



Ar Vran

Revue d'ornithologie bretonne



2015
N°26-2



Ar Vran

2015 - N°26-2

Ar Vran est une publication semestrielle de Bretagne Vivante Ornithologie.
BRETAGNE VIVANTE
19 rue de Gouesnou - BP 62132 - 29221 BREST Cedex 2
www.bretagne-vivante.org

CONSIGNES AUX AUTEURS

Ar Vran publie des notes, des brèves et des articles originaux concernant l'avifaune sauvage des cinq départements bretons.

Les auteurs transmettront leur article ou note sur support informatique sous forme de fichier Word.

L'ensemble des documents (articles, notes, photos, dessins et cartes) sera soumis à un comité de relecture qui se réserve le droit de les accepter ou de les refuser.

Le comité pourra être amené à modifier les documents qui lui sont transmis dans le but de rendre homogène la présentation de la revue.

Dans tous les cas, les auteurs d'articles ou de notes conservent l'entière responsabilité des propos qu'ils ont émis ; leurs noms et adresses figurent en fin de document.

Adresse d'envoi des documents :

Thierry Quelennec
9 rue d'Alsace 29290 SAINT-RENAN
croac29@wanadoo.fr

Le comité de relecture
Guillaume Gélinaud
Serge Le Huitouze
Thierry Quelennec

Photographies de couverture :

Panure à moustache, grèbe à cou noir, pingouin torda



Éditorial

De la variété, de la qualité, des sujets détaillés et approfondis : les rencontres d'ornithologie bretonne c'est tout cela à la fois. La nouveauté c'est que tout le monde peut maintenant en profiter pleinement dans son fauteuil ! Ar Vran publie à partir de cette année des actes qui reflètent fidèlement ce qu'ont été ces deux jours de conférences et de débats. Finis les résumés succincts, bienvenue aux articles approfondis.

Avant toute chose, les R.O.B. c'est l'occasion de savoir ce qui se fait dans la région en matière d'études et de suivis sur les oiseaux. Chacun dans notre coin est loin de savoir se qui se fait chez le voisin : ici un suivi de la chevêche, là une étude sur le bécasseau maubèche, ... Les R.O.B. c'est aussi l'occasion de revoir le statut de certaines espèces. L'atlas des oiseaux nicheurs avait été une formidable enquête pour connaître le statut des oiseaux nicheurs bretons, les R.O.B. permettent d'actualiser ces statuts. C'est le cas cette année avec les Alcides.

L'envers de la médaille ce sont les délais. Comme vous l'avez compris, des articles plus fouillés, donc des corrections plus longues et le colloque de décembre 2014 ne publie ses actes qu'en juillet 2016 : c'est la rançon de la qualité.

Bonne lecture

Thierry Quelennec
Responsable de la revue

EFFETS DES CHANGEMENTS D'USAGES SUR LA STRUCTURE DU PAYSAGE ET LE PEUPLEMENT DE PASSEREAUX NICHEURS :

EXEMPLE DU GRAND FALGUÉREC, RÉSERVE NATURELLE DES MARAIS DE SÉNÉ, DE 1970 À 2013

Martin Diraison
Guillaume Gélinaud

INTRODUCTION

L'utilisation des ressources planétaires par l'espèce humaine est une des plus importantes forces transformant les écosystèmes à l'échelle globale. Au cours du XX^e siècle, l'augmentation de la demande en ressource a conduit à des processus de changements d'usages. L'un des moyens mis en œuvre fut, et reste encore, l'intensification et l'industrialisation des pratiques agricoles sur les secteurs les plus productifs. Ce phénomène est désormais largement connu pour

conduire à une dégradation des habitats naturels et de la biodiversité ainsi qu'à une réduction de la qualité des services rendus (Rey Benayas *et al.*, 2007). En parallèle, les effets de la déprise agricoles ont été beaucoup moins étudiés. Pourtant, l'arrêt de pratiques agricoles, largement répandu en Europe, conduit actuellement à une homogénéisation et simplification des paysages traditionnellement décrits comme une mosaïque d'habitats (Sirami *et al.*, 2007) alors que certains agro-écosystèmes sont reconnus pour leur importance dans la conservation de la

biodiversité. En Bretagne, les seules données comparatives historiques disponibles sur l'avifaune littorale et les effets des changements d'usages proviennent des îles d'Ouessant et de Hoedic (Kerbiriou, 2006 ; Bioret & Quénot (coord.), 2012 ; Le Nevé, 2013).

L'étude présentée ici documente et analyse les changements de la composition d'un cortège de passereaux nicheurs en lien avec les changements de la structure du paysage entre les années 1970 et 2013 sur une partie de la Réserve Naturelle des marais de Séné, appelée le Grand Falguérec. Ainsi, il est possible d'obtenir un aperçu diachronique de l'avifaune et du paysage. Une telle investigation permet (1) d'identifier les causes et les conséquences des changements de structuration de la végétation, (2) d'en mesurer l'impact sur l'avifaune, (3) de tester et développer des méthodes de suivis ornithologiques, enfin, (4) de proposer des données utilisables dans une démarche de conservation de la biodiversité.

MATÉRIEL ET MÉTHODES

Site d'étude

La zone d'étude prend place dans le Golfe du Morbihan à l'intérieur du périmètre de la Réserve Naturelle des marais de Séné. Le Grand Falguérec est une zone de 31,3 ha principalement constituée de bassins

issus d'anciens marais salants.

L'héritage ornithologique

Le point de départ de cette étude a été l'acquisition de relevés standardisés d'oiseaux nicheurs datant de 1970 grâce à Jean Annezo. La méthode alors utilisée était la cartographie des contacts obtenus lors de plusieurs passages et l'identification de territoires. Pour cela, les relevés étaient retranscrits sur du papier calque, puis superposés entre eux afin d'obtenir une cartographie synthétisant l'ensemble des contacts cumulés lors des différents passages.

La cartographie des territoires

L'ensemble du protocole s'inspire de la méthode de cartographie des territoires mise en place dans le cadre du monitoring des oiseaux nicheurs répandus (MONiR) en Suisse (Schmid *et al.*, 2004). Un guide d'utilisation pas à pas est disponible sur demande auprès de Martin Diraison.

Objectif

La méthode permet de recenser les oiseaux nicheurs, de préciser la répartition de leurs territoires et d'estimer leur densité. Les relations entre l'avifaune et les caractéristiques de l'habitat peuvent être étudiées.

Principe

La dimension spatiale et temporelle d'un territoire est très variable et souvent difficile à mettre en évidence. La plupart du temps, le constat d'un territoire est issu de l'observation de comportements agonistiques propres

à l'espèce. L'individu défend un espace, le territoire (Yahner, 2012). Ce phénomène est particulièrement connu et étudié chez les passereaux qui utilisent le chant ou les vocalises comme principal moyen de défense. Le territoire est donc considéré comme étant un indice fiable et standardisé du nombre de couples nicheurs, ou du moins de mâles territoriaux.

Relevés de terrain

Le secteur d'étude se base sur le périmètre du Grand Falguérec avec

une restriction à la zone de comptage utilisée en 1970. Le terrain couvert s'étend sur 23,4 ha. Afin d'établir une comparaison fiable, la mise en forme des résultats s'appuie sur 3 passages effectués en 1970 et 3 en 2013 (tab. 1). Ceux-ci ont été réalisés relativement tard dans la saison compte tenu des conditions météorologiques peu favorables au printemps 2013 et du décalage phénologique que cela a entraîné chez de nombreuses espèces d'oiseaux.

	1 ^{er} passage	2 nd passage	3 ^e passage
1970	09/05/1970	30/05/1970	16/06/1970
2013	12/05/2013	05/06/2013	18/06/2013

Tableau 1 : dates des relevés de terrains en 1970 et 2013

L'ensemble des contacts avec les oiseaux est reporté sur une carte du secteur. L'ensemble de la zone est couverte le long d'un parcours de 3,2 km. Les annotations et la symbologie des contacts sont celles proposées par le protocole du MONiR. Une carte est établie pour chaque espèce d'oiseau contactée et potentiellement nicheuse. Le logiciel Terrimap 2.3 permet une extraction des données numérisées qui peuvent être importées sous un SIG. Les critères utilisés pour délimiter les territoires par espèce reprennent fidèlement ceux employés dans le

protocole Suisse (Schmid *et al.*, *op. cit.*) avec quelques adaptations à l'avifaune locale. Cependant, malgré la précision des critères proposés par le protocole MONiR, certains cas de territoires ne peuvent être objectivement identifiables. Plusieurs interprétations étant possibles, cela influence l'estimation finale du nombre de territoires. Il a donc été décidé de proposer un minimum de territoires et de l'associer au nombre maximal afin d'obtenir une fourchette du nombre de nicheurs (fig. 1). La densité du peuplement est exprimée en nombre de territoire pour 10 ha.

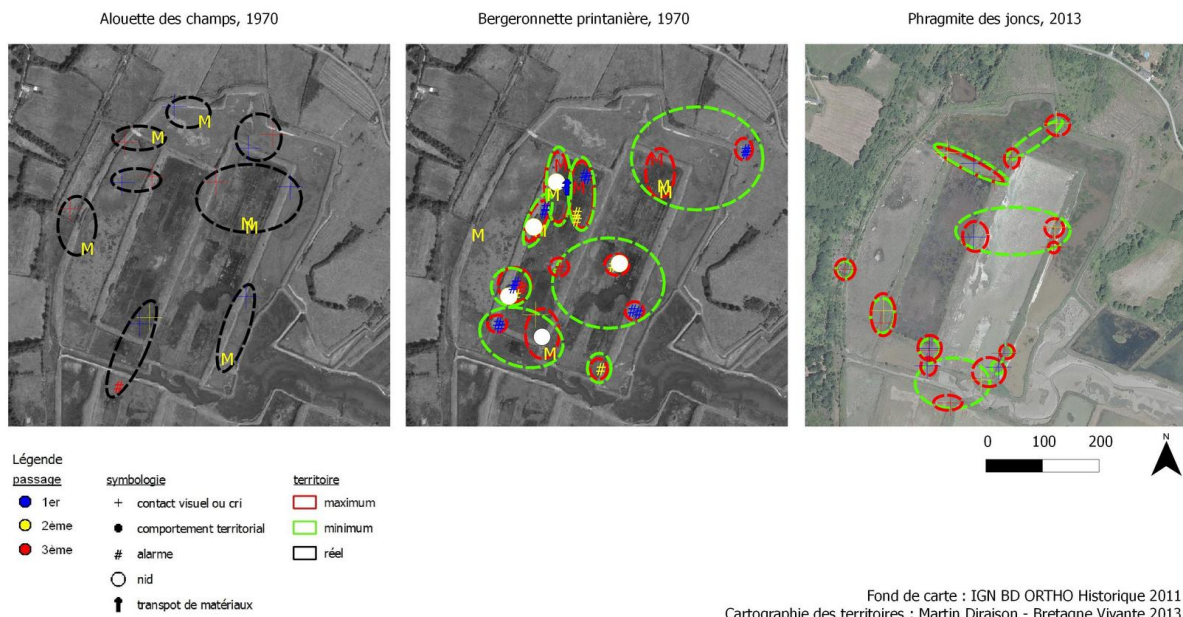


Figure 1 : La cartographie des territoires permet de mettre efficacement en évidence la distribution des couples de passereaux nicheurs

Cartographie de la structure du paysage

Une cartographie de la structure du paysage a été réalisée pour les années 1952, 1973, 2000 et 2013. Ces quatre années ont été sélectionnées comme étant représentatives des principales évolutions du paysage du Grand Falguérec depuis 1952, année la plus ancienne pour laquelle des données exploitables sont disponibles. Les cartes proposées sont simplifiées en discriminant trois strates de végétation et quatre autres types d'occupation de l'espace (eau libre, chemin, route et bâtiment). Ainsi, elles sont comparables entre elles et il est possible de retracer l'évolution du paysage du site. L'ensemble des

cartographies est obtenu à l'aide du logiciel Quantum GIS, des couches WMS de Géobretagne et du Géoportail¹.

RÉSULTATS

Cartographie des territoires

Malgré un nombre de contacts inférieur, le cortège de 2013 est légèrement plus diversifié que celui de 1970. En revanche, la densité en territoires reste similaire en 1970 et en 2013. (tab. 2).

¹ (<http://www.geoportail.gouv.fr/accueil>).

	contacts	RS	Territoires (min – max)	Densité / 10ha (min – max)
1970	115	11	35 – 40	15 – 17
2013	82	14	37 – 46	16 – 20

Tableau 2 : nombre de contacts, richesse spécifique et estimation du nombre de territoires d'oiseaux nicheurs en 1970 et 2013



Photo 1 : la bergeronnette printanière présente en 1970, est absente en 2013 (marais Breton – Vendée, mai 2014). T. Quelennec

Au regard des préférences écologiques, le peuplement de 1970 est caractérisé par des espèces spécialistes des milieux ouverts et/ou humides : bergeronnette printanière *Motacilla flava*, pipit farlouse *Anthus pratensis*, gorgebleue à miroir *Luscinia svecica* ou encore le bruant

des roseaux *Emberiza schoeniclus* (fig. 2). D'autre part, cinq autres espèces sont considérées comme généralistes comme le merle noir *Turdus merula* ou le Troglodyte mignon *Troglodytes troglodytes*.

Les préférences écologiques du cortège de 2013 ne peuvent être

clairement définies. En effet, 12 espèces sur les 14 recensées comme nicheuses sont des généralistes. Seules le Phragmite des joncs *Acrocephalus schoenobaenus* et la Bouscarle de Cetti *Cettia cettia* rappellent la présence de conditions humides. Le cortège est largement dominé par des espèces généralistes. La présence du Pic vert *Picus viridis* et du Pic épeiche *Dendrocopos major* témoigne d'une dynamique forestière. La comparaison du nombre de territoires par espèce montre clairement d'importants changements dans la composition des

peuplements. Sur les 21 espèces nicheuses recensées en 1970 et 2013, seules cinq sont communes aux deux années. Il est important de noter que ces cinq espèces sont les généralistes du cortège de 1970, l'ensemble des spécialistes de l'époque ayant disparu en 2013. En remplacement, le peuplement actuel se caractérise par la présence de nouveaux généralistes, Mésange charbonnière *Parus major*, Mésange bleue *Parus caeruleus*, Pouillot véloce *Phylloscopus collybita* ou encore Accenteur mouchet *Prunella modularis* (fig. 2).



