996). Ils se nourrissent principalement de petits poissons en bancs, ainsi que de céphalopodes, de petits crustacés et d'abats (Lee et Haney, 1996). L'espèce est considérée comme une préoccupation mineure (Union internationale pour la conservation de la nature, 2014). Le puffin manqué a obtenu un score de 55 pour la meilleure estimation du PCV, le classant "faible" parmi la série d'espèces, et un score de 66 pour la meilleure estimation du PDV, le classant "faible" parmi la série d'espèces (tableau 7, fig. 3).

Le puffin noir (*Puffinus opisthomelas*) se reproduit au Mexique et se déplace vers le nord le long de la côte pendant la saison de non-reproduction (Birdlife International, 2014a) ; les effectifs au large de la Californie centrale et méridionale augmentent en association avec des conditions anormales de réchauffement de l'océan dans le CSC. Le nombre de puffins à queue noire a considérablement diminué en raison de la perte d'habitat de reproduction et de l'introduction de prédateurs non indigènes dans les zones de reproduction. Bien que ces menaces aient diminué de manière significative, l'espèce est toujours considérée comme Quasi menacée par l'UICN et En danger au Mexique (Flores, 2010 ; Union internationale pour la conservation de la nature, 2014). Le puffin noir a obtenu un score de 85 pour la meilleure estimation du PCV, le classant comme "moyen" parmi la série d'espèces, et un score de 119 pour la meilleure estimation du PDV, le classant comme "élevé" parmi la série d'espèces (tableau 7, fig. 3). Une VDP élevée résulte d'une macroévitement relative élevée (tableau 6) et d'une vulnérabilité relativement élevée de la population (tableau 4).

### **Océanites (*Oceanodroma* spp. / *Oceanites* spp.)**

Trois sous-espèces d'océanites de Wilson (*Oceanites oceanicus* spp.) se reproduisent dans l'hémisphère sud, sur les îles subantarctiques et dans l'Antarctique, où les populations reproductrices se comptent par millions. Certains individus effectuent des migrations transequatoriales pendant la saison de non-reproduction. La majorité de la population nicheuse se trouve dans les océans Atlantique et Indien pendant l'été, mais on pense que de petites proportions des deux populations se trouvent dans le Pacifique Est (Spear et Ainley, 2007 ; Birdlife International, 2014a). Des individus sont

enregistrés au large de l'ouest de l'Amérique du Nord à la fin de l'été. L'été et l'automne (Spear et Ainley, 2007). Ces oiseaux volent souvent bas au-dessus de l'eau, en particulier par vent fort, ce qui leur permet d'utiliser le comportement unique de vol en ancre de mer qui les distingue de la plupart des autres types de pétrels de tempête (Ainley et al., 2015). Le pétrel tempête de Wilson est considéré comme une espèce de moindre préoccupation (Union internationale pour la conservation de la nature, 2014). L'espèce a obtenu un score de 43 pour la meilleure estimation du PCV, ce qui la classe dans la catégorie des espèces "faibles", et un score de 45 pour la meilleure estimation du PDV, ce qui la classe dans la catégorie des espèces "faibles" (tableau 7, fig. 3).

L'océanite cul-blanc (*Oceanodroma furcata*) est l'une des espèces d'oiseaux de mer nicheurs les plus abondantes dans le golfe d'Alaska et les îles Aléoutiennes (environ 5 à 10 millions d'individus ; Boersma et Silva, 2001). Des colonies éparses et plus petites de pétrels tempêtes à queue fourchue (de 100 à 2 000 individus) existent sur des îlots isolés au large des côtes de l'État de Washington, de l'Oregon et du nord de la Californie. On pense généralement qu'elles se trouvent à une distance de 75 à 150 km des colonies pendant la saison de reproduction et qu'elles sont associées aux eaux du talus continental (Boersma et Silva, 2001). La dispersion pendant l'hiver est très répandue dans le Pacifique Nord au-dessus de 40° N. On pense généralement que cette petite population pélagique du Pacifique Nord occupe les eaux du talus continental pendant l'hiver, mais les tempêtes peuvent se produire près des côtes (Boersma et Silva, 2001). Briggs et d'autres (1992) ont noté que les océanites cul-blanc à queue fourchue étaient parmi plusieurs espèces ayant une forte corrélation négative avec les puffins fuligineux au large de l'Oregon et de Washington. Dans le golfe d'Alaska, les individus sont attirés par les navires de pêche, ce qui modifie l'abondance et le regroupement à l'échelle locale (Gould et al., 1982). L'océanite cul-blanc à queue fourchue est considérée comme vulnérable par l'organisation California Species of Special Concern en raison de l'augmentation de la destruction des habitats de nidification (McChesney et Carter, 2008). L'espèce a obtenu un score de 62 pour la meilleure estimation du PCV, ce qui la classe dans la catégorie "faible" parmi l'ensemble des espèces, et un score de 66 pour la meilleure estimation du PDV, ce qui la classe dans la catégorie "faible" parmi l'ensemble des espèces (tableau 7, fig.3).

L'océanite cul-blanc (*Oceanodroma leucorhoa*) est un oiseau de mer pélagique abondant et reconnu comme le plus répandu de l'hémisphère nord pour sa reproduction proclamée. Il existe environ 36 000 nicheurs de la sous-espèce "à croupion pâle" (*O. l. leucorhoa*) sur des îlots isolés au nord de Washington (Speich et Wahl, 1989) et environ 482 000 nicheurs au large de l'Oregon (37 % de la population totale d'oiseaux de mer nicheurs de l'Oregon), ce qui en fait la deuxième espèce d'oiseaux de mer nicheurs locaux la plus abondante après le Guillemot marmette (Naughton et al., 2007a). Pendant la saison de reproduction estivale, on pense que les océanites cul-blanc nicheuses s'alimentent dans un rayon de 200 km de leurs colonies, mais qu'elles peuvent s'aventurer plus loin (Huntington et al., 1996). On pense que la dispersion hivernale se fait principalement vers le Pacifique tropical central et oriental, mais les oiseaux sont observés toute l'année au sein du CCS (Briggs et autres, 1987 ; 1992). Trois sous-espèces distinctes d'océanites cul-blanc se reproduisent au large du sud de la Californie et du Mexique (Huntington et al., 1996). L'*O. l. chapmani* niche au large de la Basse-Californie centrale et du Mexique (et peut-être des îles anglo-normandes de Californie ; Carter, Dvorak et autres, 2016). Deux sous-espèces de l'océanite cul-blanc (*O. l. socorroensis* et *O. l. cheimomnestes*) sont menacées d'extinction ; ces sous-espèces sont endémiques de l'île de Guadalupe, au large de la Basse-Californie, au Mexique, et ne seraient pas présentes dans la zone centre-nord du CSC (Huntington et al., 1996 ; Spear et Ainley, 2007) ; par conséquent, nous n'avons pas pris en compte l'état de conservation de ces sous-espèces individuellement lors de l'estimation de l'état de menace de la population du CSC à appliquer à l'océanite cul-blanc (Flores, 2010 ; Union internationale pour la conservation de la nature, 2014). L'espèce a obtenu une meilleure estimation du PCV de 68, ce qui la classe dans la catégorie "moyenne" parmi l'ensemble des espèces, et une

meilleure estimation du PDV de 72, ce qui la classe dans la catégorie "faible" parmi l'ensemble des espèces (tableau 7, fig. 3).

Presque tous (98 %) les *Océanites* cendrées (*Oceanodroma homochroa*) se reproduisent en Californie (Carter et autres, 2008 ; Carter, Ainley et autres, 2016). On sait peu de choses sur leur alimentation (G. McChesney, U.S. Fish and Wildlife Service, données non publiées, 5 mai 2016). Les individus au large de la Californie occupent généralement les eaux du talus continental à plus de 800 m de profondeur (Adams et Takekawa, 2008). L'espèce est considérée comme "en danger" par l'UICN et le Mexican Species en Riesgo en raison du déclin rapide de la population résultant de multiples menaces (Flores, 2010 ; Union internationale pour la conservation de la nature, 2014). L'Océanite tempête cendré a obtenu un score de 153 pour la meilleure estimation du PCV, ce qui le classe parmi les espèces les plus menacées, et un score de 189 pour la meilleure estimation du PDV, ce qui le classe parmi les espèces les plus menacées (tableau 7, fig. 3). Bien qu'elle ait obtenu le score le plus bas pour le pourcentage de temps de vol dans la ZRS (ZRSt = 1), la VPC élevée est due à plusieurs facteurs qui contribuent à sa vulnérabilité unique de population élevée (tableau 4) : endémisme du CCS, AO à l'année dans le CCS, petite taille de la population et statut de menace élevé, associés à un pourcentage relativement élevé de temps passé à voler la nuit (tableau 5). La VDP élevée est due à une vulnérabilité élevée de la population (tableau 4) et à une macro-évitement élevée (tableau 6).

L'océanite noir (*Oceanodroma melania*) se reproduit sur les îles au large de la Californie du Sud, en Basse-Californie (Mexique), et sur les îles du golfe de Californie (Mexique). Des milliers d'entre eux se déplacent vers le nord après la saison de reproduction et se trouvent au large des côtes californiennes (Ainley, 2008). Elle est considérée comme une espèce préoccupante en Californie (Ainley, 2008). Le pétrel tempête noir a obtenu un score de 77 pour la meilleure estimation du VCP, le classant "moyen" parmi la série d'espèces, et un score de 81 pour la meilleure estimation du VDP, le classant "moyen" parmi la série d'espèces (tableau 7, fig. 3).

L'océanite cul-blanc (*Oceanodroma microsoma*) se trouve dans le Pacifique Est, du centre de la Californie au Pérou. Les individus se reproduisent principalement sur les îles de la Basse Californie, au Mexique, mais une petite partie de la population se reproduit sur les îles au large de la Californie du Sud (Spear et Ainley, 2007). L'USFWS (U.S. Fish and Wildlife Services, 2014) les considère comme un oiseau dont la conservation est préoccupante. Le pétrel a obtenu un score de 71 pour la meilleure estimation du VCP, ce qui le classe dans la catégorie "moyenne" parmi les espèces, et un score de 75 pour la meilleure estimation du VDP, ce qui le classe dans la catégorie "moyenne" parmi les espèces (tableau 7, fig. 3).

### **Cormorans (*Phalacrocorax penicillatus*, *P. auritus*, et *P. pelagicus*)**

Trois espèces de cormorans se reproduisent dans le CSC et toutes occupent généralement des habitats similaires en mer, principalement sur le plateau continental intérieur et généralement dans un rayon de 25 km de la terre ferme (Briggs et al., 1987). La répartition des cormorans en mer (en toutes saisons) suit généralement la répartition des colonies le long de la côte, dont beaucoup sont utilisées comme sites de perchage pendant la saison de non-reproduction (Briggs et al., 1992).

Le cormoran de Brandt (*Phalacrocorax penicillatus*) est une espèce sensible dans l'État de Washington (Washington Department of Fish and Game, 2003 ; U.S. Fish and Wildlife Services, 2005). L'espèce a obtenu un score de 161 pour la meilleure estimation du PCV, ce qui la classe dans la catégorie "élevée" parmi les espèces, et un score de 105 pour la meilleure estimation du PDV, ce qui la classe dans la catégorie "moyenne" parmi les espèces (tableau 7, fig. 3). Le taux élevé de PCV est dû à la présence de l'espèce toute l'année dans le CSC (tableau 4), au pourcentage relativement élevé de temps passé dans la ZRS (tableau 5) et au pourcentage élevé de temps passé en avion pour se rendre dans les aires de perchage et de nidification (tableau 4).



Le cormoran à aigrettes (*P. auritus* ; fig. 8) est considéré comme une espèce de moindre préoccupation (Union internationale pour la conservation de la nature, 2014). L'espèce a obtenu une meilleure estimation du PCV de 125, la classant "élevée" parmi l'ensemble des espèces, et une meilleure estimation du PDV de 75, la classant "moyenne" parmi l'ensemble des espèces (tableau 7, fig. 3). La VPC élevée est due à la présence toute l'année dans le CSC, au pourcentage relativement important de temps passé dans la ZRS (tableau 5) et au pourcentage important de temps passé en avion pour se rendre dans les aires de perchage et de nidification (tableau 4).

**Figure 8.** Cormoran à aigrettes (*Phalacrocorax auritus*). Photographie avec l'aimable autorisation de David M. Pereksta, Bureau of Ocean Energy Management. Utilisée avec permission.

Le cormoran pélagique (*P. pelagicus*) est considéré comme une espèce moins préoccupante (Union internationale pour la conservation de la nature, 2014). L'espèce a obtenu un score de 115 pour la meilleure estimation du PCV, ce qui la classe dans la catégorie "élevée" parmi l'ensemble des espèces, et un score de 75 pour la meilleure estimation du PDV, ce qui la classe dans la catégorie "moyenne" parmi l'ensemble des espèces (tableau 7, fig. 3). Le taux élevé de PCV est dû à la présence de l'espèce toute l'année dans le CSC, au pourcentage relativement élevé de temps passé dans la ZRS (tableau 5) et au pourcentage élevé de temps passé en avion pour se rendre dans les aires de perchage et de nidification (tableau 4).

Les indices de vulnérabilité précédents prédisaient également une vulnérabilité relativement plus grande des cormorans à la collision et au déplacement par l'OWEI. Garthe et Hüppop (2004) ont constaté que Great Shag (*Phalacrocorax carbo*) était la quatrième espèce la plus vulnérable (après le plongeon huard, la macreuse et la sterne) à l'OWEI. Robinson Willmott et d'autres (2013) ont déterminé que les cormorans ont un taux de collision élevé et

la vulnérabilité au déplacement. Rapports post-construction sur le comportement des cormorans dans les parcs éoliens offshore appuient ces calculs indiquant un déplacement élevé et une grande vulnérabilité aux collisions. Dans deux grandes les éoliennes au large de la côte nord-est de l'Angleterre, le nombre de cormorans trouvés dans la région a considérablement diminué après la construction de l'éolienne, peut-être parce que les turbines étaient dissuasives de la recherche de nourriture dans la région (Rothery et autres, 2009). En revanche, au parc éolien d'Egmond aan Zee, à la mer du Nord, Krijgsveld et autres (2011) ont constaté que les cormorans ne présentaient aucun comportement d'évitement et a montré quelques signes d'attraction pour l'OWEI pour se percher. Peterson et d'autres (2006) ont également constaté que les cormorans ne montraient pas de comportement d'évitement autour des parcs éoliens de Nysted et Horns Rev à la mer du Nord néerlandaise, augmentant ainsi leur risque de collision. En outre, dans les parcs éoliens offshore d'Egmond aan Zee et de North Hoyle, on a constaté que les coraux européens (*Phalacrocorax aristotelis*) étaient attirés par les zones OWEI, où ils n'étaient pas présents en grand nombre auparavant, et dans le parc éolien de North Hoyle, on a observé des coraux à proximité des turbines (NWP Offshore Ltd, 2008 ; Leopold et autres, 2011). On sait que les cormorans sont attirés par les plateformes pétrolières offshore (Hamer et autres, 2014) qui leur fournissent un habitat de perchage et il est probable que le même comportement serait observé à l'OWEI dans le CSC. Les cormorans, dont le rapport hauteur/largeur est très faible, sont encore plus vulnérables aux collisions. Ils battent plus souvent des ailes lorsque la vitesse du vent augmente et sont plus susceptibles de voler dans des vents contraires (Spear et Ainley, 2007 ; Ainley et autres, 2015).

### **Pélicans (*Pelecanus occidentalis* et *P. erythrorhynchos*)**

Le pélican blanc d'Amérique (*Pelecanus erythrorhynchos*) se divise en deux groupes migrateurs, ceux qui descendent le long de la ligne de partage des eaux et ceux qui descendent le long de la côte ouest de l'Amérique du Nord (Knopf et Evans, 2004). Ce sont des chasseurs opportunistes et coopératifs, dont la majorité du régime alimentaire est constitué de proies d'eau douce (Knopf et Evans, 2004). Les pélicans blancs d'Amérique sont rarement observés au large dans des environnements marins. L'espèce est considérée comme en danger (State Sensitive Species) dans l'État de Washington en raison de la perte d'habitat de nidification et d'alimentation à l'intérieur des terres (Washington Department of Fish and Game, 2003). Le pélican blanc d'Amérique a obtenu une meilleure estimation du PCV de 210, le classant "élevé" parmi l'ensemble des espèces, et une meilleure estimation du PDV de 90, le classant "moyen" parmi l'ensemble des espèces (tableau 7, fig. 3). La VDP élevée est due à une faible macro-évitement, à un pourcentage élevé de temps de vol dans la ZRS (tableau 5) et à une forte vulnérabilité de la population (tableaux 4).

