

Développement d'un indicateur « oiseaux marins » dans le cadre du 5^e recensement national des oiseaux marins nicheurs de France métropolitaine

Bernard Cadiou, Christophe Barbraud, Camille Geimer

Groupement d'Intérêt Scientifique Oiseaux Marins
Centre d'Études Biologiques de Chizé

Décembre 2012



Sommaire

Introduction	3
Matériels et méthodes.....	5
1. Les données	5
2. Les modèles statistiques	9
2.1. Généralités	9
2.1.1. La régression linéaire	9
2.1.2. Les modèles linéaires généralisés.....	10
2.1.3. L'inférence bayésienne.....	10
2.1.4. Méthode d'imputation	11
2.2 Méthodologie utilisée	11
2.2.1. La méthodologie TRIM.....	12
2.2.2. La méthodologie WinBUGS.....	14
Résultats	15
1. Indicateur oiseaux marins à l'échelle nationale toutes espèces confondues	15
2. Indicateur oiseaux marins pour la covariable « mode d'alimentation ».....	17
3. Indicateur oiseaux marins pour la covariable « zone marine exploitée ».....	17
4. Indicateur oiseaux marins pour la covariable « habitat de nidification ».....	17
5. Indicateur oiseaux marins pour les espèces les plus représentées	21
6. Indicateur oiseaux marins pour les trois sous-régions marines.....	22
7. Indicateur oiseaux marins à d'autres échelles géographiques	23
Discussion	25
1. Les indicateurs de tendances	25
2. Les oiseaux marins comme indicateurs de l'environnement marin.....	26
3. Approches méthodologiques statistiques	27
Conclusion et perspectives	28
Bibliographie.....	30
Remerciements	33
Annexes	34

Introduction

Les oiseaux forment un groupe très diversifié d'un point de vue phénotypique et écologique (del Hoyo et al. 1992-2011). Ainsi, ils ont pu coloniser des milieux très variés, allant des steppes arides aux océans, et offrent de bons exemples d'adaptations à des milieux contraignants. C'est le cas, par exemple, chez les oiseaux marins avec leurs glandes à sel permettant d'éliminer l'excès de sel ingéré via leurs proies en l'absence d'eau potable ou, pour les espèces pélagiques, avec leur capacité à vivre en permanence en mer, hors période de reproduction à terre (Schreiber & Burger 2002). La définition du terme oiseau marin reste un peu vague et tient plutôt d'un consensus en termes d'espèces à considérer sous cette appellation. Il est possible d'y regrouper quelques familles d'oiseaux tirant profit du milieu marin à une étape au moins de leur cycle de vie, soit environ 346 espèces (Schreiber & Burger 2002, Croxall et al. 2012). En France métropolitaine, il s'agit de quelques familles qui fréquentent les côtes, dont six qui y nichent de façon certaine et qui regroupent 26 espèces (Cadiou et al. 2004).

Les oiseaux marins, indicateurs de l'environnement marin

Pour plusieurs raisons, les oiseaux marins sont généralement considérés comme de bons indicateurs de l'état de santé de l'environnement marin, ou bioindicateurs (Bost & Le Maho 1993, Gregory et al. 2005, ICES 2003, Tasker & Furness 2003). De part leurs positions dans les réseaux trophiques, ils sont considérés comme des prédateurs supérieurs (Parsons et al. 2008), cette caractéristique impliquant une sensibilité à l'abondance de leur nourriture (Frederiksen et al. 2007). Ils peuvent être pour certains spécialistes d'espèces de poissons comme les anchois, sardines ou lançons, ou d'autres groupes d'espèces tels que les calamars ou encore les crustacés planctoniques, et donc donner une indication sur l'abondance de leurs proies qui est généralement très difficile à mesurer pour des raisons logistiques et financières essentiellement (Parsons et al. 2008, Durant et al. 2009). De plus, contrairement à leurs proies, les oiseaux marins sont généralement assez faciles à recenser, tout au moins la fraction reproductrice des populations, car ils se reproduisent à terre dans des colonies souvent situées dans des espaces géographiques limités telles que des îles ou des caps. Enfin, ils sont également largement impactés par les effets des activités humaines sur les océans telles que la pêche (Furness 1999, Parsons et al. 2008, Cury et al. 2011). En effet certains oiseaux marins sont spécialistes d'espèces de petits poissons fourrage et sont confrontés aux prélèvements humains importants (Frederiksen et al. 2004). Outre la déplétion des ressources, les pêcheries peuvent aussi mettre à disposition des oiseaux des surplus liés aux rejets d'espèces non commercialisables et des déchets divers (viscères, etc.), et elles peuvent aussi engendrer des cas de mortalité accidentelle dans les engins de pêche, notamment les filets et les palangres (Furness & Ainley 1984, Tasker et al. 2000, Furness 2003, Croxall et al. 2012).

Depuis près d'un siècle, les oiseaux marins sont étudiés dans le but de comprendre leur écologie, leurs adaptations, leur dynamique et de favoriser leur protection et leur conservation. Cela peut se faire de plusieurs façons comme le recensement des effectifs reproducteurs sur les colonies, le suivi de la reproduction ou encore le suivi individuel par le baguage, par des équipements électroniques « embarqués » (Nisbet 1989, Schreiber & Burger 2002, Burger & Shaffer 2008). Dans plusieurs pays, dont la France, des recensements nationaux des oiseaux marins nicheurs sont réalisés tous les 10-15 ans environ (Cadiou et al. 2004, Mitchell et al. 2004). En France, ces recensements nationaux s'organisent sous l'égide du Groupement d'Intérêt Scientifique Oiseaux Marins (Gisom ; Cadiou et al. 2004). Hors de ces grandes opérations de dénombrements, certains pays ont aussi mis en place un suivi régulier coordonné, sur un ensemble de colonies témoins, comme par exemple le *Seabird Monitoring Programme* au Royaume-Uni et en Irlande (Mavor et al. 2008, JNCC 2012). À l'heure actuelle, il n'existe pas de programme similaire en France à l'échelle nationale, mais des programmes

ont été initiés à des échelles régionales (cas, par exemple, de l'Observatoire régional des oiseaux marins en Bretagne – Orom, ou du Plan national d'actions pour la conservation des larvicoles coloniaux de Méditerranée).

Quels indicateurs construire ?

L'exploitation des données acquises lors des comptages de colonies peut se faire sous la forme d'indicateurs de tendance. Un indicateur est, selon la définition du dictionnaire Larousse, « un appareil ou un instrument servant à fournir des indications, des renseignements sur la valeur d'une grandeur ». Il permet de regrouper la complexité d'une ou plusieurs informations au sein d'une valeur ou série de valeurs simple d'interprétation. En biologie de l'environnement et de la nature, il existe de nombreuses applications des indicateurs, comme la mesure de la qualité environnementale ou le suivi de la biodiversité. Un indicateur de tendance est un outil de décision et de communication (Durant et al. 2009) représentant l'évolution d'une population par rapport à une date de référence fixée arbitrairement (Ospar Commission 2007). La création d'un indicateur de tendance repose sur des observations pertinentes d'un phénomène marquant un ou plusieurs changements.

Un indicateur de tendance est basé sur une ou plusieurs espèces et permet de rendre compte directement d'un changement au sein d'un écosystème, chose que ne peut pas faire un indicateur basé sur des mesures physiques telles que la température de surface ou la salinité issues de mesures effectuées par des satellites, des bouées ou des bateaux (Durant et al. 2009). Un indicateur de tendance doit également remplir quelques caractéristiques afin d'être pertinent. Selon Durant et al. (2009), un « bon » indicateur doit être le plus représentatif possible de ce qu'il est supposé indiquer, capturer la complexité des variations d'un écosystème tout en fournissant une réponse simple et efficace, être le moins possible soumis à un décalage temporel événement-réponse et renseigner sur une échelle spatiale relativement vaste. Ces caractéristiques ne sont pas forcément compatibles entre elles, et parfois un choix s'impose dans les caractéristiques à privilégier de l'indicateur (Frederiksen et al. 2007).

Il existe plusieurs manières de constituer un indicateur, selon le nombre de variables combinées (Frederiksen et al. 2007), d'espèces étudiées (Marvor et al. 2006), ou selon qu'il se base sur des abondances, des indices de productivité ou des taux de croissance des jeunes (Parsons et al. 2008). D'un point de vue méthodologique, un modèle mathématique et statistique est associé aux données afin de générer un indicateur et il existe là encore plusieurs façons de modéliser les données (Thomas 1996). Dans le présent projet, les données fournies et analysées sont des comptages annuels d'espèces d'oiseaux marins, limitant ainsi l'utilisation de l'indicateur à un suivi des populations (Gregory et al. 2005).

En France métropolitaine, des indicateurs de tendance démographique des populations d'oiseaux terrestres ont été développés durant la dernière décennie (indices issus du Suivi Temporel des Oiseaux Communs, STOC, et intégrés aux indicateurs clés de l'environnement ; Jiguet 2010, voir annexe 3), mais aucun indicateur de tendance générale des populations d'oiseaux marins n'a été mis en place jusqu'à présent. Au Royaume-Uni, par contre, le développement d'indicateurs de tendance concerne à la fois les oiseaux terrestres, les oiseaux d'eau et les oiseaux marins (voir annexe 3). Les contraintes exercées par le changement climatique comme le réchauffement des océans, ou les contraintes dues à la surexploitation des stocks de pêche (Furness & Ainley 1984, Einoder 2009, Cury et al. 2011) affectent les populations d'oiseaux marins (Crick et al. 1997). Il est donc important de disposer d'un indicateur de tendances des populations d'oiseaux marins au niveau national. L'enjeu du présent travail est donc de proposer et de mettre en place un indicateur de tendance des populations d'oiseaux marins nicheurs en France. Pour cela deux méthodologies différentes ont été utilisées et comparées, chacune offrant des avantages et des inconvénients, afin d'estimer si les indicateurs de tendance obtenus à partir des deux méthodes sont identiques. À l'issue de cette comparaison, ces deux approches méthodologiques ont permis d'obtenir un indicateur de tendance

global pour toutes les espèces d'oiseaux marins nicheurs de France métropolitaine. Un indicateur global pouvant cependant masquer des tendances contrastées, des indicateurs de tendance ont également été estimés en considérant séparément différents groupes, identifiés par certains traits propres aux espèces étudiées (écologie alimentaire, habitats de nidification...). Ces groupes peuvent alors être comparés, de la même manière qu'il est possible, par exemple, de comparer les tendances d'évolution des passereaux en fonction de grandes catégories écologiques (milieux forestiers, agricoles, bâtis, espèces généralistes).

Le développement d'un indicateur basé sur les tendances démographiques des oiseaux marins nicheurs est également en cours au sein de la zone maritime OSPAR (Convention Oslo-Paris). Cet indicateur constitue un objectif de qualité écologique (EcoQO – Ecological Quality Objective ; OSPAR Commission 2007, ICES 2008). Les EcoQO sont des outils qui ont été développés pour permettre à OSPAR de remplir son engagement d'appliquer une approche écosystémique à la gestion des activités de l'homme qui risquent d'affecter le milieu marin, et ont pour objectif de constituer une série d'indicateurs environnementaux (OSPAR Commission 2007). Le présent projet vise donc à approfondir ce type d'analyse à l'échelle française, en intégrant des données des trois façades maritimes Manche, Atlantique et Méditerranée, pour avoir une approche similaire à la fois pour l'indice d'abondance des populations d'oiseaux communs développé en France et pour l'indice d'abondance des populations d'oiseaux marins développé à l'échelle des régions OSPAR, cet indice pouvant être repris dans le contexte de la Directive cadre stratégie pour le milieu marin (DCSMM).

Matériels et méthodes

1. Les données

Le Gisom définit la liste des espèces d'oiseaux marins nicheurs comptées en France métropolitaine dans le cadre de l'enquête nationale organisée sur une base décennale. Cette liste comprend une trentaine d'espèces, dont certaines ne nichent qu'exceptionnellement sous nos latitudes et n'ont donc pas été prises en compte dans le développement d'indicateurs. Ainsi, les données mises à disposition regroupent 23 espèces appartenant à trois ordres. L'ordre des Procellariiformes comprend le fulmar boréal (*Fulmarus glacialis*), le puffin cendré (*Calonectris diomedea*), le puffin des Anglais (*Puffinus puffinus*), le puffin yelkouan (*Puffinus yelkouan*) et l'océanite tempête (*Hydrobates pelagicus*). L'ordre des Pélécaniiformes regroupe le fou de Bassan (*Morus bassanus*), le grand cormoran (*Phalacrocorax carbo*) et le cormoran huppé (*Phalacrocorax aristotelis*). L'ordre des Charadriiformes comprend des espèces de la famille des Laridés, la mouette mélanocéphale (*Larus melanocephalus*), la mouette rieuse (*Chroicocephalus ridibundus*), le goéland cendré (*Larus canus*), le goéland brun (*Larus fuscus*), le goéland argenté (*Larus argentatus*), le goéland leucophée (*Larus michahellis*), le goéland marin (*Larus marinus*), la mouette tridactyle (*Rissa tridactyla*), la sterne caugek (*Thalasseus sandwicensis*), la sterne de Dougall (*Sterna dougallii*), la sterne pierregarin (*Sterna hirundo*) et la sterne naine (*Sternula albifrons*), et des espèces de la famille des Alcidés, le guillemot de Troïl (*Uria aalge*), le pingouin torda (*Alca torda*) et le macareux moine (*Fratercula arctica*). Trois autres espèces n'ont pas pu être prises en compte, les données les concernant n'ayant pas été synthétisées et mises en forme, le goéland railleur (*Chroicocephalus genei*), le goéland d'Audouin (*Larus audouinii*) et la sterne hansel (*Gelochelidon nilotica*). Ces données seront à intégrer ultérieurement.

Les différentes structures qui collectent des données sur les oiseaux marins nicheurs ont été contactées pour mettre à disposition leurs jeux de données, avec signature d'une convention précisant les modalités d'utilisation des données. Ces structures sont en majorité des associations (Bretagne Vivante, CEN Languedoc Roussillon, CEN PACA, GEOCA, GONm, GOR, LPO, SEPANSO, Syndicat des caps Erquy-Fréhel, Vivarmor nature), mais aussi des laboratoires de recherche, des services de l'État (ONCFS, ONEMA, PNR, PNM), des syndicats mixtes, etc. (voir remerciements). La collecte des données repose donc en majeure partie sur le travail d'observateurs bénévoles, mais aussi de manière non négligeable sur le travail de personnels salariés.

Pour les espèces qui se reproduisent à la fois en milieu littoral et continental (grand cormoran, certains laridés et certaines sternes), seules les données collectées sur les colonies littorales, lagunes arrière-littorales incluses, ont été prises en compte, l'objectif du travail étant de développer un indicateur « milieu marin » pour alimenter le tableau de bord que met en place l'Agence des Aires Marines Protégées. De manière arbitraire, les données concernant les goélands nichant en milieu urbain sur des bâtiments n'ont pas été prises en compte, notamment faute de données récentes sur les effectifs pour bon nombre de ces colonies.

Les données mises à disposition concernent en premier lieu les données collectées durant les périodes des enquêtes nationales oiseaux marins nicheurs, organisées sur une base décennale (1977-1980, 1987-1990, 1997-2000, 2009-2012), et coordonnées par le Gisom depuis la fin des années 1980. Ensuite, des données intermédiaires, collectées hors des périodes des recensements décennaux, sont également mises à disposition. Ces données concernent souvent des espèces dont les effectifs sont relativement réduits et qui font l'objet de suivis réguliers dans le cadre de différents programmes (voir bilan annuel des espèces nicheuses rares et menacées, dont la synthèse est coordonnée par la LPO ; Dupuis et al. 2012). Mais ces données concernent aussi des espèces à plus large répartition, qui font l'objet de comptages réguliers sur certaines colonies, dans le cadre des plans de gestion des réserves naturelles, dans le cadre de programmes coordonnés menés à l'échelle départementale ou régionale, etc. Selon les cas, les structures sollicitées ont mis à disposition l'intégralité de leurs jeux de données ou seulement une partie (voir annexe 1), en respectant un format informatisé unique transmis par le Gisom, reprenant le format demandé dans le cadre des travaux menés à l'échelle des régions Oskar.

Les données sur les effectifs nicheurs sont collectées selon des protocoles de comptage standardisés et spécifiques d'une ou de plusieurs espèces (Cadiou et al. 2009).

Si la période de référence prise en compte pour les analyses à l'échelle des régions Oskar débute en 1980, pour les analyses à l'échelle française il a été décidé de prendre 1977 comme première année de la période de référence pour bénéficier des données collectées durant le recensement de 1977-1980 sur les façades Manche et Atlantique, la collecte des données ayant principalement débuté dans les années 1980 pour la façade méditerranéenne.

Au final, les fichiers fournis sont constitués de séries temporelles de comptages de couples nicheurs sur 35 ans, de 1977 à 2011, sur différents secteurs géographiques du littoral français. Les entités géographiques considérées correspondent aux secteurs définis dans le cadre des enquêtes du Gisom, mais prennent aussi en compte à la fois les limites des Réserves naturelles (nationales – RNN, régionale – RNR ou de Corse – RNC), et les limites des périmètres des ZPS (Zones de Protection Spéciale), afin de pouvoir mener des analyses à ces différentes échelles. Trois régions géographiques sont considérées (Figure 1). Pour la façade Manche-Atlantique, il s'agit des régions OSPAR2 – mer du Nord et Manche élargie et OSPAR4 – golfe de Gascogne. Il faut noter que les données concernant Ouessant et quelques îlots de l'archipel de Molène localisés dans la zone OSPAR3 – mers Celtiques ont été prises en compte avec les données de la zone OSPAR2 par souci de cohérence. La troisième région considérée, la Méditerranée (MEDIT), n'est quant à elle pas concernée par la Convention OSPAR, mais par la Convention de Barcelone, pour laquelle aucun indicateur de ce type n'a pour l'instant été développé.