Photo 2 : l'accenteur mouchet, espèce généraliste, n'était pas nicheuse sur la zone en 1970 (Lampaul-Plouarzel – Finistère, janvier 2012). T. Quelennec

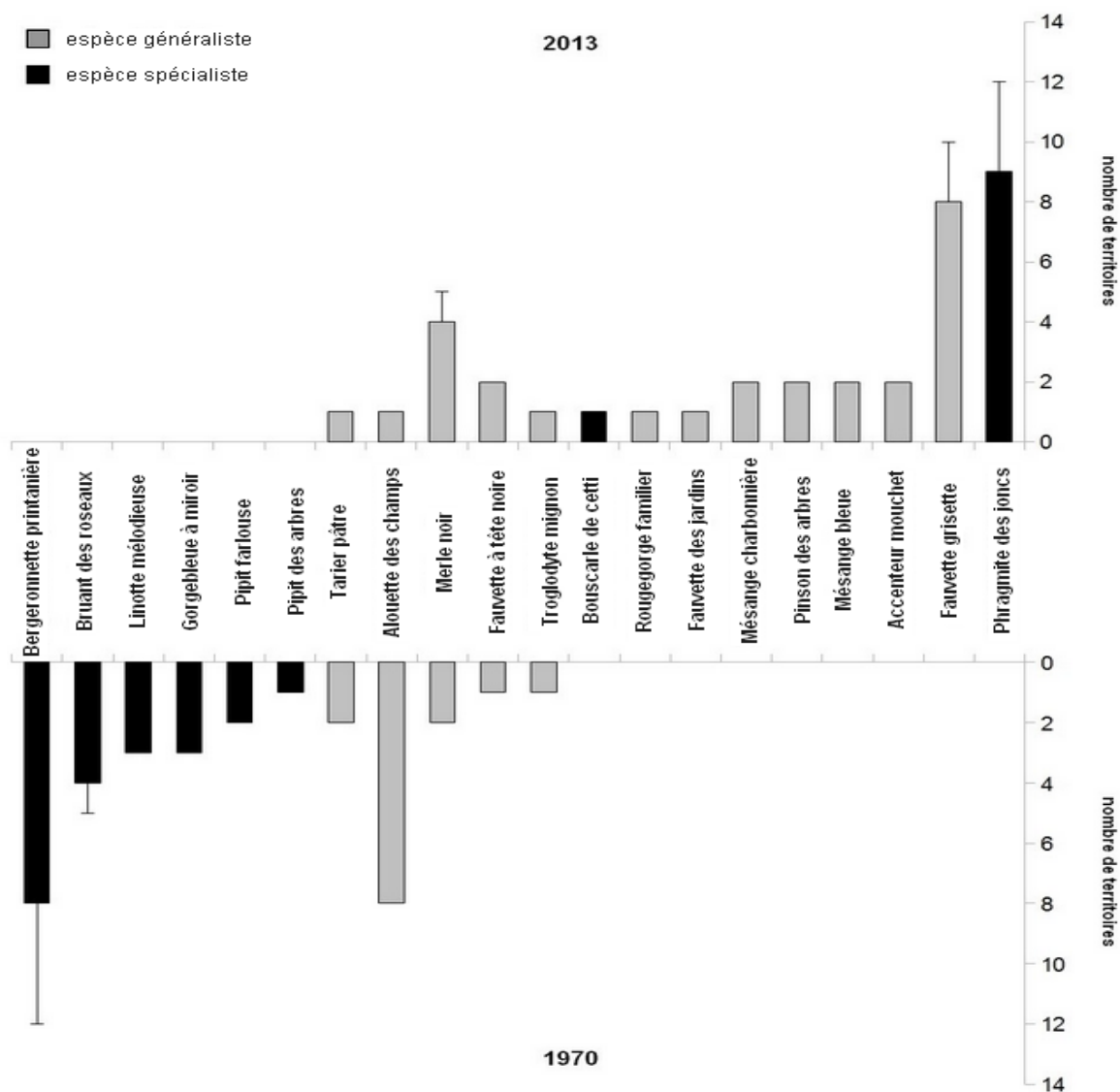


Figure 2 : comparaison des peuplements d'oiseaux en 1970 et 2013. Les barres d'erreurs indiquent l'estimation maximale du nombre de territoires

Évolution du paysage du Grand Falguérec

En 1952, seules des traces d'une activité ancienne de saliculture sont visibles. Les bassins gardent encore certaines formes géométriques typiques. Ces espaces sont occupés par de l'eau libre probablement saumâtre, compte tenu des brèches apparentes dans les digues permettant le libre jeu des marées. La

structure du paysage est largement dominée par la strate herbacée. Les nombreuses parcelles périphériques visibles et séparées par de simples talus témoignent d'un paysage ouvert et fortement influencé par les pratiques agricoles de l'époque. Cumulée à la surface en eau libre, la superficie d'espaces ouverts atteint 94,6 %. La strate arbustive est restreinte en périphérie du Grand

Falguérec. Il s'agit essentiellement de haies bordant des chemins ou parcelles. En 1973, les changements en surfaces occupées par les différents types d'habitats sont peu perceptibles. La strate herbacée est toujours très dominante. La strate arbustive passe de 2,8 % à 7,2 % d'occupation du sol. Même si cela semble anecdotique, l'effet visuel est très net. La strate arborescente fait son apparition dans le paysage, mais occupe moins de 1 % de la superficie. Ces premiers changements sont principalement situés en périphérie du Grand Falguérec qui conserve un fonctionnement en paysage ouvert. Au regard des photographies aériennes de Géoportail, la structure du paysage change très peu jusqu'en 1991 et témoigne d'une certaine stabilité dans l'usage des terres. La carte de 2000 montre la fermeture maximale du paysage du Grand Falguérec qui s'est donc principalement effectuée dans les années 1990. L'abandon de l'activité agropastorale à cette période a conduit à l'enfrichement, le boisement des talus puis des parcelles. La partie interne du site est également concernée par l'apparition de fourrés sur les digues délimitant les bassins. Des différences d'usages sont également visibles sur le régime hydraulique du site avec pour principal changement la superficie en eau. Celle-ci représente 36 % de la surface totale (soit 17,3 ha) en 2013 alors qu'en 1952 et 1973, la proportion en eau libre est d'environ

4 %. D'un régime hydraulique semi-naturel influencé par le rythme des marées, le Grand Falguérec est passé à une gestion fine des niveaux d'eau. Ainsi, la régression des hélophytes plus ou moins halophiles est enregistrée dans la perte de la strate herbacée à l'échelle du site (fig. 3 et 4). L'impact visuel est très illustratif, mais l'occupation réelle au sol des différentes strates n'est pas si équilibrée. La strate herbacée représente encore 58,4 % de la surface totale. Les surfaces cumulées des strates arbustive et arborescente n'atteignent que 20 % du total. La cartographie de 2013 montre l'état actuel du paysage ainsi que les actions de gestion réalisées par la Réserve naturelle depuis 2011. Malgré des tentatives de restauration des écosystèmes présents en 1952, les strates ligneuses gagnent toujours du terrain. La dynamique est nettement visible entre 2000 et 2013 sur les parcelles en périphérie des bassins, avec une fermeture des milieux par les haies bordant les parcelles puis vers le centre. Des vestiges de fourrés sont toujours présents sur les digues, principalement sur leurs versants, inaccessibles aux outils de gyrobroyage employés. Afin de maintenir certains secteurs ouverts, un troupeau de bovins est mis à pâturer de manière saisonnière (entre mai et fin octobre selon les années) à partir de 2011 dans le périmètre du Grand Falguérec.



Figure 3 : stratification de la végétation et occupation des sols en 1952, 1973, 2000 et 2013

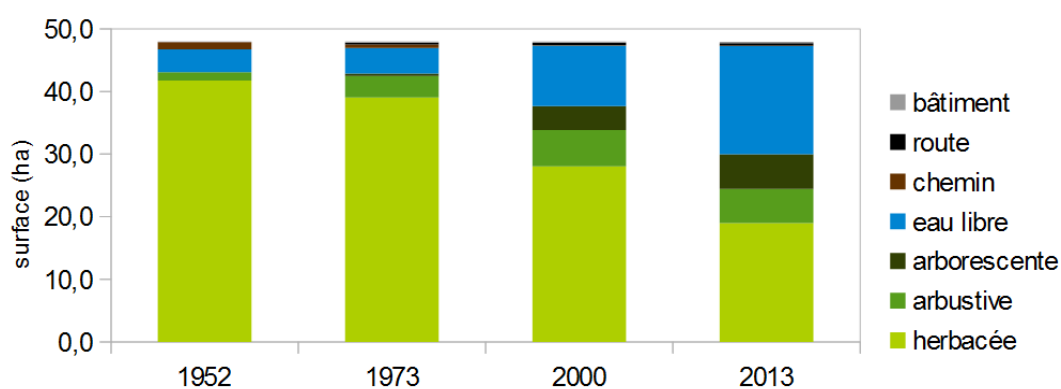


Figure 4: Évolution des surfaces par types d'occupation du sol

Répartition des oiseaux nicheurs en fonction des habitats

La répartition actuelle des contacts obtenus est très différente de celle en 1970. L'intérieur des bassins était clairement exploité par les oiseaux en

1970, ce qui n'est plus le cas en 2013. Aujourd'hui, le peuplement est surtout localisé dans les parcelles périphériques boisées ainsi que sur les versants arbustifs des digues (fig. 5).

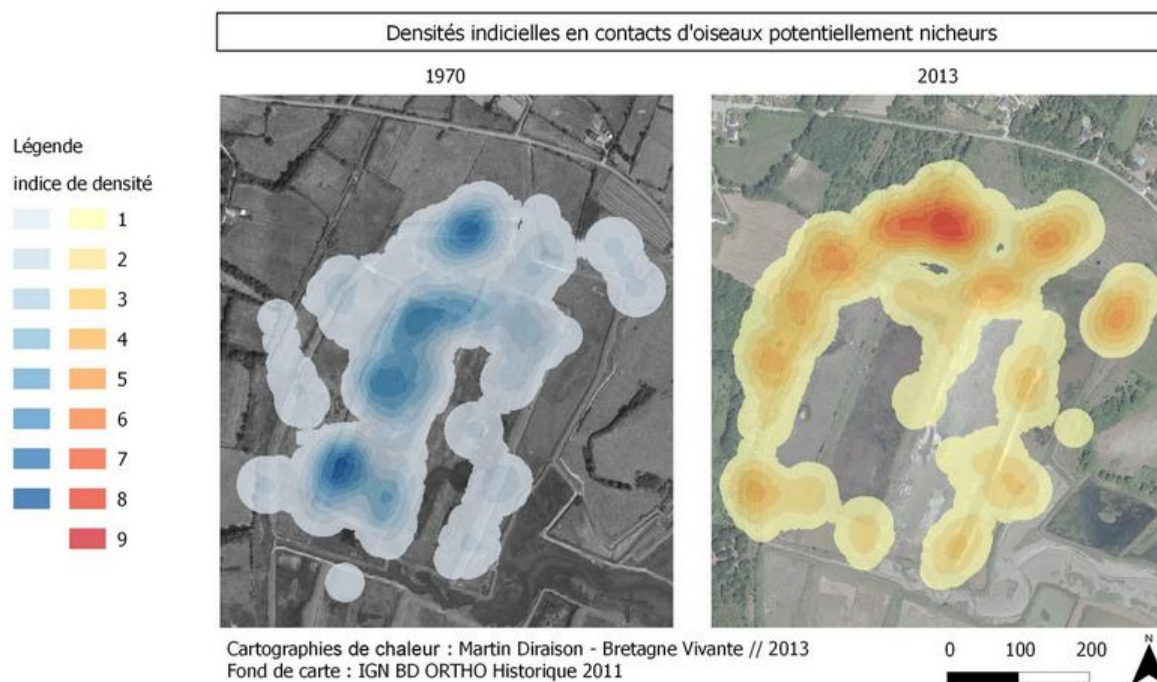


Figure 5 : cartes de chaleur (densité potentielle en oiseaux nicheurs) illustrant la répartition des contacts obtenus lors des relevés en 1970 et 2013

DISCUSSION

L'avifaune nicheuse du Grand Falguérec montre de profonds changements entre les années 1970 et 2010, modifications caractérisées par l'augmentation des espèces généralistes et un déclin des spécialistes. Le déclin de ses derniers est aujourd'hui un phénomène global à l'échelle nationale et même mondiale (Butchart *et al.*, 2010 ; Jiguet, 2010). De nombreux facteurs peuvent être à l'origine des dynamiques évolutives des populations d'oiseaux, le contexte régional et même mondial est à prendre en considération (changement intervenant sur les sites d'hivernage, durant la migration...). Néanmoins, à une échelle locale, il

paraît raisonnable de lier principalement l'évolution des peuplements nicheurs observée localement à Séné aux changements d'habitats.

De manière simplifiée et théorique, l'évolution de l'avifaune du Grand Falguérec peut être décrite de la façon suivante. La perte des habitats et des espèces prairiales à partir des années 1990 est provoquée par des changements d'usages du territoire. Premièrement, la fermeture des milieux du fait des successions végétales spontanées, dynamique liée à la déprise agricole locale. L'apparition d'une strate arbustive (buissons et fourrés) et des premiers stades forestiers conduit probablement dans un premier temps à une augmentation de la richesse

spécifique à l'échelle du paysage, le peuplement combinant des espèces de milieux ouverts, des espèces à affinité forestière ainsi que des généralistes. Deuxièmement, la gestion des niveaux d'eau est maîtrisée et axée sur l'accueil d'oiseaux d'eau. Les hélophytes disparaissent alors des bassins. Il s'agit d'une perte conséquente de la superficie occupée par les herbacées ou les petites roselières et donc d'habitats favorables. Les bassins sont désertés par les passereaux mais les effectifs d'oiseaux d'eau sont renforcés. Enfin, avec l'augmentation des surfaces boisées, le cortège se simplifie par perte des espèces de lisières et prairiales et domination du peuplement par des espèces généralistes et forestières.

Les résultats obtenus sont en cohérence avec la littérature spécialisée. L'évolution des paysages après déprise agricole sur les organismes vivants, en particulier les oiseaux, étudiée en Méditerranée et sur l'île d'Ouessant montre d'importants effets sur les peuplements (Santos, 2000 ; Russo, 2004 ; Sirami, *op.cit.* ; Kerbiriou, *op.cit.* ; Sirami, 2008 ; Quénou, *op.cit.*). Très marqués par les usages anthropiques, ces espaces ouverts évoluent largement vers un enrichissement général. Les extinctions locales des espèces spécialisées des habitats ouverts sont également constatées dans ces régions au profit d'espèces forestières et/ou généralistes.

Critique méthodologique

La cartographie des territoires d'oiseaux nicheurs est une méthode peu utilisée aujourd'hui et n'est pas exempte de critiques. Ce protocole n'est pas adapté à l'ensemble de l'avifaune. S'il convient parfaitement à la plupart des passereaux, il est relativement peu efficace pour des espèces à large territoire ou dont les populations sont caractérisées par des distributions lâches. C'est également une méthode exigeante et à l'usage d'ornithologues confirmés possédant une bonne expérience dans ce domaine. Cependant, c'est un moyen d'obtenir des informations standardisées pouvant servir de comparaisons synchroniques et diachroniques de qualité. Les dénombrements sont non seulement quantitatifs mais peuvent également être croisés avec d'autres lots de données, notamment les caractéristiques des habitats.

Application à d'autres problématiques

Les oiseaux sont des indicateurs efficaces lorsque l'on souhaite mesurer les variations de l'environnement. L'effet majeur des changements de structure du paysage soulève dans le cas des peuplements de passereaux une hypothèse qui peut être prise en compte dans la compréhension de l'évolution d'autres espèces de l'avifaune nicheuse de Bretagne. La fermeture progressive des milieux, même minime, pourrait être un facteur

clé dans le fonctionnement et les interactions des communautés animales et végétales et apporter des réponses à certains déclin constatés. L'utilisation du protocole de cartographie des territoires devrait être étendue sur d'autres sites, ce qui fournirait à l'avenir des éléments de comparaisons pour mesurer les changements de l'avifaune bretonne commune. Pour cela, il serait particulièrement intéressant de rechercher des données ou études historiques semblables à celles recueillies en 1970 et de revisiter ces territoires.

REMERCIEMENTS

À Jean Annezo pour la mise à disposition de ses documents personnels de grande qualité et pour son implication dans la relecture critique de cet article. À l'équipe de la Réserve Naturelle de Séné de l'été 2013, en particulier Marine Leicher pour le soutien SIG.

BIBLIOGRAPHIE

Bioret F. & Quénot F. (coord.), 2012. Atlas environnemental de l'île d'Ouessant. *Les cahiers du CEMO*, 4 : 128 p.

Jiguet F., 2010. *Les résultats nationaux du programme STOC de 1989 à 2009*. www2.mnhn.fr/vigie-nature

Kerbiou C., 2006. *Impact des changements d'usage sur la viabilité d'une population menacée dans un espace multi-protégé : le Crave à bec rouge (Pyrrhocorax pyrrhocorax) sur l'île d'Ouessant*. Ph.D. thesis, Muséum National d'Histoire Naturelle, Paris : 339 p.

Le Nevé A., 2013. *Évolution des paysages et du patrimoine naturel des deux îles*. Communication présentée aux 10 ans de l'association Melvan, Hoedic : 76 p.

Rey Benayas J.M., Martins A., Nicolau J.M. & Schulz J.J., 2007. Abandonment of agricultural land : an overview of drivers and consequences. *CAB reviews : Perspectives in Agriculture, Veterinary Science, Nutrition and Natural Resources*, 2-57 : 14 p.

Russo D., 2006. *Effects of land abandonment on animal species in Europe : Conservation and management implications*. Rapport : 51 p.

Santos C.P., 2000. Succession of breeding bird communities after abandonment of agricultural fields in south-east Portugal. *Ardeola*, 47-2 : 171-181

Schmid H., Zbinden N. & Keller V., 2004. *Surveillance de l'évolution des effectifs nicheurs répandus en Suisse*. Station ornithologique suisse, Sempach : 14 p.

Sirami C., Brotons L. & Martin J-L., 2006. Vegetation and songbird response to land abandonment: from landscape to census plot. *Diversity and Distributions*, 13 : 42-52

Sirami C., Brotons L., Burfield I., Fonderflick J. & Martin J-L., 2008. Is land abandonment having an impact

on biodiversity ? A meta-analytic approach to bird distribution in the north-western Mediterranean. *Biological Conservation* : 450-459

Yahner R., 2012. Spacing mechanisms in Yahner, R. H., *Wildlife behaviour and conservation*, Springer-Verlag : 83-93



Photo 3 : la gorgebleue à miroir fait partie du cortège d'espèces spécialistes à avoir disparu de la zone d'étude entre 1970 et 2013 (Baie d'Audierne – Finistère, juin 2015). T. Quelennec

Martin Diraison

Université de Bretagne Occidentale
Master Gestion et Conservation de la Biodiversité
Village de Kerorben
56700 Hennebont

Guillaume Gélinaud

Bretagne Vivante - SEPNEB
Réserve Naturelle des marais de Séné
Route de Brouel
56860 Séné

SITUATION DÉMOGRAPHIQUE DES ALCIDÉS BRETONS : QUELLES TENDANCES, QUEL AVENIR ?