Dans le Pacifique, au large de l'Amérique du Nord, le pélican brun (*Pelecanus occidentalis* ; fig. 9) niche depuis le sud de la Californie jusqu'au Mexique et dans tout le golfe de Californie, au Mexique. L'aire de non-reproduction hivernale des populations californiennes et mexicaines semble fluctuer avec la latitude selon une périodicité interannuelle et interdécennale associée à des changements dans la distribution et l'abondance des poissons fourrage et dans la température régionale de la surface de la mer. Pendant les périodes d'eau froide, la plupart des pélicans bruns non reproducteurs ont tendance à rester au sud de l'Oregon, mais pendant les périodes d'eau chaude et depuis 1985, des milliers se sont dispersés chaque année pour atteindre les eaux au large des côtes de l'Oregon et de Washington (Jaques et autres, 1994). Les effectifs des PCC du centre et du nord ont tendance à atteindre un pic en septembre et octobre, puis à diminuer lorsque les adultes reviennent dans les colonies de reproduction en décembre. Au cours de la migration, l'étendue au large des côtes se situe principalement à moins de 10 km de la côte (Briggs et al., 1983). L'espèce est considérée comme menacée en Oregon et dans l'État de Washington en raison du déclin de la population, qui résulte très probablement de la diminution de la disponibilité des proies (Washington Department of Fish and Game, 2003 ; Oregon Department of Fish and Wildlife, 2014). Le pélican brun a été retiré de la liste de



l'USFWS en Californie, mais son statut est actuellement en cours de révision (U.S. Fish and Wildlife Service, 2014). Le pélican brun a obtenu un score de 263 pour la meilleure estimation du PCV, ce qui le classe parmi les espèces les plus importantes, et un score de 113 pour la meilleure estimation du PDV, ce qui le classe parmi les espèces les plus importantes (tableau 7, fig. 3). La VDP élevée est due à la présence toute l'année dans le CCS (tableau 4), au pourcentage élevé de temps de vol dans la ZRS (tableau 5), à la faible macro-évitement (score élevé, tableau 5) et à la forte vulnérabilité de la population (tableaux 4). La VDP élevée est due à la faible flexibilité de l'habitat (tableau 6) et à la forte vulnérabilité de la population (tableau 4).

**Figure 9.** Pélican brun (*Pelecanus occidentalis*) adulte dans son plumage de reproduction. Photographie avec l'aimable autorisation de David M. Pereksta, Bureau de la gestion de l'énergie des océans. Utilisé avec permission.

### **Phalarope rouge et à cou rouge (*Phalaropus fulicarius* et *P. lobatus*)**

Ces deux "oiseaux de rivage" marins de la famille des Scolopacidae nichent dans l'Arctique et hivernent dans les courants du Pérou et de Humboldt au large de l'Amérique du Sud (Rubega et autres, 2000 ; Tracy et autres, 2002). Le phalarope rouge (*Phalaropus fulicarius*) est considéré comme le plus marin des trois espèces de phalaropes (y compris le phalarope de Wilson, *Phalaropus tricolor*, non considéré ici). En se basant sur des études aériennes et maritimes au large de la Californie, Briggs et d'autres (1987) ont noté que les phalaropes rouges se trouvaient à plus de 50 km au large, tandis que les phalaropes à cou rouge (*P. lobatus*) se trouvaient toujours plus près du rivage, mais les deux espèces se trouvaient souvent ensemble en mer. Le nombre de phalaropes rouges a atteint un maximum environ un mois plus tard que les phalaropes à cou rouge lors des migrations de printemps et d'automne au large de la Californie (Briggs et al., 1987). Les densités maximales d'automne au large de la Californie du Nord, de l'Oregon et de Washington ont été observées entre juillet et octobre, et les pics de la migration printanière ont été beaucoup moins prolongés et se sont produits en avril et mai (Briggs et al., 1987, 1992). Le phalarope rouge est considéré comme une espèce de moindre

préoccupation (Union internationale pour la conservation de la nature, 2014). L'espèce a obtenu un score de 84 pour la meilleure estimation du PCV, la classant "moyenne" parmi la série d'espèces, et un score de 60 pour la meilleure estimation du PDV, la classant "faible" parmi la série d'espèces (tableau 7, fig. 3). Le phalarope à cou rouge est considéré comme une espèce de moindre préoccupation (Union internationale pour la conservation de la nature, 2014). L'espèce a obtenu une meilleure estimation du PCV de 57, ce qui la classe "faible" parmi les espèces, et une meilleure estimation du PDV de 45, ce qui la classe "faible" parmi les espèces (tableau 7, fig. 3).

Contrairement à nos résultats, Robinson Willmott et d'autres (2013) ont constaté que sur le plateau continental extérieur de l'Atlantique en Amérique du Nord, les phalaropes (avec les goélands, les cormorans et les labbes) sont les plus vulnérables aux collisions. La moindre vulnérabilité dans nos estimations est probablement due aux différences de pourcentage de la population que l'on trouve dans le CCS et aux différences dans les équations utilisées pour calculer la vulnérabilité.

### **Jaegers et Skua (*Stercorarius* spp.)**

Un petit nombre de Skua polaire sud (*Stercorarius maccormicki*) passent par le CCS pendant leur migration transequatoriale des zones de reproduction de l'Antarctique vers l'hémisphère nord pour la saison de non-reproduction (Briggs et autres, 1983). Ils volent probablement à plus de 10 m au-dessus de l'eau, et il est peu probable qu'ils changent de hauteur de vol en fonction de la vitesse ou de la direction du vent (Ainley et autres, 2015). Le Skua polaire sud est considéré comme une espèce de moindre préoccupation (Union internationale pour la conservation de la nature, 2014). L'espèce a obtenu un score de 168 pour la meilleure estimation du PCV, ce qui la classe parmi les espèces les plus préoccupantes, et un score de 42 pour la meilleure estimation du PDV, ce qui la classe parmi les espèces les moins préoccupantes (tableau 7, fig. 3). La valeur élevée de la VDP est due à un pourcentage élevé de temps de vol dans la ZRS (tableau 5) et à une faible macroévitement (valeur élevée, tableau 5).

Le labbe *pomarin* (*Stercorarius pomarinus* ; fig. 10) est le plus grand et le plus nombreux des trois labbes qui fréquentent le CSC pendant la migration de printemps et d'automne, lorsque les oiseaux se déplacent entre les sites de reproduction arctiques et les zones d'hivernage du Pacifique subtropical et tropical. Au large de Washington, cette espèce est présente de la mi-juillet à octobre, avec une abondance maximale au large de la Californie à la fin septembre et en octobre (Briggs et autres, 1987 ; 1992). Les observations sont rares pendant le reste de l'année, et on pense que la migration printanière de cette espèce a lieu plus loin au large que pendant la fin de l'été et l'automne (Briggs et autres, 1987). En mer, dans le CSC, les jäger de Pomarine ont tendance à se présenter sous la forme d'individus dispersés et en petits troupeaux associés principalement aux eaux du talus continental où ils cohabitent souvent avec des mouettes, et occasionnellement avec des bateaux de pêche (Briggs et al., 1992). Au cours de la migration, les individus peuvent se fixer sur l'eau par grand vent ou atteindre une hauteur de 30 à 50 m au-dessus du niveau de la mer, mais ils se trouvent fréquemment à plus de 10 m au-dessus du niveau de la mer par temps doux (Wiley et Lee, 2000). Pomarine Jaeger est considérée comme une préoccupation mineure (Union internationale pour la conservation de la nature, 2014). L'espèce a obtenu un score de 105 pour la meilleure estimation du PCV, ce qui la classe dans la catégorie "élevée" parmi les espèces, et un score de 27 pour la meilleure estimation du PDV, ce qui la classe dans la catégorie "faible" parmi les espèces (tableau 7, fig. 3). La valeur élevée de la VDP est due à la présence toute l'année dans le CCS (tableau 4), au pourcentage élevé de temps de vol dans la ZRS (tableau 5) et à la faible macro-évitement (valeur élevée, tableau 5).

Les deux plus petites des trois espèces de labbes d'Amérique du Nord, le labbe *parasite* (*Stercorarius parasiticus*) et le labbe à longue queue (*Stercorarius longicaudus*), sont difficiles à distinguer en mer, en particulier chez les juvéniles et pendant la saison de non-reproduction, lorsque des migrants provenant de sites de reproduction du nord se trouvent dans le CSC. Bien qu'ils soient

moins nombreux que les labbes pomarins, Briggs et d'autres (1987, 1992) ont enregistré quelques labbes parasites/à longue queue sur le plateau continental et le talus continental au large de la Californie, de l'Oregon et de Washington au cours de l'automne. Les labbes parasites nichent dans tout l'Arctique en Amérique du Nord et le long de la côte ouest de l'Alaska jusqu'au golfe d'Alaska ; l'espèce hiverne dans le Pacifique Sud tempéré (Wiley et Lee, 1999). Les labbes parasites atteignent leur plus grande abondance dans le CSC à l'automne et au printemps, lorsqu'ils sont observés occasionnellement près de la côte en train de chasser les mouettes et les sternes tout en se livrant à des attaques de kleptoparasitisme (Briggs et autres, 1987, 1992 ; Wiley et Lee, 1999). L'espèce est considérée comme une préoccupation mineure (Union internationale pour la conservation de la nature, 2014). Le parasite Jaeger a obtenu une meilleure estimation du PCV de 93, le classant comme "moyen" parmi la série d'espèces, et une meilleure estimation du PDV de 23, le classant comme "faible" parmi la série d'espèces (tableau 7, fig. 3).

Les labbes à longue queue nichent dans l'Arctique et hivernent également dans le Pacifique tempéré du sud. Leurs mouvements migratoires se font généralement loin des côtes, au-delà du domaine du plateau continental, vers le sud pendant les mois de juillet et octobre et vers le nord pendant les mois d'avril et juin (Wiley et Lee, 1998). Pendant la migration, cette espèce peut voler jusqu'à 250 m au-dessus du niveau de la mer dans des conditions calmes, mais elle vole beaucoup plus près de la surface par vent contraire ; elle peut s'incliner et s'envoler par vent fort (Wiley et Lee, 1998). Le Jaeger à longue queue est considéré comme une espèce de moindre préoccupation (Union internationale pour la conservation de la nature, 2014). L'espèce a obtenu un score de 93 pour la meilleure estimation du PCV, la classant "moyenne" parmi la série d'espèces, et un score de 23 pour la meilleure estimation du PDV, la classant "faible" parmi la série d'espèces (tableau 7, fig. 3).

Les indices précédents ont également déterminé que les jaegers et les skuas auraient une grande vulnérabilité aux collisions à l'OWEI. Dans le sud de la mer du Nord, les labbes (avec les pygargues à queue blanche, les fous de Bassan et les goélands) ont été signalés comme étant les plus vulnérables aux collisions (Furness et Wade, 2012 ; Furness et autres, 2013). Robinson Willmott et d'autres (2013) ont prédit que, le long de la côte Est des États-Unis, les labbes (ainsi que les phalaropes, les mouettes et les cormorans) seraient les plus vulnérables aux collisions. Ces prédictions de grande vulnérabilité aux collisions sont confirmées par les observations radar du parc éolien d'Egmond aan Zee. Peterson et d'autres (2006) ont observé des skuas volant entre les turbines et à la hauteur des turbines. Vanermen et d'autres (2013) ont constaté une augmentation du nombre de grands labbes (*Stercorarius skua*) à l'OWEI pendant la construction et l'exploitation.



**Figure 10.** Pomarine Jaeger (*Stercorarius pomarinus*). Photographie avec l'aimable autorisation de David M. Pereksta, Bureau of Ocean Energy Management. Utilisée avec permission.

### Alcids

À l'exception du puffin fuligineux en été, le guillemot marmette (*Uria aalge* ; fig. 11) domine toute l'année, tant en nombre qu'en biomasse, au sein de la communauté aviaire marine du CSC, du nord de la Californie jusqu'à l'État de Washington. Carter et d'autres (2001) ont résumé les tendances démographiques sur toute la côte ouest de l'Amérique du Nord, à l'exclusion de l'Alaska. Au large de la Californie du Nord en 1989, 11 colonies abritaient 261 400 oiseaux nicheurs (24 % de la population de l'*U. a. californica*). Le plus grand complexe de colonies de Californie est situé à Castle Rock, à 20 km au sud de la frontière entre la Californie et l'Oregon (142 400 oiseaux en 1982) ; la majorité de la population de la sous-espèce réside au large des côtes de l'Oregon, où en 1988, on comptait environ 711 900 oiseaux nicheurs dans 66 colonies (66 % de la population totale). Les colonies au large de l'Oregon sont réparties en fonction des falaises rocheuses abruptes disponibles et de l'habitat rocheux offshore qui se trouve principalement au nord et au sud de l'État (Naughton et al., 2007a). Le nombre de Guillemots marmettes nichant au large de Washington est inférieur, de l'ordre de 5 900 à 9 600 individus en 1994 et 1995 respectivement (Carter et al., 2001). En mer, au large de l'Oregon, Briggs et autres (1992) ont signalé les plus fortes densités dans les eaux du milieu du plateau continental. Les densités locales pendant la saison de nidification peuvent dépasser 100 oiseaux km<sup>-2</sup> lorsque des radeaux d'oiseaux se regroupent près des colonies de reproduction ; il semble que le Guillemot marmette ait tendance à se regrouper plus loin au large pendant l'hiver, lorsque les densités augmentent en association avec le plateau continental (Briggs et autres, 1992). Le Guillemot marmette connaît une période de mue sans vol en mer à la fin de l'été/automne (Carter et al., 2001). L'espèce est considérée comme une espèce sensible dans l'État de Washington (Washington Department of Fish and Wildlife, 2015). Le Guillemot marmette a obtenu un score de 59 pour la meilleure estimation du PCV, le classant "faible" parmi la série d'espèces, et un score de 128 pour la meilleure estimation du PDV, le classant "élevé" parmi la série d'espèces (tableau 7, fig. 3). Une VDP élevée est due à la présence toute l'année dans le CSC (tableau 4) et à une macro-évitement élevée (tableau 6).



**Figure 11.** Guillemots marmettes (*Uria aalge*) en plumage d'hiver. Photographie avec l'aimable autorisation de David M. Pereksta, Bureau of Ocean Energy Management. Utilisée avec permission.

Le Guillemot pigeon (*Cephus Columba*) se reproduit en petites colonies dispersées sur tout le littoral qui borde le CCS. Dans l'État de Washington, on estime qu'il y a entre 700 et 4 270 guillemots pigeons reproducteurs (Briggs et autres, 1983 ; Speich et Wahl, 1989). Environ 2 100 guillemots se reproduisent dans l'Oregon et 12 500 à 15 500 en Californie (Sowls et autres, 1980 ; Briggs et autres, 1983 ; Carter et autres, 1992). Le régime alimentaire du Guillemot pigeon peut varier considérablement d'une colonie à l'autre et d'une année à l'autre (Ewins, 1993). Les oiseaux d'Alaska sont connus pour se tourner vers d'autres proies lorsqu'ils les préfèrent, les proies riches en lipides (comme le capelan, *Mallotus villosus*) ne sont pas facilement disponibles ; le manque de proies riches en lipides peut entraîner un faible rendement de la reproduction (Ewins, 1993). Le Guillemot pigeon est considéré comme Vulnérable par l'USFWS Pacific Seabird Conservation Status en raison de sa sensibilité aux perturbations humaines, à la pollution et aux filets maillants (U.S. Fish and Wildlife Services, 2005). L'espèce a obtenu un score de 51 pour la meilleure estimation du PCV, ce qui la classe "faible" parmi les espèces, et un score de 136 pour la meilleure estimation du PDV, ce qui la classe "élevée" parmi les espèces (tableau 7, fig. 3). Une VDP élevée est due à la présence toute l'année dans le CSC (tableau 4) et à une macro-évitement élevée (tableau 6).