Pour différentes raisons (délais de réponse des structures sollicitées, manque de moyens humains pour compiler et mettre en forme les données des 30 dernières années, retard dans la signature des conventions de mise à disposition des données, etc.), les données prises en compte sont très partielles voire inexistantes pour certaines régions (cas du Nord-Pas-de-Calais, de la Provence-Alpes-Côtes d'Azur et de la Corse notamment). C'est pour la région Bretagne, première région de France du point de vue des effectifs d'oiseaux marins nicheurs (Cadiou et al. 2004), que les jeux de données mis à disposition sont les plus complets. C'est pourquoi l'approche géographique qui a également été effectuée par régions ne considère que les regroupements suivants : Normandie, Bretagne, « Ouest », Languedoc-Roussillon (Figure 1).

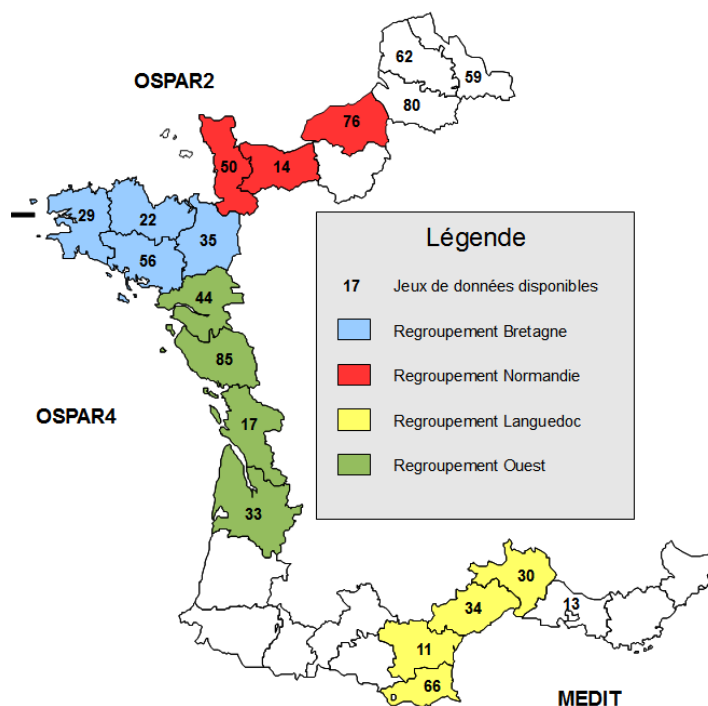


Figure 1. Principaux regroupements géographiques des données sur les oiseaux marins nicheurs du littoral de France métropolitaine, sur la base des données transmises dans le cadre de la constitution d'un indicateur de tendance oiseaux marins.

Les données ont ensuite été traitées et mises en forme de manière à être lisibles par les logiciels utilisés pour les analyses statistiques. En effet, les fichiers d'entrée fournis au logiciel TRIM (voir ci-dessous) doivent respecter une nomenclature précise basée sur certaines colonnes des tableaux de données. Les fichiers ont été organisés de la façon suivante :

- le numéro d'identification de la série, il est composé de chiffres et ne doit pas dépasser 6 caractères ;
- les références temporelles des séries de données, dans le cas présent, il s'agit d'une incrémentation de 1977 à 2011 ;
- les comptages, soit 35 valeurs par séries, l'absence de données (pas de recensement ou données non mise à disposition) étant identifiée par un « -1 » ;
- une quatrième colonne peut être rajoutée pour pondérer les séries, ici cette fonction n'est pas utilisée ;
- l'espèce est identifiée grâce à un numéro spécifique ;
- les espèces sont classées dans différentes catégories, d'après le classement proposé par Parsons et al. (2008) en fonction de leur écologie alimentaire, à savoir leur mode d'alimentation (code 1 = espèces se nourrissant en surface et sub-surface, code 2 = espèces se nourrissant plus profondément) et la zone marine exploitée (code 1 = espèces strictement côtières, c'est-à-dire à moins de 10 km des côtes, code 2 = espèces strictement hauturières, code 3 = espèces côtières et hauturières), et aussi par type d'habitat de nidification (code 1 = espèces se reproduisant strictement en falaise, code 2 = espèces se reproduisant strictement sur le sol, code 3 = espèces se reproduisant en falaise ou sur le sol) (Tableau 1). En complément du développement d'un indicateur global, il est donc possible d'avoir une approche par groupe d'espèces en utilisant ces différentes covariables. Le type de proies exploitées n'a pas été considéré, mais il serait possible d'envisager, par exemple, de générer un indicateur spécifique pour les espèces se nourrissant principalement de lançons. Dans le fichier de données, les catégories sont respectivement représentées par les chiffres 1, 2 ou 3 afin de les différencier. Cette

catégorisation est identique à celle utilisée au Royaume-Uni ou dans le cadre d'OSPAR lors du développement d'indicateurs de tendances des oiseaux marins, afin de faciliter les comparaisons.

Le formatage des jeux de données a été effectué sous R (R Development Core Team 2011), après avoir enlevé des données les caractères mal gérés par le logiciel (accent, espace, slash) grâce à un tableur et grâce à des scripts spécialement créés.

Tableau 1. Classification des espèces selon leurs caractéristiques écologiques (adapté d'après Parsons et al. 2008)

Espèces	Écologie alimentaire :								Type d'habitat de nidification
	Mode d'alimentation				Zone marine exploitée				Type d'habitat de nidification
	Surface et sub-surface	Plus profond	Côtier	Hauturier	Mixte	Falaise	Sol	Mixte	
Fulmar boréal	X			X		X			
Puffin cendré	X			X				X	
Puffin des Anglais	X			X				X	
Puffin yelkouan	X			X				X	
Océanite tempête	X			X				X	
Fou de Bassan	X			X		X			
Grand cormoran		X	X			X			
Cormoran huppé		X	X			X			
Mouette mélanocéphale	X		X				X		
Mouette rieuse	X		X				X		
Goéland cendré	X		X				X		
Goéland brun	X				X		X		
Goéland argenté	X				X			X	
Goéland leucopnée	X				X			X	
Goéland marin	X				X			X	
Mouette tridactyle	X			X		X			
Sterne caugek	X		X				X		
Sterne de Dougall	X		X				X		
Sterne pierregarin	X		X				X		
Sterne naine	X		X				X		
Guillemot de Troïl		X		X		X			
Petit pingouin		X		X		X			
Macareux moine		X		X				X	

Remarque : le fou de Bassan et les cormorans (grand et huppé) ont été classés dans l'habitat « falaise » par Parsons et al. (2008), et conservés dans cette même catégorie dans le cadre du présent travail, mais ils auraient pu l'être dans la catégorie « mixte », ce qui reflèterait mieux la situation observée sur les colonies françaises.

Au final, les 553 séries de 35 ans mises à disposition comprennent un total cumulé de 1 548 926 couples nicheurs, dont 28 % des effectifs pour le goéland argenté avec 88 séries, 25 % des effectifs pour le fou de Bassan avec 1 série, et 12 % des effectifs pour la sterne caugek avec 26 séries (voir annexe 2). Les espèces les moins représentées en termes d'effectifs sont le goéland cendré et le pingouin torda (voir annexe 2).

2. Les modèles statistiques

2.1. Généralités

Il existe de nombreuses et différentes façons de construire un indicateur de tendance, de la régression linéaire à l'utilisation de statistiques bayésiennes en passant par les modèles linéaires généralisés ou des méthodes imputatives. Les principes généraux de ces analyses sont décrits brièvement ci-dessous.

2.1.1. La régression linéaire

La régression linéaire permet de dégager une relation linéaire entre deux variables. Elle peut être utilisée afin de rendre compte d'une tendance sur une série temporelle.

Un exemple d'usage de la régression linéaire est le Suivi Temporel des Oiseaux Commun (STOC), programme de suivi annuel des oiseaux les plus répandus en France (Jiguet 2010). Il est coordonné par le Centre de Recherches par le Baguage des Populations d'Oiseaux (CRBPO), au sein du Muséum National d'Histoire Naturelle (MNHN). Il est divisé en deux volets: STOC-Échantillonnages Ponctuels Simples (STOC-EPS) et le STOC-Captures. Le premier volet est conçu pour évaluer les variations spatiales et temporelles de l'abondance des populations nicheuses d'oiseaux communs grâce à des comptages (points d'écoute), tandis que le second consiste à suivre des paramètres tels que le succès de reproduction grâce à des captures. Le programme STOC-EPS produit des données d'abondance par site et sur plusieurs années. La méthodologie pour le traitement des données recueillies s'appuie principalement sur le logiciel TRIM qui utilise les régressions linéaires.

TRIM, *TRends & Indices for Monitoring data*, est un logiciel de modélisation de tendance simple, et téléchargeable sur internet en accès libre. Produit par Statistics Netherlands dans le but d'évaluer simplement et rapidement des séries temporelles de comptage (typiquement lors de monitoring), TRIM permet de mesurer les changements d'abondances observées d'années en années et de les traduire sous forme d'indices. Habituellement, les séries temporelles sont rarement complètes et présentent donc des valeurs manquantes, ce qui est dommageable pour l'obtention d'indices fiables. Mais TRIM permet à partir des données observées de formuler des hypothèses (basées sur la loi de Poisson) par l'intermédiaire d'un modèle sur les valeurs manquantes et de les estimer. TRIM permet de paramétrer 3 types de modèles différents (Pannekoek & van Strien 2001).

Un premier modèle sans effet du temps sur les comptes s'exprime par la formule :

$$\text{Ln}\mu_{ij} = \alpha_i$$

avec α_i représentant l'effet sur les sites i . Ce modèle implique une variation des comptes se faisant uniquement entre les sites. Il n'y a pas de variations entre les années, les indices sont donc tous égaux à 1.

Un second modèle prenant en compte un effet du temps sous la forme d'une régression linéaire s'écrit de la façon suivante :

$$\text{Ln}\mu_{ij} = \alpha_i + \beta(j - 1)$$

Cette fonction représente une fonction linéaire de j ou β représente la pente de la droite d'un point à l'autre. Ce modèle implique une pente toujours croissante (β) à cause de la fonction logarithme népérien, par conséquent ce modèle se limite aux séries temporelles courtes. En effet des séries plus longues peuvent conduire à des prévisions irréalistes. Pour tenir compte des valeurs changeantes de β , des points de changements ou nœuds peuvent être rajoutés. Les points de changements permettent grossièrement de remettre à zéro le β à un point donné. Le modèle s'écrit alors :

$$Ln\mu_{ij} = \alpha_i + \sum_{l=i}^L (\beta_l - \beta_{l-1})(j - k_l)D(j, k_l)$$

avec $D(j, k_l)$ égal à 0 lorsque $j \leq k_l$ et égal à 1 lorsque $j \geq k_l$; $\beta_0 = 0$

Un dernier modèle consiste à appliquer des points de changement sur toutes les années de la série. Ce modèle s'écrit de la façon suivante :

$$Ln\mu_{ij} = \alpha_i + \gamma_j$$

avec γ_j l'effet du temps pour toutes les années j . Ce modèle peut être réécrit de façon plus explicite:

$$Ln\mu_{ij} = \alpha_i^* + \beta^* d_j + \gamma_j^*$$

avec $d_j = j - \frac{1}{J} \sum_j j$; α_i^* l'intercepte et β^* la pente de la régression linéaire.

Il est possible d'utiliser la régression linéaire de façon plus souple en l'association à une fonction de lien, c'est que l'on appelle les régressions linéaires généralisées ou GLM (*Generalized Linear Models*).

2.1.2. Les modèles linéaires généralisés

Le modèle linéaire généralisé contient deux éléments fondamentaux. Le premier est le type d'erreur qui suit une loi normale de variance constante. Le second est la fonction de lien. Dans le modèle, la liaison sous la forme $y = ax + b$ est directement cherchée.

$$E(y) = \alpha_1 x_1 + \alpha_2 x_2 + \dots + \alpha_n x_n + \beta + \varepsilon$$

$E(y_i)$ correspond à la fonction lien avec x_n , α_n représente le coefficient directeur de la régression linéaire et β son ordonnée à l'origine avec x les valeurs des données. Le terme ε est alors le terme d'erreur.

Les GLM sont très utilisées dans les publications concernant les indicateurs de suivis spécifiques. Ils peuvent servir à expliquer l'influence de variables sur une série de valeurs (effectifs par année, répartition de comptages... ; Constantin de Magny et al. 2006) ou servir de modèles sur une ou plusieurs séries temporelles (Parsons et al. 2006, Gregory et al. 2008).

2.1.3. L'inférence bayésienne

Il existe deux grands types de statistiques : les statistiques descriptives qui ont pour but de résumer et de représenter des données, et les statistiques inférentielles qui considèrent un jeu de données comme un échantillon issu d'un processus que l'on cherche à décrire. L'inférence bayésienne est un type de statistique inférentielle permettant l'utilisation d'informations *a priori* et complémentaires sur un jeu de données. Elle se différencie des statistiques inférentielles fréquentistes par l'apport de « priors », c'est-à-dire d'hypothèses sur la distribution des données.

Ainsi pour des données D , paramétrées par θ , les statistiques classiques sont basées sur la probabilité $P(D|\theta)$ des données connaissant le paramètre θ . Cette probabilité est estimée à l'aide de la fonction de vraisemblance des données notée $L(\theta|D)$, qui est la vraisemblance du paramètre θ connaissant les données D . Ainsi la vraisemblance joue un rôle clé pour l'inférence des paramètres. L'approche bayésienne est, quant à elle, basée sur la probabilité $P(\theta|D)$, c'est-à-dire la probabilité du

paramètre connaissant les données D . En statistiques fréquentistes θ n'est pas définissable comme une variable. L'approche bayésienne consiste à définir θ comme une variable aléatoire et donc à lui attribuer une probabilité *a posteriori* $p(\theta|D)$, connaissant les données D , avec une distribution *a priori* de la variable aléatoire $p(\theta)$ (Foll 2007). L'inférence bayésienne est donc basée sur le théorème de Bayes :

$$p(\theta|D) = \frac{p(D|\theta)p(\theta)}{p(D)}$$

2.1.4. Méthode d'imputation

Une méthode d'imputation permet de supprimer les données manquantes en calculant des valeurs à partir des données existantes. Ce genre de processus permet d'obtenir des séries temporelles complètes utilisables directement sous forme d'indicateur.

Cette méthode est utilisée pour le développement d'un indicateur « oiseaux marins » au Royaume-Uni et en Irlande, avec des jeux de données issus à la fois de recensements exhaustifs et d'un programme de suivis réguliers. Trois opérations d'envergure ont été menées : *Operation Seafarer* (1968-1971), *The Seabird Colony Register* (1985-1988) et *Seabird 2000* (1998-2002 ; Mitchell et al. 2004). Le *Seabird Monitoring Programme* est un programme de suivi de 26 espèces d'oiseaux marins régulièrement nicheuse au Royaume-Uni et en Irlande lancé en 1986 (Mavor et al. 2008, JNCC 2012). L'indicateur est calculé grâce à une méthode imputative (Thomas 1993) comme suit :

$$Y_{ij} = \sum_{q \in Ti} w_{jq} r_{jq} y_{iq}$$

Dans cette méthode, les valeurs manquantes notées Y_{ij} sont calculées grâce à une somme pondérée des valeurs connues pour une colonie i , avec Ti représentant les années de comptages pour une colonie i , y_{iq} représente le comptage effectué à une année q sur une colonie i , r_{jq} est un ratio estimé entre une année j et une année q ; w_{jq} le coefficient de pondération que l'on applique à un comptage entre les deux années.

L'effectif total pour une année j est la somme de l'effectif réel et de celui estimé. Ce qui donne l'équation suivante :

$$Y_j = \sum_{i \in S_j} y_{ij} + \sum_{i \in S_j} Y_{ij}$$

avec Y_j l'effectif total d'une année, S_j la liste des sites, y_{ij} l'effectif réel et Y_{ij} l'effectif estimé.

Les données de séries temporelles représentent ici directement les indicateurs. En effet, un calcul de pourcentage entre les valeurs de début et de fin de séries permet de définir une tendance.

Cette méthode a l'avantage de permettre de compléter le jeu de données lorsque celles-ci manquent, ce qui est souvent le cas pour des suivis de populations à grandes échelles. Néanmoins, prédire des valeurs de comptage présente des limites, surtout lorsque les données manquantes sont trop importantes. Cette méthode n'est donc utilisable qu'occasionnellement.

2.2 Méthodologie utilisée

La méthodologie utilisée dans le cadre du présent travail pour créer les indicateurs de tendances est basée sur deux modèles mathématiques différents représentés par deux équations. Les analyses statistiques ont ensuite été effectuées à l'aide de deux logiciels gratuits (TRIM et WinBUGS). Chacune des méthodes ayant ses propres avantages et ses limitations, il est apparu intéressant d'estimer des indicateurs de tendances avec deux approches différentes afin de tester la cohérence des indicateurs qui en résultent. Les deux méthodologies utilisées sont détaillées ci-dessous.