Bernard Cadiou
Pascal Provost

RÉSUMÉ

Trois espèces d'alcidés se reproduisent sur les côtes bretonnes, toutes les trois en limite méridionale de leur aire de répartition européenne : le guillemot de Troïl *Uria aalge*, le pingouin torda *Alca torda* et le macareux moine *Fratercula arctica*. Leur histoire est particulièrement mouvementée et un important déclin a été enregistré durant les dernières décennies, se traduisant par une disparition progressive des colonies du Morbihan puis du Finistère. Plusieurs facteurs sont responsables de ces évolutions : impact humain lié à des activités de chasse « sportive » (au début du XXème siècle) ou à des marées noires de grande ampleur, captures accidentelles dans des engins de pêche, prédation et dérangement par les corvidés *Corvus sp.*, goélands *Larus sp.* ou faucons pèlerins *Falco peregrinus*, voire modifications de l'environnement marin influant sur la disponibilité des proies. Néanmoins, la situation s'améliore depuis quelques années en termes numériques pour le guillemot et le pingouin. Pour le macareux, la situation est plutôt stable. Le bilan de la saison 2014 ne met pas en évidence d'effet majeur de la mortalité des échouages hivernaux de milliers d'alcidés dans le golfe de Gascogne sur les colonies bretonnes d'alcidés.

INTRODUCTION

Pour les trois espèces d'alcidés qui se reproduisent sur les côtes bretonnes, le guillemot de Troïl, le pingouin torda et le macareux moine, les populations nicheuses françaises sont négligeables au regard des effectifs européens (Mitchell *et al.*, 2004). Les 320 couples de guillemots représentent 0,01 % des effectifs nicheurs européens (2 350 000 couples), les 160 couples de macareux représentent moins de 0,01 % des effectifs nicheurs européens (5 675 000 couples), et les 65 couples de pingouins représentent également moins de 0,01 % des effectifs nicheurs européens (580 000 couples). Néanmoins, ces petites populations ont une importance particulière car elles sont toutes les trois en limite méridionale de leur aire de répartition européenne. La disparition du guillemot est en effet désormais quasi-totale en Espagne et au Portugal. Le déclin dans la péninsule ibérique apparaît lié à l'impact probable du développement de l'utilisation de filets maillants en matière synthétique et à la marée noire du *Prestige* (Munilla *et al.*, 2007 & 2011).

Les trois espèces d'alcidés sont inscrites sur la liste rouge des oiseaux menacés en France, avec le statut « en danger » pour le guillemot et le statut « en danger critique » pour le macareux et le pingouin.

Pour l'évolution ancienne des colonies, avant les années 1990, il

convient de se référer aux ouvrages de synthèse (voir notamment Cadiou *et al.*, 2004 pour les monographies des trois espèces et les références qui y sont citées).

ÉVOLUTION RÉCENTE DES EFFECTIFS EN BRETAGNE

Guillemot de Troïl

En termes d'effectifs, la tendance globale est à l'augmentation depuis le milieu des années 1990. Cependant, ce constat masque le déclin continu des colonies du Finistère depuis le début des années 1980. Sur la période récente, les fluctuations d'effectifs constatées au cap Fréhel (Côtes-d'Armor) durant les années 2000 peuvent être, au moins pour partie, liées à des épisodes de prédation des œufs par les corneilles *Corvus corone*. En effet, les guillemots dont les œufs ont été détruits en avril ont pu désertier les corniches avant les premiers dénombrements des couples nicheurs réalisés en mai, d'où une possible sous-estimation des effectifs. C'est peut-être le cas notamment en 2007-2008 et 2011-2012. Le bilan global des saisons 2013 et 2014 est quasi-identique, avec respectivement 314-334 et 303-336 couples nicheurs en Bretagne. Le bilan des dénombrements fait état d'une trentaine de couples supplémentaires au cap Fréhel en 2014, mais avec une pression d'observation accrue ayant permis d'affiner le recensement.

L'utilisation d'un drone a été testée pour repérer les couveurs sur des zones peu visibles depuis les points d'observation habituels. Ailleurs en Bretagne, les Sept-Îles (Côtes-d'Armor) perdent une dizaine de couples (28-33 couples en 2014 contre 42 en 2013, avec peut-être une sous-estimation des effectifs liée à un retard dans la reproduction ; Provost *et al.*, 2014) et le cap Sizun (Finistère) en perd 2 et ne compte plus que 4 couples nicheurs. Sur Cézembre (Ille-et-Vilaine), les effectifs passent de 2 à 1 couple, tandis que sur les roches de Camaret (Finistère), les 2 couples se maintiennent.

Il est très difficile d'évaluer l'impact de la mortalité de l'hiver 2013-2014 sur les zones d'hivernage du golfe de Gascogne (près de 12 000 guillemots dénombrés (Farque, 2014)) sur l'évolution des effectifs nicheurs en Bretagne. À titre de comparaison, un impact n'a pas pu être prouvé pour les importantes colonies de Skomer et Skokholm au Pays de Galles (Brown & Eagle, 2014 ; Stubbings *et al.*, 2014). Mais chez le guillemot, une surmortalité des adultes peut être compensée par un recrutement plus précoce des jeunes individus, et l'absence d'un impact numérique visible ne signifie pas l'absence d'un impact démographique (Votier *et al.*, 2005).

En termes de facteur limitant, la prédation par les corvidés est un phénomène récurrent au cap Fréhel depuis plusieurs décennies. La campagne de limitation des corneilles

noires initiée au cap Fréhel en 2013 continue de porter ses fruits, permettant d'éliminer les individus qui fréquentent les falaises, prédateurs potentiels des œufs (Cadiou *et al.*, 2014). Mais un goéland marin *Larus marinus* s'est spécialisé en 2014 dans la prédation sur les alcidés au cap Fréhel, capturant des adultes sur l'eau en journée mais aussi des jeunes à l'envol au crépuscule. Cette prédation n'a rien d'anecdotique, même si elle n'a pas pu être comptabilisée de manière précise, avec probablement des captures quotidiennes.

Tous les ans, les guillemots de la forme bridée sont recherchés dans les colonies. Sur la période récente, 1 individu bridé fréquente les Sept-Îles et 3 à 8 individus bridés se reproduisent au cap Fréhel. Sur la période 2001-2003, un couple composé de 2 individus bridés s'y est reproduit sur le même site. En 2014, les 8 bridés reproducteurs au cap Fréhel représentent 1 % des individus nicheurs, la proportion de bridés augmentant du sud au nord de l'aire de répartition. Le guillemot bridé le plus méridional d'Europe est aujourd'hui installé sur la Petite Fauconnière au cap Fréhel.

Pingouin torda

Le déclin continu des effectifs de pingouin torda en Bretagne depuis les années 1960 semblait conduire à sa disparition. Mais la petite population a brusquement augmenté en 2010, passant d'une trentaine à une

quarantaine de couples (Cadiou *et al.*, 2014). Et l'accroissement se poursuit depuis lors, avec un doublement des effectifs en six ans, passant d'une trentaine à 61-69 couples. En 2014, une très forte augmentation est enregistrée au cap Fréhel (Côtes-d'Armor), avec 21-23 couples installés à la fois sur des sites déjà occupés les années passées et sur des nouveaux sites où aucun prospecteur n'avait jamais été observé. La pression d'observation a été accrue en 2014, en combinant des observations de terre et de mer, ce qui a permis de découvrir quelques couples probablement passés inaperçus ces dernières années. Il n'en demeure pas moins que l'augmentation des effectifs est bien réelle. Ailleurs en Bretagne, 5 couples de plus ont été dénombrés aux Sept-Îles (Côtes-d'Armor), ce qui porte les effectifs à 36-38 couples (Provost *et al.*, 2014) et sur l'île Cézembre (Ille-et-Vilaine) la situation apparaît plutôt

stable (4-8 couples). Tout comme en 2013, une forte activité de prospection a été notée dans les falaises du cap Fréhel, laissant présager de nouvelles installations en 2015. L'inversion récente de la tendance numérique en Bretagne ne peut être expliquée que par une immigration d'oiseaux en provenance des colonies d'outre-Manche et par une bonne qualité de la reproduction (production en jeune contribuant à l'attractivité des colonies bretonnes).

La mortalité de l'hiver 2013-2014 (près de 1 200 pingouins dénombrés (Farque, 2014)) n'a donc eu aucun impact sur l'évolution des effectifs nicheurs en Bretagne. À titre de comparaison, l'impact de cette mortalité hivernale est par contre mis en avant pour expliquer la baisse des effectifs pour les colonies de Skomer et Skokholm au Pays de Galles (Brown & Eagle, 2014 ; Stubbings *et al.*, 2014).

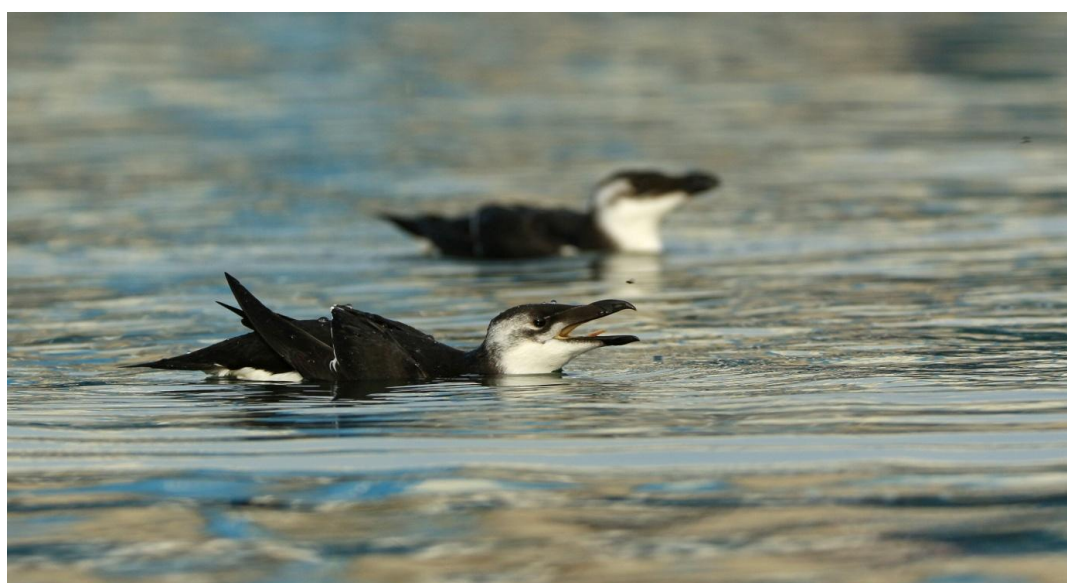


Photo 1 : pingouin torda (Le Guilvinec – Finistère, janvier 2016). T. Quelennec

Macareux moine

En 2014, avec un minimum de 139 TAO (Terrier Apparemment Occupé), l'effectif est en très nette baisse par rapport à 2013 (178 TAO minimum). Aux Sept-Îles, l'effectif de Malban enregistre une baisse importante avec 69-90 TAO contre 106-154 TAO en 2013, et même chose sur l'île Bono avec 14 TAO contre 20 minimum en 2013. L'île Rouzic quant à elle enregistre une légère hausse avec 56 TAO minimum contre 52 en 2013 (Provost *et al.*, 2014). Ailleurs en Bretagne, il subsiste au maximum 2 couples à Ouessant (Finistère), et l'espèce a disparu de la baie de Morlaix (Finistère) depuis 2013. Plusieurs hypothèses peuvent expliquer la chute des effectifs en 2014. Tout d'abord, cela pourrait résulter d'un biais méthodologique. En effet, le recensement par inspection des terriers se fait durant la dernière décade de mai et, en 2014, la reproduction semble avoir été tardive et peu d'indices ont été obtenus avec des restes de coquilles. Pour discriminer un terrier de macareux d'un terrier de puffin des anglais *Puffinus puffinus*, cet indice important peut avoir entraîné une sous-estimation des effectifs. Le nombre important de terriers actifs au sein de l'archipel (430 terriers actifs cumulés entre le puffin des anglais et le macareux) abonde dans le sens d'un biais méthodologique mais n'explique pas pourquoi cette baisse n'est pas enregistrée à Rouzic. Deuxième élément d'explication, la

mortalité de l'hiver 2013-2014, avec près de 29 000 macareux dénombrés sur le littoral du golfe de Gascogne (Farque, 2014), peut avoir eu des conséquences directes sur l'évolution numérique des colonies. C'est le cas de manière certaine pour les colonies de Skomer et Skokholm au Pays de Galles (Brown & Eagle, 2014 ; Stubbings *et al.*, 2014), donc potentiellement aussi pour les Sept-Îles. Autre facteur possible, la prédation exercée en 2013 par le faucon pèlerin a pu déstabiliser certains couples de macareux, même si aucun cas de prédation n'a été constaté en 2014. Malgré la compétition spatiale exercée par le fou de Bassan *Morus bassanus* à Rouzic et les tempêtes hivernales qui ont entraîné l'érosion de quelques dizaines de terriers de nidification sur Bono et Malban, l'habitat potentiel de nidification est encore très important, notamment sur l'île Malban.

PRESSIONS ET MENACES SUR LES ALCIDÉS

Les marées noires survenues en Bretagne ont eu un impact variable, mais parfois très prononcé, sur les colonies d'alcidés, selon la période de l'année et l'endroit où elles se sont produites (Cadiou *et al.*, 2004). La pollution chronique par les hydrocarbures est également susceptible d'entraîner la mort d'oiseaux reproducteurs locaux. Les activités de pêche, et notamment les

filets maillants, peuvent avoir des effectifs similaires, ce qui pourrait par exemple expliquer le déclin des colonies de guillemots de la baie de Douarnenez, où des captures accidentelles sont signalées. Pour le macareux, la chasse « sportive » a eu un impact majeur sur la colonie des Sept-Îles jusqu'en 1912, date de création de la réserve ornithologique. Plusieurs espèces d'oiseaux peuvent exercer une prédation sur les œufs ou les poussins, telles que la corneille noire, le grand corbeau *Corvus corax*, le goéland argenté *Larus argentatus*, le goéland marin ou plus récemment le faucon pèlerin. Le dérangement associé à la prédation peut aussi engendrer une déstabilisation des couples nicheurs. Ainsi, suite à la présence régulière du faucon pèlerin, un secteur de nidification sur l'île Malban a été déserté par les macareux en pleine saison de nourrissage des poussins en 2013, conduisant à la perte des nichées. Le guillemot semble exposé à la prédation directe, car il s'installe à découvert a contrario des deux autres espèces utilisant des sites plus abrités, cavités rocheuses pour le pingouin ou terrier pour le macareux. Enfin, le vison d'Amérique *Neovision vison* a également eu un impact avéré sur les colonies de la baie de Morlaix (Cadiou *et al.*, 2004). Tous ces éléments permettent d'expliquer les tendances numériques contrastées enregistrées sur les différentes colonies des trois espèces d'alcidés.

DES CONNAISSANCES LACUNAIRES

Parmi les principales lacunes, il convient de citer l'identification des zones de dispersion en mer pendant l'élevage des jeunes, l'identification des zones d'hivernage des oiseaux bretons (voir à ce sujet Guilford *et al.*, 2011 ; Pettex *et al.*, 2014), l'impact des captures accidentelles et les éventuels liens entre les ressources alimentaires et la démographie des trois espèces d'alcidés. Dans ce contexte, une hypothèse peut être avancée d'un possible lien entre la baisse importante des stocks de hareng *Clupea harengus* dans les années 1950-1960 dans les eaux proches de la Bretagne et la baisse des effectifs de macareux (Drochon, 2014). Mais cela nécessitera des investigations plus poussées. Au sujet des zones d'hivernage, les guillemots bretons pourraient séjourner plus au sud du golfe de Gascogne, vers les côtes espagnoles. Les macareux sont quant à eux probablement plus au large en Atlantique nord-est (Guilford *et al.*, 2011). La destination des pingouins bretons n'est absolument pas connue. La production en jeunes et le taux de survie des adultes sont également des paramètres démographiques qui font défaut. En ce qui concerne le régime alimentaire des alcidés bretons, seul le macareux a fait l'objet d'une étude préliminaire aux Sept-Îles (Ferron, 2013).