Le guillemot marbré (*Brachyramphus marmoratus*) est un petit alcidé que l'on trouve dans les eaux côtières du Pacifique, de l'Alaska jusqu'au centre de la Californie, et parfois au large de la Californie du Sud pendant l'hiver. Dans l'État de Washington, l'Oregon et le nord de la Californie, l'espèce est associée aux forêts anciennes où elle niche à l'intérieur des terres sur les grandes branches des conifères. Le Guillemot marbré a une distribution restreinte près des côtes ; on rencontre rarement des individus en mer à plus de 5 km du rivage et très souvent dans des eaux peu profondes à 0,1 à 2 km du rivage. Le dernier examen quinquennal de la situation a fait état d'environ 12 940 Guillemots marbrés au large de l'État de Washington, en passant par le nord de la Californie (du cap Flattery au cap Mendocino), dont environ la moitié au large de l'Oregon, au nord du cap Blanco (U.S. Fish and Wildlife Service, 2009b). L'espèce est inscrite sur la liste fédérale des espèces en danger et est considérée comme en danger critique d'extinction selon la liste du statut de conservation des oiseaux de mer de l'USFWS en raison de la perte d'habitat de reproduction due à l'exploitation forestière, aux déversements de pétrole et aux prises accidentelles dans les pêcheries au filet maillant (U.S. Fish and Wildlife Services, 2005 ; 2014). Le guillemot marbré a obtenu une meilleure estimation du PCV de 73, ce qui le classe dans la catégorie "moyenne" parmi les espèces, et une meilleure estimation du PDV de 160, ce qui le classe dans la catégorie "élevée" parmi les espèces (tableau 7, fig. 3). Une VDP élevée est due à une présence toute l'année dans le PCC (tableau 4), à une faible (valeur élevée) flexibilité de l'habitat (tableau 6), à une forte macroévitement (tableau 6) et à une forte vulnérabilité de la population (tableau 4).

Le guillemot de Xantus (*Synthliboramphus hypoleucus*) a récemment été divisé en deux espèces distinctes : le guillemot de Guadeloupe (*Synthliboramphus hypoleucus*) et le guillemot de Scripps (*S. scrippsi*, Birt et autres, 2012 ; Chesser et autres, 2012 ; figures. 2 et 12). À ce jour, on dispose de peu d'informations sur la taille des populations, l'étendue des habitats, le comportement et les différences de valeur de menace entre la Guadeloupe et le Guillemot de Brünnich ; on sait toutefois que le Guillemot de Brünnich est plus fréquemment présent dans le CSC. Par conséquent, seul le Guillemot de Brünnich est pris en compte ici (bien que la majorité des valeurs métriques utilisées soient comparables pour le Guillemot de Guadalupe ; Birdlife International, 2014b). Leur régime alimentaire

est mal connu, mais on pense qu'il se compose principalement d'anchois du nord au stade larvaire ou au début de la vie ; les années de faible production d'anchois du nord sont corrélées à une reproduction tardive et à un faible effort de reproduction chez cette espèce (Drost et Lewis, 1995). Le Guillemot de Scripps est considéré comme menacé par l'USFWS et menacé en Californie (Shuford et Gardali, 2008 ; U.S. Fish and Wildlife Service, 2014). L'espèce a obtenu un score de 70 pour la meilleure estimation du PCV, ce qui la classe dans la catégorie "moyenne" parmi l'ensemble des espèces, et un score de 171 pour la meilleure estimation du PDV, ce qui la classe dans la catégorie "élevée" parmi l'ensemble des espèces (tableau 7, fig. 3). Une VDP élevée est due à la présence toute l'année dans le PSC (tableau 4), à une faible (valeur élevée) flexibilité de l'habitat (tableau 6), à une forte macroévitement et à une forte vulnérabilité de la population (tableau 5).

Le guillemot de Craveri (*Synthliboramphus craveri*) se reproduit dans le golfe de Californie, au Mexique. Pendant la saison de non-reproduction, on le trouve au large du sud de la Californie, dans le golfe de Californie, au Mexique, et éventuellement au sud du Guatemala (Birdlife International, 2014a). Les densités en mer et les effectifs globaux sont faibles au large de la Californie, mais des individus ont été régulièrement enregistrés au large de la Californie du Sud, étant plus abondants lorsque la température de la mer est élevée (Briggs et autres, 1983, 1987). Le Guillemot de Craveri est considéré comme menacé au Mexique et par l'USFWS comme un oiseau de mer du Pacifique en raison de son aire de reproduction restreinte et de la faible taille de sa population (U.S. Fish and Wildlife Service, 2005 ; Flores, 2010). L'espèce a obtenu un score de 55 pour la meilleure estimation du PCV, ce qui la classe dans la catégorie "faible" parmi l'ensemble des espèces, et un score de 135 pour la meilleure estimation du PDV, ce qui la classe dans la catégorie "élevée" parmi l'ensemble des espèces (tableau 7, fig. 3). La VDP élevée est due à la présence toute l'année dans le PCC (tableau 4), à la faible (valeur élevée) flexibilité de l'habitat (tableau 6), à la forte macro-évitement (tableau 6) et à la forte vulnérabilité de la population (tableau 4).

Le guillemot à cou blanc (*Synthliboramphus antiquus*) est un petit alcidé plongeur (environ 200 g) qui niche en colonies dispersées dans le courant boréal de l'Alaska depuis la Colombie-Britannique, au Canada, vers l'ouest dans la péninsule de l'Alaska et l'archipel des Aléoutiennes, et vers le sud en passant par la Russie, le Japon et la mer Jaune au large de la Chine. Environ un quart à la moitié de la population mondiale (environ 500 000 oiseaux) se reproduit dans l'archipel de Haida Gwaii, en Colombie-Britannique, au Canada (Gaston et Shoji, 2010). La dispersion post-nuptiale et l'écologie de l'hivernage en mer dans le CSC sont mal connues, mais des mouvements vers le sud à partir de la Colombie-Britannique et s'étendant jusqu'au courant central de Californie se produisent en août-octobre (Gaston et Shoji, 2010). Les enquêtes précédentes en mer ont décrit des observations très rares (11 individus au total) de Guillemots anciens au large du nord de l'État de Washington et de l'Oregon pendant l'hiver et le printemps (Briggs et al., 1992) et des observations occasionnelles



**Figure 12.** Guillemots de Scripps (*Synthliboramphus scrippsi*). Photo avec l'aimable autorisation de David M. Pereksta, Bureau of Ocean Energy Management. Utilisée avec permission.

au-delà du plateau continental au large de la Californie du Nord en février-avril, au sud de Point Arena (Briggs et autres, 1987). Des relevés aériens plus récents ont enregistré de plus grandes abondances (un total de 223 individus) pendant l'hiver et l'automne ; l'espèce était la plus abondante en janvier 2011, lorsque des agrégations de 15 individus ont été observées au large du sud de l'État de Washington et du nord de l'Oregon, la plupart affiliés aux eaux du large sur le talus continental (Adams et al., 2014). L'espèce est considérée comme menacée selon le statut de conservation des oiseaux de mer de l'USFWS (U.S. Fish and Wildlife Service, 2005). Le guillemot à cou blanc a obtenu une meilleure estimation du PCV de 37, le classant "faible" parmi la série d'espèces, et une meilleure estimation du PDV de 80, le classant "moyen" parmi la série d'espèces (tableau 7, fig. 3).

Le Starique de Cassin (*Ptychoramphus aleuticus*) est un petit alcidé plongeur (environ 160 g) qui se reproduit en colonies depuis le Mexique jusqu'en Alaska. La délimitation géographique et génétique de deux sous-espèces distinctes a récemment été déterminée ; les colonies de reproduction de *P. a. aleuticus* sont réparties au nord de Point Conception dans le sud de la Californie, *P. a. australis* comprend des reproducteurs dans les îles anglo-normandes de Californie et au Mexique (Wallace et al., 2015). Le centre de la distribution de reproduction de la sous-espèce nordique (*P. a. aleuticus*) se trouve dans le groupe de l'île Scott, en Colombie-Britannique, au Canada, où se trouvent environ 1,5 million de spécimens de *P. a. aleuticus*. 2 millions d'individus dans les années 1980 (Ainley et al., 2011). Au large du centre et du nord de l'État de Washington, sept colonies ont été recensées pour environ 2 millions d'individus dans les années 1980 (Ainley et al., 2011). 88 000 oiseaux dans les années 1980 (Speich et Wahl, 1989). Une petite partie de la population nicheuse totale estimée niche dans le CSC, avec de petites colonies situées en Oregon (environ 400 oiseaux nicheurs, par exemple à Haystack Rock [des centaines] et au large du Cap Blanc [des centaines] ; Naughton et autres, 2007a) et au refuge national de faune de Castle Rock, en Californie (705 couples nicheurs en 2007 ; Cunha, 2011). Pendant la saison de nidification printemps-été, les adultes reproducteurs s'alimentent dans un rayon d'environ 30 km de leurs colonies (Adams et al., 2004). On pense que la dispersion post-nuptiale à partir de la Colombie-Britannique s'étend vers le sud jusqu'en Californie (Briggs et al., 1987), avec certaines indications selon lesquelles les reproducteurs du sud pourraient se déplacer vers le nord dans le CCS du nord pendant la période post-nuptiale (fin de l'été et automne ; Adams et al., 2004). Le Starique de Cassin est considéré comme une espèce dont la conservation est préoccupante en Californie, menacée en Oregon et sensible dans l'État de Washington en raison de ses interactions avec la pêche au filet maillant, les déversements de pétrole et sa sensibilité aux stocks de proies (Adams, 2008 ; Oregon Department of Fish and Wildlife, 2014 ; Washington Department of Fish and Wildlife, 2015). L'espèce a obtenu un score de 51 pour la meilleure estimation du PCV, la classant "faible" parmi l'ensemble des espèces, et un score de 112 pour la meilleure estimation du PDV, la classant "élevée" parmi l'ensemble des espèces (tableau 7, fig. 3). Une VDP élevée est due à la présence toute l'année dans le CSC (tableau 4) et à une macro-évitements élevée (tableau 6).

Environ 1 million de Stariques perroquets (*Aethia psillacula*) se reproduisent en Alaska (Jones et al., 2001). Après la saison de reproduction estivale, on peut les trouver en petit nombre dans tout le CCS (Briggs et al., 1983). L'espèce est considérée comme une préoccupation mineure (Union internationale pour la conservation de la nature, 2014). Le Starique perroquet a obtenu une meilleure estimation du PCV de 26, ce qui le classe "faible" parmi les espèces, et une meilleure estimation du PDV de 60, ce qui le classe "faible" parmi les espèces (tableau 7, fig. 3).

Le Starique rhinocéros (*Cerorhinca monocerata*) est un alcidé de taille moyenne de la tribu des macareux (Fraterculini). Dans le nord-est du Pacifique, l'aire de reproduction de l'espèce s'étend du golfe d'Alaska au sud de la Californie (Gaston et Dechesne, 1996). En 1988, on estimait à 60 814 le nombre de nicheurs dans l'État de Washington, principalement sur les îles Protection (34 216) et

Destruction (23 600) (Gaston et Dechesne, 1996). Au large de l'Oregon, environ 475 oiseaux nicheurs (94 % de la population nicheuse de l'État) se trouvent le long du littoral sud (Naughton et al., 2007a). En 1988, Carter et d'autres (1992) ont estimé à 1 032 le nombre d'oiseaux nicheurs qui nichaient dans le refuge national de Castle Rock au large de la côte nord de l'Oregon (Naughton and others, 2007a).

La Californie. Les Stariques rhinocéros sont beaucoup plus nombreux en Colombie-Britannique, au Canada (*environ 333 000 reproducteurs* ; Rodway, 1991), et sont uniques parmi les macareux du Pacifique Nord-Est, car ils sont strictement nocturnes dans leurs colonies. La dispersion post-nuptiale des grandes colonies de Washington se fait vers le sud, avec un afflux d'oiseaux au large de l'Oregon et de la Californie pendant l'automne et l'hiver (Gaston et Dechesne, 1996). Briggs et d'autres (1987) ont noté une augmentation de l'abondance au large de la Californie du Nord à la fin du mois d'octobre, et un déclin ici, car les oiseaux se déplacent vers le sud, vers les eaux au large de la Californie centrale et du sud, pendant l'hiver. Le Starique rhinocéros est considéré comme une espèce candidate pour la liste des espèces menacées de l'USFWS (U.S. Fish and Wildlife Service, 2014). L'espèce a obtenu un score de 62 pour la meilleure estimation du PCV, ce qui la classe dans la catégorie des espèces "faibles", et un score de 136 pour la meilleure estimation du PDV, ce qui la classe dans la catégorie des espèces "élevées" (tableau 7, fig. 3). Une VDP élevée est due à la présence toute l'année dans le CSC (tableau 4) et à une macro-évitement élevée (tableau 6).

Les macareux moines (*Fratercula corniculata*) sont rarement observés dans les zones côtières du CSC ; cependant, ils se retrouvent parfois dans des épaves le long des côtes de la Californie, de l'Oregon et de l'État de Washington. La majorité de la population (85 %) se reproduit en Alaska, mais seulement 2 % y passent la saison de non-reproduction, et on soupçonne qu'ils se déplacent vers le sud pendant l'hiver (Piatt et Kitaysky, 2002a). Les macareux cornus se nourrissent de divers poissons fourrage abondants, mais ne sont pas aussi affiliés aux zones d'upwelling côtières que les autres alcidés (Piatt et Kitaysky, 2002a). L'espèce est considérée comme quasi-menacée en Oregon (Oregon Department of Fish and Wildlife, 2014). Le macareux moine a obtenu un score de 32 pour la meilleure estimation du PCV, le classant "faible" parmi la série d'espèces, et un score de 84 pour la meilleure estimation du PDV, le classant "moyen" parmi la série d'espèces (tableau 7, fig. 3).

Les macareux moines (*Fratercula cirrhata*) se trouvent dans tout le Pacifique Nord, se reproduisant sur les côtes rocheuses et les îles de la Californie à l'Alaska et au Japon. Ils se nourrissent de manière opportuniste (Piatt et Kitaysky, 2002b). Les macareux moines nichaient auparavant dans les îles anglo-normandes de Californie, au nord de l'Oregon et de Washington (Briggs et al., 1981). Cependant, les populations reproductrices du CSC ont diminué de 85 à 90 % depuis les années 1980 et l'espèce a récemment été déclarée en danger dans l'État de Washington (Washington Department of Fish and Wildlife, 2015). L'espèce a obtenu un score de 57 pour la meilleure estimation du PCV, ce qui la classe dans la catégorie des espèces "faibles", et un score de 152 pour la meilleure estimation du PDV, ce qui la classe dans la catégorie des espèces "élevées" (tableau 7, fig. 3). Un VDP élevé est dû à la présence toute l'année dans le CSC, à un statut de menace élevé (tableau 4) et à une macroévitement élevée (tableau 6).

Comme pour nos valeurs quantifiant la vulnérabilité des alcidés, Robinson Willmott et d'autres (2013) ont rapporté que sur le plateau continental extérieur de l'Atlantique américain, le macareux moine (*Fratercula arctica*), le petit pingouin (*Alca torda*) et le guillemot à miroir (avec les macreuses, les plongeurs et les sternes) sont les plus vulnérables aux déplacements. Ces prévisions sont confirmées par les rapports de post-construction des sites d'énergie éolienne en mer. Au parc éolien d'Egmond aan Zee et au site d'essai Alpha Ventus en mer du Nord, on a constaté que les marmettes communes et les petits pingouins évitaient les zones OWEI pendant la construction et les premières phases d'exploitation (Krijgsveld et autres, 2011 ; Mendel et autres, 2014). Certaines augmentations de l'abondance des marmettes et des petits pingouins ont été constatées pendant l'exploitation de l'OWEI et on pense qu'elles résultent de l'amélioration des possibilités de recherche de nourriture associées aux effets des récifs (Walls et autres, 2013 ; Vanermen et autres, 2013).