2.2.1. La méthodologie TRIM

Comme décrit dans le paragraphe 2.1.1, TRIM est un logiciel de traitement de séries temporelles permettant de produire un indice par année par rapport à une année référence.

Les trois modèles d'analyses plus ou moins complexes présentés ci-dessus, bien que peu paramétrables, permettent de prendre en compte l'auto-corrélation temporelle ou d'ajouter des pondérations sur les comptages. Compte tenu des données disponibles dans le cadre de ce travail, c'est le modèle linéaire qui a été utilisé. En effet, les trous dans les séries temporelles d'abondance ne permettent pas d'utiliser un modèle plus complexe et un modèle plus simple que le linéaire (modèle constant) ne permettrait pas de détecter des variations importantes des effectifs au cours du temps. Ce modèle $[Ln\mu_{ij} = \alpha_i + \beta(j - 1)]$ permet d'estimer l'indice d'abondance μ pour un site i et une année j à partir d'une année de référence.

Le logiciel TRIM permet d'exporter les tendances (courbes et pentes) et les valeurs des comptages (importés et estimés) sous forme de fichiers. Seul le fichier contenant les tendances est sauvegardé. Le fichier de sauvegarde est constitué de plusieurs colonnes dont les plus importantes pour la suite de l'étude sont la colonne contenant le numéro de catégorie, la colonne contenant les années et la colonne représentant la valeur de l'indice d'abondance à proprement parler. Grâce au logiciel R, les valeurs de l'indice de sortie du logiciel TRIM peuvent alors être tracées et constituer ainsi l'indicateur de tendance.

L'approche méthodologique offerte par TRIM permet d'analyser très simplement des comptages issus de séries, et ce sans avoir recours à des constructions de modèles statistiques complexes et à leur paramétrage. Cependant, cette approche ne permet pas l'intégration d'effets aléatoires. Un effet aléatoire induit l'existence d'une part non négligeable des variations des comptages entre années imputable au hasard. En ne prenant pas en compte ce paramètre, les variations des comptages sont supposées évoluer de la même façon sans variations stochastiques au niveau annuel ou au niveau des colonies.

Une contrainte majeure liée à l'utilisation du logiciel TRIM est la préconisation de ne prendre en compte que les séries de données pour lesquelles il existe effectivement des données sur les effectifs nicheurs pour au moins 50 % des années (soit 18 années renseignées sur les 35 années considérées). Cela n'est évidemment pas sans conséquences sur le calcul de l'indice et sur la représentativité des résultats obtenus.

Si l'on prend l'exemple de l'océanite tempête en Bretagne, les jeux de données concernent 7 colonies ou sous-unités, soit 7 séries (voir annexe 2). Ces 7 séries comprennent 84 années renseignées sur 245 années pour la période 1977-2011, pour un total cumulé de 10 468 couples nicheurs. En appliquant le seuil de 50 % des années renseignées, le calcul de l'indice est en fait basé sur les données d'une seule colonie, les Sept-Îles, soit 19 années pour 635 couples cumulés. Donc l'indicateur ainsi calculé ne prend en compte que 23 % des années avec des données disponibles et 6 % des effectifs cumulés disponibles (Figure 2). Autant dire que le résultat obtenu ne peut absolument pas être considéré comme étant représentatif de l'évolution de la population bretonne d'océanites. Le profil de la courbe sans tenir compte du seuil est nettement différent (Figure 2). En considérant seulement la période 1987-2011, et en appliquant toujours le seuil de 50 % des années renseignées, le calcul de l'indice prend alors en compte d'autres données, soit 60 % des années avec des données disponibles et 94 % des effectifs cumulés disponibles, et reflète alors une réelle évolution régionale (Figure 2). Dans les deux cas, la prise en compte de l'ensemble des données, sans tenir compte du seuil de 50 %, génère un indice d'abondance plus faible (Figure 2). Il convient donc d'être toujours prudent dans l'interprétation des courbes obtenues, et de regarder quels sont les jeux de données effectivement pris en compte pour les analyses avec le seuil de 50 %.

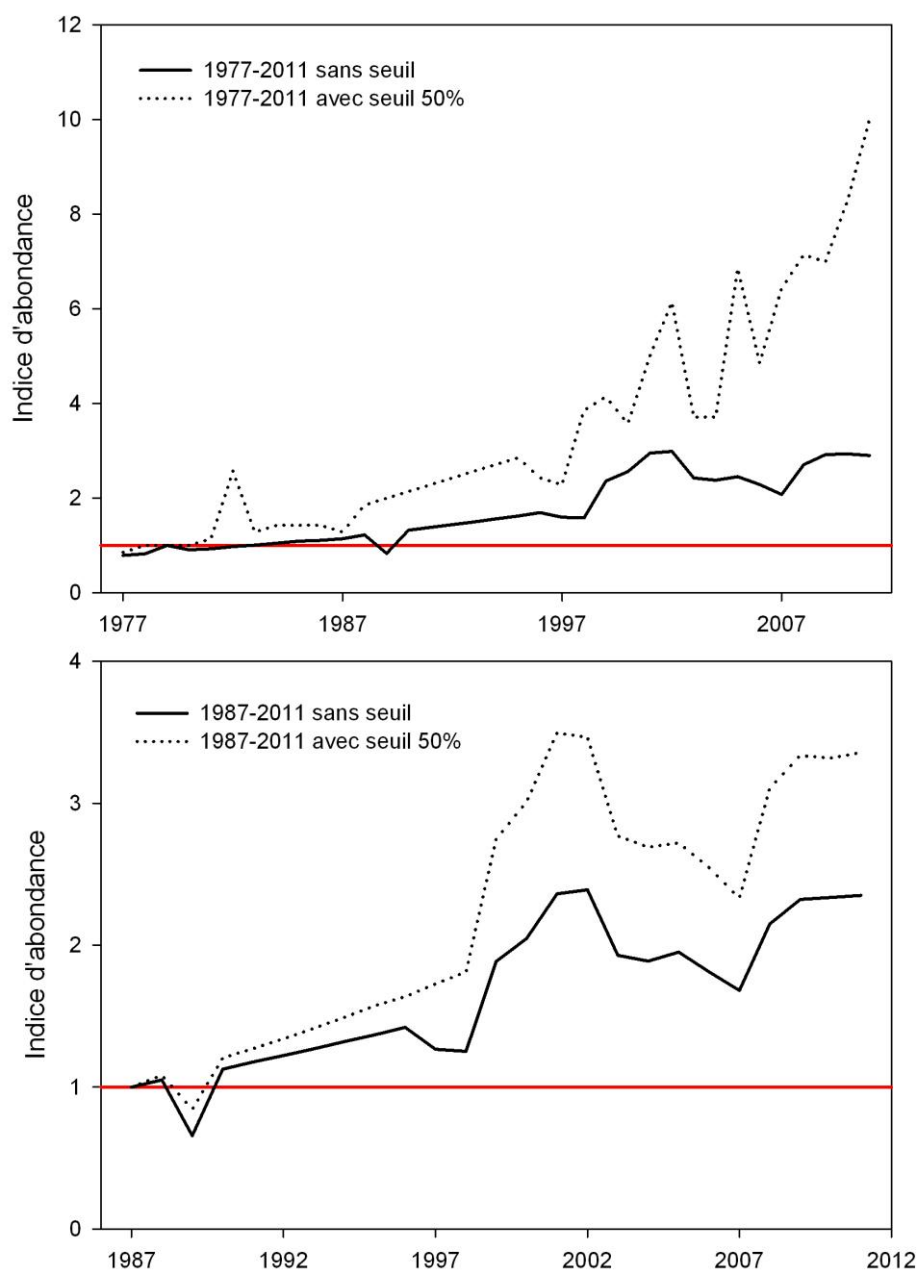


Figure 2. Indicateur d'abondance pour l'océanite tempête en Bretagne, en considérant les périodes 1997-2011 ou 1987-2011 avec ou sans le seuil de 50 % des années renseignées pour la prise en compte d'une série de données.

De manière analogue au cas de l'océanite, pour les analyses réalisées avec TRIM à l'échelle nationale en appliquant le seuil de 50 % des années renseignées pour la prise en compte d'une série de données, le total cumulé des effectifs pris en compte, toutes espèces confondues, est de 867 971 couples nicheurs, soit 56 % des données mises à disposition totalisant 1 548 926 couples nicheurs. Ce seuil de 50 % des années renseignées a pour principal effet d'exclure des analyses les données concernant les importantes colonies de goélands qui ne sont recensées que tous les 2 à 5 ans dans le meilleur des cas, et bien souvent tous les 10 ans seulement.

2.2.2. La méthodologie WinBUGS

L'approche bayésienne permet naturellement de prendre en compte des informations supplémentaires (*a priori*) sur les données telles que des effets aléatoires liés à l'année ou à la colonie. Le logiciel WinBUGS (*Windows Bayesian inference Using Gibbs Sampling*) est un outil permettant l'utilisation du calcul bayésien (Spiegelhalter et al. 2000), mais l'utilisation de ce logiciel reste relativement difficile, notamment dans la conception des modèles et dans l'utilisation du langage propre à WinBUGS. Cependant, le récent ouvrage « *Bayesian population analysis using WinBUGS* » (Kery & Schaub 2011) facilite l'utilisation des approches bayésiennes. Un modèle linéaire à effet aléatoire a donc été implémenté afin d'obtenir un indicateur de tendance comparable à celui estimé avec la méthodologie TRIM :

$$\log(\lambda_i) = \mu + \beta * \gamma_i + \varepsilon_i$$

Cette formule est définie comme une droite de régression linéaire d'ordonnée à l'origine μ , de coefficient directeur β , les années étant représentées par le terme γ_i . Le terme ε est l'effet aléatoire généré sur les années de la série. Un script (voir annexe 5) permet d'exécuter ce modèle à partir du programme WinBUGS, et ce directement depuis l'interface grâce à un package R dénommé R2WinBUGS (Sturtz et al. 2005). C'est donc depuis le logiciel R que les données sont chargées, mises en forme et que le modèle est exécuté par l'intermédiaire de la fonction « bugs() » (Sturtz et al. 2005).

La mise en forme des données consiste à insérer dans le modèle une série de données de 35 ans pour les quatre types de catégorisation définies (espèces, mode d'alimentation, zone marine exploitée et type d'habitat de nidification). Pour cela, le script réalise la somme par année de tous les comptages d'une catégorie et crée ensuite une nouvelle série sur laquelle sera exécuté le modèle. Les données prises en compte avec WinBUGS sont rigoureusement identiques à celles prises en compte avec TRIM afin que les indicateurs soient comparables.

En sortie, le logiciel WinBUGS fournit à R des informations sur la convergence du modèle et sur les paramètres du modèle. Il devient dès lors possible de récupérer les moyennes du total de l'équation $[\log(\lambda_i)]$ pour chaque année qui constitue l'indicateur de tendance. Le modèle est exécuté pour chaque catégorie (espèces, mode d'alimentation, zone marine exploitée et type d'habitat de nidification). Cependant un ajustement est nécessaire car les tendances sont référencées à la première valeur (1977) et montre des valeurs largement supérieures à 1. Un script a été créé afin de réajuster les indices par rapport à 1 et d'utiliser la troisième valeur (1979) comme référence afin de comparer cet indicateur à celui obtenue avec la méthodologie TRIM.

Au final, le script permet de générer sur le même graphique les indicateurs de tendances obtenus grâce aux deux méthodes et de comparer celles-ci. Un coefficient d'ajustement R est calculé afin de quantifier les différences entre les deux courbes suivant la formule :

$$R = \sqrt{\frac{\sum_i (y_i^{TRIM} - y_i^{WinBUGS})^2}{\sum_i y_i^{TRIM\ 2}}}$$

Enfin, des graphiques peuvent être générés pour toutes les covariables du jeu de données à l'échelle de la France et donc pour les tendances générales des différents regroupements possibles : OSPAR2, OSPAR4 et MEDIT, Normandie, Bretagne, « Ouest » et Languedoc-Roussillon, RN (réserves naturelles) et ZPS (zones de protection spéciale).

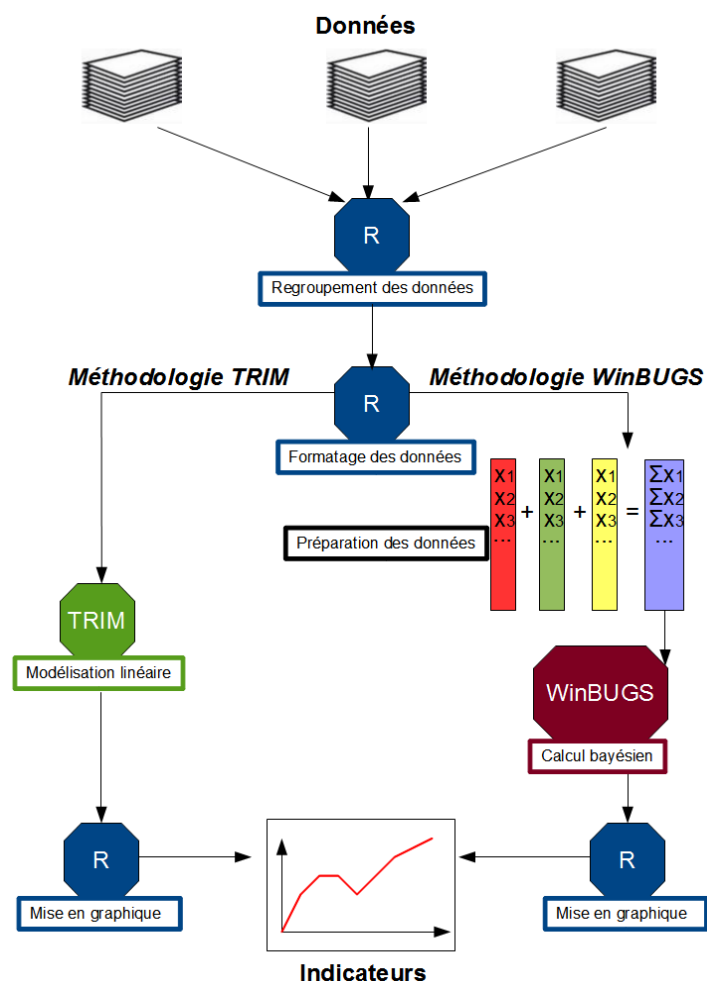


Figure 3. Schéma présentant les deux méthodologies de traitement des jeux de données « oiseaux marins nicheurs » ainsi que leurs principales étapes.

Résultats

1. Indicateur oiseaux marins à l'échelle nationale toutes espèces confondues

La tendance globale pour les populations nicheuses des oiseaux marins en France, toutes espèces confondues, est à la hausse, et ce quelle que soit la méthode utilisée (Figure 4). Les deux indicateurs montrent une nette augmentation à partir de 1985 après une période de relative stabilité entre 1977 et 1985. Ainsi, d'après la modélisation, les effectifs d'oiseaux marins nicheurs sur le littoral de France métropolitaine ont été multipliés par un facteur d'environ 2,5 entre 1985 et 2011, malgré de légères différences entre les deux méthodologies certaines années où le décalage est voisin de 0,25.

D'après les bilans des derniers recensements nationaux, incluant à la fois les nicheurs littoraux et continentaux mais sans la mouette rieuse et les guifettes, environ 125 850 couples nicheurs d'oiseaux marins ont été dénombrés entre la fin des années 1970 et le début des années 1980, environ 178 500 couples l'ont été à la fin des années 1980, et environ 199 550 couples à la fin des années 1990 (Cadiou et al. 2004). Le taux de multiplication est donc de 1,4 entre les deux premiers recensements cités et de 1,1 entre les deux seconds, ce taux étant de 1,6 entre la fin des années 1970 et la fin des années 1990, valeur proche de celles obtenus avec la modélisation WinBUGS et TRIM avec seuil (environ 1,7-1,8) et avec TRIM sans seuil (environ 1,5 ; Figure 4). Le premier bilan de l'enquête 2009-2012 étant encore partiel (Cadiou et al. 2011), il n'est pas possible de faire d'autre comparaison à ce stade de la compilation des données.