PERSPECTIVES D'AVENIR POUR LES ALCIDÉS BRETONS

Les colonies d'alcidés en Bretagne sont marginales, fragiles et en situations précaires. En plus des pressions déjà mentionnées, d'autres facteurs pourraient s'y ajouter dans le futur, comme par exemple l'impact des extractions de granulats marins sur la ressource alimentaire ou l'impact des champs éoliens offshore. Le changement climatique comme le réchauffement des eaux pourrait avoir aussi comme effet de déplacer les ressources proies vers le nord et impacter le comportement de recherche alimentaire des oiseaux, voir la réussite de la reproduction.

Pour le guillemot, la disparition apparaît très probable dans le Finistère à moyen terme, les deux dernières colonies n'étant pas du tout concernées par l'installation de nouveaux nicheurs à l'inverse des colonies de Bretagne nord. Dans le contexte actuel, tout porte à croire que l'accroissement des effectifs va se poursuivre encore au cap Fréhel, dans la mesure où la limitation des corneilles est désormais considérée comme une action à mettre en œuvre annuellement.

Pour le pingouin, aucun facteur particulier ne semble menacer à court ou moyen terme le maintien des trois colonies de Bretagne nord (Côtes-d'Armor et Ille-et-Vilaine). Dans le contexte actuel, comme pour le guillemot, tout porte à croire que l'accroissement des effectifs va se

poursuivre encore, au moins au cap Fréhel.

Pour le macareux, la disparition apparaît très probable dans le Finistère à court terme. Toute la population de macareux est concentrée aux Sept-Îles, ce qui la rend évidemment plus vulnérable à l'impact potentiel d'une marée noire ou à l'impact de la prédation. Les recensements basés sur l'inspection des terriers avec relevés d'indices de présence révèlent une relative stabilité des effectifs aux Sept-Îles depuis les années 1980, mais avec une chute plus importante en 2014.

La priorité est donc de maintenir, voire de renforcer, le suivi des colonies et de surveiller l'éventuelle arrivée de prédateurs terrestres sur les colonies insulaires, mais aussi de développer des thèmes d'investigation, qu'il s'agisse de l'écologie alimentaire, de la répartition en mer, ou encore des captures accidentelles.

REMERCIEMENTS

Nous remercions tous les observateurs impliqués ces dernières années dans le suivi des colonies bretonnes d'alcidés nicheurs, et particulièrement Jean-Luc Chateigner, Ewenn de Kergariou, Armel Deniau, Claude Humeau, Yann Jacob, Pierre Le Floc'h, François Quénot et Michel Querné.

BIBLIOGRAPHIE

Brown R. & Eagle G., 2014. *Skokholm Seabird Report 2014*. Wildlife Trust of South and West Wales : 47 p.

Cadiou B., Pons J.-M. & Yésou P. (Éds), 2004. *Oiseaux marins nicheurs de France métropolitaine (1960-2000)*. Éditions Biotope, Mèze : 218 p.

Cadiou B., Jacob Y., Provost P., Quénot F., Yésou P. & Février Y., 2014. *Bilan de la saison de reproduction des oiseaux marins en Bretagne en 2013*. Rapport de l'Observatoire régional des oiseaux marins en Bretagne, Brest : 39 p.

Drochon S., 2014. *Impact des proies sur la dynamique des oiseaux marins nicheurs en Bretagne*. UFR Sciences de la vie et de l'environnement (SVE). Rapport de stage de première année de Master Modélisation en écologie (MODE), Université de Rennes I : 27 p.

Farque P.-A., 2014. *Échouage massif d'oiseaux marins durant l'hiver 2014 sur la façade atlantique*. Rapport LPO, MEDDE, AAMP : 77 p.

Ferron J., 2013. *Écologie et comportement alimentaire chez le macareux moine (Fratrula arctica) & Suivi de la production en jeunes chez le fou de Bassan (Morus bassanus)*. Rapport de stage de Licence Professionnelle EDEN, Université Montpellier II : 35 p.

Guilford T., Freeman R., Boyle D., Dean B., Kirk H., Phillips R.A. & Perrins C.M., 2011. A dispersive migration in the Atlantic Puffin and its implications for migratory navigation. *PLoS ONE* 6 : e21336

Mitchell P.I., Newton S., Ratcliffe N. & Dunn T.E., 2004. *Seabird populations of Britain and Ireland*. T. & A.D. Poyser, London : 511 p.

Munilla I., Díez C. & Velando A., 2007. Are edge bird populations doomed to extinction? A retrospective analysis of the common guillemot collapse in Iberia. *Biological Conservation*, 137 : 359-371

Munilla I., Arcos J.M., Oro D., Ivarez D.A., Leyenda P.M. & Velando A., 2011. Mass mortality of seabirds in the aftermath of the Prestige oil spill. *Ecosphere*, 2 : art83. doi:10.1890/ES11-00020.1

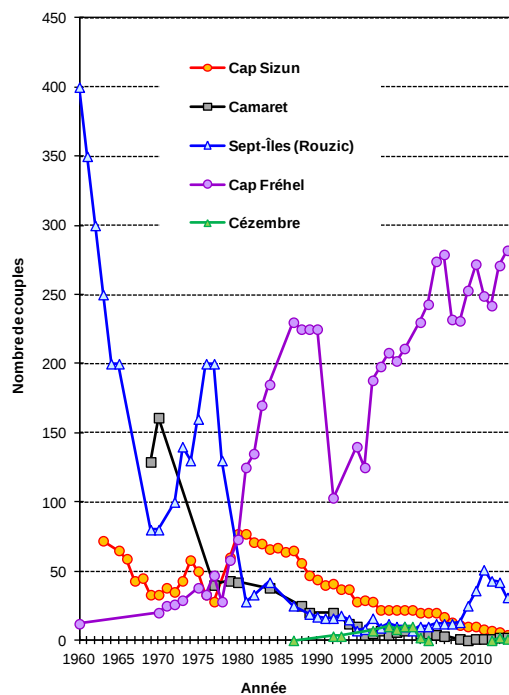
Pettex E., Lambert C., Laran S., Ricart A., Virgili A., Falchetto H., Authier M., Monestiez P., Van Canneyt O., Dorémus G., Blanck A., Toison V. & Ridoux V. 2014. *Suivi Aérien de la Mégafaune Marine en France métropolitaine*. Rapport final, Pelagis, AAMP, MEDDE : 169 p.

Provost P., Bentz G. & Deniau A., 2014. *Réserve Naturelle des Sept-Îles. Rapport d'activités 2014*. LPO : 117 p.

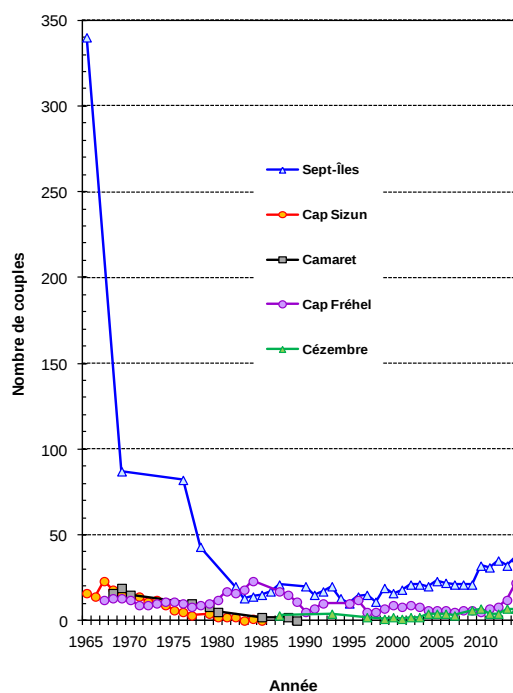
Stubbings E.M., Büche B.I., Wilson A., Green R.A. & Wood M.J., 2014. *Skomer Seabird Report*. Wildlife Trust of South and West Wales : 81 p.

F.M., Pellat J., Trinder M. & Birkhead T.R., 2005. Oil pollution and climate have wide-scale impacts on seabird demographics. *Ecology Letters*, 8 : 1157-1164

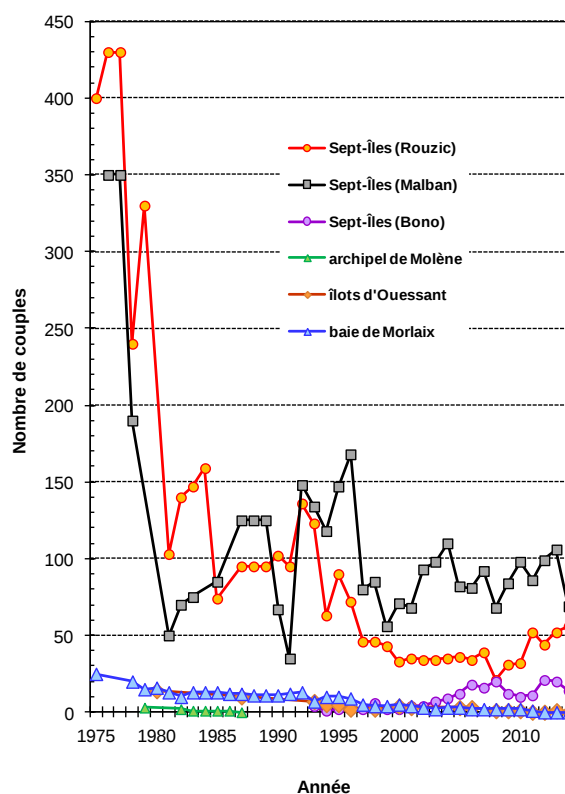
Votier S.C., Hatchwell B.J., Beckerman A., McCleery R.H., Hunter



Graphique 1 : évolution numérique des colonies bretonnes de guillemot



Graphique 2 : évolution numérique des colonies bretonnes de pingouin



Graphique 3 : évolution numérique des colonies bretonnes de macareux

Bernard Cadiou
Bretagne Vivante – SEPNB
19 route de Gouesnou
BP 62132
29221 Brest cedex 2

Pascal Provost
Réserve Naturelle Nationale des Sept-Îles
Station LPO de l'Île-Grande
22560 Pleumeur-Bodou

EXPLOITATION DES RESSOURCES INTERTIDALES PAR LE BÉCASSEAU MAUBÈCHE *Calidris canutus* EN RÉGIME MÉGATIDAL (BAIE DE SAINT-BRIEUC, FRANCE)

Anthony Sturbois
Alain Ponsero
Nicolas Desroy
Patrick Le Mao
Jérôme Fournier

RÉSUMÉ

L'écologie alimentaire du bécasseau maubèche a été largement étudiée sur ses zones d'hivernage. Il consomme principalement des bivalves et des gastéropodes et des variations inter sites ont pu être mises en évidence en lien avec la disponibilité en proie. En milieu estuarien, le régime alimentaire des limicoles est influencé ou contrôlé par le rythme des marées. Le but de ce travail est de démontrer l'adaptation de l'activité alimentaire du bécasseau maubèche à un environnement mégatidal. La variation du régime alimentaire au cours de la marée a été étudiée en fond de baie de Saint-Brieuc qui constitue une unité fonctionnelle pour l'espèce. La méthode mise en œuvre combine des données sur la distribution de la macrofaune benthique et des oiseaux en alimentation ainsi que des données sur le régime alimentaire. L'analyse croisée de la distribution des oiseaux et de ses proies a montré que les quatre assemblages benthiques sont exploités par le bécasseau maubèche. L'analyse des fèces souligne la dominance des bivalves dans le régime alimentaire, situation qui s'observe dans la plupart des sites d'hivernage. Quinze proies ont pu être identifiées et il a été démontré que *Donax vittatus* constituait une proie significative. La proportion de chaque proie dans le régime alimentaire varie significativement en fonction des assemblages benthiques prospectés par les oiseaux. L'ensemble des assemblages benthiques et des ressources alimentaires potentielles peuvent être utilisés au cours d'un cycle de marée, démontrant ainsi l'adaptation du bécasseau maubèche aux conditions mégatidales. Cette approche apporte des connaissances précises sur l'écologie alimentaire des oiseaux et permet aux gestionnaires d'identifier des zones à fort enjeu de conservation pour les limicoles au regard des zones et des ressources réellement utilisées par les oiseaux.

INTRODUCTION

L'écologie alimentaire du bécasseau maubèche a fait l'objet d'une grande attention de nombreux auteurs au sein de son aire de distribution. Les bivalves et les gastéropodes sont les principales proies du bécasseau maubèche en Europe occidentale. Il a été démontré que seulement six espèces de proies (les bivalves *Macoma balthica*, *Angulus tenuis*, *Cerastoderma edule*, *Scrobicularia plana* et *Abra tenuis*, et le gastéropode *Peringia ulvae*) contribuent à 98 % du régime alimentaire de l'espèce. La contribution de chaque proie peut cependant varier de manière importante selon les sites. Le régime alimentaire des limicoles est aussi influencé et contrôlé par le régime tidal. Sur les estrans sableux ou vaseux caractérisés par des conditions mésotidales (régime de marée moyen), comme en Mer des Wadden, les habitats utilisés par les limicoles pour s'alimenter sont relativement uniformes. Les groupes d'oiseaux s'alimentent sur quelques espèces dominantes. *A contrario*, en régime mégatidal (grande amplitude de marée) comme en baie de Saint-Brieuc, différents habitats benthiques se suivent le long d'un continuum lié à la bathymétrie. Plusieurs espèces de proies se succèdent sur l'estran laissant ainsi supposer un régime alimentaire plus hétérogène. Dans ce contexte, une étude à grande échelle du régime alimentaire du bécasseau

maubèche a été menée en baie de Saint-Brieuc. Ce travail est fondé sur l'analyse des proies présentes dans les fèces collectées sur l'estran. L'objectif est de démontrer l'adaptation de l'activité alimentaire du bécasseau maubèche dans un environnement mégatidal et plus particulièrement de mettre en évidence la variation du régime alimentaire au cours du cycle des marées d'un site fonctionnel pour l'espèce.

MATÉRIELS ET MÉTHODES

Site d'étude

La baie de Saint-Brieuc (48°32N, 2°40W) se situe sur la côte nord de la Bretagne dans la partie sud du Golfe normand breton. La baie s'étend sur 800 km² et est soumise à un régime de marée mégatidal. L'amplitude des marées varie de 4 m en mortes-eaux à près de 13 m en période de vives-eaux laissant découvrir un vaste estran de 2 900 ha. Cet estran est en partie classé en réserve naturelle nationale depuis 1998 (1 140 ha) et représente une entité fonctionnelle pour les limicoles. Cette réserve naturelle est désignée comme zone humide d'importance internationale pour les oiseaux d'eau, et accueille en moyenne 3 000 bécasseaux maubèches, soit 6 % de la population hivernant en France. Quatre assemblages benthiques ont été identifiés en fond de baie et nommés ici en fonction des espèces

dominantes de mollusque : vases silteuses à *Cerastoderma edule* et *Scrobicularia plana* (CS, 70 ha), sables vaseux à *Cerastoderma edule* et *Macoma balthica* (CM, 250 ha), sables à *Angulus tenuis* et *Cerastoderma edule* (AC, 1200 ha), sables des bas niveaux à *Donax vittatus*, *Angulus tenuis* et *Cerastoderma edule* (DC, 1380 ha). Le temps d'émersion des assemblages est contrôlé par le régime des marées et influence la disponibilité pour les oiseaux (fig. 1).

Cartographie des zones d'alimentation

L'étude des zones d'alimentation s'est déroulée sur les hivers 2010/11 and 2011/12. La distribution des oiseaux et leur activité (alimentation/repos) ont été étudiées au cours de 54 cycles de marée. Pour chaque groupe d'oiseaux, l'espèce, le nombre total d'individus en alimentation et au repos, l'heure d'observation ont été notés. La position des oiseaux a été calculée selon une formule de trigonométrie basée sur la position de l'observateur (GPS) et la mesure de la distance des oiseaux et de l'angle par rapport au nord à partir de la position de l'observateur (télémètre).

$X_{\text{oiseau}} = X_{\text{observateur}} + \sin(\text{angle}) \times \text{distance}$, avec X = longitude

$Y_{\text{oiseau}} = Y_{\text{observateur}} + \cos(\text{angle}) \times \text{distance}$, avec Y = latitude

La mesure au télémètre est effective jusqu'à 700 m, ce qui limite le risque de dérangement des oiseaux.

Prélèvement des fèces

L'assimilation des proies par le bécasseau maubèche est très courte : moins de 45 minutes après ingestion. Au regard de ce faible temps d'assimilation, la collecte des fèces sur les reposoirs de marée haute n'est pas suffisante dans le sens où elle ne reflète que la dernière heure d'alimentation des oiseaux. Les fèces ont donc été collectées dans l'ensemble des assemblages benthiques en prenant en compte les conditions de marées, la phénologie du bécasseau maubèche, la localisation (anse de Morieux ou d'Yffiniac), le temps de digestion.