## Les mouettes

La mouette tridactyle (*Rissa tridactyla*) est une petite mouette abondante et bien étudiée (surtout pendant sa saison de reproduction) qui, dans le Pacifique, niche dans tout le golfe d'Alaska, l'archipel des Aléoutiennes et les mers de Béring et des Tchouktches (Hatch et autres, 2009). Les mouettes tridactyles se déplacent dans le nord de la CSC de novembre à janvier, et sont les plus nombreuses au large de la Californie de janvier à mars ; elles partent en mai pour retourner dans les colonies du nord (Briggs et autres, 1987). La répartition des mouettes tridactyles pendant l'hiver au large de la Californie, de l'Oregon et de l'État de Washington ne présente pas de modèle ou de tendance claire associé à la distance par rapport au rivage ou à d'autres facteurs environnementaux tels que la température de la surface de la mer et les remontées d'eau (Briggs et al., 1987 ; 1992 ; Ainley et Hyrenbach, 2010). L'espèce est considérée comme une préoccupation mineure (Union internationale pour la conservation de la nature, 2014). La mouette tridactyle a obtenu une meilleure estimation du VCP de 81, ce qui la classe dans la catégorie "moyenne" parmi les espèces, et une meilleure estimation du VDP de 45, ce qui la classe dans la catégorie "faible" parmi les espèces (tableau 7, fig. 3).

La mouette de Sabine (*Xema sabini* ; fig. 13) est une petite mouette de nature pélagique qui niche dans l'Holarctique et qui favorise les écosystèmes d'upwelling côtiers de l'hémisphère sud pendant sa saison annuelle de non reproduction. Des proportions inconnues d'individus passent l'hiver dans le courant de Humboldt (au large du Pérou) et le courant de Benguela (au large de l'Afrique du Sud). L'abondance pendant la migration d'automne au large de l'ouest des États-Unis tend à être prolongée, les individus étant moins concentrés en mer (Briggs et al., 1987 ; Day et al., 2001) ; le moment saisonnier de la migration reflète probablement la variabilité interannuelle du départ liée au succès de la reproduction (Davis et al., 2012). Au large de la Californie, le nombre d'individus durant la migration printanière augmente de la fin avril pour atteindre un pic à la mi-mai (estimé à 50 000 individus ; Briggs et autres, 1987) ; le pic de la migration printanière se produit un peu plus tard au large de l'Oregon et de Washington (Briggs et autres, 1987, 1992). À l'automne, les effectifs au large de Washington et de l'Oregon atteignent un pic en août-septembre et un peu plus tard (septembre-octobre) au large de la Californie (Briggs et autres, 1987 ; 1992). La mouette de Sabine est considérée comme une espèce de moindre préoccupation (Union internationale pour la conservation de la nature, 2014). L'espèce a obtenu un score de 93 pour la meilleure estimation du PCV, la classant "moyenne" parmi la série d'espèces, et un score de 50 pour la meilleure estimation du PDV, la classant "faible" parmi la série d'espèces (tableau 7, fig. 3).



**Figure 13. Mouette de Sabine (*Xema sabini*) en plumage juvénile.** Photographie avec l'aimable autorisation de David M. Pereksta, Bureau of Ocean Energy Management. Utilisée avec permission.

Le goéland de Bonaparte (*Chroicocephalus philadelphia*) se reproduit le long de la côte ouest du Canada et de l'Alaska et migre à travers le CCS pendant la saison de non-reproduction (Briggs et autres, 1992 ; Burger et Gochfeld, 2002). Un pourcentage important de la population passe l'hiver au large de la Californie du Sud ; des effectifs beaucoup plus faibles se trouvent au large de la Californie du Nord, de l'Oregon et de Washington (Briggs et autres, 1983 ; 1987 ; 1992). La mouette de Bonaparte est considérée comme une espèce de moindre préoccupation (Union internationale pour la conservation de la nature, 2014). L'espèce a obtenu un score de 149 pour la meilleure estimation du PCV, ce qui la classe dans la catégorie "élevée" parmi l'ensemble des espèces, et un score de 80 pour la meilleure estimation du PDV, ce qui la classe dans la catégorie "moyenne" parmi l'ensemble des espèces (tableau 7, fig. 3). Un VCP élevé est dû à la présence toute l'année et à un pourcentage élevé de population présente dans le CCS (tableau 4) et à un pourcentage modéré de temps de vol dans la ZRS (tableau 5).

La mouette de Heermann (*Larus heermanni*), de taille moyenne, est unique parmi les mouettes qui vivent dans le nord de la CSC. C'est la seule mouette entièrement noire présente au large de l'Amérique du Nord. On estime à 300 000 le nombre d'éleveurs, dont environ 90 % de la population mondiale niche sur l'île Raza, dans le golfe de Californie, au Mexique (Islam, 2002). Il est également unique car il est le seul goéland d'Amérique du Nord à migrer vers le nord le long de la côte du Pacifique en automne et en hiver, pour atteindre, en faible nombre, le sud de la Colombie-Britannique, au Canada (Islam, 2002). La plupart des adultes reproducteurs quittent le CCS pour les colonies du sud à la mi-mars ; l'abondance atteint son maximum au large de la Californie du Nord à la fin juin et au large de l'Oregon à la fin juillet (Briggs et autres, 1987 ; 1992). Les Goélands d'Heermann ont un régime alimentaire mixte pendant la période de non-reproduction et on voit souvent des individus se mêler aux oiseaux de rivage à la poursuite de crustacés décapodes dans les habitats de plage de sable lavé par les vagues le long de la côte extérieure exposée (Islam, 2002). Les individus s'associent souvent aussi à l'alimentation des pélicans bruns et, à l'occasion, des loutres de mer du sud (*Enhydra lutris*). La mouette de Heermann est considérée comme presque menacée (Union internationale pour la conservation de la nature, 2014). L'espèce a obtenu un score de 131 pour la meilleure estimation du PCV, ce qui la classe parmi les espèces les plus menacées, et un score de 56 pour la meilleure estimation du PDV, ce qui la classe parmi les espèces les plus menacées (tableau 7, fig. 3). Le taux élevé de PCV est dû à la présence toute l'année dans le CCS (tableau 4) et à un pourcentage modéré de temps de vol dans la ZRS (tableau 5).

D'après les comptages d'oiseaux de Noël, on estime que 50 000 mouettes blanches (*Larus brachyrhynchus*) hivernent le long de la côte ouest des États-Unis (Moskoff et Bevier, 2002). La population hivernant dans le sud de la Californie compte environ 1 500 individus (Briggs et autres, 1987). Le goéland marin est le moins préoccupant (Union internationale pour la conservation de la nature, 2014). L'espèce a obtenu un score de 65 pour la meilleure estimation du PCV, la classant "faible" parmi l'ensemble des espèces, et un score de 28 pour la meilleure estimation du PDV, la classant "faible" parmi l'ensemble des espèces (tableau 7, fig. 3). Le goéland marin a un VCP plus faible que la plupart des autres espèces de goélands en raison de sa faible présence annuelle.

Le Goéland à bec cerclé (*Larus delawarensis*) hiverne le long de la côte ouest de l'Amérique du Nord, le long des Grands Lacs et le long de la côte sud-est des États-Unis, des Caraïbes et du sud-est du Mexique (Pollet et al., 2012). Au moins 10 000 de ces goélands hivernent le long de la côte sud de

la Californie (Briggs et al., 1987 ; eBird, 2014). Le goéland à bec cerclé est le moins préoccupant (Union internationale pour la conservation de la nature, 2014). L'espèce a obtenu une meilleure estimation du PCV de 115, la classant "élevée" parmi l'ensemble des espèces, et une meilleure estimation du PDV de 46, la classant "faible" parmi l'ensemble des espèces (tableau 7, fig. 3). Le taux élevé de VPC est dû à la présence toute l'année dans le CCS (tableau 4) et au pourcentage élevé de temps de vol dans la ZRS (tableau 5).

*Le goéland occidental (Larus occidentalis)* est l'une des espèces de goélands les moins abondantes d'Amérique du Nord, avec une population mondiale estimée à environ 40 000 couples reproducteurs (Pierotti et Annett, 1995). Dans la région de l'Oregon et de l'État de Washington, au nord du CSC, les Goélands occidentaux s'hybrident facilement avec les Goélands à ailes grises (*Larus glaucescens*), et les deux espèces, ainsi que les hybrides, sont traités comme un seul taxon dans les estimations de la population reproductrice de l'État de Washington (36 923 individus reproducteurs ; Speich et Wahl, 1989) et de l'Oregon (32 300 individus reproducteurs ; Naughton et al., 2007a). La dispersion post-nuptiale est régionale chez cette espèce, certains oiseaux se déplaçant vers le nord et d'autres vers le sud pendant l'automne et l'hiver (Pierotti et Annett, 1995). Les oiseaux nicheurs occupent généralement les mêmes zones en hiver que pendant la saison de reproduction, mais peut être plus étendue pendant la saison de non-reproduction (Pierotti et Annett, 1995). La plupart des couples reproducteurs commencent à occuper les territoires de nidification en mars (Penniman et autres, 1990). En mer, au large de Washington, les Goélands de l'Ouest (ainsi que les Goélands à ailes grises et les hybrides) ont tendance à s'associer à de grands troupeaux multi-espèces, en particulier près des côtes où ces grands goélands servent de "catalyseurs" ou d'initiateurs d'événements d'alimentation des troupeaux (Hoffman et autres, 1981). Briggs et d'autres (1992) ont constaté que les Goélands de l'Ouest étaient négativement associés aux puffins fuligineux au sein de troupeaux d'espèces mixtes. Briggs et d'autres (1987) ont également constaté que les Goélands de l'Ouest étaient répartis de manière plus égale pendant l'hiver, avec des effectifs relativement plus importants dans un rayon de 25 km du rivage entre Point Arena, en Californie, et la frontière entre la Californie et l'Oregon. La mouette de l'Ouest est la moins préoccupante (Union internationale pour la conservation de la nature, 2014). Le Goéland argenté a obtenu un score de 171 pour la meilleure estimation du PCV, le classant "élevé" parmi l'ensemble des espèces, et un score de 76 pour la meilleure estimation du PDV, le classant "moyen" parmi l'ensemble des espèces (tableau 7, fig. 3). Le taux élevé de VPC est dû à la présence toute l'année dans le CCS (tableau 4) et au pourcentage élevé de temps de vol dans la ZRS (tableau 5).

Le goéland de Californie (*Larus californicus*) est un goéland de taille moyenne qui a historiquement niché dans l'intérieur semi-aride du nord-ouest de l'Amérique du Nord, avec les plus grandes colonies de reproduction (>20 000 individus) en Californie, en Idaho et en Utah (Winkler, 1996). Toutefois, l'établissement récent de colonies de reproduction dans la baie de San Francisco, en Californie, et, dans une moindre mesure, dans l'estuaire du fleuve Columbia, a étendu l'aire de répartition estivale de cette espèce à la côte du Pacifique (Ackerman et al., 2006). Les goélands de Californie effectuent une migration saisonnière entre les zones de reproduction intérieures et la côte du Pacifique, où ils se déplacent du sud de la Colombie-Britannique (Canada) au centre du Mexique. On pense que les reproducteurs des prairies canadiennes suivent le bassin du fleuve Columbia (Winkler, 1996) et atteignent leur abondance maximale dans les eaux côtières au large de l'Oregon et de Washington en septembre et de nouveau en mars (Briggs et al., 1992). L'arrivée des adultes post-reproduction sur les côtes de l'Oregon et de Washington commence en juillet (Briggs et autres, 1992), mais les non-reproducteurs et les juvéniles peuvent résider dans les eaux côtières toute l'année (Winkler, 1996). Les abondances locales en mer, souvent regroupées en grands troupeaux de l'automne au printemps, peuvent être fortement influencées par les associations avec les bateaux de pêche. Les distributions côtières sont également probablement associées à la proximité des sites d'enfouissement municipaux (Winkler, 1996). Le goéland de Californie est considéré comme le moins

préoccupant (Union internationale pour la conservation de la nature, 2014). L'espèce a obtenu un score de 135 pour la meilleure estimation du VCP, ce qui la classe parmi les espèces les plus préoccupantes, et un score de 58 pour la meilleure estimation du VDP, ce qui la classe parmi les espèces les moins préoccupantes (tableau 7, fig. 3). La valeur élevée de la VDP est due à la présence toute l'année dans le CCS (tableau 4) et au pourcentage élevé de temps de vol dans la ZRS (tableau 5).

Le Goéland *argenté* (*Larus argentatus*) est un reproducteur circumboréal/subarctique abondant et bien étudié, avec une sous-espèce reconnue, *L. a. smithsonianus*, qui niche sur les côtes est et ouest de l'Amérique du Nord (Pierotti et Good, 1994). Les Goélands argentés s'hybrident avec les Goélands à ailes grises lorsque les aires de reproduction se chevauchent (Pierotti, 1987). Les Goélands argentés arrivent généralement dans le nord du CSC en automne, avec des pics d'abondance enregistrés de décembre à février (Briggs et al., 1987). L'espèce est de moindre préoccupation (Union internationale pour la conservation de la nature, 2014). Le Goéland argenté a obtenu une meilleure estimation du VCP de 87, ce qui le classe dans la catégorie "moyenne" parmi l'ensemble des espèces, et une meilleure estimation du VDP de 36, ce qui le classe dans la catégorie "faible" parmi l'ensemble des espèces (tableau 7, fig. 3).

Le goéland de Thayer (*Larus thayeri*) niche dans le centre-est de l'Arctique canadien et, après sa dispersion post-nuptiale, peut être relativement abondant et commun dans les eaux du plateau continental au large de l'État de Washington et de l'Oregon, sa répartition au large des côtes étant potentiellement liée aux activités de pêche (Snell, 2002). En raison de l'intergradation presque complète du plumage, le goéland de Thayer le plus foncé est pratiquement indissociable d'un goéland argenté (Snell, 2002). Les détails concernant la migration de cette espèce sont insuffisants par rapport à ceux des Goélands argentés. L'espèce est la moins préoccupante (Union internationale pour la conservation de la nature, 2014). Le Goéland de Thayer a obtenu une meilleure estimation du VCP de 121, ce qui le classe dans la catégorie "élevé" parmi les espèces, et une meilleure estimation du VDP de 52, ce qui le classe dans la catégorie "faible" parmi les espèces (tableau 7, fig. 3). Le VPC élevé est dû à un pourcentage élevé de temps de vol dans la ZRS (tableau 5).

Le Goéland à ailes grises (*Larus glaucescens*), un oiseau de grande taille, niche depuis l'Oregon jusqu'au Japon, en passant par le golfe d'Alaska et le périmètre du Pacifique Nord. Cette espèce peut être difficile à identifier en mer car elle s'hybride avec les Goélands de l'Ouest dans le nord de l'Oregon et de l'État de Washington, et avec les Goélands argentés et les Goélands bourgmestres en Alaska. Les Goélands bourgmestres nichent sur toute la côte de l'État de Washington et on estime à 36 923 le nombre d'oiseaux nicheurs (107 colonies) dans tout l'État à la fin des années 1980 (Speich et Wahl, 1989). Moins de goélands nichent dans l'Oregon, mais l'hybridation avec les goélands de l'Ouest dans cette région a empêché une estimation numérique précise des espèces ; l'estimation combinée pour les deux espèces (et les hybrides) dans l'Oregon était de 32 300 oiseaux nicheurs (Naughton et al., 2007a). La dispersion post-nuptiale au nord et au sud a lieu de fin août à octobre et les oiseaux quittent généralement les zones d'hivernage du sud en mai (Hayward et Verbeek, 2008). Les goélands à ailes grises sont considérés comme les goélands les plus répandus dans le Pacifique Nord et peuvent être observés de la côte jusqu'à des centaines de kilomètres au large (Briggs et al., 1992). Briggs et d'autres (1992) ont trouvé cette espèce largement répandue au large du nord de l'État de Washington, mais beaucoup moins fréquemment rencontrée au sud du fleuve Columbia. Cette espèce a un régime alimentaire opportuniste et les troupeaux sont souvent associés aux bateaux de pêche et aux abats en mer. L'espèce est de moindre préoccupation (Union internationale pour la conservation de la nature, 2014). Le goéland à ailes grises a obtenu une meilleure estimation du PCV de 113, ce qui le classe dans la catégorie des espèces "élevées", et une meilleure estimation du PDV de 50, ce qui le classe dans la catégorie "faible" du risque de

déplacement par l'OWEI (tableau 7, fig. 3). Le taux élevé de PCV est dû à la présence de l'espèce toute l'année dans le CCS (tableau 4) et au pourcentage élevé de temps de vol dans la ZRS (tableau 5).