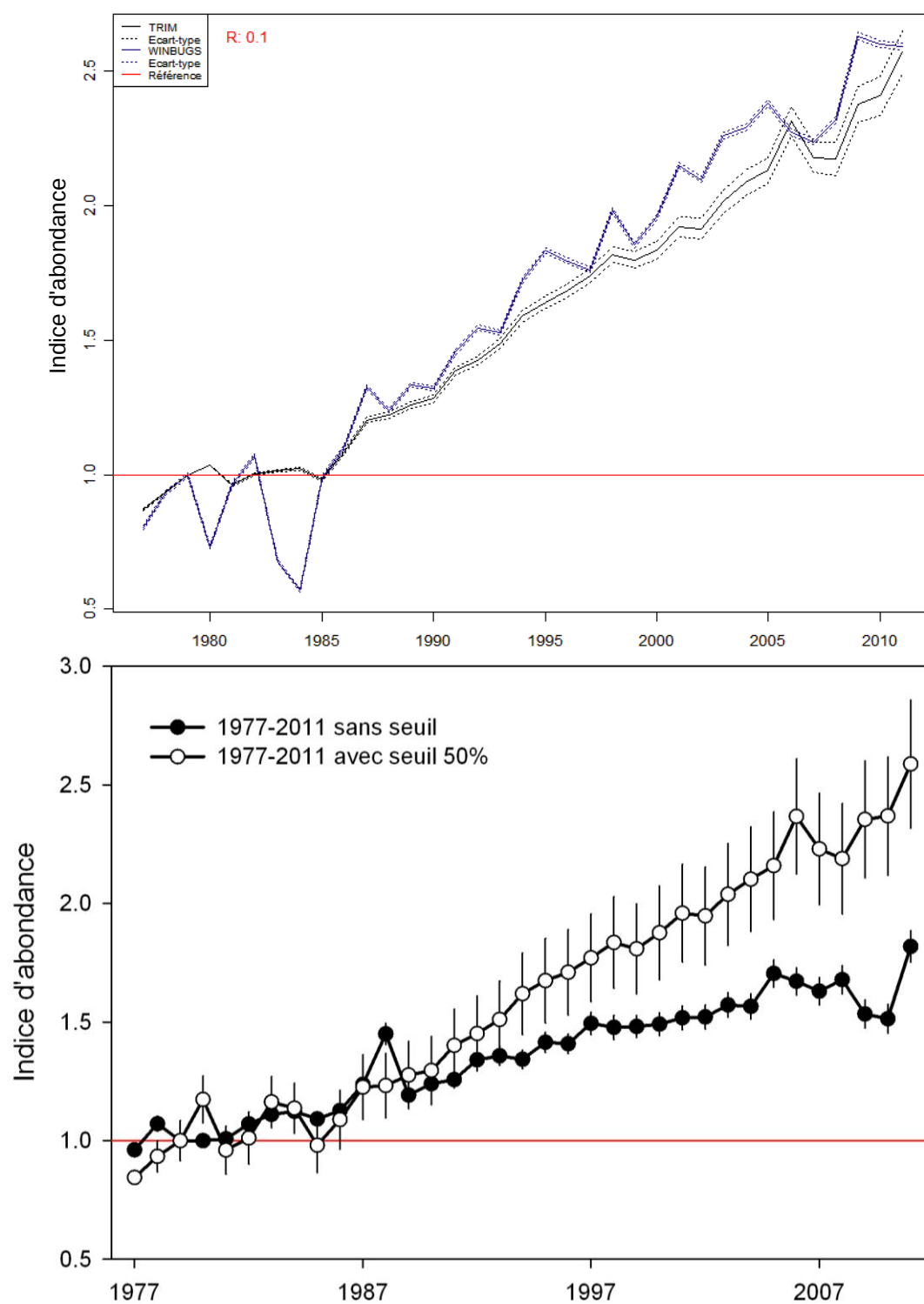


Figure 4. Indicateur oiseaux marins pour le littoral français, toutes espèces confondues (en haut, TRIM avec le seuil de 50 % et WinBUGS sur les mêmes données ; en bas, TRIM avec ou sans le seuil de 50 %)

2. Indicateur oiseaux marins pour la covariable « mode d'alimentation »

Pour les espèces qui s'alimentent en surface et sub-surface, l'indicateur montre la bonne santé des populations avec des tendances en forte hausse et un profil similaire à la tendance nationale, toutes espèces confondues (figure 5a). Les deux méthodes utilisées pour estimer l'indicateur sont remarquablement convergentes pour ce groupe d'espèces (figure 5a). Pour les espèces qui s'alimentent plus en profondeur, les résultats montrent par contre une différence assez importante entre les deux méthodes d'analyse (figure 5b), même si les deux indicateurs montrent une tendance à l'augmentation pour ce groupe d'espèces. L'indicateur obtenu avec l'approche bayésienne est très variable dans le temps alors que celui obtenu avec la méthodologie TRIM est beaucoup moins variable. Il est aussi important de souligner que les effectifs par espèce sont largement inégaux. Dans la première de ces deux catégories, le fou de Bassan, la sterne caugek et le goéland argenté représentent à eux seuls respectivement 48 %, 23 % et 13 % des effectifs cumulés pris en compte pour les analyses. Dans la deuxième catégorie, qui ne compte que 5 espèces, le cormoran huppé représente à lui seul 64 % des effectifs cumulés pris en compte pour les analyses.

3. Indicateur oiseaux marins pour la covariable « zone marine exploitée »

Les indicateurs estimés selon les zones marines exploitées pour l'alimentation montrent des croissances fortes des populations nicheuses d'oiseaux marins, plus prononcées chez les espèces pélagiques (type hauturier ; Figure 6b) que chez les espèces côtières (Figure 6a). Les espèces côtières ont vu leurs effectifs multipliés par environ 2,2 entre 1979 et 2011, alors que ceux des espèces hauturières ont vu leurs effectifs multipliés par 4 sur la même période. Il ne faut cependant pas perdre de vue qu'au sein de chacune de ces deux catégories, la sterne caugek et le fou de Bassan représentent à eux seuls respectivement 57 % et 92 % des effectifs cumulés pris en compte pour les analyses. Autrement dit, ce sont ces espèces qui pèsent le plus dans le résultat des analyses. Les deux approches méthodologiques montrent une convergence remarquable concernant les indicateurs des espèces côtières et hauturières. En revanche, les populations d'oiseaux à écologie alimentaire mixte présentent une légère croissance jusqu'au milieu des années 1990 et semble ensuite amorcer un début de décroissance (Figure 6c). Les deux approches méthodologiques montrent une différence entre les deux tendances après les années 2000 pour les espèces à écologie mixte. Cependant, ce sont les quatre espèces de grands goélands qui sont dans cette catégorie mixte et les données disponibles sur les recensements réalisés sur la période récente sont encore très partielles. Autre élément à considérer, pour au moins trois d'entre elles, ce sont des espèces étroitement associées aux ressources alimentaires d'origine anthropique, qu'il s'agisse des grandes décharges à ciel ouvert ou des rejets et déchets issus de la pêche, ressources alimentaires dont l'abondance et l'accessibilité sont aujourd'hui bien plus réduites que par le passé. Enfin, le goéland argenté représente à lui seul 82 % des effectifs cumulés pris en compte pour les analyses pour ce groupe d'espèces.

4. Indicateur oiseaux marins pour la covariable « habitat de nidification »

De la même manière que pour l'écologie alimentaire, les oiseaux nichant principalement sur les falaises montrent un accroissement supérieur à 300 % sur la période d'étude (Figure 7a). Ceux nichant sur le sol présentent une progression de leurs populations supérieure à 100 % sur toute la période (Figure 7b). Les profils de courbes pour les espèces mixtes présentent une variabilité assez forte, avec une tendance à la décroissance sur la fin de la période (Figure 7c). À nouveau, il est important de signaler qu'au sein de chacune de trois catégories considérées, le fou de Bassan, la sterne caugek et le goéland argenté représentent à eux seuls respectivement 82 %, 66 % et 88 % des effectifs cumulés pris en compte pour les analyses. Ce sont donc ces espèces qui pèsent le plus dans le résultat

des analyses. Pour les trois groupes d'espèces, les deux approches méthodologiques donnent des résultats extrêmement convergents, même si l'indicateur obtenu avec l'approche bayésienne semble plus variable que celui obtenu avec TRIM dans le cas des espèces appartenant au groupe mixte.

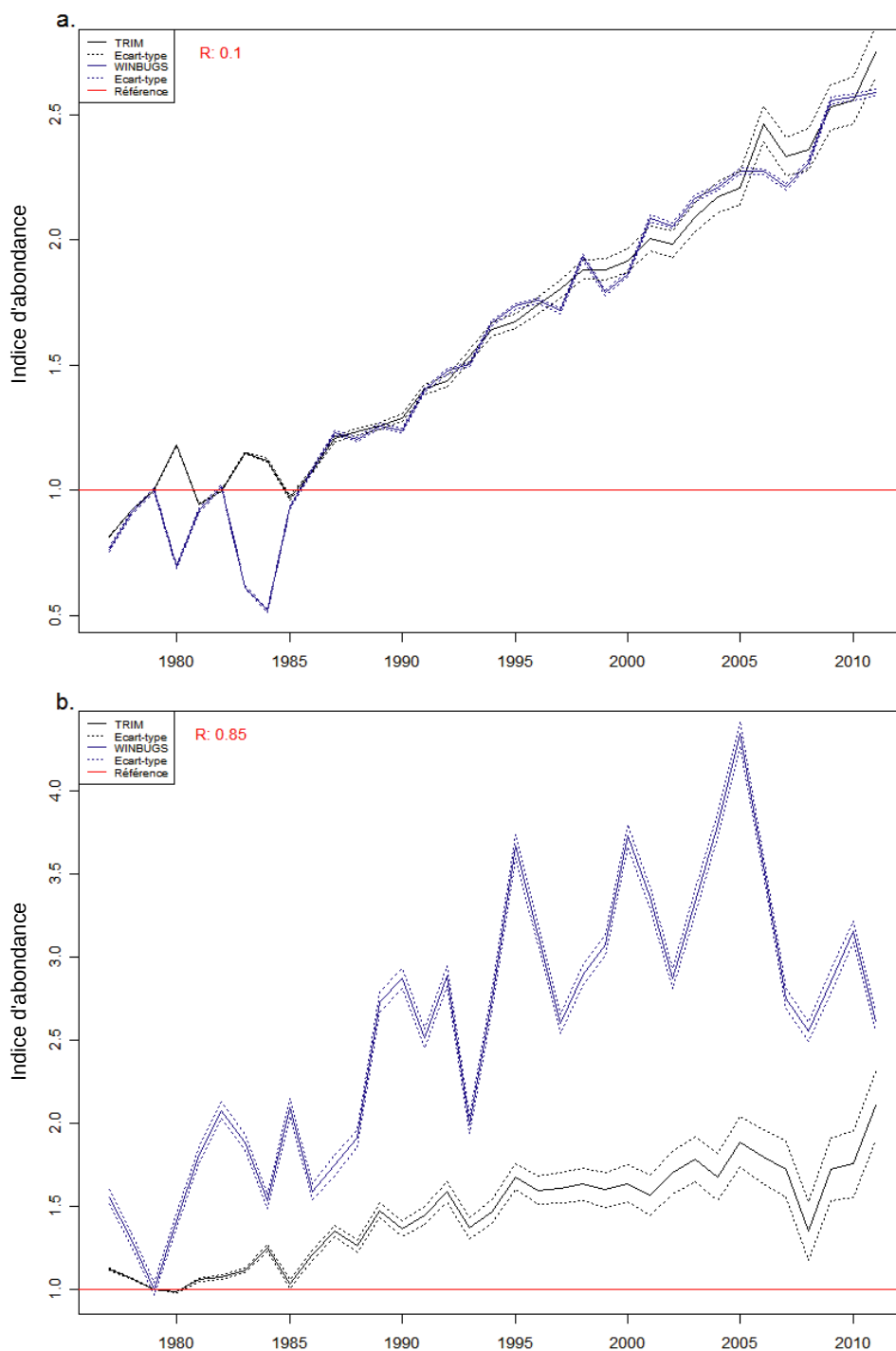


Figure 5. Indicateur oiseaux marins selon le mode d'alimentation avec (a) les espèces qui pêchent en surface et sub-surface et (b) les espèces qui pêchent plus en profondeur (voir tableau 1 pour le détail des espèces par catégories)

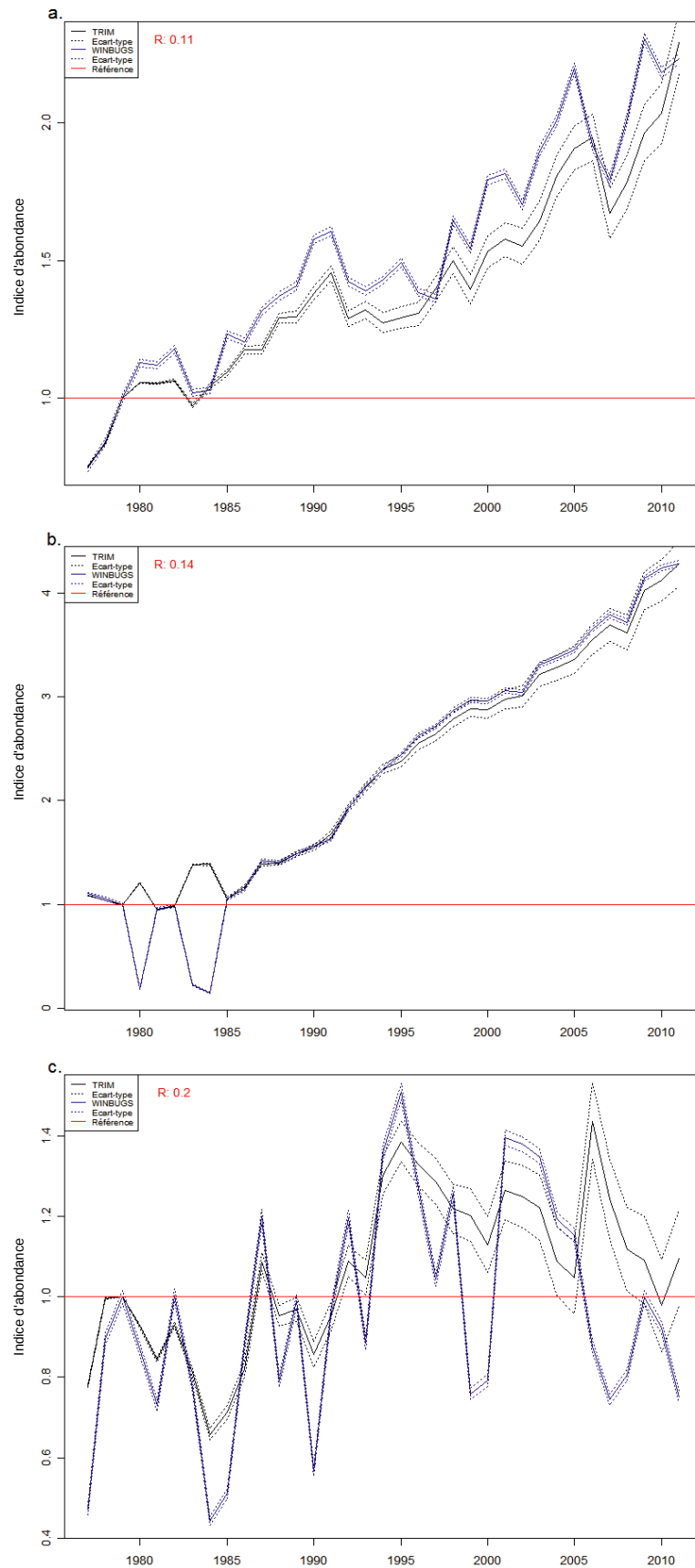


Figure 6. Indicateur oiseaux marins selon la zone marine exploitée par les différentes espèces pour l'alimentation, a) zone côtière; b) zone hauturière; c) zone mixte (voir tableau 1 pour le détail des espèces par catégories).

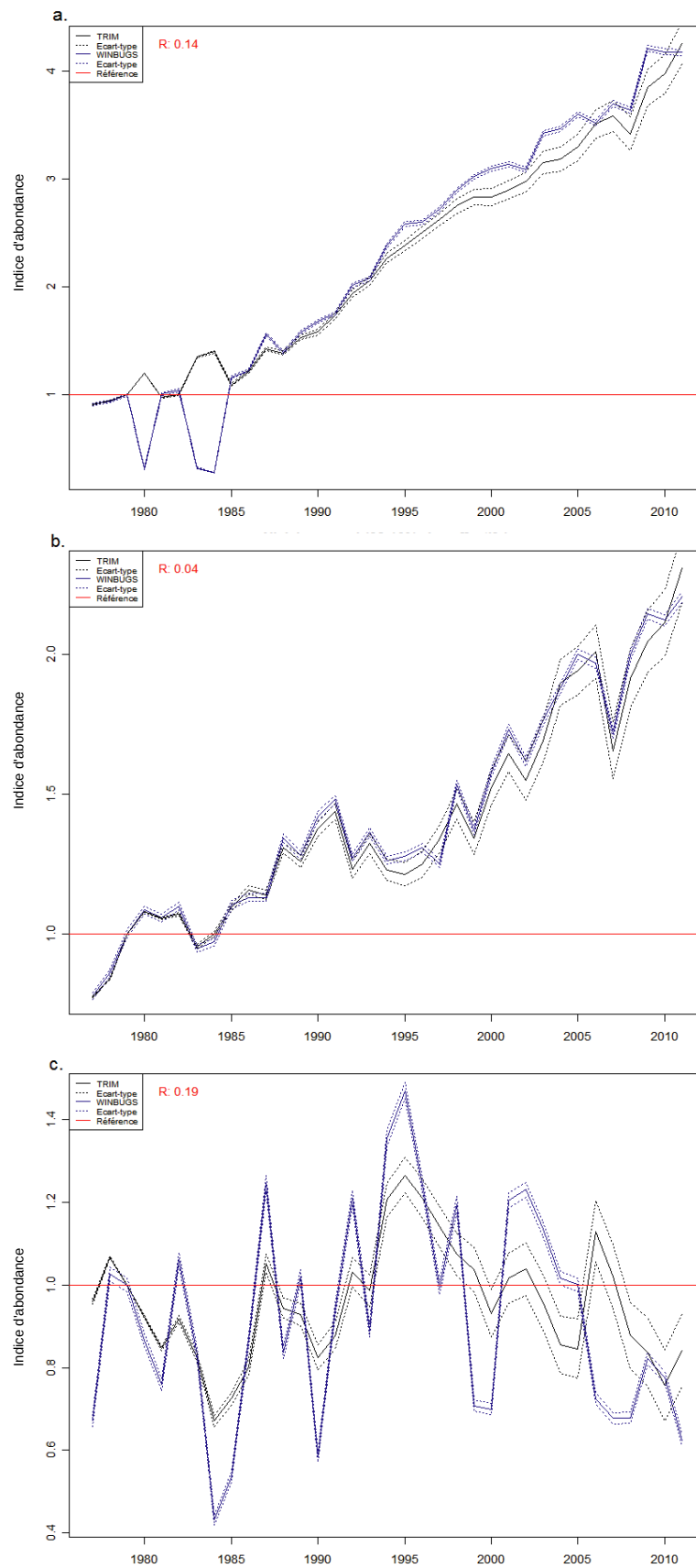


Figure 7. Indicateur oiseaux marins selon la covariable type d'habitat de nidification, a) en falaise, b) sur le sol, c) mixte (voir tableau 1 pour le détail des espèces par catégories)

5. Indicateur oiseaux marins pour les espèces les plus représentées

L'indice de tendance obtenu pour les 4 espèces les plus représentées en considérant le seuil de 50 % des années renseignées pour la prise en compte d'une série de données permet de comparer les profils de courbes avec les profils précédemment obtenus pour les différentes covariables. Ces espèces qui ont le plus de poids sont celles qui influencent le plus l'indicateur pour la catégorie dont elles font partie. Le fou de Bassan, qui représente 25 % des données disponibles et 44 % des données prises en compte, montre une forte croissance sur la quasi-totalité de la période d'étude (figure 8a). La sterne caugek, qui représente 12 % des données disponibles et 21 % des données prises en compte, montre une tendance à la croissance de l'ordre de 10 à 20 % par rapport à l'année de référence, et les deux courbes mettent en évidence de fortes variations interannuelles (figure 8b). Le goéland argenté, qui représente 28 % des données disponibles mais seulement 12 % des données prises en compte, montre quant à lui une tendance en dents de scie, avec un net déclin depuis le milieu des années 1990, d'environ 60 % (figure 8c). Pour le cormoran huppé, qui représente 4 % des données disponibles et 5 % des données prises en compte, une augmentation est enregistrée depuis la fin des années 1970, mais les deux types d'analyses donnent des résultats bien différents comparés à ceux obtenus pour les 3 autres espèces (figure 8d).