Les prélèvements de terrain ont eu lieu de jour à marée descendante de novembre à mars, deux fois par mois (mortes et vives eaux). Un total de 30 fèces par jour et par assemblage benthique a été collecté et positionné à l'aide d'un GPS. Chaque fèces est prélevée à l'aide d'un pilulier et conservée dans une solution d'alcool diluée à 70 %.

Analyse en laboratoire

Les bivalves et les gastéropodes sont ingérés entiers par le bécasseau maubèche et broyés dans le gésier. La composition des fèces peut ensuite être définie par analyse des morceaux de coquilles. Après rinçage, chaque fèces a été tamisée (maille 20 µm) et analysée sous loupe binoculaire. L'abondance relative de chaque proie est estimée ainsi : 1 : <5 % ; 2 : 5-25 % ; 3 : 25-50 % ; 4 : 50-75 % ; 5 : >75 %.

Traitement des données

La fréquence d'occurrence de chaque proie (FOi%) a été calculée :

$FOi\% = (\text{nombre de fèces où la proie est présente} / \text{nombre total de fèces}) \times 100$

Une fréquence d'occurrence des proies dans chaque assemblage benthique (FOhab%) a été calculé pour les cinq classes d'abondance :

$FOhab\% = \text{nombre de fèces où la proie est présente dans l'habitat et caractérisé par l'abondance} \times / (\text{nombre total de fèces dans l'habitat}) \times 100$

RÉSULTATS

Distribution des oiseaux en alimentation

La distribution du bécasseau maubèche est hétérogène à l'échelle du fond de baie (fig. 1). Les oiseaux s'alimentent principalement dans l'anse d'Yffiniac et dans la partie est de l'anse de Morieux. L'ensemble des assemblages benthiques sont cependant utilisés par les oiseaux pour s'alimenter en fonction du niveau de marée. La zone utilisée par le bécasseau maubèche pour se nourrir représente 640 ha soit (22 % de l'estran).

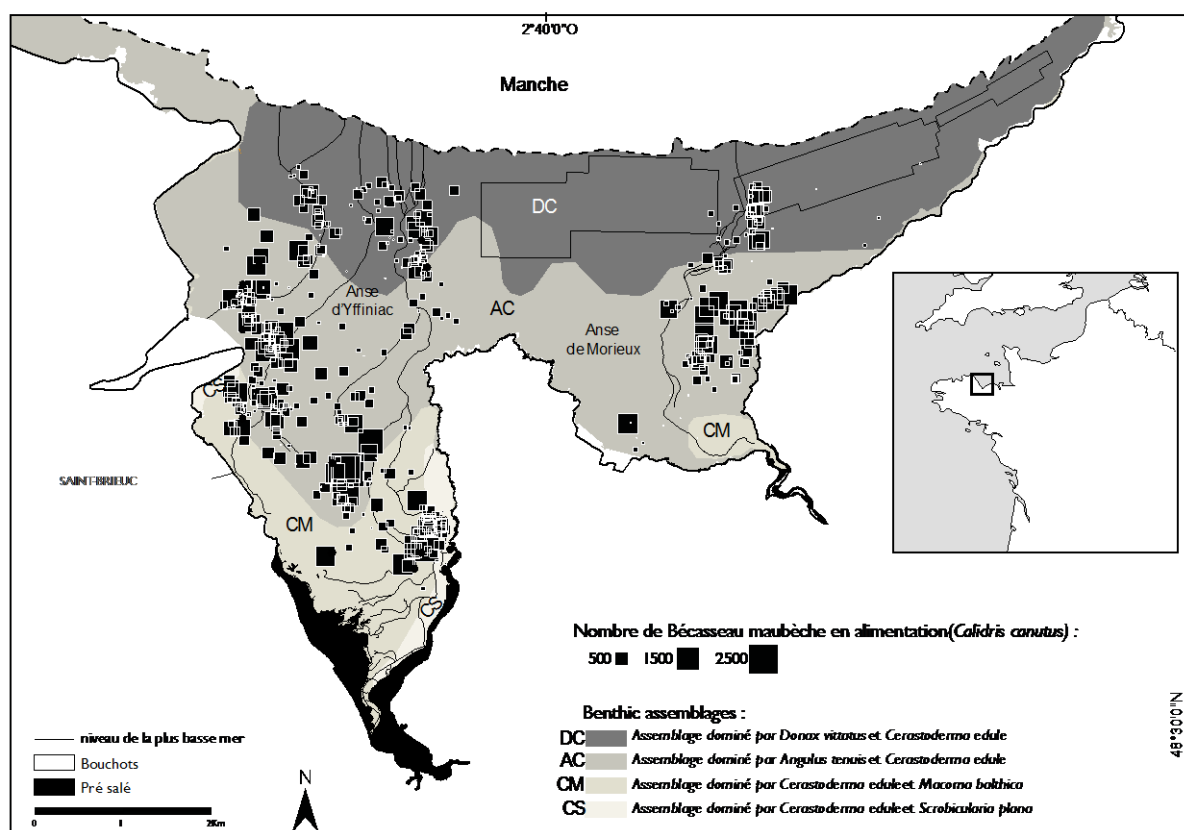


Figure 1 : distribution spatiale du bécasseau maubèche en alimentation

Diversité en proie

Un total de 15 proies a été identifié sur l'ensemble des 1 001 fèces

analysées (fig. 2). Les mollusques sont dominants, comme le montre l'analyse des fréquences

d'occurrence : *Cerastoderma edule* (66,13 %), *Angulus tenuis* (50,3 %), *Donax vittatus* (47,6 %), *Macoma balthica* (43,1 %), *Scrobicularia plana* (14 %), *Peringia ulvae* (19 %) et *Mytilus edule* (7,4 %) (fig. 3). D'autres proies étaient présentes, mais de manière plus sporadique : *Pygospio elegans* (1,7 %), Crustacés sp. (0,7 %), *Rissoa parva* (0,4 %), poissons (0,4 %), *Spisula subtruncata* (0,3 %), Gastéropodes sp. (0,3 %), *Urothoe poseidonis* (0,1 %) and Isopodes sp. (0,1 %).

Qualité des proies

Le bécasseau maubèche ingère les bivalves entiers, ce qui entraîne une consommation d'énergie supplémentaire pour le broyage de la coquille dans le gésier. La qualité digestive d'une proie peut être évaluée par le ratio poids sec de chair/poids sec de coquille ($AFDM_{\text{chair}}/DM_{\text{coquille}}$). Il apparaît que *Donax vittatus*, *Macoma balthica* et *Angulus tenuis* sont de meilleure qualité (respectivement 0,06 ; 0,06 et 0,05 $AFDM_{\text{chair}}/DM_{\text{coquille}}$) que *C. edule* et *S. plana*.

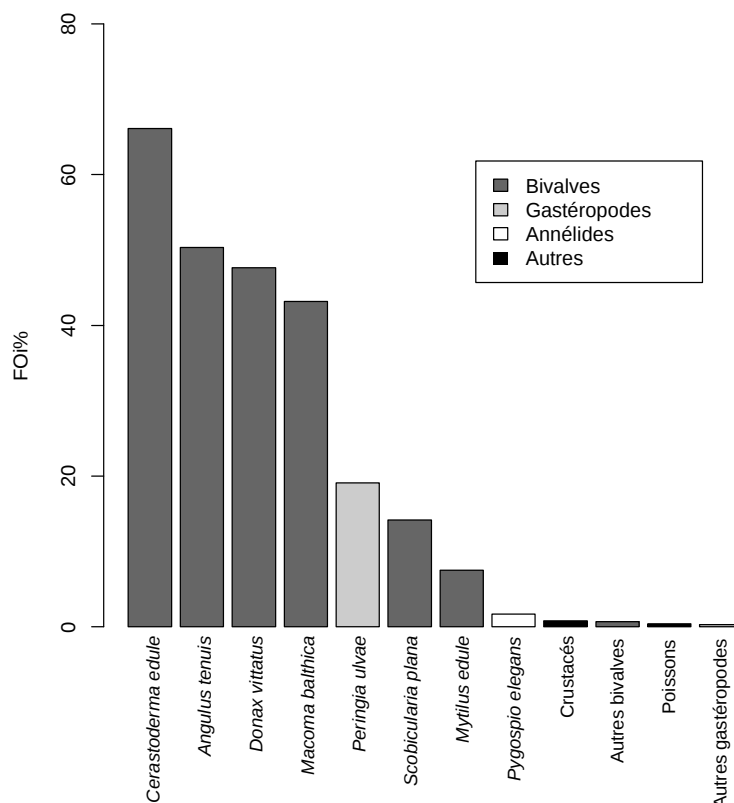


Figure 2 : fréquence d'occurrence des différentes proies identifiées dans les fèces (FOi%).

Changement spatial dans la composition des fèces

Les changements de composition de fèces observés entre les différents assemblages benthiques sont hautement significatifs. Dans

l'assemblage des vases silteuses (CS), *Peringia ulvae* (FOi%= 80 %), *Scrobicularia plana* (72 %), et *Macoma balthica* (70 %) sont dominantes dans les fèces. Dans l'assemblage des sables vaseux

(CM), les espèces dominantes sont *Cerastoderma edule* (84,5 %), *Angulus tenuis* (60,4 %) et *Macoma balthica* (54,5 %). Plus bas sur l'estran (AC), *Cerastoderma edule* (72,3 %) et *Angulus tenuis* (65 %) sont les proies les plus fréquentes dans les fèces. Sur les niveaux les plus bas de l'estran (DC), *Donax vittatus* (90,9 %) et *Cerastoderma edule* (36,8 %) présentent les occurrences les plus importantes. La

fréquence d'occurrence des proies en fonction de leur classe d'abondance dans les fèces (FOhab%) diffère également de manière hautement significative entre les quatre assemblages benthiques à l'exception de CM and AC. Ce résultat est probablement dû à l'abondance de *Cerastoderma edule* dans les fèces trouvés dans ces deux assemblages (fig. 3.).



Photo : bécasseau maubèche en acquisition de plumage nuptial (Île de Sein – Finistère, mai 2012). T Queennec

DISCUSSION

Nos observations montrent clairement que l'ensemble des assemblages benthiques est exploité par le bécasseau maubèche. La taille des bivalves ingérables et profitables pour le bécasseau maubèche expliquent l'exploitation des cinq espèces de bivalves. En fond de baie de Saint-Brieuc, *Cerastoderma edule*, *Angulus*

tenuis, *Macoma balthica*, *Scrobicularia plana*, *Peringia ulvae* constituent des proies importantes pour le bécasseau maubèche, comme cela a été largement démontré sur d'autres sites en Europe.

Les résultats confirment l'utilisation d'une proie peu habituelle *Angulus tenuis*, comme précédemment décrit en baie de Saint-Brieuc ou en baie de Morecambe en Angleterre. Cette

espèce est facilement digérable ($0,0539 \text{ AFDM}_{\text{chair}} / \text{DM}_{\text{coquille}}$) et abondante sur le site (600 ind./m^2 dans l'assemblage AC). L'exploitation de *Donax vittatus* par le bécasseau maubèche n'a en revanche jamais été décrite jusqu'à présent. La prédation de cette espèce est uniquement possible sur les niveaux bas de l'estran. La préférence du bécasseau maubèche pour *Donax vittatus* malgré l'abondance en *Angulus tenuis*, peut s'expliquer par sa bonne digestibilité ($0,06 \text{ AFDM}_{\text{chair}} / \text{DM}_{\text{coquille}}$) et sa grande abondance qui peut atteindre jusqu'à $1\,000 \text{ ind./m}^2$. Les variations interannuelles des densités de bivalves contribuent par ailleurs à

expliquer la contribution de chaque proie au régime alimentaire.

La variabilité spatiale et temporelle liée à la marée influence également l'exploitation de l'estran par les oiseaux et contribue à expliquer la distribution des oiseaux. En baie de Saint-Brieuc, le bécasseau maubèche exploite l'estran des niveaux les plus hauts au plus bas (fig. 4). Nous avons observé que les oiseaux s'alimentaient préférentiellement sur l'assemblage DC dès qu'il était accessible par la marée en formant de grands groupes sur les zones de forte densité en *Donax vittatus* ($> 400 \text{ ind./m}^2$, 7,2 %).

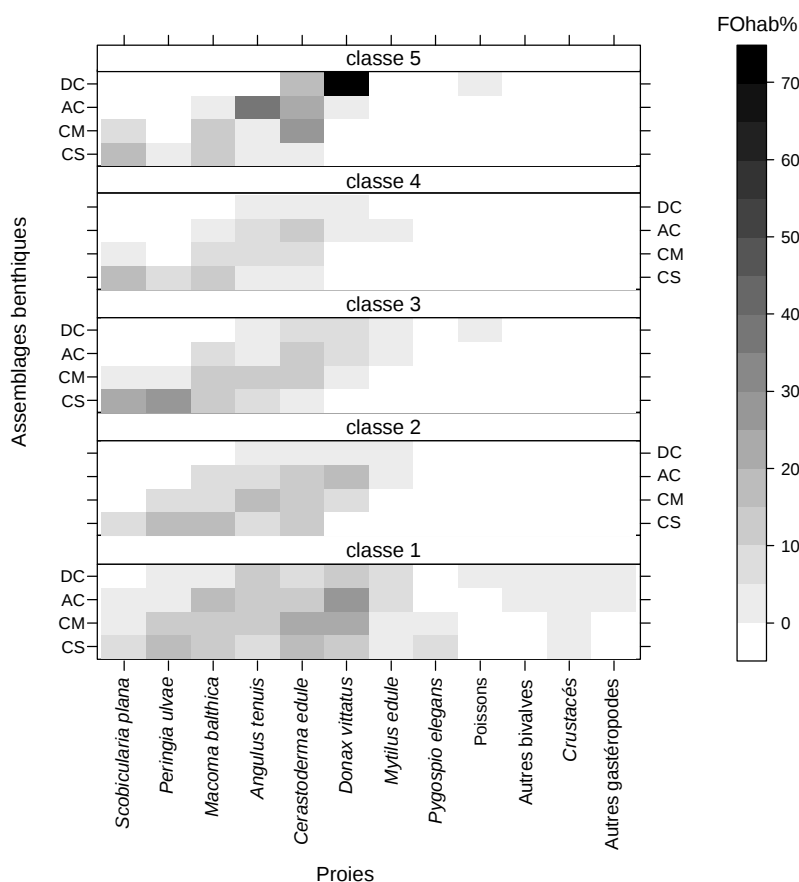


Figure 3 : fréquence d'occurrence des différentes proies identifiées dans les fèces en fonction de leur abondance et des assemblages benthiques (FOhab%).

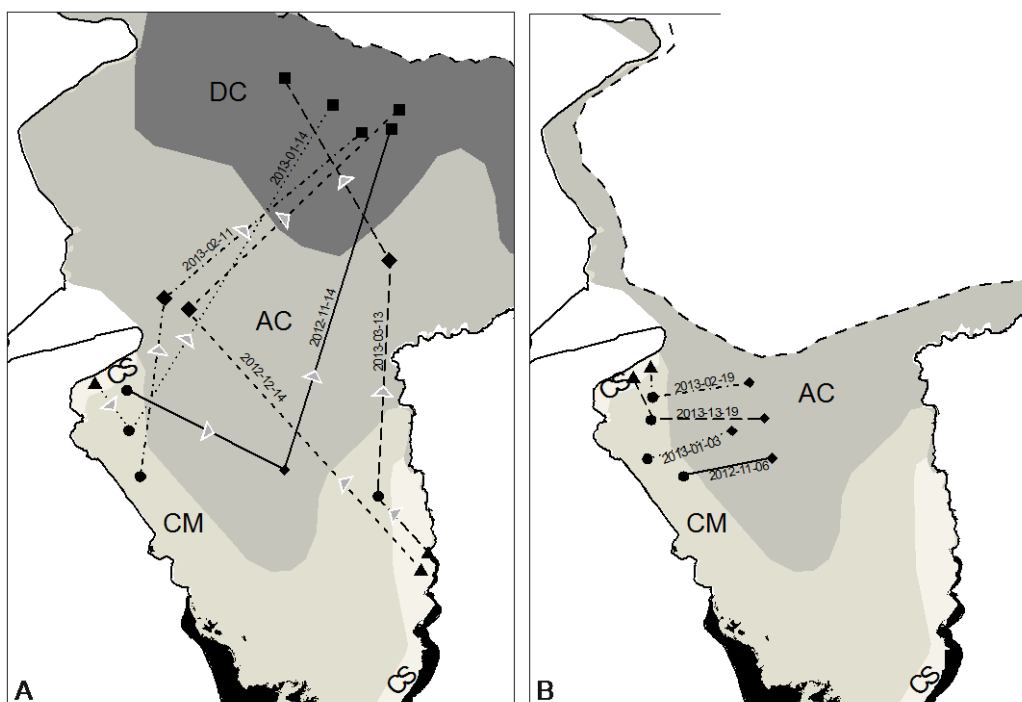


Figure 4 : trajectoires alimentaires du bécasseau maubèche lors des phases d'échantillonnage
A : vives-eaux ; B : mortes-eaux.