Des évaluations de vulnérabilité antérieures ont également révélé que les mouettes sont très exposées à des risques de collision. Dans les eaux écossaises de la mer du Nord, on estime que les goélands (avec le pygargue à queue blanche [*Haliaeetus albicilla*], le fou de Bassan [*Morus bassanus*] et le cygne) sont parmi les plus vulnérables aux collisions (Furness et Wade, 2012 ; Furness et autres, 2013). Robinson Willmott et d'autres (2013) ont rapporté que les goélands (avec les phalaropes, les cormorans et les labbes) étaient les plus vulnérables aux collisions. Les rapports post-construction des sites d'énergie éolienne offshore suggèrent que la réaction des goélands à l'OWEI pourrait varier en fonction du lieu et des espèces. Au parc éolien d'Egmond et Zee en mer du Nord, les mouettes n'ont montré aucun comportement d'évitement et ont montré des signes d'attraction pour l'OWEI qui leur a fourni un habitat de perchage (Krijgsveld et autres, 2011 ; Leopold et autres, 2011). Peterson et d'autres (2006) ont constaté que les goélands des parcs éoliens de Nysted et Horns Rev en mer du Nord néerlandaise ne présentaient pas non plus de comportement d'évitement, ce qui augmente leur risque potentiel de collision. Inversement, Mendel et d'autres (2014) ont constaté que les mouettes tridactyles (*Larus fuscus*) se trouvaient en concentrations nettement plus faibles à l'intérieur d'Alpha Ventus OWEI qu'à l'extérieur. Pendant la première phase de construction des parcs éoliens de Thorntonbank et Blighbank, Vanermen et d'autres (2013) ont constaté que les mouettes naines avaient un comportement d'évitement et d'attraction, mais que les goélands marins (*Hydrocoloeus minutus*), les mouettes rieuses (*Larus marinus*), les goélands marins (*Larus canus*) et les goélands argentés étaient tous attirés par l'OWEI.

## **Terns**

On estime à 10 000 le nombre de sternes naines (*Sternula antillarum*) en Californie (Frost, 2015). L'espèce est considérée comme en danger par l'USFWS, la Californie et l'Oregon en raison de la perte d'habitat, de la pollution et de la sensibilité aux perturbations humaines (U.S. Fish and Wildlife Service, 2014). La sterne naine a obtenu un score de 175 pour la meilleure estimation du PCV, ce qui la classe parmi les espèces les plus menacées, et un score de 168 pour la meilleure estimation du PDV, ce qui la classe parmi les espèces les plus menacées (tableau 7, fig. 3). La VDP élevée est due à un pourcentage élevé de temps de vol dans la ZRS (tableau 5) et à un score élevé de vulnérabilité de la population (tableau 4). La VDP élevée est due à une macro-évitement élevée (tableau 6) et à une vulnérabilité élevée de la population (tableau 6).

Une colonie de 20 à 40 couples reproducteurs de sternes à bec de goéland (*Sterna nilotica*) à San Diego, en Californie, constitue la totalité de la population du CCS. La Sterne à bec de goéland est un mangeur opportuniste qui consomme des proies terrestres et marines (Molina et al., 2014). L'espèce est considérée comme un oiseau dont la conservation est préoccupante par l'USFWS et comme une espèce californienne préoccupante (Molina, 2008a ; U.S. Fish and Wildlife Service, 2014). La sterne à bec de mouette a obtenu une meilleure estimation du PCV de 138, ce qui la classe dans la catégorie "élevée" parmi les espèces, et une meilleure estimation du PDV de 88, ce qui la classe dans la catégorie "moyenne" parmi les espèces (tableau 7, fig. 3). Le taux élevé de PCV est dû à un pourcentage élevé de temps de vol dans la ZRS (tableau 5), à l'activité de vol nocturne et à la forte vulnérabilité de la population.

De 1981 à 2000, la population de sternes caspiennes (*Hydroprogne caspia*) dans la région de la côte pacifique de l'Amérique du Nord a plus que doublé (12 900 couples reproducteurs ; Suryan et autres, 2004). Parallèlement à cette croissance rapide de la population, on a assisté à un changement important dans la répartition des oiseaux nicheurs, 69 % des reproducteurs en 2000 (contre 7 % à la fin des années 1970) étant concentrés en Oregon, principalement dans l'estuaire du fleuve Columbia, où l'espèce a profité des îles artificielles de nidification générées par les déchets des dragues fluviales (Suryan et al., 2004). Les éleveurs, ainsi que les jeunes, quittent les colonies du nord-ouest du

Pacifique entre la fin de l'été et le début de l'automne. Les reproducteurs de la côte Pacifique hivernent généralement le long de la côte ouest du Mexique et au Guatemala et les migrations nocturnes ne sont pas rares (Cuthbert et Wires, 1999). L'espèce est considérée comme vulnérable par l'USFWS Pacific Seabird Conservation Status en raison du risque élevé de perte et de dégradation de son habitat (U.S. Fish and Wildlife Service, 2005). La sterne caspienne a obtenu une meilleure estimation du PCV de 176, ce qui la classe parmi les espèces les plus menacées, et une meilleure estimation du PDV de 128, ce qui la classe parmi les espèces les plus menacées (tableau 7, fig. 3). Le VDP élevé était dû à l'activité de vol nocturne, à la présence toute l'année dans le CCS et à un pourcentage élevé de temps de vol dans la ZRS (tableau 5). La forte VDP était due à la présence toute l'année dans le PCC (tableau 4) et à une forte macro-évitement (tableau 6).

La sterne noire (*Chlidonias niger*) se reproduit sur les plans d'eau intérieurs du sud du Canada et du nord des États-Unis. L'espèce hiverne dans des environnements marins et côtiers en Amérique du Nord et en Amérique centrale (Shuford, 2008). On peut les observer en petit nombre au large des côtes du sud de la Californie. La guifette noire est considérée comme une espèce préoccupante en Californie (Shuford, 2008). La guifette noire a obtenu un score de 75 pour la meilleure estimation du PCV, ce qui la classe dans la catégorie "moyenne" parmi les espèces, et un score de 72 pour la meilleure estimation du PDV, ce qui la classe dans la catégorie "faible" parmi les espèces (tableau 7, fig. 3).

En raison de leur morphologie similaire, les habitats et les schémas de migration de la *Sterne arctique* (*Sterna paradisaea*) et de la *Sterne pierregarin* (*S. hirundo* ; fig. 14) sont souvent regroupés lors des recensements. Gould et d'autres (1982) ont enregistré 150 000 à 218 000 Sternes arctiques/communes dans le golfe de l'Alaska pendant les périodes de pointe après la saison de reproduction ; 95 % de ces animaux étaient des Sternes arctiques. On pense que la majorité de ces oiseaux migrent vers la côte ouest de l'Amérique du Nord pour l'hiver, où 200 000 d'entre eux étaient estimés au large de la Californie centrale et 50 000 au large de la Californie du Sud (Briggs et autres, 1987). On pense que la majorité des sternes pierregarin qui apparaissent dans le CCS se reproduisent au Canada. On pense que les sternes pierregarin migrent la nuit, à haute altitude (Nisbet, 2002). Ce sont des mangeurs opportunistes, leur régime alimentaire est composé d'une large gamme de poissons et d'invertébrés en fonction des marées, des cycles diurnes et d'autres facteurs (Nisbet, 2002). L'espèce est considérée comme une préoccupation mineure (Union internationale pour la conservation de la nature, 2014). La sterne pierregarin a obtenu un score de 105 pour la meilleure estimation du PCV, ce qui la classe dans la catégorie "élevée" parmi les espèces, et un score de 76 pour la meilleure estimation du PDV, ce qui la classe dans la catégorie "moyenne" parmi les espèces (tableau 7, fig. 3). Le PCV élevé est dû au pourcentage élevé de temps passé à voler dans la ZRS et à l'activité de vol nocturne (tableau 5).

On a observé que les sternes arctiques effectuent de longs vols à haute altitude pendant la nuit lorsque les vents sont favorables (Hatch, 2002). Ce sont des butineuses opportunistes qui adaptent leur régime alimentaire en fonction des changements de marées, des cycles diurnes et d'autres variations (Hatch, 2002). La sterne arctique est considérée comme la moins préoccupante (Union internationale pour la conservation de la nature, 2014). La sterne arctique a obtenu un score de 110 pour la meilleure estimation du VCP, ce qui la classe dans la catégorie "élevée" parmi l'ensemble des espèces, et un score de 80 pour la meilleure estimation du VDP, ce qui la classe dans la catégorie "moyenne" parmi l'ensemble des espèces (tableau 7, fig. 3). Le VCP élevé est dû au pourcentage élevé de temps passé à voler dans la ZRS et à l'activité de vol nocturne (tableau 5).

Au moins 8 000 *Sternes de Forster* (*Sterna forsteri*) se reproduisent sur la côte pacifique de l'Amérique du Nord (McNicholl et autres, 2001). La population reproductrice de Californie a été estimée à 3 550 individus (Carter et autres, 1992). L'espèce est considérée comme une préoccupation mineure (Union internationale pour la conservation de la nature, 2014). La sterne de Forster a obtenu un score de 165 pour la meilleure estimation du PCV, ce qui la classe dans la



catégorie "élevée" parmi l'ensemble des espèces, et un score de 120 pour la meilleure estimation du PDV, ce qui la classe dans la catégorie "élevée" parmi l'ensemble des espèces (tableau 7, fig. 3). Le PCV élevé est dû à la présence toute l'année dans le CCS (tableau 4) et à un pourcentage élevé de temps passé à voler dans la ZRS, ainsi qu'à l'activité de vol nocturne (tableau 5). La forte VDP est due à la présence toute l'année dans le CCS et à une forte macro-évitement (tableau 6).

Au moins 10 000 couples de sternes royales (*Thalasseus maximus*) se reproduisent dans le golfe de Californie, au Mexique, et quelques couples se reproduisent le long de la côte californienne. On pense que la majorité de la population hiverne le long de la côte du centre et du sud de la Californie (Buckley et Buckley, 2002). Les sternes royales sont des mangeurs opportunistes qui ont un régime alimentaire variable composé de poissons, de crustacés et de crevettes (Buckley et Buckley, 2002). L'espèce est considérée comme une préoccupation mineure (Union internationale pour la conservation de la nature, 2014). La sterne royale a obtenu une meilleure estimation du PCV de 130, ce qui la classe dans la catégorie "élevée" parmi les espèces, et une meilleure estimation du PDV de 104, ce qui la classe dans la catégorie "moyenne" parmi les espèces (tableau 7, fig. 3). Le VCP élevé est dû à la présence toute l'année dans le CCS (tableau 4) et au pourcentage de temps passé à voler dans la ZRS (tableau 5).

La majorité (95 %) des sternes élégantes (*Thalasseus elegans*) se reproduisent sur l'île Raza dans le golfe de Californie, au Mexique, et le reste se reproduit sur des sites côtiers du sud de la Californie. La plupart des Sternes élégantes remontent la côte californienne vers le nord pendant la saison de non-reproduction (Burness et autres, 1999). Les Sternes élégantes se nourrissent principalement d'anchois du nord (Burness et al., 1999). L'espèce est considérée comme Quasi menacée (Union internationale pour la conservation de la nature, 2014). La Sterne élégante a obtenu un score de 181 au PCV, ce qui la classe "élevée" parmi la série d'espèces, et un score de 158 à la meilleure estimation du PDV, ce qui la classe "élevée" parmi la série d'espèces (tableau 7, fig. 3). Le PCV élevé est dû au pourcentage de temps passé à voler dans la ZRS (tableau 5) et à la vulnérabilité élevée de la population (tableaux 4). La VDP élevée est due à une forte macroévitement, une faible (valeur élevée) flexibilité de l'habitat (tableau 6) et une forte vulnérabilité de la population (tableau 4).

**Figure 14.** *Sterne pierregarin* (*Sterna hirundo*) dans son plumage juvénile. Photo avec l'aimable autorisation de David M. Pereksta, Bureau of Ocean Energy Management. Utilisée avec permission.

Il y a environ 2 100 écumeurs noirs (*Rynchops niger*) qui se reproduisent le long de la côte de la Californie du Sud (Molina, 2008b). L'espèce est considérée comme une espèce californienne préoccupante (Molina, 2008b). La meilleure estimation du VCP pour le ramier noir est de 153, ce qui le classe parmi les espèces les plus menacées, et la meilleure estimation du VDP est de 153, ce qui le classe parmi les espèces les plus menacées (tableau 7, fig. 3). La VDP élevée est due à la présence toute l'année dans le CCS, au pourcentage élevé de temps passé à voler dans la ZSR (tableau 5) et à la vulnérabilité élevée de la population (tableau 4). La forte VDP est due à la présence toute l'année dans la ZSC, à la forte macro-évitement, à la grande (faible) flexibilité de l'habitat (tableau 6) et à la forte vulnérabilité de la population (tableau 4).

Conformément à nos résultats, les rapports précédents ont montré que les sternes étaient vulnérables aux collisions et aux déplacements de l'OWEI. Garthe et Hüppop (2004) ont indiqué que la sterne caucasienne (*Thalasseus sandvicensis*) était la quatrième espèce la plus vulnérable (après les huards et les macreuses) à l'OWEI dans leur indice de la mer du Nord allemande. Robinson Willmott et d'autres (2013) ont classé quatre espèces de sternes parmi les espèces les plus vulnérables au déplacement. Les rapports post-construction ont indiqué que la vulnérabilité des sternes variait selon les sites et les espèces. Peterson et d'autres (2006) ont constaté que les sternes ne présentent pas de comportement d'évitement dans les zones de parcs éoliens, ce qui augmente leur risque de collision. Vanermen et d'autres (2013) ont constaté que la sterne caucasienne et la sterne pierregarin ont été attirées par l'OWEI au parc éolien de Thorntonbank pendant la première phase de construction. Inversement, Gill et d'autres (2008) ont observé que les sternes naines et les sternes pierregarin étaient moins nombreuses à passer par l'OWEI qu'avant la construction. De même, Perrow et d'autres (2011) ont constaté que les *sternes naines* (*Sternula albifrons*) ont été déplacées pendant la construction de l'OWEI et Leopold et d'autres (2011) ont observé que les sternes naines étaient plus souvent vues volant autour du parc éolien d'Egmond aan Zee qu'à travers celui-ci.

## Conclusions

Bailey et d'autres (2014) ont identifié le besoin de comprendre les impacts de l'OWEI sur les populations marines comme l'une des quatre principales leçons apprises concernant la construction de l'OWEI en Europe à ce jour. Cette étude répond à ce besoin en fournissant la première évaluation quantitative de la vulnérabilité de l'OWEI aux populations d'oiseaux marins dans le CSC. Les scores finaux de *vulnérabilité aux collisions* et de *vulnérabilité aux déplacements de populations* fournis pour chaque espèce offrent des valeurs de référence pour évaluer les impacts potentiels de l'OWEI sur les oiseaux marins dans le cadre du PSC (tableau 7). Les différences de niveaux d'incertitude pour chaque espèce, mises en évidence dans le tableau 8, identifient des lacunes dans les connaissances sur la vulnérabilité des espèces qui pourraient être comblées par de futures recherches et un suivi de ces espèces.

Dans le CSC, les pélicans, les cormorans, les goélands, les labbes et les sternes présentent la plus grande *vulnérabilité de la population aux collisions en raison du* faible taux d'évitement et du pourcentage élevé de temps passé à voler à la hauteur des aubes de turbine (tableau 5, fig. 3). On pense que certaines espèces (sterne pierregarin, sterne arctique) migrent également pendant la nuit, ce qui les expose à un risque potentiel de collision plus élevé. Les alcidés, les sternes, les grèbes, les plongeurs et les océanites cul-blanc sont les espèces les plus *vulnérables aux déplacements de population* associés aux infrastructures éoliennes offshore, en raison de leur forte macrovuidance et de leur faible flexibilité d'habitat (tableau 6, fig. 3).