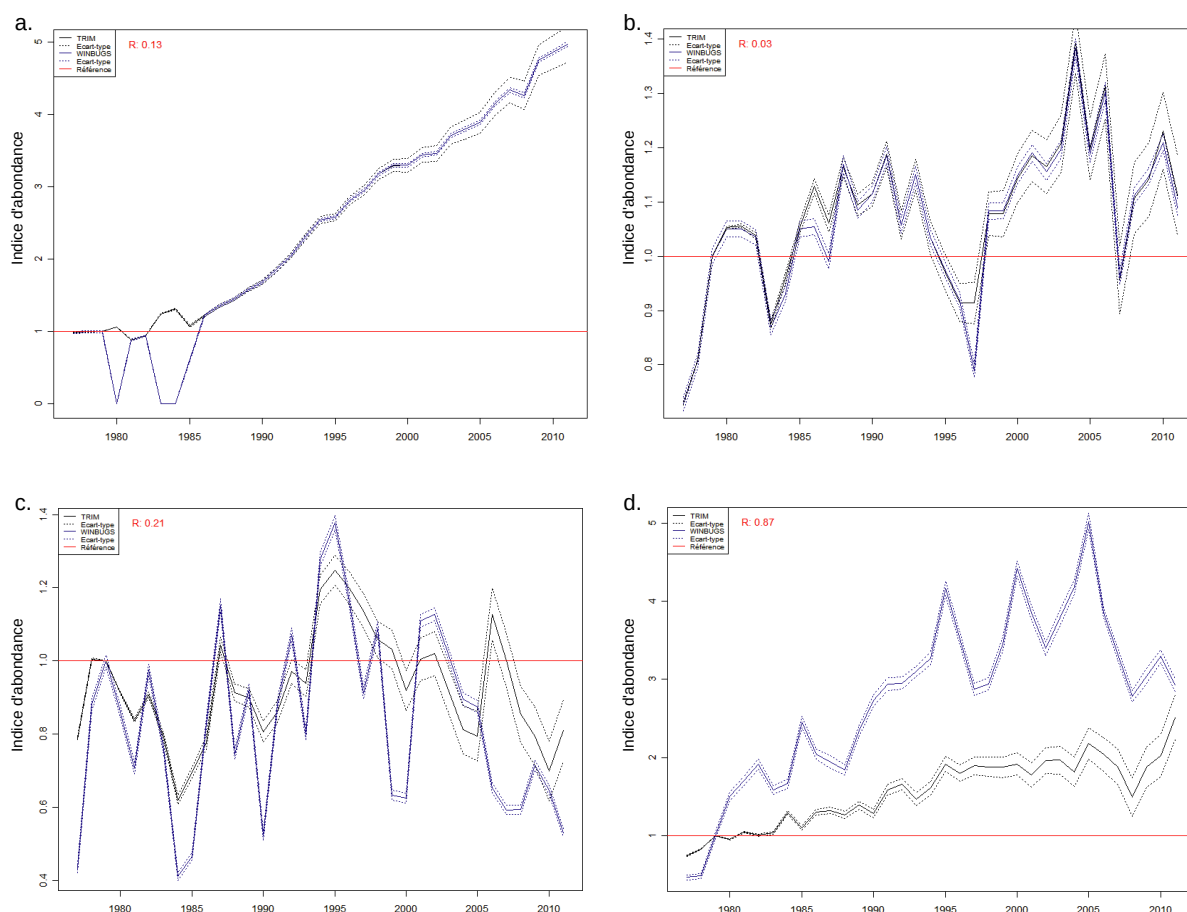


Figure 8 Indicateur d'abondance pour a) le fou de Bassan, b) la sterne caugek, c) le goéland argenté et d) le cormoran huppé

6. Indicateur oiseaux marins pour les trois sous-régions marines

Pour la sous région Manche – mer du Nord (OSPAR2), la tendance globale est à l’augmentation, mais l’importance de cette augmentation est variable selon le type d’analyse effectuée (plus forte avec TRIM avec seuil qu’avec WinBUGS ; Figure 9). C’est la sous-région marine pour laquelle le nombre de données est le plus élevé, d’où des intervalles de confiance relativement réduits (non visualisés sur la figure).

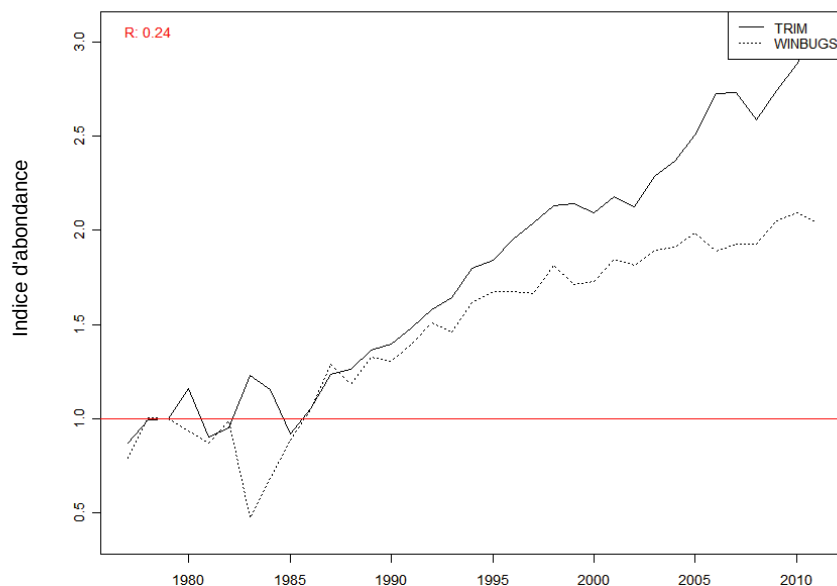


Figure 9. Indicateur d’abondance pour la sous-région marine Manche – mer du Nord (OSPAR2)

Pour la sous région golfe de Gascogne (OSPAR4), la tendance globale est également à l’augmentation, mais les résultats sont plus similaires selon le type d’analyse effectuée (généralement plus forte avec TRIM avec seuil qu’avec WinBUGS ; Figure 10). Les intervalles de confiance sont bien plus importants que pour la précédente sous-région (non visualisés sur la figure).

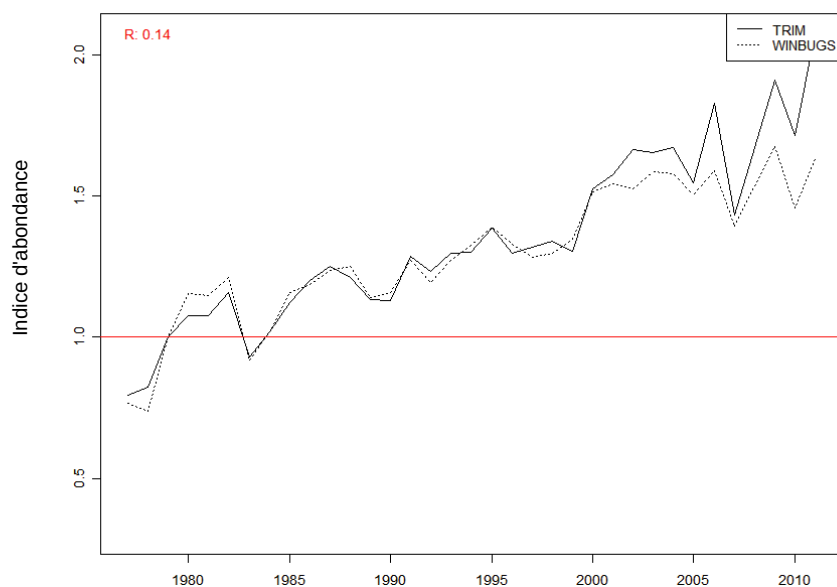


Figure 10. Indicateur d’abondance pour la sous-région marine golfe de Gascogne (OSPAR4)

Pour la sous région Méditerranée (hors OSPAR), les données disponibles sont beaucoup moins nombreuses, et très partielles en termes de couverture géographique et d'espèces (voir annexe 2). Le filtre du seuil de 50 % limite grandement le nombre de jeux de données pris en compte, ce qui génère des résultats peu utilisables, et avec des intervalles de confiance très importants (aucune figure n'a été générée car ne présentant que peu d'intérêt).

7. Indicateur oiseaux marins à d'autres échelles géographiques

Étant donné que les jeux de données les plus nombreux et les plus complets concernent la région Bretagne (Ille-et-Vilaine, Côtes d'Armor, Finistère et Morbihan), un indicateur peut également être développé à cette échelle géographique. La tendance globale est à l'augmentation, avec des effectifs multipliés par 2 environ depuis le milieu des années 1980 (Figure 11).

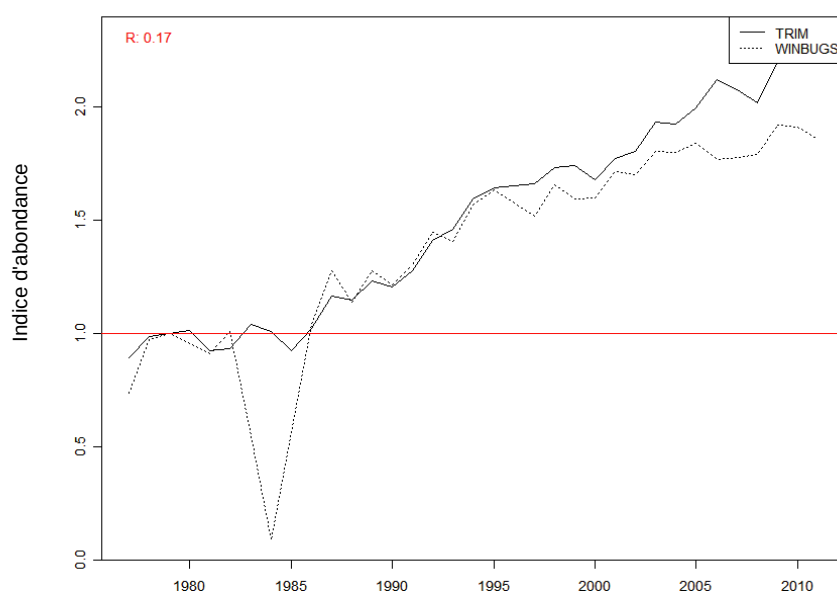


Figure 11. Indicateur d'abondance pour la région Bretagne

Pour les réserves naturelles marines et littorales effectivement prises en compte pour les analyses, c'est-à-dire sans la majorité de celles qui sont situées en Méditerranée, pour lesquelles les données n'étaient pas disponibles, la tendance globale est à l'augmentation, avec des effectifs multipliés par 2 à 3 environ selon le type d'analyse (TRIM avec seuil ou WinBUGS). Une stabilisation semble cependant se dessiner sur la période récente (Figure 12).

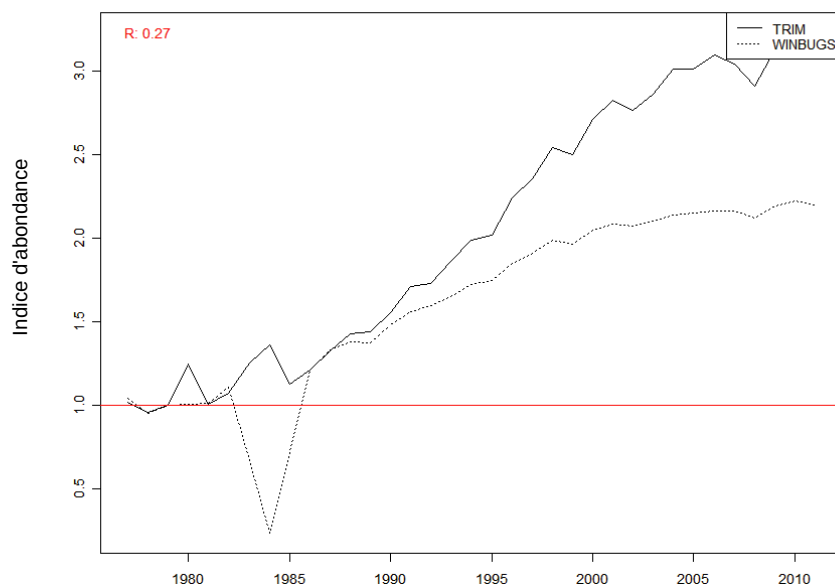


Figure 12. Indicateur d'abondance pour les réserves naturelles

Pour les colonies implantées dans les périmètres de zones de protection spéciale (ZPS), et effectivement prises en compte pour les analyses, c'est-à-dire sans la majorité de celles qui sont situées en Méditerranée, pour lesquelles les données n'étaient pas disponibles, la tendance globale est également à l'augmentation, avec des effectifs multipliés par 2 à 2,5 environ selon le type d'analyse (TRIM avec seuil ou WinBUGS ; Figure 13). La tendance à la stabilisation sur la période récente n'est pas aussi flagrante que pour les colonies établies au sein des espaces ayant le statut de réserves naturelles (Figures 12 & 13).

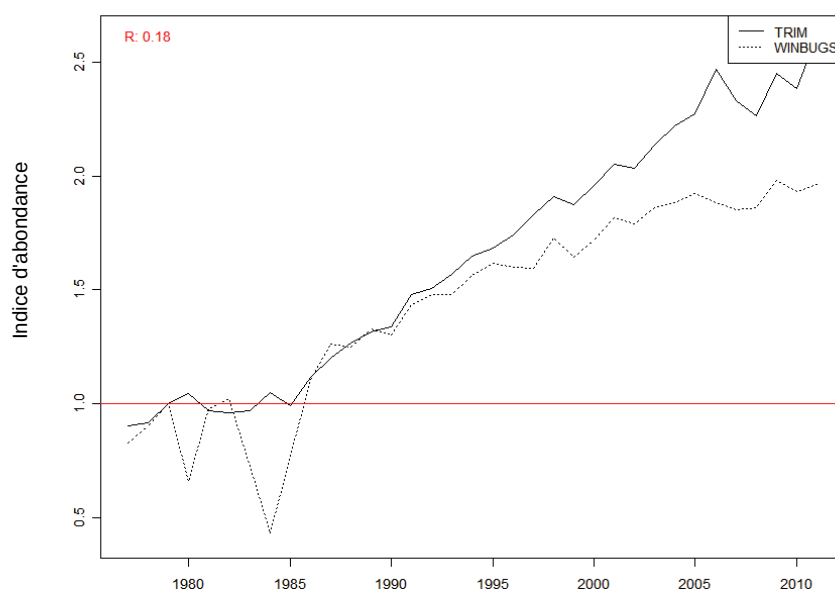


Figure 13. Indicateur d'abondance pour les zones de protection spéciale (ZPS)

Discussion

1. Les indicateurs de tendances

Dans le cadre de ce travail préliminaire de développement d'un indicateur oiseaux marins nicheurs, plusieurs choix ont été faits. Il a été retenu que l'indicateur soit multispécifique afin de limiter la perte d'information et de représenter l'ensemble des populations d'oiseaux marins nicheurs en France. En effet un indicateur monospécifique ne peut refléter l'entière complexité des populations d'oiseaux marins. D'autre part, un indicateur multispécifique permet de cumuler les comptages de colonies de plusieurs espèces (Cook et al. 2011) et de limiter ainsi le manque de données. L'indicateur est basé sur des données de comptages car celles-ci apportent l'avantage d'être les plus représentatives de l'évolution des populations (Parsons et al. 2008). Elles sont également les plus faciles à obtenir et donc les plus nombreuses. Cette approche nécessite cependant des suivis à long terme pour les oiseaux marins car ce sont des espèces longévives : l'évolution du nombre d'individu est donc généralement relativement lente et les variations ne peuvent se voir à court terme (Parsons et al. 2008).