CONCLUSION

Cette étude démontre que le régime alimentaire varie spatialement en fonction des assemblages benthiques et temporellement en lien avec les marées. En conditions de mortes eaux et de vives eaux, le bécasseau maubèche exploite les différents assemblages benthiques et les proies correspondantes au fur et à mesure du jusant. En matière de conservation, il paraît important de conserver cette diversité d'habitats d'alimentation dont dépend la capacité d'accueil du site pour le

bécasseau maubèche et ainsi permettre à l'espèce de s'adapter en fonction des variations naturelles de densités de bivalves.

REMERCIEMENTS

Nous tenons à remercier très sincèrement l'ensemble des personnes qui nous ont apporté leur aide sur le terrain ou au laboratoire : Leslie Verron, Émilie Bouchée, Séverine Kwiecien, Clara Morey-Rubio, Alicia Simonin and Jean-Luc Simon (ONCFS, SD 22).

Pour plus d'informations sur ce travail et les références bibliographiques utilisées :

Sturbois A., Ponsero A., Desroy N., Le Mao P., Fournier J., 2014. Exploitation of intertidal feeding resources by the Red Knot *Calidris canutus* under megatidal conditions. Journal of Sea Research 96 23-30.

Anthony Sturbois Alain Ponsero

Réserve Naturelle de la Baie de Saint-Brieuc

Site de l'étoile

22120 Hillion

VivArmor Nature

10 boulevard Sévigné

22000 Saint-Brieuc

Nicolas Desroy Patrick Le Mao

IFREMER

Laboratoire Environnement et Ressources

Station de Dinard

38 rue du Port Blanc

BP 80108

35801 Dinard cedex

Jérôme Fournier

CNRS

UMR 7208 BOREA

61 rue Buffon

CP 53

75231 Paris cedex 05

MNHN

Station Marine

38 rue du Port Blanc

35801 Dinard cedex

STATION DE TRUNVEL : 26 ANNÉES DE BAGUAGE

Gaëtan Guyot

PRÉAMBULE

L'objectif est de présenter le fonctionnement de la station de baguage et de faire connaître le travail que mène l'équipe de Bretagne Vivante tous les étés depuis 1988 dans les marais de Trunvel. Mais également de valoriser l'énorme potentiel d'une telle accumulation de données en proposant quelques résultats d'analyses, pistes et éléments de réflexion. Le public des ROB étant assez divers (grand public, professionnels, scientifiques), nous avons choisi de présenter un large panel de résultats, que nous détaillons un peu plus dans cet article. Notre démarche, ici et lors de notre intervention aux ROB, n'est pas de présenter une étude complète sur une problématique donnée. Nous

abordons quelques analyses/résultats préliminaires ainsi que des pistes d'exploitation en vue d'un projet plus abouti de valorisation des données récoltées à Trunvel. Un important travail de restructuration de la base de données de baguage de Trunvel a été entrepris ces dernières années, et il nous a semblé important de mettre en valeur les nouvelles perspectives offertes par ce travail.

MATÉRIEL ET MÉTHODES

Fonctionnement de la station

Située en plein cœur des roselières de la baie d'Audierne, sur la rive nord de l'étang de Trunvel (Tréogat / Finistère), terrains du Conservatoire du Littoral, la station de baguage fonctionne chaque année depuis

1988. Lorsque les conditions météorologiques le permettent, les oiseaux sont capturés tous les jours, de l'aube à midi, à l'aide de filets verticaux, dont la longueur (280 mètres de filets en moyenne) et l'implantation restent inchangées d'un bout à l'autre de la saison.

L'originalité du travail réalisé par Bretagne Vivante dans les roselières de la baie d'Audierne tient essentiellement à sa durée. Les filets y sont ouverts de 1^{er} juillet au 31 octobre. Un suivi sur une aussi longue période et dans ce type de milieu est longtemps resté sans équivalent en France. La station de Trunvel compte parmi les sites de référence français pour son effort de capture et sa pérennité.

En collaboration avec le Muséum National d'Histoire Naturelle (CRBPO : Centre de Recherche par le Bague des Populations d'Oiseaux) et au travers de la station de baguage de Trunvel, Bretagne Vivante assure une mission de suivi scientifique sur la biologie de reproduction et de la migration postnuptiale des passereaux paludicoles.

Ces travaux ont débuté dans le cadre du programme ACROPROJECT (Programme européen de recherche sur les fauvettes paludicoles) et se poursuivent aujourd'hui avec le programme ACROLA, qui vise à étudier chaque année la migration du phragmite aquatique en France, et le programme Halte, jusqu'en 2013, qui

porte sur l'étude des passereaux en halte migratoire.

Tous les oiseaux capturés sont apportés à la station dans de petits sacs. Après détermination de l'espèce et baguage de l'oiseau, des renseignements de natures différentes sont notés pour chaque individu : date et heure de capture, nom de l'espèce, numéro de la bague, âge, sexe, état du plumage, mesure de l'aile, adiposité, poids au 1/10^e de gramme près à l'aide d'une balance électronique, etc.

Les oiseaux sont relâchés à la suite de leur marquage. Un certain nombre d'entre eux seront repris dans les heures, les jours ou les années qui suivent. Ils fournissent alors des « contrôles » riches d'enseignements.

Présentation de la base de données

Il faut garder à l'esprit qu'au tout début de la création de la station de baguage de Trunvel, les données manuscrites collectées à la table de baguage étaient recopiées à la main avant d'être transmises au CRBPO. Avec l'arrivée des ordinateurs, c'est d'abord en DOS sous le logiciel dBase puis aujourd'hui sous Excel que les données sont informatisées et centralisées. Au cours du temps les données de Trunvel ont donc été archivées sous de multiples formats informatiques. Il en va de même pour les différents protocoles du CRBPO qui se sont succédés et ont pu évoluer dans la manière de coder une même information. Autant d'éléments

qui compliquaient la comparaison interannuelle des jeux de données.

Un premier travail de synthèse pluriannuelle intégrant les données de 1988 à 2003 a été réalisé par Bruno Bargain (Bargain & Henry, 2005). Mais les bases de données produites annuellement n'étant pas compilées, nous n'étions toujours pas en mesure de produire en fin de saison des indices de comparaisons interannuelles. Ce travail de compilation et d'assemblage des différentes bases de données a donc été entrepris en 2012 suite à un soutien financier du Conseil général du Finistère. Une fois les données mises bout à bout, ce qui représente aujourd'hui un jeu de 198 000 lignes, nous avons pu entreprendre le nettoyage de la base de données qui a consisté à harmoniser les formats de données, mais surtout à rechercher toutes les incohérences de noms d'espèces et de numéros de bagues liées à des erreurs de lecture ou de saisie.

Aujourd'hui, les données de la station de Trunvel sont rassemblées en un seul bloc, ce qui nous permet de réaliser en routine les analyses présentées ci-après.

Analyses réalisées

Nous avons sélectionné deux thématiques. La première concerne les tendances à long terme des effectifs de captures de plusieurs espèces sur la station. La seconde concerne la physiologie d'une espèce en halte migratoire en lien avec la capacité d'accueil du milieu.

Tendance à long terme des espèces

Nous avons choisi de travailler sur 9 espèces parmi toutes celles capturées à la station – espèces pour lesquelles nous avons un nombre important de données – en traitant à la fois des migrateurs et des nicheurs. Il s'agit donc de cinq migrateurs longue distance (le phragmite des joncs *Acrocephalus schoenobaenus*, la rousserolle effarvatte *Acrocephalus scirpaceus*, la locustelle lusciniotide *Locustella luscinioides*, le phragmite aquatique *Acrocephalus paludicola* et la fauvette grisette *Sylvia communis*), de deux migrateurs moyenne distance (le pouillot véloce *Phylloscopus collybita* et la fauvette à tête noire *Sylvia atricapilla*), et de deux sédentaires (la bouscarle de Cetti *Cettia cetti* et la panure à moustaches *Panurus biarmicus*).

Espèce	1988	1989	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013
Phragmite des joncs	1560	1421	2439	928	1334	4825	2869	2331	7136	5068	5050	3500	5242	2065	2827	3708	3999	2462	4146	3061	6442	3755	3945	3016	2908	2843
Rousserolle effarvatte	598	561	1501	866	1160	1953	1925	1674	2981	2276	1822	1685	1882	1264	1705	1609	1421	1417	2527	1469	2502	1390	1644	1133	1978	1573
Locustelle lusciniotide	13	17	97	26	100	81	73	92	69	97	33	59	106	149	67	80	144	93	79	122	117	92	56	36	36	30
Phragmite aquatique	39	117	183	39	90	83	28	71	78	48	83	61	78	57	39	167	119	61	84	99	109	117	45	39	51	38
Fauvette grisette	1		9	14					12	4	8	16	11	11	11	21	30	24	34	42	55	75	55	86	46	20
Pouillot véloce	57	64	384	23													164	248	406	687	586	536	764	716	380	280
Fauvette à tête noire	4		12	2								4	1		5	8	20	43	78	98	151	259	245	406	127	115
Bouscarle de cetti	49	23	165	38	190	141	116	117	228	196	132	225	87	197	241	195	391	358	229	410	297	263	320	377	201	192
Panure à moustache	87	44	346	277	467	209	463	561	427	728	310	323	228	814	704	496	386	413	272	590	1685	813	417	726	563	412

Tableau 1 : effectif capturé par an et par espèce
(en gris : plages temporelles sélectionnées pour l'analyse)

Au commencement de la station, toutes les espèces n'étaient pas baguées systématiquement lors des captures. C'est le cas par exemple des fauvettes et des pouillots, qui au début étaient considérés comme hors-protocole. Nous avons donc choisi pour ces espèces de réduire la plage temporelle d'étude (en grisé dans la tableau) pour obtenir des

résultats cohérents. Afin de standardiser les données, les effectifs bruts ont été convertis en nombre de captures par 100 m de filet. Pour les espèces paludicoles, les captures en filets terrestres ont été retirées de l'analyse. Enfin, le logiciel TRIM (version 3) a été utilisé pour l'analyse des tendances interannuelles.



Photo 1 : le phragmite des joncs (baie d'Audierne – Finistère, avril 2013). T. Quelennec

Physiologie d'une espèce et lien avec la capacité d'accueil du milieu

Le phragmite des joncs est l'espèce la plus capturée à la station. La stratégie de halte migratoire et l'engraissement des phragmites des joncs à Trunvel ont été étudiés par Bargain et *al.* (2002) grâce à l'analyse des individus capturés entre 1990 et 2000. Comme de nombreuses espèces, le phragmite des joncs accumule des réserves énergétiques sous forme de graisse lors des haltes migratoires. Ce

phénomène est particulièrement visible chez ce passereau, certains individus pouvant aller jusqu'à doubler leur masse corporelle.

Nous présenterons ici les résultats de trois analyses :

1° L'évolution de la masse moyenne journalière des individus capturés en fonction du jour de l'année. La moyenne est calculée à partir des individus les plus lourds et les plus légers capturés un jour donné pour les 27 années de suivi. Afin d'éviter que des individus extrêmes

n'influencent trop les données, les dates pour lesquelles on enregistre des captures de phragmite pour 8 années seulement ou moins ont été retirées de l'analyse. Des tests de Mann-Whitney ont été utilisés afin de comparer les masses minimales et maximales ainsi que les moyennes des masses des individus en juillet et en août.

2° La croissance pondérale en fonction de la durée de séjour. Seuls les individus qui ont été capturés au moins deux fois la même année peuvent être analysés. La durée de séjour estimée correspond au nombre de jours qui se sont écoulés entre la première et la dernière capture une année donnée, et la croissance pondérale correspond à la différence de masse entre ces deux dates. On

recense peu d'individus pour les durées de séjour importantes. Comme précédemment, afin d'éviter les biais dans l'analyse, les moyennes ont été établies grâce à un minimum de 9 données. Des régressions linéaires ont été utilisées pour analyser le lien entre croissance pondérale et durée de séjour.

3° Le gain de masse moyen par an a ensuite été calculé et son utilisation en tant qu'indicateur de la capacité d'accueil du milieu sera discutée. Les tests statistiques ont été réalisés grâce au logiciel R (3.0.1).

RÉSULTAT ET DISCUSSION

Présentation globale des captures

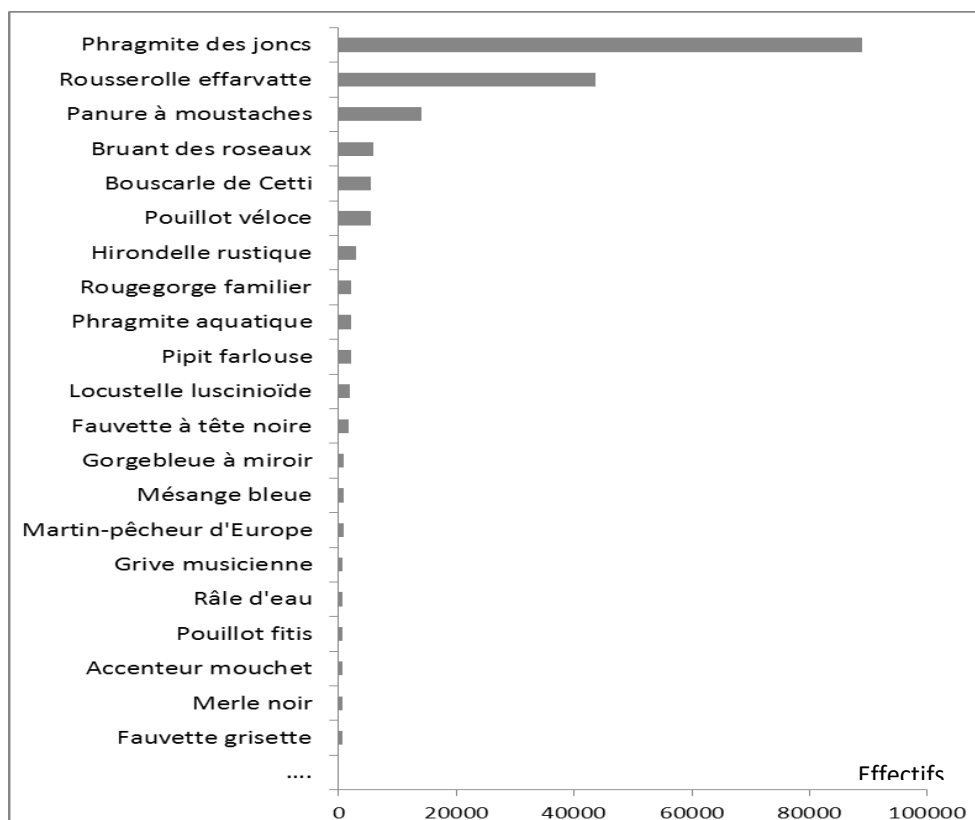


Figure 1 : principales espèces capturées sur 26 années

Pour la période considérée, de 1988 à 2013, nous avons capturé à Trunvel 186 733 oiseaux appartenant à 121 espèces différentes. 21 d'entre elles n'ont été capturées qu'une seule fois. Les espèces rencontrées à la station peuvent être classées en quatre catégories, selon leur relation avec le marais et les habitats environnants (Bargain & Henry, 2005). En premier lieu arrivent les espèces paludicoles : phragmite des joncs, Rousserolle effarvatte, Panure à moustaches, bruant des roseaux *Emberiza schoeniclus*, bouscarle de Cetti, phragmite aquatique, locustelle lusciniode, râle d'eau *Rallus aquaticus* et gorgebleue à miroir *Luscinia svecica*. Viennent ensuite les espèces qui n'utilisent le marais que pendant la halte migratoire : pouillot

véloce, rougegorge familier *Erithacus rubecula*, pipit farlouse *Anthus pratensis*, martin pêcheur d'Europe *Alcedo atthis* et pouillot fitis *Phylloscopus trochilus*. Un troisième groupe comprend les espèces qui utilisent le marais comme dortoir et qui peuvent être ponctuellement très abondantes, comme l'hirondelle rustique *Hirundo rustica*. Les autres espèces ne fréquentent le marais qu'occasionnellement et sont principalement capturées dans les filets disposés en buissons et taillis limitrophes : fauvette à tête noire, mésange bleue *Parus caeruleus*, grive musicienne *Turdus philomelos*, accenteur mouchet *Prunella modularis*, merle noir *Turdus merula* et fauvette grisette.