Nos résultats ont montré que les sternes et les goélands sont vulnérables à la fois au déplacement et à la collision avec l'OWEI. D'après les rapports post-construction, les espèces de sternes et de goélands peuvent être vulnérables à la fois aux collisions et aux déplacements, et leurs vulnérabilités sont spécifiques aux espèces et aux sites (Peterson et autres, 2006 ; Krijgsveld et autres, 2011 ; Leopold et autres, 2011 ; Vanermen et autres, 2013). En outre, Mendel et autres (2014) ont constaté que, bien que les concentrations de Goélands marins soient plus faibles dans la zone OWEI qu'à l'extérieur, les goélands de la zone OWEI passent beaucoup plus de temps à se nourrir activement, ce qui augmente leur risque de collision. Thaxter et d'autres (2015) ont constaté que les Goélands marins du sud de la mer du Nord se trouvaient couramment dans les zones OWEI lorsqu'ils cherchaient de la nourriture pour leurs poussins, ce qui coïncidait avec la période de l'année où la production d'énergie éolienne en mer était plus importante dans la région. Ces résultats indiquent que les goélands et les sternes dans et autour de l'OWEI pourraient aggraver leur risque de collision et de déplacement. Il convient de continuer à étudier le comportement spécifique des espèces et des sites afin de mieux comprendre les effets globaux de l'OWEI sur les mouettes, les sternes et d'autres espèces.

Les variations spatiales et temporelles de la distribution des oiseaux marins peuvent jouer un rôle important dans la détermination de l'exposition potentielle de ces oiseaux aux sites d'énergie éolienne (Braham et autres, 2015 ; Thaxter et autres, 2015). Les estimations de la vulnérabilité générées à l'aide de cette base de données peuvent facilement être appliquées aux zones du CSC où le développement d'énergies renouvelables en mer est envisagé et peuvent être utilisées pour aider à éclairer les décisions qui pourraient avoir une incidence sur la conservation des oiseaux marins. Les résultats de l'évaluation de la vulnérabilité peuvent être combinés avec des données récentes sur la distribution et l'abondance des oiseaux marins en mer pour évaluer la vulnérabilité des oiseaux à l'emplacement des sites de production d'énergie renouvelable en mer dans le cadre du CSC. Nous prévoyons de combiner les valeurs de vulnérabilité des oiseaux dans le CSC présentées dans ce rapport avec les données recueillies au cours de deux récentes études aériennes à grande échelle et multi-saisonnnières sur les oiseaux marins : l'étude PaCSEA du CSC du nord (Adams et al., 2014) et les études du CSC du sud menées par Mason et al.) En outre, des données de suivi qui quantifient l'utilisation de l'habitat dans le CSC sont disponibles pour certaines des espèces et peuvent fournir des informations spatiales continues. Ces répartitions peuvent être intégrées aux informations sur la configuration des vents (Mateos et Arroyo, 2011), afin de créer une analyse de la densité et de la répartition des endroits du PSC où les impacts de l'OWEI sur les oiseaux marins seraient les plus importants (Christel et al., 2013 ; Maxwell et al., 2013). Sur la base d'une méthodologie récente, les données de suivi peuvent également être utilisées pour générer de meilleures estimations de la hauteur de vol (Cleasby et al., 2015). Ces données améliorées sur les hauteurs de vol pourraient être utilisées pour réduire l'incertitude concernant le temps passé dans la ZRS. À mesure que ces études et d'autres nouvelles études permettront de mieux comprendre les effets potentiels de l'OWEI sur les oiseaux marins dans la ZSR, il sera important de réviser les valeurs des paramètres et les indices de vulnérabilité à l'aide de nouvelles informations dès que celles-ci seront disponibles.

## Remerciements

Le Dr David G. Ainley a bénéficié d'un contrat de l'USGS avec HT Harvey and Associates, San Jose, Californie, pour compiler une analyse complète de la hauteur de vol des oiseaux de mer associée aux vents au-dessus de l'océan ; les résultats détaillés des analyses de hauteur de vol sont présentés dans Ainley et autres (2015). Les auteurs apprécient l'examen et les conseils constructifs de S. Garthe, H. Wade et E. Masden.

## Références citées

- Abt, K., et Konter, A., 2009, Survival rates of adult European grebes (Podicipedidae) : Union des ornithologues néerlandais, v. 97, no. 3, p. 313–321.
- Ackerman, J.T., Takekawa, J.Y., Strong, C., Athearn, N. et Rex, A., 2006, California gull distribution, abundance, and predation on waterbird eggs and chicks in South San Francisco Bay. U.S. Geological Survey, Western Ecological Research Center, Davis et Vallejo, Californie. [Disponible à l'adresse : Western Ecological Research Center, U.S. Geological Survey, 3020 State University Drive East, Modoc Hall, 3rd floor, Room 3006, Sacramento, California 95819].
- Adams, J., 2008, Cassin's auklet, in Shuford, W.D., and Gardali, Thomas, eds, California bird species of special concern-Studies of western birds no. 1 : Western Field Ornithologists et California Department of Fish and Game, p. 205-212.
- Adams, J., Felis, J., Mason, J.W., et Takekawa, J.Y., 2014, Pacific continental shelf environmental assessment (PaCSEA) -Aerial seabird and marine mammal surveys off northern California, Oregon, and Washington, 2011-2012 : Département américain de l'intérieur, Bureau of Ocean Energy Management, Pacific OCS Region, Camarillo, Californie, OCS Study BOEM 2014-003, 266 p.
- Adams, J., et Flora, S., 2010, Corrélation entre les mouvements des oiseaux de mer et les vents océaniques - Relier la télémétrie par satellite à la diffusiométrie océanique : Marine Biology, v. 157, p. 915-929.
- Adams, J., Kelsey, E.C., Felis J.J., et Pereksta, D.M., 2017, Données pour le calcul de la vulnérabilité des populations, des collisions et des déplacements chez les oiseaux marins du système de courant de Californie associés à l'infrastructure de l'énergie éolienne offshore (ver. 2.0, juin 2017) : Publication des données de l'U.S. Geological Survey, <https://doi.org/10.5066/F79C6VJ0>.
- Adams, J., MacLeod, C., Suryan, R.M., Hyrenbach, K.D., et Harvey, J.T., 2012, Summer-time use of West Coast U.S. National Marine Sanctuaries by migrating sooty shearwaters (*Puffinus griseus*) : Biological Conservation, v. 156, p. 105-116, doi:10.1016/j.biocon.2011.12.032.
- Adams, J., et Takekawa, J.Y., 2008, At-sea distribution of radio-marked Ashy Storm-Petrels *Oceanodroma homochroa* captured on the California Channel Islands. Ornithologie marine, v. 36, p. 9-17.
- Adams, J., Takekawa, J.Y., et Carter, H.R., 2004, Foraging distance and home range of Cassin's Auklets nesting at two colonies in the California Channel Islands. Condor v. 106, p. 618-637.
- Ainley, D.G., 1995, Ashy Storm-Petrel (*Oceanodroma homochroa*), in Poole, A., ed, The Birds of North America Online : Cornell Lab of Ornithology, <http://bna.birds.cornell.edu/bna/species/185>, doi:10.2173/bna.185.
- Ainley, D.G., 2008, Black storm-petrel, in Shuford, W.D., and Gardali, Thomas, eds., California bird species of special concern-Studies of western birds no. 1 : Western Field Ornithologists et California Department of Fish and Game, p. 125-129.
- Ainley, D.G., Boekelheide, R.J., Morrell, S.H., and Strong, C.S., 1990b, Cassin's Auklet, in Ainley, D.G., and Boekelheide, R.J., eds, Seabirds of the Farallon Islands-Ecology, dynamics, and structure of an upwelling-system community : Stanford, Californie, Stanford University Press, p. 306-338.

- Ainley, D.G., et Everett, W.T., 2001, Black Storm Petrel, *Oceanodroma melania*, in Rodewald, P.G, ed., The Birds of North America : Cornell Lab of Ornithology, <https://birdsna.org/Species-Account/bna/species/bkspet> doi:10.2173/bna.577.
- Ainley, D.G., et Hyrenbach, K.D., 2010, Top-down and bottom-up factors affecting seabird population trends in the California current system (1985-2006) : Progress in Oceanography, v. 84, p. 242-254.
- Ainley, D.G., Manuwal, D.A., Adams, J., et Thoresen, A.C., 2011, Le Starique de Cassin (*Ptychoramphus aleuticus*), in Poole, A., ed., The Birds of North America Online : Cornell Lab of Ornithology, <http://bna.birds.cornell.edu/oca.ucsc.edu/bna/species/050>, doi:10.2173/bna.50.
- Ainley, D.G., Nettleship, D.N., Carter, H.R., et Storey, A.E., 2002, Common Murre (*Uria aalge*), in Poole, A., ed., The Birds of North America Online : Cornell Lab of Ornithology, <http://bna.birds.cornell.edu/bna/species/666>, doi:10.2173/bna.666.
- Ainley, D., Porzig, E., Zajanc, D., et Spear, L.B., 2015, Seabird flight behavior and height in response to altered wind strength and direction : Marine Ornithology, v. 43, p. 25-36.
- Ainley, D.G., Strong, C.S., Penniman, T.M., et Boekelheide, R.J., 1990a, The feeding ecology of Farallon seabirds, chap. 3 de Ainley, D.G., et Boekelheide, R.J., eds., Seabirds of the Farallon Islands-Ecology, dynamics, and structure of an upwelling-system community : Stanford, Californie, Stanford University Press, p. 51-127.
- Ainley, D.G., Sydeman, W.J., Hatch, S.A. et Wilson, U.W., 1994, Seabird population trends along the West Coast of North America-Causes and the extent of regional concordance, in Jehl, J.R., Jr. et Johnson, N.K., eds., A century of avifaunal change in western North America : Studies in Avian Biology, no. 15, p. 119-133.
- American Bird Conservancy, 2012, Liste des oiseaux des États-Unis avec classement de conservation : Site Web, consulté le 17 décembre 2015, à l'adresse <http://shop.abcbirds.org/abcprograms/science/conservationchecklist/index.html>.
- American Wind Energy Association, 2013, site web, consulté le 8 août 2014, à l'adresse <http://www.awea.org/>.
- Anderson, E.M., Dickson, R.D., Lok, E.K., Palm, E.C., Savard, J.-P.L., Bordage, D., et Reed, A., 2015, Macreuse à front blanc (*Melanitta perspicillata*), in Poole, A., ed., The Birds of North America Online : Cornell Lab of Ornithology, <http://bna.birds.cornell.edu/bna/species/363>. doi:10.2173/bna.363
- Anderson, D.W., Gress, F., et Fry, D.M., 1996, Survie et dispersion des pélicans bruns mazoutés après réhabilitation et libération : Marine Pollution Bulletin, v. 32, no. 10, p. 711-718.
- Anderson, D.W., Henny, C.J., Godinez-reyes, C., Gress, F., Palacios, E.L., Prado, S. et Bredy, J., 2007, Size of the California brown pelican metapopulation during a non-El Niño Year : U.S. Geological Survey Open-File Report 2007-1299, 35 p.
- Awkerman, J.A., Anderson, D.J., et Whittow, G.C., 2008, Black-footed Albatross (*Phoebastria nigripes*), in Poole, A., ed., The Birds of North America Online : Cornell Lab of Ornithology, <http://bna.birds.cornell.edu/bna/species/065>, doi:10.2173/bna.65.
- Awkerman, J.A., Anderson, D.J., et Whittow, G.C., 2009, Laysan Albatross (*Phoebastria immutabilis*), in Poole, A., ed., The Birds of North America Online : Cornell Lab of Ornithology, <http://bna.birds.cornell.edu/bna/species/066>, doi:10.2173/bna.66.
- Bailey, H., Brookes, K.L., et Thompson, P.M., 2014, Assessing environmental impacts of offshore wind farms-Lessons learned and recommendations for the future : Aquatic Biosystems, v. 10, no. 8, doi : 10.1186/2046-9063-10-8.
- Baird, Pat Herron, 1990, Concentrations d'oiseaux de mer sur les plateformes de forage pétrolier : The Condor, v. 92, p. 767-771.

- Band, B., 2012, Using a collision risk model to assess bird collision risks for offshore wind farms : Londres, Royaume-Uni, The Crown Estate, Strategic Ornithological Support Services, disponible en ligne, consulté le 17 décembre 2015, à l'adresse [http://www.bto.org/sites/default/files/u28/downloads/Projects/Final\\_Report\\_SOSS02\\_Band1ModelGuidance.pdf](http://www.bto.org/sites/default/files/u28/downloads/Projects/Final_Report_SOSS02_Band1ModelGuidance.pdf).
- Barr, J.F., Eberl, C., et McIntyre, J.W., 2000, Red-throated Loon (*Gavia stellata*), in Poole, A., ed., The Birds of North America Online : Cornell Lab of Ornithology, <http://bna.birds.cornell.edu/oca.ucsc.edu/bna/species/513>, doi:10.2173/bna.513.
- Barrios, L., et Rodríguez, A., 2004, Behavioural and environmental correlates of soaring-bird mortality at on-shore wind turbines : Journal of Applied Ecology, v. 41, no. 1, p. 72-81, doi:10.1111/j.1365-2664.2004.0876.x.
- Bartle, J.A., Hu, D., Stahl, J.-C., Pyle, P., Simons, T.R., et Woodby, D., 1993, Status and ecology of gadfly petrels in the temperate North Pacific, in Vermeer, K., Briggs, K.T., Morgan, K.H., and Siegel-Causey, D., eds, The status, ecology, and conservation of marine birds of the North Pacific : Ottawa, Canada, Publication spéciale du Service canadien de la faune.
- Beedy, E.C., 2008, Harlequin duck, in Shuford, W.D., and Gardali, Thomas, eds., California bird species of special concern-Studies of western birds no. 1 : Western Field Ornithologists et California Department of Fish and Game, p. 91-95.
- Bevanger, K., 1994, Bird interactions with utility structures-Collision and electrocution, causes and mitigating measures : Ibis, v. 136, p. 412-425.
- Birdlife International, 2014a, UICN, Liste rouge des oiseaux, consultée le 9 mars 2014 à l'adresse <http://www.Birdlife.org>.
- Birdlife International, 2014b, Globally Threatened Bird Forums-Le guillemot de Xantus (*Synthliboramphus hypoleucus*) est en train d'être scindé - *S. hypoleucus* est en danger et *S. scrippsi* est vulnérable : consulté le 20 janvier 2015 sur <http://www.Birdlife.org/globally-threatened-bird-forums/2014/04/xantus%E2%80%99s-murrelet-synthliboramphus-hypoleucus-is-being-split-list-s-hypoleucus-as-endangered-and-s-scrippsi-as-vulnerable/>.
- Birt, T.P., Carter, H.R., Whitworth, D.L., McDonald, A., Newman, S.H., Gress, F., Palacios, E., et Friesen, V.L., 2012, Rangewide population genetic structure of Xantus's murrelet (*Synthliboramphus hypoleucus*) : The Auk, v. 129, no. 1, p. 44-55.
- Blew, Jan, Hoffmann, Malte, Nehls, Georg et Hennig, Veit, 2008, Enquête sur la collision d'oiseaux le risque et les réactions des marsouins communs dans les parcs éoliens offshore Horns Rev, en mer du Nord, et Nysted, mer Baltique, au Danemark, Partie 1-Oiseaux : BioConsult SH, Husum, en Allemagne, consulté 14 septembre 2014, à l'adresse [https://tethys.pnnl.gov/sites/default/files/publications/Bird\\_Collision\\_Risk\\_and\\_the\\_Responses\\_of\\_Harbour\\_Porpoises.pdf](https://tethys.pnnl.gov/sites/default/files/publications/Bird_Collision_Risk_and_the_Responses_of_Harbour_Porpoises.pdf).
- Blokpoel, H., Boersma, D. C., Hughes, R. A., et Tessier, G. D., 1989, Field observations of the biology of Common Terns and Elegant Terns wintering in Peru : Colonial Waterbirds, p. 90-97.
- Boekelheide, R.J., Ainley, D.G., Morrell, S.H., et Lewis, T.J., 1990, Brandt's Cormorant, in Ainley, D.G., et Boekelheide, R.J., eds, Seabirds of the Farallon Islands-Ecology, dynamics, and structure of an upwelling-system community : Stanford, Californie, Stanford University Press.