La tendance générale (Figure 4) intègre une partie des informations fournies pour toutes les espèces suivies (voir méthodes). Il s'agit donc d'une indication générale sur l'état de santé des populations d'oiseaux marins. Cette approche peut être complétée en catégorisant les données à l'aide de covariables. Dès lors, l'indicateur comprend plusieurs tendances générées grâce à un découpage du jeu de données en catégories biologiques (écologie alimentaire : mode d'alimentation et zone marine exploitée, habitat de nidification), ou géographiques (sous-régions marines, réserves naturelles, zones de protection spéciale).

Selon le type d'analyse, l'ensemble ou seulement une partie des jeux de données est effectivement pris en compte (voir méthodes), et la part respective des différentes espèces est très déséquilibrée, soit parce que l'espèce est numériquement peu présente sur le territoire, soit parce que les jeux de données qui la concerne ne sont pas tous pris en compte avec le seuil de 50 % des années renseignées. Ainsi, par exemple, le fou de Bassan est recensé annuellement sur la colonie des Sept-Îles et les 385 901 couples en effectifs cumulés dénombrés entre 1977 et 2011 représentent 25 % des données mises à disposition et 44 % des données prises en compte pour les analyses avec le seuil de 50 % des années renseignées. L'évolution de l'espèce sur cette colonie a donc une forte influence sur le profil des indicateurs qui la concerne (France entière, alimentation en surface et sub-surface, zone marine hauturière, nidification en falaise, région OSPAR2). En règle générale, les tendances monospécifiques issues d'effectifs élevés avec une croissance ou une décroissance forte pèsent fort logiquement plus sur l'indicateur que celles issues de petits effectifs. Connaissant cet effet, une pondération des espèces ou des séries peut être envisagée pour tenir compte des valeurs relatives d'abondance des espèces (Thomas 1996), ce qui n'a pas été effectué dans le cas présent, principalement par manque de temps (lié aux délais de réception et de formatage des données) pour mener à bien des investigations préliminaires sur cette approche pondérée. Il apparaît indispensable d'envisager cette approche ultérieurement, pour définir les critères et les modalités de la pondération.

Ainsi, la compréhension des courbes obtenues en fonction des différentes covariables considérées ne peut se faire qu'à l'aide des connaissances démographiques des espèces aux effectifs les plus forts.

- Le fou de Bassan domine largement l'indicateur de tendance général et les indicateurs déclinés par covariables auxquelles il est associé (Figures 4, 5a, 6b, 7a, 9, 11, 12, 13). Cette espèce est très abondante en Europe et particulièrement au Royaume-Uni avec plus de 230 000 couples (Mitchell et al. 2004). En France, qui constitue la limite méridionale de l'aire de nidification de l'espèce, il existe une unique colonie située sur l'île Rouzic dans l'archipel des Sept-Îles, à l'exception de quelques couples ailleurs en Manche et en Méditerranée (Siorat & Rocamora 1995, Dupuis et al. 2012). La colonie n'a cessé de croître depuis son installation, croissance qui

peut être expliquée par une tendance mondiale qui montre également une forte augmentation. Dès lors un recrutement d'individus venant des îles anglo-normandes aux colonies saturées (Hill 1990) pourrait avoir lieu sur cette colonie (Siorat & Rocamora 1995), notamment parce que celle-ci présente des caractéristiques adéquates à l'accueil du fou (Siorat 1998). Cette explosion démographique s'illustre par l'indicateur monospécifique du fou de Bassan qui montre un taux de multiplication d'environ 5 entre 1979 et 2011.

- Le goéland argenté a connu une forte expansion démographique au cours du XXe siècle, sa croissance semble néanmoins se stabiliser dans les années 1990 avant de décroître après 2000 (Cadiou et al. 2004, 2011). Ceci est nettement illustré par l'indicateur monospécifique du goéland argenté (Figure 8c). Cependant cette espèce montre des différences d'évolution au sein de la population française. En effet, au cours des années 1990, les départements bretons montraient un taux de multiplication négatif alors qu'en Charente-Maritime celui-ci était toujours positif. Cette forte disparité peut expliquer la forme en dents de scie des courbes de tendance (Figure 8c). C'est cette tendance qui influence énormément les profils de courbes des indicateurs écologie alimentaire mixte (Figure 6c) et type d'habitat de nidification mixte (Figure 7c).

Cependant deux types de covariables (écologie alimentaire et type d'habitat de nidification) montrent des tendances propres qui semblent influencées par plusieurs espèces. En effet les indicateurs du type d'écologie alimentaire (Figure 6a) et du type de nichée sur sol (Figure 7b) ne semblent pas suivre la tendance de la sterne caugek (*Sterna sandvicensis*). La courbe de l'indicateur spécifique pour cette sterne traduit une grande variabilité des lieux de nidification suivant les conditions alimentaires (Stienen & Brenninkmeijer 1998). D'autre part les sternes sont sensibles aux dérangements humains et environnementaux entraînant des redistributions d'effectifs parfois importantes d'une année à l'autre (Henry & Monnat 1981, Rooth 1989, Sadoul 1996). Cela contribue à de grandes fluctuations d'effectifs et à une courbe en dents de scie, traduisant plutôt une instabilité des effectifs, ne correspondant pas à la croissance des courbes des covariables.

La tendance du type écologie alimentaire côtier est largement influencée par la sterne caugek (espèce recensée quasi-annuellement sur la majorité des colonies françaises), mais aussi par des espèces à effectifs cumulés relativement plus réduits. Ainsi les populations de cormoran huppé, par exemple, contribuent à la forme de la courbe. Ce sont des populations d'oiseaux largement en croissance depuis les trente dernières années (Thibault et al. 1996, Monnat & Pasquet 2004), ce qui explique la forme de la courbe de l'indicateur.

2. Les oiseaux marins comme indicateurs de l'environnement marin

Les oiseaux marins (et les oiseaux en général) peuvent être considérés comme des indicateurs biologiques de l'état des écosystèmes (Gregory et al. 2003, 2008, Fredericksen et al. 2007, Durant et al. 2009). Ils sont étudiés ici seulement en tant qu'indicateurs de leur propre état de santé démographique. Cependant il existe la possibilité de les utiliser comme bio-indicateurs que ce soit pour quantifier l'état de santé du milieu (Bost & Le Maho 1993) ou pour qualifier l'état de leur approvisionnement alimentaire (Boyd et al. 2001, Parsons et al. 2008). C'est notamment le cas avec l'étude de Diamond & Devlin (2003) où ces auteurs ont combiné l'utilisation des comptages d'effectifs nicheurs avec un suivi du succès de reproduction pour deux espèces de sternes et deux espèces d'alcidés afin de déterminer les stocks d'espèces de harengs en baie de Fundy. De même, dès le début des années 1980, Anderson et al. (1980) font le lien sous certaines conditions entre la taille de population des pélicans bruns (*Pelecanus occidentalis*) et les populations d'anchois. Ces études montrent que pour utiliser les oiseaux marins comme bio-indicateurs de l'écosystème il est indispensable de

pouvoir calibrer les indicateurs de tendances, notamment avec des indicateurs d'abondance des ressources alimentaires.

Les oiseaux marins peuvent néanmoins présenter un nombre non négligeable de défauts pour servir d'indicateur de l'écosystème. Ainsi, une variation des effectifs peut rarement être reliée à une seule cause (Durant et al. 2009). Par exemple quelques études (Hunt et al. 2002, Litzow & Ciannelli 2007, Cury et al. 2008, 2011) montrent que certains écosystèmes marins alternent entre des phases de régulation de type « *bottom-up* » et « *top-down* » (dans le premier cas, l'abondance d'une population est régulée par les ressources trophiques et, dans le second cas, elle est régulée par les prédateurs). Lorsque l'écosystème se trouve dans un fonctionnement de type *top-down*, les effectifs d'oiseaux marins contrôlent les populations de proies (Durant et al. 2009), et ils ne représentent alors plus un bon indicateur.

3. Approches méthodologiques statistiques

D'un point de vue mathématique, les modèles statistiques utilisés dans TRIM et WinBUGS font l'hypothèse que les comptages se distribuent selon une loi de Poisson et les tendances sont estimées à l'aide de fonctions linéaires (Pannekoek & van Strien 2001, Spiegelhalter et al. 2000). Cependant il existe d'autres méthodes pour estimer les comptages se basant sur la loi Lognormal par exemple ou utilisant d'autres types de fonctions non linéaires (Thomas 1996).

Les deux méthodologies utilisées présentent une différence majeure, à savoir la prise en compte ou non d'un effet aléatoire entre années. Malgré des structures de modèles similaires et des résultats souvent remarquablement convergents entre les deux méthodes, il existe des différences non négligeables entre les indicateurs obtenus par les deux méthodologies pouvant en partie être expliquées par l'ajout de l'effet aléatoire.

La méthodologie implémentée dans le logiciel TRIM fait, à partir des données observées, une prédiction des données manquantes grâce au modèle choisi (c'est-à-dire le modèle linéaire ; Pannekoek & van Strien 2001). Si la prédiction des valeurs manquantes fonctionne bien pour des trous épars, il n'en est pas de même pour des séries ne comportant que quelques observations et où le nombre de données manquantes est important. En effet le modèle est alors sujet à des prédictions irréalistes lorsqu'il n'y a que peu de données. La méthodologie bayésienne implémentée dans WinBUGS n'est pas sujette à ce problème car il y a un cumul des séries de comptages en amont de la modélisation. Autrement dit la modélisation se fait sur la somme des observations par année et est donc quasi-exempte de trous dans les séries temporelles. Néanmoins, cela peut également conduire à des biais dans l'indicateur estimé à partir de cette approche. En effet, en faisant la somme des séries temporelles par année, on peut surestimer la variation temporelle de l'indicateur dans le cas où des petites colonies sont comptées lors des années pendant lesquelles les grandes colonies ne sont pas comptées. Cela explique très probablement la plus grande variabilité des indicateurs obtenus à partir de l'approche bayésienne dans les résultats présentés ci-dessus, variabilité probablement surestimée.

Ce phénomène est d'autant plus visible que d'une série à l'autre, certaines des valeurs d'abondance observées se situent toujours lors des mêmes années. C'est à dire qu'il est possible de voir pour certaines espèces qu'il n'existe aucune donnée disponible pour une ou plusieurs années consécutives entre deux recensements. C'est notamment le cas des séries de comptage de Normandie où pratiquement aucune donnée issue de comptages intermédiaires n'a été fournie.

Enfin les différences entre les indicateurs sont parfois dues au choix de l'année de référence. En effet les indicateurs peuvent être semblables et pourtant décalés entre eux simplement parce que l'année 1979 ne donne pas les mêmes valeurs avec les deux méthodologies. Dans ce cas une seconde correction *a posteriori* de l'indicateur n'a pas pu être faite pour autant car cela nécessiterait de corriger l'indice généré par la méthode bayésienne par celui généré par la méthodologie TRIM.

Conclusion et perspectives

Ce rapport exploite des données acquises tout au long de ces trente dernières années pour le développement d'un indicateur de tendance des populations d'oiseaux marins. Pour cela, deux approches mettant en œuvre des régressions linéaires ont été utilisées. D'une manière générale les indicateurs de tendances déclinés à partir des covariables écologiques montrent des croissances ou une stabilité, il n'y a aucune tendance qui montre de décroissance franche. Il est intéressant de voir que les indicateurs de tendances générales et déclinés par covariable sont largement affectés par les tendances d'espèces à fort effectifs nicheurs. Cependant, les données n'étant pas complètes, il existe des biais possibles dans les tendances obtenues.

À l'avenir, l'utilisation des jeux de données associée à des mesures de succès reproducteur permettrait de concevoir un nouvel indicateur rendant compte de l'état de santé de l'environnement par exemple. Une complexification du modèle utilisé dans l'un des deux méthodologies peut être à envisager.

Parmi les enseignements à tirer en termes de fréquence des recensements, dans un tel contexte d'analyse des tendances démographiques, il faut considérer que d'importantes colonies doivent, dans la mesure du possible, être recensées sur un pas de temps plus fréquent que le pas de temps décennal, idéalement annuel ou bisannuel. En effet, l'obtention de données régulières uniquement pour les petites colonies peut biaiser les résultats des modèles statistiques en cas de cinétique différente entre les petites, moyennes et grosses colonies, ce qui est justement souvent le cas chez les oiseaux marins.

Le présent travail demeure préliminaire compte tenu de l'absence d'un certain nombre de jeux de données pour plusieurs régions. Cependant, il a démontré la faisabilité du développement d'un indicateur de tendance « oiseaux marins », tant à l'échelle nationale qu'à l'échelle de chacune des trois sous-régions marines considérées (Manche – Mer du Nord incluant les quelques colonies situées dans la sous-région marine mers Celtiques, golfe de Gascogne, Méditerranée).

Les prochaines échéances dans le cadre du travail sur le développement d'un indicateur de tendance « oiseaux marins » concernent en premier lieu la compilation des données anciennes et récentes pour le Nord-Pas-de-Calais et la Picardie afin de contribuer à l'actualisation de l'indicateur à l'échelle de la région Opar2 Manche – mer du Nord élargie (voir annexe 4). Ce travail de compilation reste également à mettre en œuvre pour la Provence-Alpes-Côtes d'Azur et la Corse afin de permettre le développement de l'indicateur pour le littoral méditerranéen.

Un fois l'ensemble de ces données compilées et intégrées, il sera alors possible de calculer un indicateur national considéré comme valide et diffusable, ce qui n'est pas encore le cas à l'issue du travail préliminaire.

Une piste d'approfondissement possible de ce travail concerne le développement d'un indicateur « oiseaux marins » à l'échelle du réseau des réserves naturelles marines et littorales. En effet, sur ces espaces protégés, les recensements des colonies d'oiseaux marins nicheurs se font bien souvent sur un pas de temps annuel, ou tous les 3 à 5 ans selon les espèces considérées. Ce réseau des réserves naturelles est donc en mesure de fournir annuellement des jeux de données permettant de réactualiser le calcul d'un indicateur à l'échelle de ces territoires. Toutes les régions et toutes les espèces d'oiseaux marins ne sont cependant pas prises en compte au travers de ce filtre des réserves naturelles (RNF 2007). En effet, aucune des importantes colonies d'oiseaux marins de Normandie n'a de statut de réserve naturelle. Les jeux de données collectées au sein du réseau des réserves naturelles pourraient donc potentiellement être utilement complétés par d'autres données collectées annuellement ou régulièrement sur d'autres espaces réglementés, notamment les réserves associatives ou les réserves de chasse et de faune sauvage. C'est le cas par exemple en Normandie, pour les réserves ornithologiques gérées par le Groupe Ornithologique Normand, et qui sont d'ores et déjà recensées annuellement, ou en Bretagne, pour les réserves ornithologiques gérées par Bretagne Vivante. L'approche à l'échelle de ces colonies bénéficiant d'un statut de réserve, quel qu'il soit, apparaît en effet intéressante car ces espaces bénéficient de mesures de gestion, et l'indicateur ainsi

développé traduirait, au moins pour partie, les résultats de ces mesures. Une approche similaire menée à l'échelle des ZPS ne semble refléter quant à elle que les résultats des actions de gestion menées sur les espaces protégés localisés au sein des périmètres des ZPS, d'où l'intérêt de travailler en priorité à l'échelle des colonies bénéficiant d'un statut de réserve.

Il existe donc des possibilités bien réelles pour documenter annuellement un indicateur de tendance « oiseaux marins », à partir des données collectées sur un certain nombre d'espaces marins et littoraux, et cet indicateur pourrait être actualisé pour l'ensemble des espèces à l'échelle nationale sur la base des résultats obtenus lors des recensements décennaux coordonnés par le Gisom. Il n'en demeure pas moins que cela nécessite un temps de travail pour la compilation et la mise en forme des données à l'échelle départementale, régionale et nationale, puis pour les analyses. Les modalités pratiques d'organisation d'un tel travail et les modalités financières associées restent encore à définir.