Photo 2 : panure à moustaches mâle (baie d'Audierne – Finistère, mars 2015). T. Quelennec

Tendances à long terme de 9 espèces capturées à Trunvel

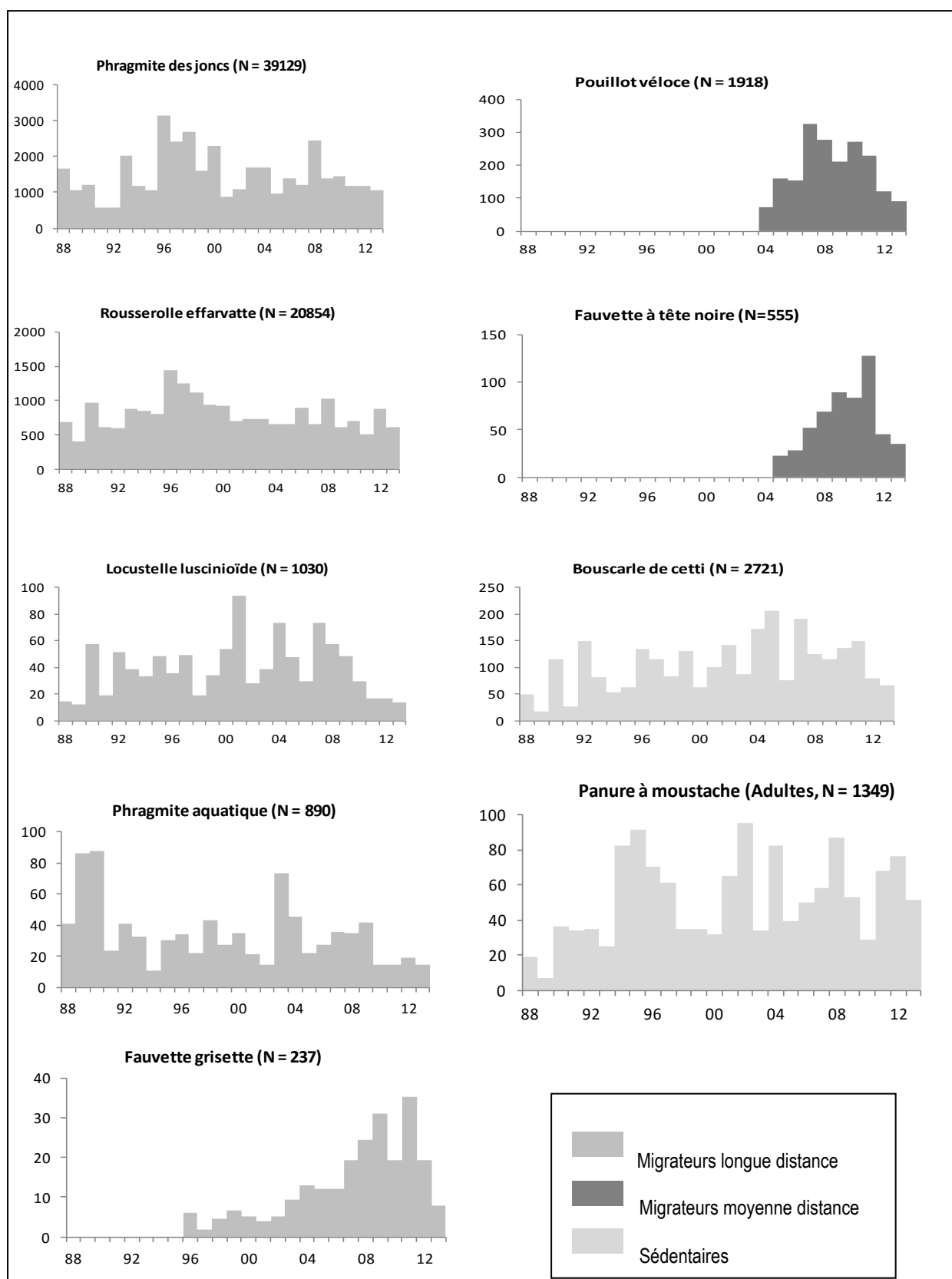


Figure 2 : tendance à long terme des effectifs de captures de 9 espèces capturées à Trunvel
(en ordonnées l'effectif par 100 m de filet, en abscisse l'année)

Les graphiques ci-dessus présentent les tendances à long terme des effectifs de captures sur Trunvel. On note chez la plupart des espèces d'importantes variations

interannuelles. Le logiciel TRIM a permis d'analyser les tendances de ces espèces, les résultats sont présentés dans le tableau 2.

Espèce	Phragmite des joncs	Rousserolle effarvate	Locustelle lusciniôide	Phragmite aquatique	Fauvette grisette	Pouillot véloce	Fauvette à tête noire	Bouscarle de cetti	Panure à moustache
Taux de croissance moyen	0,00	0,00	0,00	-0,03	0,11	0,01	0,08	0,04	0,04
Variation des effectifs (%)	+ 11	- 8	+ 5	- 54	+ 605	+ 6	+ 98	+ 151	+ 145
P value	0,93	0,50	0,82	0,01	0,00	0,99	0,31	0,03	0,05
Variation interannuelle	Oui	Oui	Oui	Oui	Oui	Oui	Oui	Non	Oui
Chi-2 corrigé (seuil = 3,84)	0,00	0,01	0,00	0,73	9,11	0,00	0,06		0,39
Tendance significative					↗			↗	

Tableau 2 : résultats des analyses des tendances à long terme grâce au logiciel TRIM

Des variations interannuelles trop importantes peuvent faire apparaître des tendances significatives qui disparaissent lorsqu'on applique les corrections appropriées. C'est le cas pour le phragmite aquatique, où l'on croit déceler une tendance à la baisse qui est en fait le reflet des trop grandes variations du nombre de captures d'une année sur l'autre. Seules deux espèces présentent des tendances à long terme significatives. Les effectifs de fauvette grisette ont augmenté de plus de 600 % depuis 1996, et ceux de bouscarle de Cetti de plus de 150 %. Ces augmentations sont – tout du moins en partie – dues à la fermeture du milieu qui s'opère à Trunvel depuis plusieurs années. L'augmentation des massifs buissonneux attire de plus en plus de nicheurs de fauvette grisette et de bouscarle de Cetti. Il est intéressant pour certaines espèces de décomposer les tendances selon des plages

temporelle adaptées aux variations enregistrées. L'analyse des graphiques chez le phragmite des joncs et la rousserolle effarvate tend à montrer une augmentation des effectifs entre 1989 et 1996, suivie par une diminution progressive pour les deux espèces. Cependant, aucune des deux tendances n'est significative. Il faut toutefois souligner que l'analyse des effectifs de captures de rousserolle effarvate telle que nous l'avons menée ne permet pas de distinguer la population nicheuse des individus migrants. Pour une espèce comme celle-ci, où l'on contacte à la fois de nombreux nicheurs et d'importants flux migratoires, il serait intéressant de reproduire une analyse plus complète. Chez la locustelle lusciniôide, l'augmentation des effectifs jusqu'à 2008 n'est pas confirmée par les analyses, cependant on note une diminution significative des captures

depuis 2008, avec une perte de 80 % des effectifs.

Notons enfin que les plages temporelles disponibles pour le pouillot véloce et la fauvette à tête noire ne sont pas assez étendues pour permettre une vision claire des tendances à long terme, cependant il sera intéressant de vérifier si l'impression d'une diminution progressive des captures est confirmée ou pas dans les années à venir.

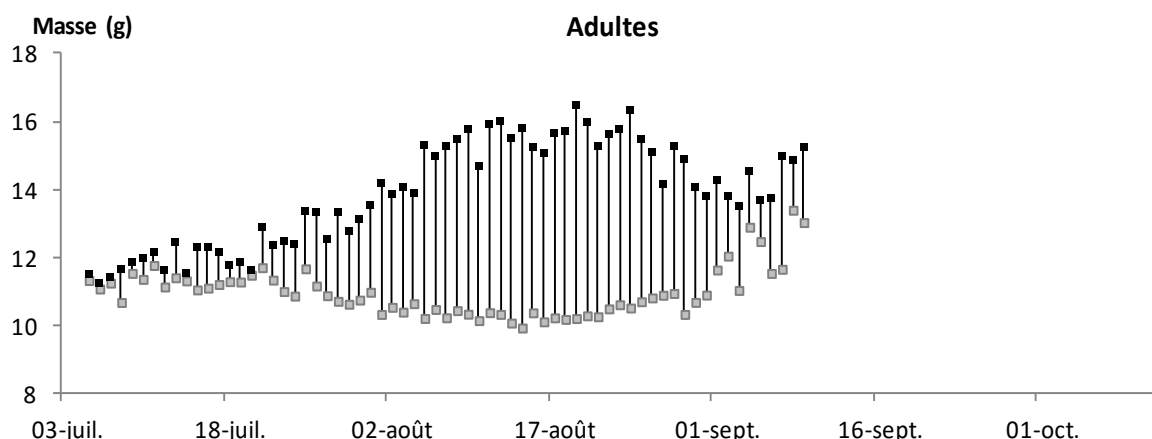
De manière générale, les variations interannuelles des effectifs de captures sont trop importantes pour dégager des tendances à long terme. Il est important de garder à l'esprit que ces variations interannuelles ne sont pas un reflet exact des tendances démographiques des espèces. Elles sont en effet fortement influencées par les variations inter-journalières des flux migratoires, elles-mêmes déterminés par quatre principaux facteurs : la phénologie de la migration, qui varie selon les espèces étudiées – de manière générale, les flux sont moins importants en début et en fin de migration (Richardson, 1990) ; la

quantité de pluie ; la force et la direction du vent (Richardson, 1990 ; Schaub *et al.*, 2003) ; le délai de migration induit par des conditions météorologiques défavorables (les épisodes défavorables à la migration sont suivis par une augmentation du flux migratoire lorsque les conditions s'améliorent, cf. Erni *et al.*, 2002).

La capacité d'accueil du milieu joue aussi un rôle important sur les fluctuations des stocks d'espèces et donc sur le nombre de captures. Les effets d'accumulation peuvent venir ponctuellement gonfler le stock d'oiseaux disponible sur le site. Il serait particulièrement intéressant dans une étude future d'étudier ces paramètres et leur influence respective sur les flux migratoires, comme cela a pu être fait en Corse (Mugabo, 2006).

Physiologie d'une espèce, le phragmite des joncs, en lien avec la capacité d'accueil du milieu

Évolution de la masse moyenne journalière des individus capturés en fonction du jour de l'année



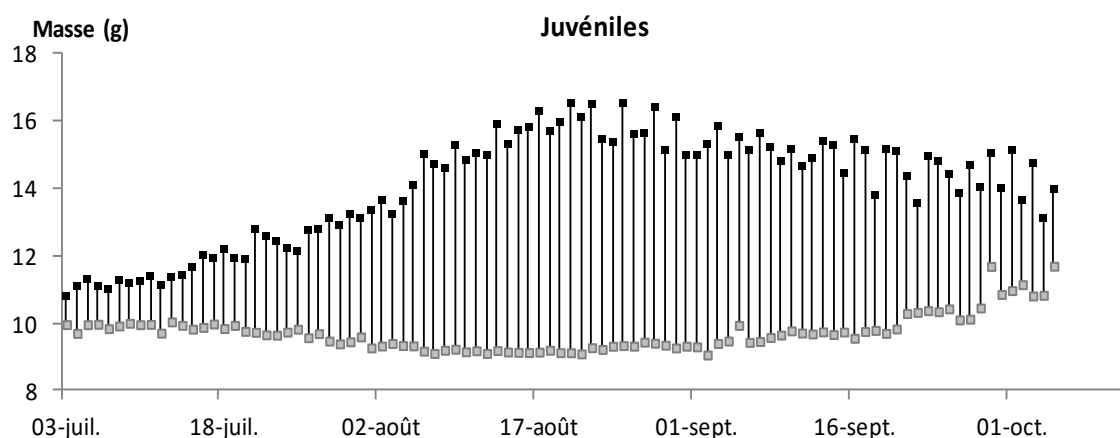


Figure 3 : moyenne sur 26 années des masses minimales et maximales journalières pour le phragmite des joncs

Les graphiques ci-dessus présentent les masses minimales et maximales journalières moyennes chez les individus adultes et juvéniles capturés à Trunvel entre 1988 et 2013. Le passage des adultes est moins étalé que celui des juvéniles, et les captures d'adultes deviennent anecdotiques après le 9 septembre alors qu'on contacte encore régulièrement des jeunes jusqu'au 5 octobre. Chez le phragmite des joncs, les différences entre masse minimale et maximale sont significatives, tant chez les adultes ($W = 148,5$; $p\text{-value} < 2,2 \cdot 10^{-16}$) que chez les jeunes ($W = 35$; $p\text{-value} < 2,2 \cdot 10^{-16}$). Ces différences augmentent au cours de la saison de migration et finissent par diminuer en fin de passage migratoire. La masse moyenne des individus est significativement plus importante en août qu'en juillet (adultes : $N = 10429$, moyenne = 12,1 en août contre 11,7 en juillet, $W = 89$, $p\text{-value} = 1,5 \cdot 10^{-9}$; juvéniles : $N = 66015$, moyenne = 11,0 en août

contre 10,8 en juillet, $W = 69$, $p\text{-value} = 1,1 \cdot 10^{-10}$).

Le phragmite des joncs accumule des réserves de graisse lors de la migration. En début de saison, les individus capturés ont peu de réserves. En avançant dans la saison de migration, on capture à la fois des oiseaux ayant accumulé des réserves (sur site ou ailleurs), et d'autres n'ayant que peu ou pas de réserves (réserves épuisées ou individus n'ayant pas encore fait leurs réserves). Chez les adultes, l'augmentation plus franche des différences entre masse minimale et maximale moyenne, à partir de la 3^e semaine de juillet, marque l'arrivée des migrateurs. En fin de passage migratoire, on note une augmentation de la masse minimale. Les individus contactés proviennent en effet de populations plus septentrionales et ont déjà entamé leur migration. Ce sont en moyenne des individus plus lourds qui arrivent sur site avec des

réserves de graisses plus ou moins entamées.

Croissance pondérale en fonction de la durée de séjour

Certains individus sont capturés plusieurs fois la même année sur le même site. Ce sont soit des individus qui se sont reproduits ou sont nés à

Trunvel (en début de saison), soit des individus de populations extérieures en halte migratoire. On estime la durée de séjour sur le site comme le nombre de jours écoulés entre la première et la dernière capture une même année. La différence de masse entre ces deux dates correspond à la croissance pondérale.

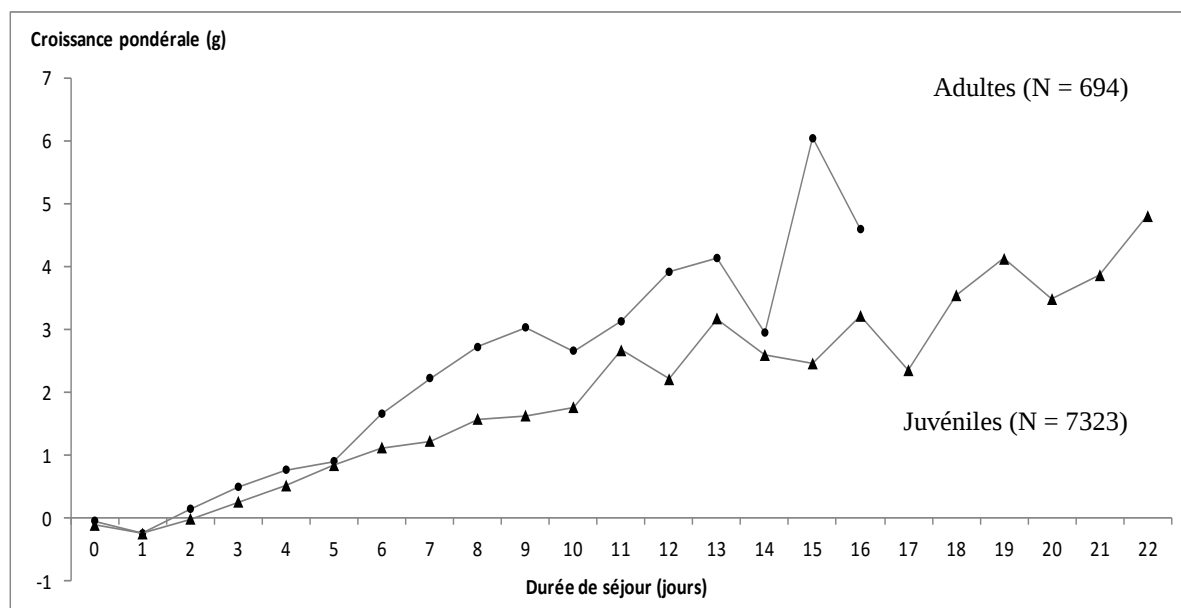


Figure 4 : croissance pondérale du phragmite des joncs en fonction de la durée de séjour

Chez les juvéniles comme chez les adultes, la prise de poids est fonction de la durée du séjour, et n'est effective qu'à partir du 2^e jour. On peut estimer la croissance pondérale en fonction de la durée du séjour grâce à des régressions linéaires (adultes : $R^2 = 0,90$, $t = 11,9$, $p\text{-value} = 4,8 \cdot 10^{-9}$; juvéniles : $R^2 = 0,93$, $t = 18,1$, $p\text{-value} = 2,8 \cdot 10^{-14}$). La perte de poids enregistrée pour une durée de séjour d'un jour ou moins pourrait être relative à l'effet de capture.