- Boersma, D.P., et Silva, M.C., 2001, Fork-tailed Storm-Petrel (*Oceanodroma furcata*), in Poole, A., ed., The Birds of North America Online : Cornell Lab of Ornithology, <http://bna.birds.cornell.edu/bna/species/569>, doi:10.2173/bna.569.
- Bordage, D., et Savard, J.P.L., 2011, Black Scoter (*Melanitta americana*), in Poole, A., ed., The Birds of North America Online : Cornell Lab of Ornithology, <http://bna.birds.cornell.edu.oca.ucsc.edu/bna/species/177>, doi:10.2173/bna.177.
- Botkin, D.B., et Miller, R.S., 1974, Mortality rates and survival of birds : The American Naturalist, v. 108, n° 960, p. 181-192.
- Bradbury, G., Trinder, M., Furness, B., Banks, A.N., Caldow, R.W.G., et Hume, D., 2014, Mapping seabird sensitivity to offshore wind farms : PloS One 9, no. 9, p. e106366, doi:10.1371/journal.pone.0106366.
- Bradley, J., Wooller, R., et Serventy, D., 1990, The influence of mate retention and divorce upon reproductive success in Short-tailed Shearwaters (*Puffinus tenuirostris*) : Journal of Animal Ecology, v. 59, no. 2, p. 487-496.
- Braham, M., Miller, T., Duerr, A.E., Lanzone, M., Fesnock, A., Lapre, L., Driscoll, D. et Katzner, T., 2015, Home in the heat-Dramatic seasonal variation in home range of desert golden eagles informs management for renewable energy development : Biological Conservation, v. 186, p. 225-232.
- Briggs, K.T., et Chu, E.W., 1986, Sooty shearwaters off California-Distribution, abundance, and habitat use : Condor, v. 88, p. 355-364.
- Briggs, K.T., Chu, E.W., Tyler, W.B., Lewis, D.B., Pitman, R.L., et Hunt, G.L., Jr. 1981, Distribution, nombre et statut saisonnier des oiseaux de mer du Southern California Bight (1975-1978) : Département de l'intérieur des États-Unis, Service de gestion des minéraux de la région Pacifique de l'OCS.
- Briggs, K.T., Tyler, W.B., Lewis, D.B., et Bettman, K.F., 1983, Seabirds of central and northern California 1980-1983-Status, abundance, and distribution : Département américain de l'intérieur, Service de gestion des minéraux de la région Pacifique de l'OCS.
- Briggs, K.T., Tyler, W.B., Lewis, D.B., et Carlson, D.R., 1987, Bird communities at sea off California-1975 to 1983 : Studies in Avian Biology, no. 11.
- Briggs, K.T., Varoujean, D.H., Williams, W.W., Ford, R.G., Bonnell, M.L., et Casey, J.L., 1992, Seabirds of the Oregon et Washington OCS, 1989-1990, chap. 3 de Brueggeman, J.J., éd., Oregon and Washington marine mammal and seabird surveys-Final Report, OCS MMS 91-0093 : Département américain de l'intérieur, région Pacifique de l'OCS, Service de gestion des minéraux, Los Angeles, Californie, 164 p.
- Brown, P.W., et Fredrickson, L.H., 1997, White-winged Scoter (*Melanitta fusca*), in Poole, A., ed., The Birds of North America Online : Cornell Lab of Ornithology, <http://bna.birds.cornell.edu/bna/species/274>, doi:10.2173/bna.274.
- Buckley, P.A., et Buckley, F.G., 2002, Royal Tern (*Thalasseus maximus*), in Poole, A., ed., The Birds of North America Online : Cornell Lab of Ornithology, <http://bna.birds.cornell.edu/bna/species/700>, doi:10.2173/bna.700.
- Burger, J., et Gochfeld, M., 2002, Bonaparte's Gull (*Chroicocephalus philadelphia*), in Poole, A., ed., The Birds of North America Online : Cornell Lab of Ornithology, <http://bna.birds.cornell.edu.oca.ucsc.edu/bna/species/634>, doi:10.2173/bna.634.
- Burke, C.M., Montevecchi, W.A., et Wiese, F.K., 2012, Surveillance environnementale inadéquate autour des plateformes pétrolières et gazières offshore sur le Grand Banc de l'Est du Canada - Les risques pour les oiseaux marins sont-ils connus ? Journal of Environmental Management, v. 104, p. 121-6, doi:10.1016/j.jenvman.2012.02.012.
- Burness, G.P., Lefevre, K., et Collins, C.T., 1999, Elegant Tern (*Thalasseus elegans*), in Poole, A., ed, The Birds of North America Online : Cornell Lab of Ornithology, <http://bna.birds.cornell.edu/bna/species/404>, doi:10.2173/bna.404.
- Cape Wind, 2014, le premier parc éolien offshore d'Amérique : Boston, Massachusetts, Cape Wind Associates, consulté le 12 août 2014 sur [www.capewind.org](http://www.capewind.org).

- Capitolo, P.J., McChesney, G.J., Carter, H.R., Parker, M.W., Eigner, L.E., et Golightly, R.T., 2014, Changes in breeding population sizes of Brandt's cormorants *Phalacrocorax penicillatus* in the Gulf of the Farallones, California, 1979-2006 : *Ornithologie marine*, v. 48, p. 35-48.
- Cardwell, D., 2015, Le parc éolien offshore suscite l'espoir des bailleurs de fonds américains pour les énergies propres : *New York Times*, 23 juillet 2015, consulté le 17 décembre 2015, à l'adresse <http://www.nytimes.com/2015/07/24/business/offshore-wind-farm-raises-hopes-of-us-clean-energy-backers.html>.
- Carter, H.R., Ainley, D.G., Wolf, A.G., et Winstein, A.W., 2016, Range-wide conservation and science of the Ashy Storm-Petrel *Oceanodroma homochroa* : *Marine Ornithology*, v. 44, p. 53-62.
- Carter, H.R., Dvorak, T.M., et Whitworth, D.L., 2016, Breeding of the Leach's Storm-Petrel *Oceanodroma leucorhoa* at Santa Catalina Island, California : *Marine Ornithology*, v.44, p. 83-91.
- Carter, H.R., McChesney, G.J., Jaques, D.L., Strong, C.S., Parker, M.W., Takekawa, J.E., Jory, D.L. et Whitworth, D.L., 1992, Breeding populations of seabirds in California, 1989-1991 : U.S. Fish and Wildlife Service, Dixon, CA. Disponible auprès de Carter Biol. Consulting, 1015 Hampshire Rd., Victoria, BC V8S 4S8, Canada.
- Carter, H.R., Mclver, W.R., et McChesney, G.J., 2008, Ashy Storm-Petrel, in Shuford, W.D., et Gardali, Thomas, eds., California bird species of special concern-Studies of western birds no. 1 : Western Field Ornithologists et California Department of Fish and Game, p. 117-124.
- Carter, H.R., Wilson, U.W., Lowe, R.W., Rodway, M.S., Manuwal, D.A., Takekawa, J.E. et Yee, J.L., 2001, Population trends of the common murre (*Uria aalge californica*), in Manuwal, D.A., Carter, H.R., Zimmerman, T.S., et Orthmeyer, D.L., eds., Biology and conservation of the Common Murre in California, Oregon, Washington, and British Columbia, Volume 1 : Natural history and population trends : U.S. Geological Survey Information and Technology Report USGS/BRD/ITR-2000-0012, Washington, D.C., p. 33-133.
- California Department of Fish and Wildlife, 2015, Oiseaux menacés et en voie de disparition : Site web, consulté le 10 décembre 2015, à l'adresse [https://www.dfg.ca.gov/wildlife/nongame/t\\_e\\_spp/bird.html](https://www.dfg.ca.gov/wildlife/nongame/t_e_spp/bird.html).
- Chesser, R.T., Banks, R.C., Barker, F.K., Cicero, C., Dunn, J.L., Kratter, A.W., Lovette, I.J., Rasmussen, P.C., Remsen, J.V., Jr, Rising, J.D., Stotz, D.F., et Winker, K., 2012, cinquante-troisième supplément à la liste des oiseaux nord-américains de l'American Ornithologists' Union : *The Auk*, v. 129, no. 3, p. 573-588.
- Christel, I., Certain, G., Cama, A., Vieites, D.R., et Ferrer, X., 2013, Seabird aggregative patterns-A new tool for offshore wind energy risk assessment : *Marine Pollution Bulletin*, v. 66, p. 84-91, doi:10.1016/j.marpolbul.2012.11.05.
- Clapp, R.B., Klimkeiwicz, M.K., et Kennard, J.H., 1982, Longevity records of North American birds-Gaviidae through Alcidae : *Journal of Field Ornithology*, v. 53, no. 2, p. 81-124.
- Cleasby, I.R., Wakefield, E.D., Bearhop, S., Bodey, T.W., Votier, S.C., et Hamer, K.C., 2015, Three-dimensional tracking of a wide-ranging marine predator-Flight height and vulnerability to offshore wind farms : *Journal of Applied Ecology*, v. 52, no. 6, p. 1,474-1,482, doi : 10.1111/1365-2664.12529.
- Clements, J. F., T. S. Schulenberg, M. J. Iliff, D. Roberson, T. A. Fredericks, B. L. Sullivan et C. L. Wood. 2015. The eBird/Clements checklist of birds of the world : v2015. Téléchargé à l'adresse suivante : à partir de <http://www.birds.cornell.edu/clementschecklist/download/>
- Comité sur la situation des espèces en péril au Canada, 2004, évaluation et mise à jour du rapport de situation du COSEPAC sur le puffin à pieds roses (*Puffinus creatopus*) au Canada : Ottawa, vii + 22 p., consulté le 9 mars 2015, à l'adresse <http://www.registrelep-sararegistry.gc.ca/default.asp?lang=En&n=3D6F79CC-1&printfullpage=true>.

- Comité sur la situation des espèces en péril au Canada, 2013 : Site Web, consulté le 20 juillet 2014, à l'adresse [http://www.cosewic.gc.ca/eng/sct5/index\\_e.cfm](http://www.cosewic.gc.ca/eng/sct5/index_e.cfm).
- Cook, A.S.C.P., Humphreys, E.M., Masden, E.A., et Burton, N.H.K., 2014, The avoidance rates of collision between birds and offshore turbines : Scottish Marine and Freshwater Science, v. 5, no. 16, BTO Research Report No. 656, Marine Scotland Science ISSN 2043-7722, Aberdeen, Ecosse, consulté le 17 décembre 2015, à l'adresse <http://www.scotland.gov.uk/marinescotland>.
- Cook, A.S.C.P., Johnston, A., Wright, L.J., et Burton, N.H.K., 2012, A review of flight heights and avoidance rates of birds in relation to offshore wind farms : Report of work carried out by the British Trust for Ornithology on behalf of The Crown Estate, British Trust for Ornithology, Thetford, Norfolk, 59 p., BTO Research Report Number 618, consulté le 17 décembre 2015, à l'adresse [http://www.bto.org/sites/default/files/u28/downloads/Projects/Final\\_Report\\_SOSS02\\_BTORReview.pdf](http://www.bto.org/sites/default/files/u28/downloads/Projects/Final_Report_SOSS02_BTORReview.pdf).
- Cooper, B.A., et Ritchie, R.J., 1995, The altitude of bird migration in east-central Alaska-A radar and visual study : Journal of Field Ornithology, v. 66, no. 4, p. 590–608.
- Connors, M.G., Hazen, E.L., Costa, D.P., et Shaffer, S.A. 2015. Ombragé par l'échelle : comportement subtil le cloisonnement des niches dans deux espèces d'albatros sympatriques et tropicales : Écologie du mouvement, v.3, no. 28. DOI : 10.1186/s40462-015-0060-7.
- Corbetta, G., 2014, The European offshore wind industry - Key trends and statistics, 1st half of 2014 : Bruxelles, Belgique, The European Wind Energy Association, consulté le 17 décembre 2015, à l'adresse [http://www.ewea.org/fileadmin/files/library/publications/statistics/European\\_offshore\\_statistics\\_1st-half\\_2014.pdf](http://www.ewea.org/fileadmin/files/library/publications/statistics/European_offshore_statistics_1st-half_2014.pdf).
- Corman, A.M., et Garthe, S., 2014, What flight heights tell us about foraging and potential conflicts with wind farms-A case study in lesser black-backed gulls (*Larus fuscus*) : Journal of Ornithology, v. 155, p. 1,037-1,043, doi:10.1007/s10336-014-1094-0.
- Crowell, J.B., Jr. et Nehls, H.B., 1976, The spring migration-Northern Pacific Coast region : American Birds, v. 30, p. 878-882.
- Cullen, S.A., Jehl, J.R. Jr. et Nuechterlein, G.L., 1999, Eared Grebe (*Podiceps nigricollis*), in Poole, A., ed., The Birds of North America Online : Cornell Lab of Ornithology, <http://bna.birds.cornell.edu/bna/species/433>, doi:10.2173/bna.433.
- Cunha, M.J., 2011, Statut de reproduction du Starique de Cassin (*Ptychoramphus aleuticus*) et du Starique rhinocéros (*Cerorhinca monocerata*) au Refuge national de faune de Castle Rock, comté de Del Norte, Californie : Arcata, Californie, Humboldt State University, mémoire de maîtrise, 81 p.
- Cuthbert, F.J., et Wires, L.R., 1999, Caspian Tern (*Hydroprogne caspia*), in Poole, A., ed., The Birds of North America Online : Cornell Lab of Ornithology, <http://bna.birds.cornell.edu/bna/species/403>, doi:10.2173/bna.403.
- Davis, J.N., et Deuel, B.E., 2008, Brant, dans Shuford, W.D., et Gardali, Thomas, eds., California bird species of special concern-Studies of western birds no. 1 : Western Field Ornithologists et California Department of Fish and Game, p. 205-212.
- Davis, S.E., Maftai, M., Jones, I.L. et Mallory, M.L., 2012, Transequatorial migration of Sabine's Gulls (*Xema sabini*) from a breeding site in the central Canadian High Arctic : abstract, Pacific Seabird Group Annual Meeting 2012, consulté le 8 janvier 2016 à l'adresse <http://www.pacificseabirdgroup.org/2012mtg/PSG2012.AbstractBook.pdf>.
- Day, R.H., Stenhouse, I.J., et Gilchrist, H.G., 2001, Sabine's Gull (*Xema sabini*), in Poole, A., ed., The Birds of North America Online : Cornell Lab of Ornithology, <http://bna.birds.cornell.edu/oca.ucsc.edu/bna/species/593>, doi:10.2173/bna.593.