Bibliographie

- Anderson D.W., Gress F., Mais K.F., Kelly P.R. 1980. Brown pelicans as anchovy stock indicators and their relationships to commercial fishing. *CalCOFI Report* 21 : 54-61.
- Bost C.A. & Le Maho Y. 1993. Seabirds as bio-indicators of changing marine ecosystems: new perspectives. *Acta Oecologia* 14 : 463-470.
- Boyd I.L. & Murray A.W.A. 2001. Monitoring a marine ecosystem using responses of upper trophic level predators. *Journal of Animal Ecology* 70 : 747-760.
- Burger A.E. & Shaffer S.A. 2008. Perspectives in ornithology: application of tracking and data-logging technology in research and conservation of seabirds. *Auk* 125 : 253-264.
- Cadiou B., Pons J.-M. & Yésou P. 2004. Oiseaux marins nicheurs de France métropolitaine (1960-2000). Éditions Biotope, Mèze, 217 p.
- Cadiou B., Barbraud C., Camberlein P., Debout G., Deniau A., Fortin M., Le Nuz M., Sadoul N., Tranchant Y., Yésou P. 2009. Méthodes de suivi des colonies d'oiseaux marins : dénombrement de l'effectif nicheur et suivi de la production en jeunes. Document de travail GISOM (non publié).
- Cadiou B. et les coordinateurs régionaux, coordinateurs départementaux et coordinateurs-espèce. 2011. *Cinquième recensement national des oiseaux marins nicheurs de France métropolitaine 2009-2011, 1ère synthèse : bilan intermédiaire 2009-2010*. Rapport Gisom & AAMP, Brest, 60 p.
- Constantin de Magny G.C., Desruisseaux M. & Petit M. 2006. Les modèles linéaires généralisés. In Petit M. & Huynh F. (eds), *Halieutique et environnement océanique : le cas de la pêche palangrière à l'espadon depuis l'île de la Réunion*, IRD Éditions, Paris : 119-129.
- Cook A.S.C.P., Parsons M., Mitchell I. & Robinson R.A. 2011. Reconciling policy with ecological requirements in biodiversity monitoring. *Marine Ecology Progress Series* 434 : 267-277.
- Crick H.Q.P., Dudley C., Glue D.E., Thomson D.L. 1997. UK birds are laying eggs earlier. *Nature* 388 : 526.
- Croxall J.P., Butchart S.H.M., Lascelles B., Stattersfield A.J., Sullivan B., Symes A. & Taylor P. 2012. Seabird conservation status, threats and priority actions: a global assessment. *Bird Conservation International* 22 : 1-34.
- Cury P.M., Shin Y.-J., Planque B., Durant J.M., Fromentin J.-M., Kramer-Schadt S., Stenseth N.C., Travers M. & Grimm V. 2008. Ecosystem oceanography for global change in fisheries. *Trends in Ecology & Evolution* 23 : 338-346.
- Cury P.M., Boyd I.L., Bonhommeau S., Anker-Nilssen T., Crawford R.J.M., Furness R.W., Mills J.A., Murphy E.J., Osterblom H., Paleczny M., Piatt J.F., Roux J.-P., Shannon L. & Sydeman W.J. 2011. Global seabird response to forage fish depletion--one-third for the birds. *Science* 334 : 1703-1706.
- Diamond A.W. & Devlin C.M. 2003. Seabirds as indicators of changes in marine ecosystems: ecological monitoring on Machias Seal Island. *Environmental Monitoring and Assessment* 88 : 153-181.
- Del Hoyo J., Elliott A. & Sargatal J. (eds) 1992-2002. *Handbook of the Birds of the World*. Vol. 1-7. Lynx Editions, Barcelona, Spain.
- Del Hoyo J., Elliott A. & Christie D.A. (eds) 2003-2011. *Handbook of the Birds of the World*. Vol. 8-16. Lynx Editions, Barcelona, Spain.
- Dupuis V. et les coordinateurs-espèce. 2012. Les oiseaux nicheurs rares et menacés en France en 2011. *Ornithos* 19 : 289-325.
- Durant J.M., Hjermann D.Ø., Frederiksen M., Charrassin J.B., Le Maho Y., Sabarros P.S., Crawford R.J.M., Stenseth N.C. 2009. Pros and cons of using seabirds as ecological indicators. *Climate Research* 39 : 115-129.
- Einoder L.D. 2009. A review of the use of seabirds as indicators in fisheries and ecosystem management. *Fisheries Research* 95 : 6-13.

- Foll M. 2007. Méthodes bayésiennes pour l'estimation de l'histoire démographique et de la pression de sélection à partir de la structure génétique des populations. Université Grenoble I - Joseph Fourier, Ecole Doctorale Chimie et Sciences du Vivant, 174 p.
- Frederiksen M., Mavor R.A. & Wanless S. 2007 Seabirds as environmental indicators: the advantages of combining data sets. *Marine Ecology Progress Series* 352 : 205-211.
- Frederiksen M., Wanless S., Harris M.P., Rothery P. & Wilson L.J. 2004. The role of industrial fisheries and oceanographic change in the decline of North Sea black-legged kittiwakes. *Journal of Applied Ecology* 41 : 1129-1139.
- Furness R.W. 1999. Does harvesting a million metric tons of sand lance per year from the North Sea threaten seabird populations? In *Ecosystem Approaches for Fisheries Management*. Alaska Sea Grant College Program, Fairbanks : 407-424.
- Furness R.W. 2003. Impacts of fisheries on seabird communities. *Scientia Marina* 67 (suppl. 2): 33-45.
- Furness R.W. & Ainley D.G. 1984. Threats to seabird populations presented by commercial fisheries. *International Council for Bird Preservation Technical Report* 2 : 701-708.
- Gregory R.D., van Strien A.J., Vorisek P., Gmelig Meyling A.W., Noble D.G., Foppen R.P.B. & Gibbons D.W. 2005. Developing indicators for European birds. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* 360 : 269-288.
- Gregory R.D., Vorisek P., Noble D.G., Van Strien A., Klvanova A., Eaton M., Meyling A.W.G., Joys A., Foppen R.P.B. & Burfield I.J. 2008. The generation and use of bird population indicators in Europe. *Bird Conservation International* 18 : S223-S244.
- Hill M.G. 1990. The Alderney gannetries, Photographic counts of Ortac and Les Etacs, Channel Islands, 1979-1989. *Seabirds* 12 : 41-45.
- Hunt G.L.Jr, Stabeno P., Walters G., Sinclair E., Brodeur R.D., Napp J.M. & Bond N.A. 2002. Climate change and control of the southeastern Bering Sea pelagic ecosystem. *Deep-Sea Research II* 49 : 5821-5853.
- ICES 2003. Seabirds as monitors of the marine environment. Ed. by M.L. Tasker, & R.W. Furness. ICES Cooperative Research Report No. 258, 73 p.
- ICES 2008. Report of the Workshop on Seabird Ecological Quality Indicator, 8-9 March 2008, Lisbon, Portugal. ICES CM 2008/LRC:06, 60 p.
- Jiguet F. 2010. Les résultats nationaux du programme STOC de 1989 à 2009. <http://www2.mnhn.fr/vigie-nature>.
- JNCC 2012. Seabird Population Trends and Causes of Change: 2012 Report (<http://www.jncc.defra.gov.uk/page-3201>). Joint Nature Conservation Committee. Updated July 2012.
- Kery M. & Schaub M. 2011. Bayesian population analysis using WinBUGS: a hierarchical perspective. Elsevier, Academic Press, Burlington, 531p.
- Litzow M.A. & Ciannelli L. 2007. Oscillating trophic control induces community reorganization in a marine ecosystem. *Ecology Letters* 10 : 1124-1134.
- Mavor R.A., Heubeck M., Schmitt S. & Parsons M. 2008. Seabird numbers and breeding success in Britain and Ireland, 2006. Joint Nature Conservation Committee, Peterborough, UK Nature Conservation, No. 31, 113 p.
- Mitchell P.I., Newton S.F., Ratcliffe N. & Dunn T.E. 2004. Seabird populations of Britain and Ireland. T. & A.D. Poyser, London, 511 p.
- Monnat J.Y. & Pasquet E. 2004. Cormoran huppé (atlantique) *Phalacrocorax aristotelis aristotelis*. In Cadiou B., Pons J.-M. & Yésou P. (eds). Oiseaux marins nicheurs de France métropolitaine (1960-2000). Editions Biotopie, Mèze. 82-86.
- Nisbet I.C.T. 1989. Long-term ecological studies of seabirds. *Colonial Waterbirds* 12 : 143-147.

- OSPAR Commission. 2007. EcoQO Handbook. Handbook for the application of Ecological Quality Objectives in the North Sea, Edition I. Biodiversity Series 2007/307, 39 p.
- Pannekoek J. & van Strien A.J. 2001. TRIM 3 Manual. Trends and Indices for Monitoring Data. Research paper no. 0102. CBS Voorburg, The Netherlands: Statistics Netherlands (available at www.ebcc.info).
- Parsons M., Mitchell P.I., Butler A., Mavor R., Ratcliffe N. & Foster S. 2006. Natural heritage trends: abundance of breeding seabirds in Scotland. Scottish Natural Heritage Commissioned Report No. 222 (ROAME No. F05NB01), 64 p.
- Parsons M., Mitchell I., Butler A., Ratcliffe N., Frederiksen M., Foster S. & Reid J.B. 2008. Seabirds as indicators of the marine environment. ICES Journal of Marine Science 65 : 1520-1526.
- R Development Core Team 2011. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria (<http://www.R-project.org/>).
- Réserves Naturelles de France 2007. Observatoire du Patrimoine naturel des Réserves Naturelles de France 2007. Milieux marins et côtiers. RNF, Quetigny, 16 p.
- Rooth J. 1989. De Nederlandse Broedpopulatie van de Grote Stern *Sterna sandvicensis* in 1961-88. Limosa 62 : 121-124.
- Sadoul N. 1996. *Dynamique spatiale et temporelle des colonies de charadriiformes dans les salins de Camargue : implications pour la conservation*. Thèse de doctorat, Université de Montpellier, 161 p.
- Schreiber E.A. & Burger J. (Eds) 2002. Biology of marine birds. CRC press, Boca Raton, Florida, 744 p.
- Siorat F. 1998. L'évolution de la colonie de Fous de Bassan, *Morus bassanus*, de l'île Rouzic de 1939 à 1996. Le Cormoran 47 (3) : 173-175.
- Siorat F. & Rocamora G. 1995. Changes in numbers and distribution of the Northern Gannet (*Morus bassanus*) on Rouzic island (Réserve Naturelle des Sept-Iles, Bretagne), France 1939-1994. Colonial Waterbirds 18 : 172-178.
- Spiegelhalter D.J., Thomas A. & Best N.G. 2000. Winbugs version 1.4 user manual. MRC, Biostatistics Unit, 131p.
- Stienen E.W.M. & Brenninkmeijer A. 1998. Population trends in Common Terns *Sterna hirundo* along the Dutch coast. Vogelwelt 119 : 165-168.
- Stienen E.W.M., Jonard A. & Brenninkmeijer A. 1998. Tern trapping along the Senegalese coast. Sula 12 : 19-26.
- Sturtz S., Ligges U. & Gelman A. 2005. R2WinBUGS: A Package for Running WinBUGS from R. Journal of Statistical Software 12 : 1-16.
- Tasker M.L., Camphuysen C.J., Cooper J., Garthe S., Montevecchi W.A. & Blaber, S.J.M. 2000. The impacts of fishing on marine birds. ICES Journal of Marine Science 57 : 531-547.
- Tasker M.L. & Furness R.W. 2003. Seabirds as monitors of the marine environment. ICES Cooperative Research Report 258, 73 p.
- Thibault J-C., Zotier R., Guyot I. & Bretagnolle V. 1996. Recent trends in breeding marine birds of the Mediterranean region with special reference to Corsica. Colonial Waterbirds 19 (special publication) : 31-40.
- Thomas G.E. 1993. Estimating annual total heron population counts. Applied Statistics 42 : 473-486.
- Thomas L. 1996. Monitoring long-term population change: why are there so many analysis methods? Ecology 77 : 49-58.

Remerciements

Ce travail s'appuie sur de nombreuses données, fruit d'un travail collaboratif de diverses structures, que nous remercions : Bretagne Vivante, Communauté de communes de l'île de Noirmoutier, Commune de Pleubian, Conservatoire d'espaces naturels Languedoc Roussillon, Conservatoire d'espaces naturels PACA, Eden62, GEOCA, GONm, GOR, LPO, ONCFS, Parc national de Port Cros, Parc naturel régional d'Armorique, SEPANSO, Syndicat des caps Erquy-Fréhel, Syndicat mixte Baie de Somme Grand littoral picard, Université de Toulouse, Vivarmor nature ainsi que diverses structures impliquées localement dans le suivi des sternes dans le Morbihan.

Nous remercions également les personnes ayant contribué à la mise à disposition et à la compilation de ces données, et tout particulièrement : Jérémy Allain, Lorraine Anselme, Emmanuelle Cam, Philippe Caruette, Patrice Cramm, Gérard Debout, Franck Delisle, Didier Desmots, Alexandre Driencourt, Perrine Dulac, Yann Février, Denis Flotté, Matthieu Fortin, Julien Gernigon, Pascal Gillet, Matthias Granpierre, François Hémerly, Xavier Hindermeyer, Julien Houron, Yann Jacob, Franck Latraube, Vincent Lelong, Jean-Christophe Lemesle, Christophe Le Noc, Mélanie Le Nuz, Gilles Leray, Alain Mante, Régis Marty, Régis Morel, Philippe Quéré, Frédéric Touzalin, Patrick Triplet, Patrick Vidal, Pierre Yésou.

Merci à Gérard Debout (GONm), Pierre Yésou (ONCFS) et Pascal Provost (LPO – RN Sept-Îles), pour leur relecture attentive du rapport et leurs commentaires.

Ce travail a été réalisé grâce au soutien financier de l'Agence des aires marines protégées (AAMP), qui a permis à la fois le travail de compilation des données et le travail d'analyse.

Les analyses statistiques ont été effectuées par Camille Geimer dans le cadre d'un stage de Master 2 « Approche Intégrée des Ecosystèmes Littoraux » de l'Université de La Rochelle, encadré par Christophe Barbraud du CEBC (supervisant la partie analyses des données) et par Bernard Cadiou (supervisant pour le Gisom la partie compilation et standardisation des données).

Annexe 1 – Tableau récapitulatif des producteurs de données et des données mises à disposition pour le travail de développement d'un indicateur oiseaux marins