- De la Cruz, S.E.W., Takekawa, J.Y., Spragens, K.A., Yee, J., Golightly, R.T., Massey, G., Henkel, L.A., Larsen, R.S., and Ziccardi, M., 2013, Post-release survival of surf scoters following an oil spill-An experimental approach to evaluating rehabilitation success : *Marine Pollution Bulletin*, v. 67, nos. 1-2, p. 100-106, doi:10.1016/j.marpolbul.2012.11.027.
- de Lucas, M., Janss, G.F.E., et Ferrer, M., 2004, The effects of a wind farm on birds in a migration point - The Strait of Gibraltar : *Biodiversity and Conservation*, v. 13, no. 2, p. 395-407, doi:10.1023/B:BIOC.00006507.22024.93.
- de Lucas, M., Janss, G.F.E., Whitfield, D.P., et Ferrer, M., 2008, Collision fatale de rapaces dans les parcs éoliens ne dépend pas de l'abondance des rapaces : *Journal of Applied Ecology*, v. 45, no. 6, p. 1,695-1,703, doi:10.1111/j.1365-2664.2008.01549.
- del Hoyo, J., Elliott, A., et Sargatal, J., 1992, *Handbook of the birds of the world-Volume 1, Ostrich to Ducks* : Barcelona, Lynx Edicions.
- del Hoyo, J., Elliott, A., et Sargatal, J., 1996, *Handbook of the birds of the world-Volume 3, Hoatzin to Auks* : Barcelona, Lynx Edicions.
- Desholm, M., 2009, Avian sensitivity to mortality-Prioritizing migratory bird species for assessment at proposed wind farms : *Journal of Environmental Management*, v. 90, no. 8, p. 2,672-1,679, doi:10.1016/j.jenvman.2009.02.05.
- Desholm, M., et Kahlert, J., 2005, Avian collision risk at an offshore wind farm : *Biology Letters*, v. 1, no. 3, p. 296-8, doi:10.1098/rsbl.2005.0336.
- Dias, M.P., Granadeiro, J.P., and Catry, P., 2012, Do seabirds differ from other migrants in their travel arrangements ? -On route strategies of Cory's shearwater during its transequatorial journey : *PloS One*, v. 7, no. 11, p. e49376, doi:10.1371/journal.pone.049376.
- Drost, C.A., et Lewis, D.B., 1995, Scripps's Murrelet (*Synthliboramphus scrippsi*), in Poole, A., ed., *The Birds of North America Online* : Cornell Lab of Ornithology, <http://bna.birds.cornell.edu/bna/species/164>, doi:10.2173/bna.164.
- Dugger, K.M., Dugger, B.D., et Fredrickson, L.H., 1999, Annual survival rates of female hooded mergansers and wood ducks in southeastern Missouri : *The Wilson Bulletin*, v. 111, no. 1, p. 1-6.
- eBird, 2014, Une base de données en ligne sur la distribution et l'abondance des oiseaux : Site Web, consulté le 14 octobre, 2014, à l'adresse <http://www.eBird.org>.
- Everett, W.T., et Pitman, R.L., 1993, Status and conservation of shearwaters of the Northern Pacific, in Vermeer, K., Briggs, K.T., Morgan, K.H., and Siegel-Causey, D., eds., *The status, ecology, and conservation of marine birds of the North Pacific* : Ottawa, Canada, publication spéciale du Service canadien de la faune, p. 93-100.
- Evers, D.C., Paruk, J.D., McIntyre, J.W., et Barr, J.F., 2010, Common Loon (*Gavia immer*), in Poole, A., ed., *The Birds of North America Online* : Cornell Lab of Ornithology, <http://bna.birds.cornell.edu/bna/species/313>, doi:10.2173/bna.313.
- Ewins, P.J., 1993, Pigeon Guillemot (*Cephus columba*), in Poole, A., ed., *The Birds of North America Online* : Cornell Lab of Ornithology, <http://bna.birds.cornell.edu/bna/species/049>, doi:10.2173/bna.49.
- Ewins, P.J., Carter, H.R., et Shibaev, Y.V., 1993, The status, distribution, and ecology of inshore fish-feeding alcids (*Cephus guillemots* and *Brachyramphus murrelets*) in the North Pacific, in Vermeer, K., Briggs, K.T., Morgan, K.H., and Siegel-Causey, D., eds., *The status, ecology, and conservation of marine birds of the North Pacific* : Ottawa, Canada, Publication spéciale du Service canadien de la faune.
- Fijn, R.C., Gyimesi, A., Collier, M.P., Beuker, D., Dirksen, S., and Krijgsveld, K.L., 2012, Flight patterns of birds at offshore gas platform K14 : Noordzeewind ing. H.J. Kouwenhoven, Havenstraat, rapport final, consulté le 11 septembre 2014, à l'adresse [http://www.noordzeewind.nl/wp-content/uploads/2012/11/OWEZ\\_R\\_232\\_T1\\_20120523\\_fluxes\\_far\\_offshore.pdf](http://www.noordzeewind.nl/wp-content/uploads/2012/11/OWEZ_R_232_T1_20120523_fluxes_far_offshore.pdf).

- Flores, S.D.H., 2010, Environmental Protection- Native Mexican Wildlife Species- Categories of risk and specifications for inclusion, exclusion or change-List of species at risk : Mexico, Official Mexican Standard NOM-059-SEMARNAT-2010.
- Fox A.D., Desholm, M., Kahlert, J., et Christensen, T.K., 2006, Information needs to support environmental impact assessment of the effects of European marine offshore wind farms on birds : *Ibis*, v. 148, p. 129-144.
- Frost, N., 2015, enquête sur la reproduction de la sterne de Californie, saison 2014 : Sacramento, California Department of Fish and Wildlife, Wildlife Branch, Nongame Wildlife Program Report 2015-01, 23 p. + annexes, <https://nrm.dfg.ca.gov/FileHandler.ashx?DocumentID=108212>.
- Furness, B., et Wade, H., 2012, Vulnérabilité des oiseaux de mer écossais aux éoliennes offshore : Glasgow, Écosse, MacArthur Green Ltd, consulté le 8 janvier 2016, à l'adresse <http://www.gov.scot/resource/0038/00389902.pdf>.
- Furness, B., Wade, H., et Masden, E.A., 2013, Assessing vulnerability of marine bird populations to offshore wind farms : *Journal of Environmental Management*, v. 119, p. 56-66.
- Garthe, S., et Hüppop, O., 2004, Scaling possible adverse effects of marine wind farms on seabirds- Developing and applying a vulnerability index : *Journal of Applied Ecology*, v. 41, no. 4, p. 724-734, doi:10.1111/j.021-8901.2004.0918.x.
- Gaston, A. J., 1992, Annual survival of breeding Cassin's auklets in the Queen Charlotte Islands, British Columbia : *The Condor*, v. 94(4), p. 1019-1021.
- Gaston, A.J., et Dechesne, S.B., 1996, Rhinoceros Auklet (*Cerorhinca monocerata*), in Poole, A., ed, *The Birds of North America Online* : Cornell Lab of Ornithology, <http://bna.birds.cornell.edu/bna/species/212>, doi:10.2173/bna.212.
- Gaston, A.J., et Jones, I.L., 1998, *Bird families of the world-The Auks* : New York, Oxford University Press.
- Gaston, A.J., et Shoji, A., 2010, Ancient Murrelet (*Synthliboramphus antiquus*), in Poole, A., ed., *The Birds of North America Online* : Cornell Lab of Ornithology, <http://bna.birds.cornell.edu/bna/species/132>, doi:10.2173/bna.132.
- Gerber, L.R., et Heppell, S.S., 2004, The use of demographic sensitivity analysis in marine species conservation planning : *Biological Conservation*, v. 120, p. 121-128.
- Gochfeld, M., et Burger, J., 1994, Black Skimmer (*Rynchops niger*), in Poole, A., ed., *The Birds of North America Online* : Cornell Lab of Ornithology, <http://bna.birds.cornell.edu/bna/species/108>, doi:10.2173/bna.108.
- Gould P.J., Forsell, D.J., et Lensink, C.J., 1982, Pelagic distribution and abundance of seabirds in the Gulf of Alaska and eastern Bering Sea : U.S. Fish and Wildlife Service, FWS/OBS-82/48.
- Halpern, B.S., Kappel, C.V., Selkoe, K. A., Micheli, F., Ebert, C. M., Kontgis, C., Crain, C. M., Martone, R.G., Shearer, C. et Teck, S. J., 2009, Mapping cumulative human impacts to California Current marine ecosystems : *Conservation Letters*, v. 2009, p. 1-11.
- Hamer, T., Reed, M., Colclazier, E., Turner, K., et Denis, N., 2014, Nocturnal surveys for Ashy Storm-Petrels (*Oceanodroma homochroa*) and Scripps Murrelets (*Synthliboramphus scrippsi*) at offshore oil production platforms, southern California : Département américain de l'intérieur, Bureau of Ocean Energy Management, Pacific OCS Region, Camarillo, Californie, OCS Study BOEM 2014-013, 62 p.
- Handwerk, B., 2014, Le premier parc éolien offshore des États-Unis alimente les fonds fédéraux, les combats en salle d'audience : National Geographic, consulté le 12 août 2014, à l'adresse <http://energyblog.nationalgeographic.com/2014/07/17/first-u-s-offshore-wind-farm-wins-federal-funds-courtroom-fights/>
- Harris, M.P., et Wanless, S., 1995, Survival and non-breeding of adult Common Guillemots *Uria aalge* : *Ibis*, vol. 137, p. 192-197. 10.1111/j.1474-919X.1995.tb03239.x.

- Hatch, J.J., 2002, *Sterne arctique (Sterna paradisaea)*, in Poole, A., ed., The Birds of North America Online : Cornell Lab of Ornithology, <http://bna.birds.cornell.edu/bna/species/707>, doi:10.2173/bna.707.
- Hatch, J.J., et Weseloh, D.V., 1999, Double-crest Cormorant (*Phalacrocorax auritus*), in Poole, A., ed., The Birds of North America Online : Cornell Lab of Ornithology, <http://bna.birds.cornell.edu/bna/species/441>, doi:10.2173/bna.441.
- Hatch, S.A., 1993, Ecology and population status of Northern Fulmars *Fulmarus glacialis* of the Northern Pacific, in Vermeer, K., Briggs, K.T., Morgan, K.H., and Siegel-Causey, D., eds., The status, ecology, and conservation of marine birds of the North Pacific : Ottawa, Canada, Publication spéciale du Service canadien de la faune.
- Hatch, S.A., Byrd, G.V., Irons, D.B., et Hunt, G.L., Jr, 1993, Status and ecology of Kittiwakes (*Rissa tridactyla* and *R. brevirostris*) in the North Pacific, in Vermeer, K., Briggs, K.T., Morgan, K.H., and Siegel-Causey, D., eds, The status, ecology, and conservation of marine birds of the North Pacific : Ottawa, Canada, Publication spéciale du Service canadien de la faune.
- Hatch, S.A., Robertson, G.J., et Baird, P.H., 2009, Black-legged Kittiwake (*Rissatridactyla*), in Poole, A., ed., The Birds of North America Online : Cornell Lab of Ornithology, <http://bna.birds.cornell.edu/bna/species/092>, doi:10.2173/bna.92.
- Hawaii State Legislature, 2015, HB623 HD2 SD2 CDI, Renewable portfolio standards-Clean Energy Initiative-Public Utilities Commission : consulté le 1er juin 2015 sur [http://www.capitol.hawaii.gov/measure\\_indiv.aspx?billtype=HB&billnumber=623&year=2015](http://www.capitol.hawaii.gov/measure_indiv.aspx?billtype=HB&billnumber=623&year=2015).
- Hayward, J.L., et Verbeek, N.A., 2008, Goéland à ailes glauques (*Larus glaucescens*), in Poole, A., ed., The Birds of North America Online : Cornell Lab of Ornithology, <http://bna.birds.cornell.edu/bna/species/059>, doi:10.2173/bna.59.
- Heath, S.R., Dunn, E.H., et Agro, D.J., 2009, Black Tern (*Chlidonias niger*), in Poole, A., ed., The Birds of North America Online : Cornell Lab of Ornithology, <http://bna.birds.cornell.edu/bna/species/147>, doi:10.2173/bna.147.
- Heather, B.D., et Robertson, H.A., 1997, The field guide to the birds of New Zealand : Oxford, Royaume-Uni, Oxford University Press.
- Hedd, A., Montevicchi, W.A., Otley, H., Phillips, R.A. et Fifield, D.A., 2012, Transequatorial migration and habitat use by Sooty Shearwaters *Puffinus griseus* from the South Atlantic during the nonbreeding season : Marine Ecology Progress Series 449, p. 277-290, doi:10.3354/meps09538.
- Henkel, L.A., 2004, Seasonal abundance of marine birds in nearshore waters of Monterey Bay California : Western Birds, v. 35, p. 126-146.
- Hernández-Montoya, J.C., Luna-Mendoza, L., Aguirre-Muñoz, A., Méndez-Sánchez, F., Félix-Lizárraga, M. et Barredo-Barberena, J.M., 2014, Albatros de Laysan sur l'île de Guadalupe, Mexique : état actuel et mesures de conservation : Monographies du naturaliste de l'Ouest de l'Amérique du Nord, v. 7, p. 543-554.
- Herrera -Alsina, L., Villegas-Patracca, R., Eguiarte, L.E., et Arita, H.T., 2013, Communautés d'oiseaux et parcs éoliens - Une approche phylogénétique et morphologique : Biodiversity Conservation, v. 22, p. 2,821-2,836.
- Hobson, K.A., 2013, Pelagic Cormorant (*Phalacrocorax pelagicus*), in Poole, A., ed., The Birds of North America Online : Cornell Lab of Ornithology, <http://bna.birds.cornell.edu/bna/species/282>. doi:10.2173/bna.282.
- Hoffman, W., Heinemann, D., et Wiens, J.A., 1981, The ecology of seabird feeding flocks in Alaska : The Auk, v. 98, p. 437-456.
- Huntington, C.E., Butler, R.G., et Mauck, R.A., 1996, Leach's Storm-Petrel (*Oceanodroma leucorhoa*), in Poole, A., ed, The Birds of North America Online : Cornell Lab of Ornithology, <http://bna.birds.cornell.edu/bna/species/233>, doi:10.2173/bna.233.
- Hüppop, O., Dierschke, J., Exo, K.-M., Fredrich, E. et Hill, R., 2006, Bird migration studies and potential collision risk with offshore wind turbines : Ibis, v. 148, p. 90-109.

- .cornell.edu/bna/species/026a, doi:10.2173/bna.26a.
- Stout, B.E., et Nuechterlein, G.L., 1999, Red-necked Grebe (*Podiceps grisegena*), in Poole, A., ed, The Birds of North America Online : Cornell Lab of Ornithology, <http://bna.birds.cornell.edu/bna/species/465>, doi:10.2173/bna.465.
- Suryan, R.M., Anderson, D.J., Shaffer, S.A., Roby, D.D., Tremblay, Y., Costa, D.P., et Nakamura, N., 2008, Wind, waves, and wing loading - La spécialisation morphologique peut limiter l'expansion de l'aire de répartition des albatros menacés : PloS One, v. 3, no. 12, p. e4016, doi:10.1371/journal.pone.04016.
- Suryan, R.M., Craig, D.P., Roby, D.D., Chelgren, N.D., Collis, K., Shuford, D., et Lyons, D.E., 2004, Redistribution and growth of the Caspian Tern population in the Pacific Coast Region of North America, 1981-2000 : The Condor, v. 106, no. 4, p. 777–790.
- Suryan, R.M., Dietrich, K.S., Melvin, E.F., Balogh, G.R., Sato, F., et Ozaki K., 2007, Migratory routes of shorttailed albatrosses-Use of exclusive economic zones of North Pacific Rim countries and spatial overlap with commercial fisheries in Alaska : Biological Conservation, v. 137, no.3, p. 450-460, doi:10.1016/j.biocon.2007.03.015.
- Suryan, R.M., Phillips, E.M., So, K.J., Zamon, J.E., Lowe, R.W., et Stephensen, S.W., 2012, Marine bird colony and at-sea distributions along the Oregon coast-Implications for marine spatial planning and information gap analysis : Northwest National Marine Renewable Energy Center Report no. 2, Corvallis, Oregon, NNMREC, 26 p., consulté le 5 mars 2015, à l'adresse <http://ir.library.oregonstate.edu/xmlui/handle/1957/30569>.
- Sydeaman, W.J., 1993, Survivorship of Common Murres on Southeast Farallon Island, California : Ornis Scandinavica, vol. 24, p. 135-141. doi : 130.118.63.33
- Thaxter, C., Ross-Smith, V., Bouten, W., Clark, N.A., Conway, G.J., Rehfish, M.M., and Burton N.H.K., 2015, Seabird- wind farm interactions during the breeding season vary within and between years-A case study of lesser black-backed gull *Larus fuscus* in the UK : Biological Conservation, v. 186, p. 347-358.
- Thayer-Mascarenhas, J.A., 1995, Rhinoceros Auklet reproduction, survie et alimentation en relation avec le climat océanique : Davis, Université de Californie, thèse de doctorat.
- The Wind Power, 2014, Wind Energy Market Intelligence : Site web, consulté le 7 août 2014, à l'adresse [www.thewindpower.net](http://www.thewindpower.net).
- Thompson, B.C., Jackson, J.A., Burger, J., Hill, L.A., Kirsch, E.M., et Atwood, J.L., 1997, La sterne naine (*Sternula antillarum*), in Poole, A., ed, The Birds of North America Online : Cornell Lab of Ornithology, <http://bna.birds.cornell.edu/bna/species/290>, doi:10.2173/bna.290.
- Titman, R.D., 1999, Red-breasted Merganser (*Mergus serrator*), in Poole, A., ed, The Birds of North America Online : Cornell Lab of Ornithology, <http://bna.birds.cornell.edu/bna/species/443>, doi:10.2173/bna.443.