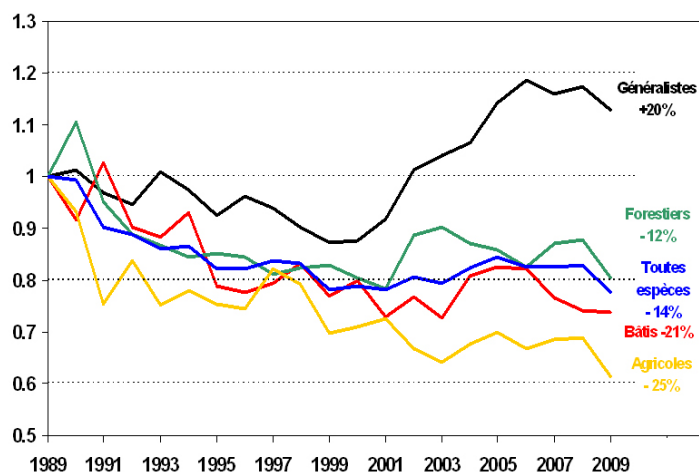
dépt	régions & départements littoraux	Cote	structures (production & compilation des données)	secteur littoral concerné	réserves naturelles marines & littorales	personnes ressources (coordination & compilation)	remarques	échelle de mise à disposition des données
Nord-Pas-de-Calais								
59	Nord	AA	GON	littoral 59	----	----	bilan ROM 2009-2011 non achevé, non contacté pour DOM	à voir ultérieurement
62	Pas-de-Calais	AB	GON	littoral 62	----	----	bilan ROM 2009-2011 non achevé, non contacté pour DOM	à voir ultérieurement
			Eder62	espaces naturels sensibles 62	RNN palier d'Oye	Alexandre Drencourt	toutes les données disponibles mises à disposition pour DOM	analyses France + OSPAR
Picardie								
80	Somme	AC	Picardie nature	littoral 80	----	----	bilan ROM 2009-2011 non achevé, non contacté pour DOM	à voir ultérieurement
			Syndicat Mixte Baie de Somme Grand Littoral picard	baie de Somme	RNN baie de Somme	Patrick Triplet, Philippe Caruette	toutes les données disponibles mises à disposition pour DOM	analyses France + OSPAR
Haute-Normandie								
76	Seine-Maritime	BA	GON	littoral 76	----	Gérard Debout	uniquement données décennales mises à disposition pour DOM	analyses France uniquement
27	Eure	BB	GON	littoral 27	----	Gérard Debout	uniquement données décennales mises à disposition pour DOM	analyses France uniquement
Basse-Normandie								
14	Calvados	BC	GON	littoral 14	----	Gérard Debout	uniquement données décennales mises à disposition pour DOM	analyses France uniquement
50	Manche	BD	GON	littoral 50	----	Gérard Debout	uniquement données décennales mises à disposition pour DOM	analyses France uniquement
Bretagne								
35	Ille-et-Vilaine	CA	Bretagne Vivante	littoral 35	----	Régis Ilori, Bernard Cadou	toutes les données disponibles mises à disposition pour DOM	analyses France + OSPAR
22	Côtes d'Armor	CB	Bretagne Vivante & syndicat des caps	baie de Lanceloux à cap Friel	----	Bernard Cadou, Philippe Quérel	toutes les données disponibles mises à disposition pour DOM	analyses France + OSPAR
			Viamor nature	Le Verdier	----	Jérémy Alain, Franck Delisle	toutes les données disponibles mises à disposition pour DOM	analyses France + OSPAR
			GEOCA	littoral 22	----	Yann Fèvre, François Hénery	uniquement données décennales mises à disposition pour DOM	analyses France + OSPAR
			commune de Pleubian	RNR Talbert	----	Julien Houron	uniquement données décennales mises à disposition pour DOM	analyses France + OSPAR
			LPO	archipel des Sept-Îles	RNN Sept-Îles	Mélanie Le Nuz	toutes les données disponibles mises à disposition pour DOM	analyses France + OSPAR
29	Finistère	CC	Bretagne Vivante	littoral 29	RNN Foix, RNN Orléan	Yann Jacob, Bernard Cadou	toutes les données disponibles mises à disposition pour DOM	analyses France + OSPAR
			ONCFS	RNCFS Béniguet	----	Pierre Yéou	toutes les données disponibles mises à disposition pour DOM	analyses France + OSPAR
			PIRA	rade de Brest	----	Denis Fotté	toutes les données disponibles mises à disposition pour DOM	analyses France + OSPAR
			Université de Toulouse	cap Sizun	----	Emmanuelle Cam	uniquement données décennales mises à disposition pour DOM	analyses France + OSPAR
56	Morbihan	CD	Bretagne Vivante	littoral 56	RNN Groix, RNN Séné	Mathieu Fortin, Bernard Cadou	toutes les données disponibles mises à disposition pour DOM	analyses France + OSPAR
			autres partenaires "sternes"	goûte 56	----	Mathieu Fortin	toutes les données disponibles mises à disposition pour DOM	analyses France + OSPAR
Pays de la Loire								
44	Loire-Atlantique	CE	Bretagne Vivante	littoral 44	----	Frédéric Touzin	toutes les données disponibles mises à disposition pour DOM	analyses France + OSPAR
			LPO	littoral 44	----	Franck Laitaube	toutes les données disponibles et informatisées, mises à disposition pour DOM	analyses France + OSPAR
			ONCFS	estuaire de la Loire	----	Pierre Yéou, Gilles Leray	toutes les données disponibles mises à disposition pour DOM	analyses France + OSPAR
85	Vendée	DA	LPO	littoral 85	RNN Ileulbourg	Dider Desmots, Perrine Dulac	toutes les données disponibles mises à disposition pour DOM	analyses France + OSPAR
			communauté de communes de l'île de Noirmoulter	île de Noirmoulter	RNR Polder de Sébastopol	Régis Harry	toutes les données disponibles mises à disposition pour DOM	analyses France + OSPAR
			ONCFS	marais d'Ollme	----	Pierre Yéou	toutes les données disponibles mises à disposition pour DOM	analyses France + OSPAR
			----	île d'Yeu	----	Xavier Hindemeyer	toutes les données disponibles mises à disposition pour DOM	analyses France + OSPAR
Poitou-Charentes								
17	Charente-Maritime	DB	LPO	littoral 17	RNN Lileau des Iles, RNN Moëze Oléron	Jean-Christophe Lemesle, Julien Garnigon, Vincent Lalong	toutes les données disponibles et informatisées, mises à disposition pour DOM	analyses France + OSPAR
Aquitaine								
33	Gironde	EA	SEPAISO	littoral 33	RNN Arquin	Christophe Le Noc, Mathias Grunpierre	toutes les données disponibles mises à disposition pour DOM	analyses France + OSPAR
40	Landes	EB	----	littoral 64	----	----	effectif insignifiant d'oiseaux marins nicheurs littoraux	à voir ultérieurement
			IMNH, Université de Pau				pas de données mises à disposition pour DOM	
Provence-Alpes-Côte d'Azur								
06	Alpes-Maritimes	FA	LPO PACA	littoral 06	----	----	bilan ROM 2009-2011 non achevé, non contacté pour DOM	analyses France (hors OSPAR)
83	Var	FB	PN Port Cros	îles d'Hyères	----	Pascal Gilet	toutes les données disponibles mises à disposition pour DOM	analyses France (hors OSPAR)
			LPO PACA	littoral 83	----	----	bilan ROM 2009-2011 non achevé, non contacté pour DOM	analyses France (hors OSPAR)
13	Bouches-du-Rhône	FC	CEN PACA	îles de Marseille	RNN Rou	Lorraine Anselme, Alain Mant, Patrick Vidal	toutes les données disponibles mises à disposition pour DOM	analyses France (hors OSPAR)
			LPO PACA	littoral 13	----	----	bilan ROM 2009-2011 non achevé, non contacté pour DOM	analyses France (hors OSPAR)
			Amis des Marais du Vigueirat	Camargue & littoral PACA	RNN Vigueirat	Nicolas Sadout, Christophe Pin	pas de données mises à disposition pour DOM	à voir ultérieurement
			Tour du Valet	Camargue	RNN Camargue	Michel Gauthier-Clerc	pas de données mises à disposition pour DOM	à voir ultérieurement
Languedoc-Roussillon								
30	Gard	GA	CEN Languedoc Roussillon	littoral 30	----	Patrice Cramm	uniquement données décennales, partielles, mises à disposition pour DOM	analyses France (hors OSPAR)
34	Hérault	GB	CEN Languedoc Roussillon	littoral 34	RNN Bages	Patrice Cramm	uniquement données décennales mises à disposition pour DOM	analyses France (hors OSPAR)
11	Aude	GC	CEN Languedoc Roussillon & LPO11	littoral 11	----	Patrice Cramm	uniquement données décennales mises à disposition pour DOM	analyses France (hors OSPAR)
66	Pyrénées-Orientales	GD	CEN Languedoc Roussillon & GOR	littoral 66	----	Patrice Cramm	uniquement données décennales mises à disposition pour DOM	analyses France (hors OSPAR)
Corse								
2A	Corse du Sud	HA2A	CEN Corse & autres structures	littoral Corse	RNC Bonifacio, RNC Lavezzi, RNC Canticale	Gilles Faggio	compilation non achevée pour DOM	analyses France (hors OSPAR)
2B	Haute-Corse	HA2B	CEN Corse & autres structures	littoral Corse	RNC Scandola, RNC Focchiarola	Gilles Faggio	compilation non achevée pour DOM	analyses France (hors OSPAR)
			CEN = Conservatoire d'espaces naturels				ROM = recensement des oiseaux marins nicheurs	
							DOM = développement d'un indicateur oiseaux marins	

Annexe 2 – Tableau récapitulatif par espèce et par département des données mises à disposition pour le travail de développement d'un indicateur oiseaux marins (effectifs nicheurs cumulés pour l'ensemble des années et colonies considérées)

	59 - Nord	62 - Pas-de-Calais	80 - Somme	76 - Seine-Maritime	14 - Calvados	50 - Manche	35 - Ille-et-Vilaine	22 - Côtes d'Armor	29 - Finistère	56 - Morbihan	44 - Loire-Atlantique	85 - Vendée	17 - Charente-Maritime	33 - Gironde	64 - Pyrénées-Atlantiques	06 - Alpes-Maritimes	83 - Var	13 - Bouches-du-Rhône	30 - Gard	34 - Hérault	11 - Aude	66 - Pyrénées-Orientales	2A - Corse du Sud	2B - Haute-Corse	Total
Fulmar boréal			1 131	840				2 931	1 859	45															6 806
Puffin cendré																	713	4 453							5 166
Puffin des Anglais								2 797	562	33															3 392
Puffin yelkouan																	1 623	417							2 040
Océanite tempête								635	9 768	65								65							10 533
Fou de Bassan								385 901																	385 901
Grand cormoran			1 016		2 609	5 503	818	5 146	182					236											15 510
Cormoran huppé			24	7	2 959	14 840	10 290	22 683	16 094	128	16						2	85							67 128
Mouette mélanocéphale		2 239	731									6 001	95												9 066
Mouette rieuse		14 264	11 924									6 505	1 763	56											34 512
Goéland cendré		4																							4
Goéland brun				65	73	2 796	3 549	10 928	69 925	34 367	2 980	5 727	6 483	16											136 909
Goéland argenté		42	165	24 624	1 573	23 301	47 919	63 410	120 051	61 669	48 829	18 473	18 323	94											428 473
Goéland leucophaée											24	325	1 432	378			20 817	93 475	385	3 232	22 343	1 977			144 388
Goéland marin		6		52		2 975	2 164	2 630	11 558	1 918	367	291	638	31											22 630
Mouette tridactyle				1 681	5 327			4 517	7 370	5 182		415	52												24 544
Sterne caugek		6 817	179			40		4 520	38 810	2 809	312	4 862	14	124 770											183 133
Sterne de Dougall							8	85	2 470	8	5														2 576
Sterne pierregarin		0				123	1 867	3 602	13 565	9 127	4 765	5 425	2 538							4 863	643	1			46 519
Sterne naine	135	24						28	1 058			3						125	1 889	1 318	375				4 955
Guillemot de Troil							53	5 727	1 580																7 360
Pinguin torda							45	827	42																914
Macareux moine								6 074	393																6 467
	135	23 396	12 999	28 593	7 820	34 803	75 948	505 720	306 840	131 499	57 410	48 043	31 338	125 581	0	0	23 155	98 495	510	9 984	24 304	2 353	0	0	1 548 926

Annexe 3 – Exemples d’indices d’abondance de population d’oiseaux

Indice d’abondance des populations d’oiseaux communs en France



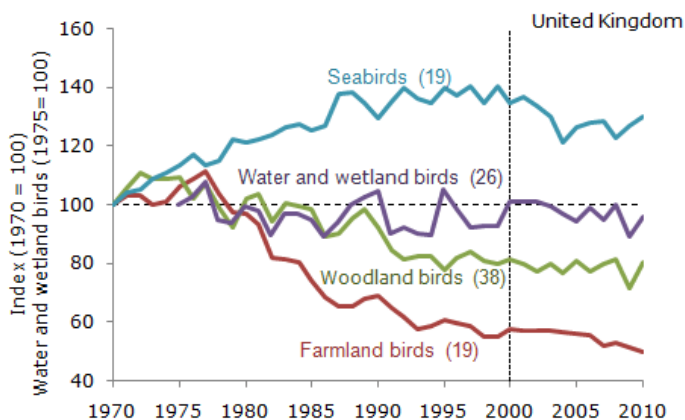
source : <http://vigienature.mnhn.fr/page/le-suivi-temporel-des-oiseaux-communs-stoc>

voir aussi : <http://www.statistiques.developpement-durable.gouv.fr/indicateurs-indices/f/1934/1339/indice-dabondance-populations-doiseaux-communs.html>

ou <http://indicateurs-biodiversite.naturefrance.fr/indicateurs/evolution-des-populations-doiseaux-communs-specialistes>

Indice d’abondance de certaines populations d’oiseaux au Royaume-Uni

(oiseaux marins, oiseaux d’eau ou inféodés aux zones humides, oiseaux des milieux forestiers et oiseaux des milieux agricoles)

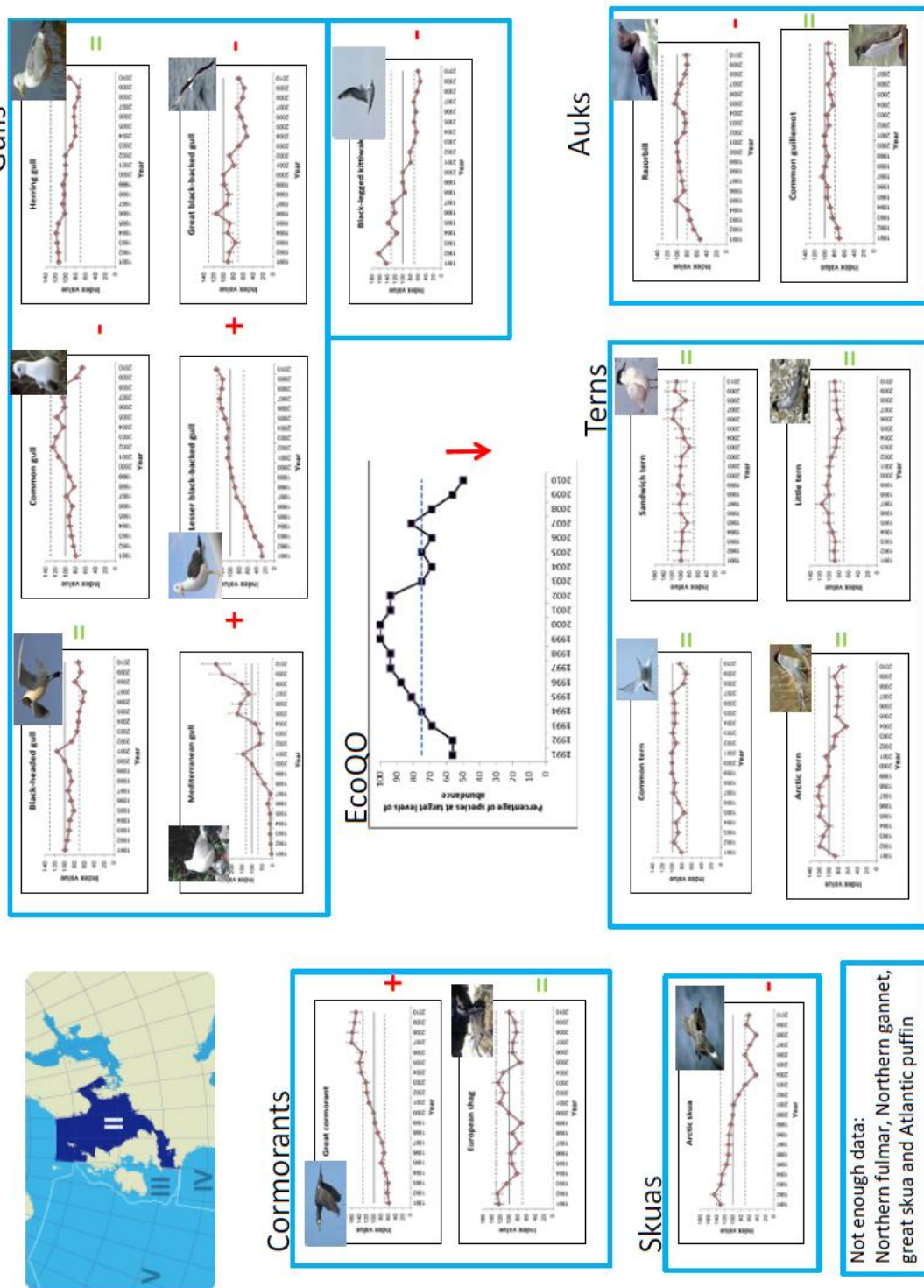


source : <http://www.jncc.gov.uk/page-4235>

voir aussi (sur la période 1990-2008) :

<http://archive.defra.gov.uk/sustainable/government/progress/national/20.htm>

EcoQO Breeding Seabirds Region II (North sea) overview



D'après :

http://www.ices.dk/committe/acom/comwork/report/2012/Special%20Requests/OSPAR_EcoQO_for_seabird_populations.pdf

Annexe 5 – script WinBUGS

Modèle bayésien utilisé:

```
model{
#Prior
mu~dnorm(1,0.01)
beta~dnorm(1,1)

for(i in 1:nyear){
  eps[i]~dnorm(1,tau.eps)
}

tau.eps<-1/(sd.eps*sd.eps)
sd.eps~dunif(1,3)
#tau.alpha<-1/(sd.alpha*sd.alpha)
#sd.alpha~dunif(1,3)

#likelihood

for (i in 1:nyear){
  C[i] ~dpois(lambda[i])
  lambda[i]<-exp(log.lambda[i])
  log.lambda[i]<-mu+year[i]*beta+eps[i]
}#i
}
```


Résumé

Le présent rapport détaille le travail préliminaire mené pour le développement d'un indicateur de tendances démographique des populations d'oiseaux marins nicheurs en France métropolitaine, en intégrant des données des trois façades maritimes Manche (région OSPAR2), Atlantique (région OSPAR4) et Méditerranée (hors OSPAR). De tels indicateurs de tendance démographique ont été développés durant la dernière décennie pour les populations d'oiseaux terrestres en France comme dans d'autres pays, et plus récemment pour les oiseaux marins au Royaume-Uni ou à l'échelle des régions OSPAR. Le travail a été réalisé dans le cadre du cinquième recensement national des oiseaux marins nicheurs, qui se déroule sur la période 2009-2012, coordonné par le Groupement d'Intérêt Scientifique Oiseaux Marins (Gisom). Les données mises à disposition concernent en premier lieu les données collectées durant les périodes des enquêtes nationales oiseaux marins nicheurs, organisées sur une base décennale (1977-1980, 1987-1990, 1997-2000, 2009-2012), et des données intermédiaires, collectées sur une base annuelle ou non hors des périodes des recensements décennaux, sont également mises à disposition. Cependant, pour différentes raisons, les données qui ont pu être prises en compte sont très partielles voire inexistantes pour certaines régions. La création de l'indicateur se fait par deux approches statistiques différentes : une approche simple grâce au logiciel TRIM (*Trends & Indices for Monitoring data*) et une approche plus complexe mettant en œuvre du calcul bayésien grâce au logiciel WinBUGS (*Windows Bayesian inference Using Gibbs Sampling*). Des covariables ont été prises en compte, en considérant l'écologie alimentaire des espèces, à savoir le mode d'alimentation et la zone marine exploitée, et le type d'habitat de nidification, permettant de générer des indicateurs pour différentes catégories d'espèces. D'une manière générale les indicateurs de tendances déclinés à partir des covariables écologiques montrent des croissances ou une stabilité, il n'y a aucune tendance qui montre de décroissance franche. Les indicateurs obtenus sont largement affectés par les tendances d'espèces à fort effectifs nicheurs. Cependant, les données n'étant pas complètes, il existe des biais possibles dans les tendances obtenues. Bien que demeurant préliminaire, le travail a démontré la faisabilité du développement d'un indicateur de tendance « oiseaux marins », tant à l'échelle nationale qu'à l'échelle de chacune des trois façades maritimes, voire à d'autres échelles (par exemple réseau des réserves naturelles et associatives, marines et littorales).