L'hypothèse du risque de prédation masse dépendant (Gentle & Gosler, 2000 ; Van der Veen & Sivars, 2003 ;

Kullberg *et al.*, 2005 ; Macleod & Gosler, 2006) prévoit en effet deux types de réactions chez les passereaux exposés à un risque de prédation (ici la capture au filet) : (1) une diminution de la masse corporelle grâce à un arrêt de l'alimentation afin de favoriser les capacités de fuite ou (2) une augmentation de l'activité de recherche de nourriture en prévision d'une période de privation. Une réponse de type (2) est caractéristique des environnements prévisibles où les ressources alimentaires sont abondantes. Les individus répondent alors à

l'interruption alimentaire en accumulant des réserves pour anticiper une période de privation lorsque le risque de prédation est élevé. À l'inverse, une réponse de type (1) est attendue dans les environnements imprévisibles ou pauvres en ressources alimentaires (Zimmer, 2010). Dans notre cas, la perte de poids subie le jour de la capture et le lendemain pourrait être une réponse comportementale à un acte de prédation dans un

environnement imprévisible, la plupart des oiseaux capturés n'utilisant le site qu'en halte migratoire.

Gain de masse moyen par an

Grâce à l'analyse des masses des individus capturés au moins deux fois la même année, nous avons pu tracer le gain de masse annuel moyen des phragmites des joncs transitant sur Trunvel ainsi que le pourcentage annuel des individus ayant réussi à s'engraisser sur le site.

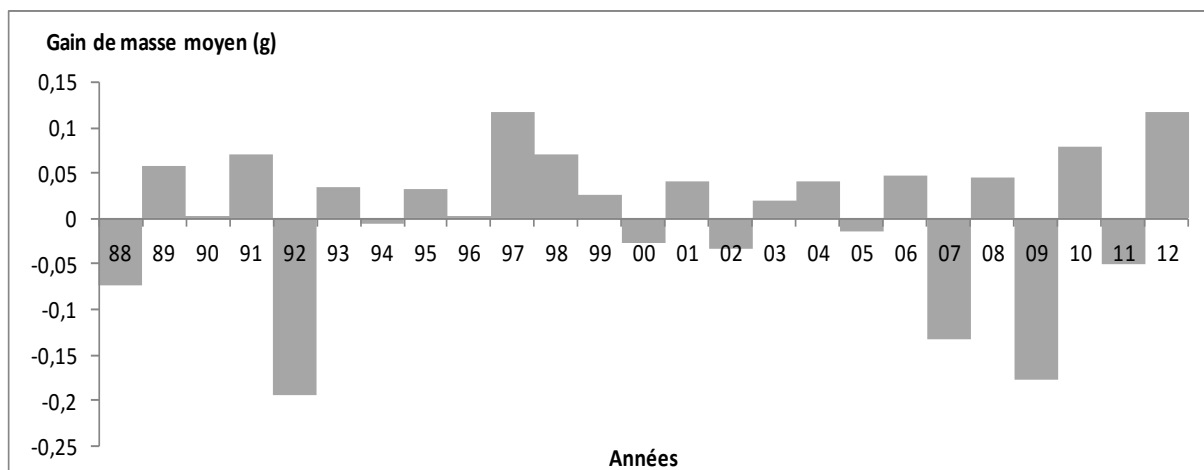


Figure 5 : gain de masse moyen par an (g) pour le phragmite des joncs (N = 8379)

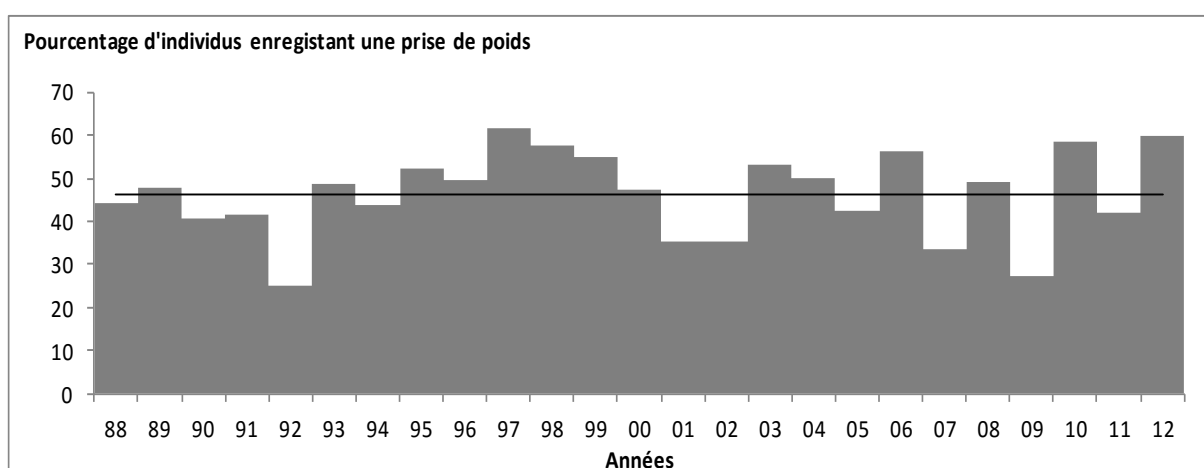


Figure 6 : pourcentage annuel d'individus enregistrant une prise de poids chez le phragmite des joncs (N = 8379). Le trait horizontal représente le gain de masse moyen sur les 25 années

Le gain de masse moyen chez le phragmite des joncs enregistre de fortes variations interannuelles. Sur les 25 années de suivi utilisées pour cette analyse, 9 enregistrent un gain de masse moyen négatif. Ces années où les oiseaux qui passent à Trunvel perdent en moyenne du poids correspondent également à des années où le pourcentage d'individus ayant réussi à s'engraisser est relativement faible. *A contrario*, les années où le gain de masse est le plus élevé correspondent à des saisons où la majorité des oiseaux a réussi à accumuler des réserves sur Trunvel.

Théoriquement, la qualité d'un site de halte migratoire pourrait être estimée grâce à la durée de séjour des individus (Péron *et al.*, 2007 ; Chenaival *et al.*, 2011). Les oiseaux ont tendance à partir rapidement des sites de « mauvaise » qualité tandis qu'ils prolongent le séjour sur des sites favorables. Sur des sites intermédiaires, non optimaux mais qui présentent tout de même des ressources, les oiseaux s'attarderaient encore plus longtemps car ils auraient plus de difficulté à s'engraisser (Zucca, 2010). Le gain de masse moyen par an pourrait être un autre indicateur de la qualité d'un site pour une année donnée. Il serait intéressant de développer ces analyses dans une autre étude afin d'évaluer au plus près les capacités d'accueil de Trunvel. La base de données de Trunvel permet des analyses solides grâce au grand

nombre de données récoltées. Il serait parfaitement envisageable d'estimer plus précisément les durées de séjour des individus à la façon de Schaub *et al.* (2001). Celle-ci consiste à corriger les estimations de durée de séjour (nombre de jours écoulés entre la première et la dernière capture une saison donnée) par la probabilité de capture. Elle nécessite de travailler sur un nombre de données important, ce qui est notre cas et permet d'éviter le risque de sous-estimation des durées de séjour réelles. Il serait également envisageable d'étendre l'analyse à plusieurs espèces (migrateurs longue distance et moyenne distance par exemple).

CONCLUSION

Le travail de terrain mené à Trunvel est considérable et permet d'alimenter la base de données du CRBPO qui mène de nombreuses analyses au niveau national et international. La mise en relation des données de Trunvel avec celles d'autres stations a permis la publication de plusieurs articles scientifiques sur différentes espèces, comme la rousserolle effarvate (Stokke *et al.*, 2007 ; Stokke *et al.*, 2008 ; Procházka *et al.*, 2008 ; Procházka *et al.*, 2011), le phragmite aquatique (Julliard *et al.*, 2006 ; Le Nevé *et al.*, 2009 ; Kerbiriou *et al.*, 2010) ou la locustelle lusciniöide (Neto *et al.*, 2012).

Ces études, qui mettent en perspective les données des stations

de baguage telles que Trunvel, apportent des nombreux éléments de compréhension des espèces et de leurs stratégies migratoires. Mais il est également pertinent de s'intéresser aux phénomènes locaux observés sur un site. Par le travail développé dans cet article, nous souhaitons mettre en avant l'intérêt d'une valorisation locale des données de capture.

La force et la puissance d'un jeu de données aussi fourni que celui de la station de baguage de Trunvel est aussi un des obstacles majeurs pour les analyses si ces données ne sont pas correctement centralisées. Le travail entrepris depuis 2012 a permis d'harmoniser la base de données, ce qui ouvre de nouvelles perspectives d'études. Il est désormais envisageable de travailler sur des problématiques de comparaisons interannuelles et de mener des analyses précises. Nous avons présenté ici quelques exemples de résultats, qui amènent déjà des pistes de réflexion pour des études à venir.

REMERCIEMENTS

Nous remercions Bruno Bargain qui a œuvré pour la création, le fonctionnement et le maintien de la station de baguage de Trunvel pendant plus de 20 ans. Nous remercions également le Conseil général du Finistère qui a toujours soutenu financièrement le fonctionnement de la station. Enfin,

nous tenons tout particulièrement à remercier les 1139 bagueurs et aides-bagueurs bénévoles qui ont participé aux opérations de baguage pendant ces 27 années.

BIBLIOGRAPHIE

Bargain B., Vansteenwegen C. & Henry J., 2002. Importance des marais de la Baie d'Audierne (Bretagne) pour la migration du Phragmite des joncs *Acrocephalus schoenobaenus*. *Alauda*, 70-1 : 35-55

Bargain B. & Henry J., 2005. Les oiseaux de la Baie d'Audierne, analyse des données de la station de baguage de 1988 à 2003. *Penn ar Bed*, 193/194, 72 p.

Chenaval N., Lorrillière R., Dugué H. & Doxa A., 2011. Phénologie et durée de halte migratoire de quatre passereaux paludicoles en migration post-nuptiale en estuaire de la Loire. *Alauda*, 79-2 : 149-156

Dubessy F. & Guyot G., 2013. *Bilan de la station de baguage de Trunvel*. Bretagne Vivante/DREAL Bretagne/Conseil général du Finistère : 66 p.

Erni B., Liechti F., Underhill L.G. & Burderer B., 2002. Wind and rain govern the intensity of nocturnal bird migration in central Europe – a log-linear regression analysis. *Ardea*. 90-1 : 155-166

Gentle L.K. & Gosler A.G., 2001. Fat reserves and perceived predation risk in the great tit, *Parus major*. *Proceedings of the Royal Society of London Biology*, 268 : 487-491

Julliard R., Bargain B., Dubos B. & Jiguet F., 2006. Identifying autumn migration routes for the globally threatened Aquatic Warbler *Acrocephalus paludicola*. *Ibis*, 148 : 735-743

Kerbirou C., Bargain B., Le Viol I. & Pavoine S., 2010. Diet and fuelling of the global threatened aquatic warbler at autumn migration stopover as compared with two congeners. *Animal conservation*, 14-3 : 1-10

Kullberg C., Metcalfe N.B. & Houston D.C., 2002. Impaired flight ability during incubation in the pied flycatcher. *Journal of avian biology*, 33 : 179-183

Le Nevé A., Bargain B., Provost P. & Latraube F., 2009. Le phragmite aquatique *Acrocephalus paludicola* ; Plan national d'actions 2010 – 2014. Ministère de l'Écologie, de l'Énergie, du Développement durable et de la Mer, Direction régionale de l'Environnement Bretagne, Bretagne Vivante – SEPNEB. *Penn ar Bed*, 206 : 177 p.

Macleod R. & Gosler A.G., 2006. Capture and mass change: perceived predation risk or interrupted foraging? *Animal behaviour*, 71 : 1081-1087

Mugabo M., 2006. *Flux migratoire de quatre espèces de passereaux migrants trans-sahariens au Cap Corse : influence des conditions météorologiques locales et tendance à long terme*. Rapport de stage, Université de Rennes 1 : 22 p.

Neto J.M., Arroyo J.L., Bargain B., Monrós J.S., Mátrai N., Procházka P. & Zehtindjiev P., 2012. Phylogeography of a Habitat Specialist with High Dispersal Capability: The Savi's Warbler *Locustella luscinioides*. *PLoS ONE*, 7-6 : e38497

Pannekoek J. & Van Strien A., 2015. TRIM 3 Manual (Trends & Indices for Monitoring data). *Statistics Netherlands*.

Peron G., Henry P-H., Provost P., Dehorter O. & Julliard R., 2007. Climate changes and post-nuptial migration strategy by two reedbed passerines. *Climate Research*, 35 : 147-157

Procházka P., Hobson K.A., Karcza Z. & Kralj J., 2008. Birds of a feather winter together: migratory connectivity in the Reed Warbler *Acrocephalus scirpaceus*. *Journal of ornithology*, 149 : 141-150

Procházka P., Stokke B.G., Jensen H., Fainová D., Bellinva E., Fossøy F., Vikan J.R., Bryja J. & Soler M., 2011. Low genetic differentiation among reed warbler *Acrocephalus*

scirpaceus populations across Europe. *Journal of Avian Biology*, 42 : 103-113

Richardson W.J., 1990. Timing of bird migration in relation to wheather (Chapter 1). in *Bird Migration: Physiology and Ecophysiology. Editions By E. Gwinner*, Berlin, New-York. Springer-Verlag : 435 p.

Schaub M., Pradel R., Jenni L. & Lebreton J.-D., 2001. Migrating birds stop over longer than usually thought: an improved capture-recapture analysis. *Ecology*, 82-3 : 852-859

Schaub M., Liechti F. & Jenni L., 2003. Departure of migrating European robins, *Erithacus rubecula*, from a stopover site in relation to wind and rain. *Animal behaviour*, 67 : 229-237

Stokke B.G., Hafstad I., Rudolfson G., Bargain B., Beier J., Bigas D., Campàs B., Dyrce A., Honza M., Leisler B., Pap P.L., Patapavičius R., Procházka P., Schulze-Hagen K., Thomas R., Moksnes A., Møller A.P., Røskft E. & Soler M., 2007. Host

density predicts presence of cuckoo parasitism in reed warblers. *Oikos*, 116 : 913-922

Stokke B.G., Hafstad I., Rudolfson G., Moksnes A., Møller A.P., Røskft E. & Soler M., 2008. Predictors of resistance to brood parasitism within and among reed warbler populations. *Behavioral ecology*, 19-3 : 612-620

Van Der Veen I.T. & Sivars L.E., 2000. Causes and consequences of mass loss upon predator encounter: feeding interruption, stress or fit-for-flight? *Functional Ecology*, 14 : 638-644

Zimmer C., 2010. *Impact d'un dérangement sur la balance énergétique, le comportement, et la reproduction d'Anatidés : généralisation du compromis entre le risque de jeûne et le risque de prédation*. Thèse, Université de Strasbourg : 356 p.

Zucca M., 2010. *La migration des oiseaux*. Éditions Sud Ouest, Luçon : 349 p.

Gaëtan Guyot

gaetan.guyot@bretagne-vivante.org

OISEAUX D'EAU HIVERNANT DANS LE GOLFE DU MORBIHAN : TENDANCES 1991-2013

Myriam Guéguen
Jérôme Cabelguen
Roger Mahéo
Guillaume Gélinaud

INTRODUCTION

Depuis la fin des années 1960, partout en Europe, des milliers d'ornithologues dénombrent les oiseaux d'eau sur le littoral, les lacs, fleuves, marais et autres milieux aquatiques. Ces comptages sont essentiellement réalisés à la mi-janvier dans le cadre des enquêtes coordonnées par Wetlands International.

En France, ces dénombrements hivernaux ont d'abord concerné les anatidés et foulques à partir de 1967, puis ont été étendus aux limicoles à partir de 1977. Ils mobilisent un vaste réseau d'observateurs, professionnels ou non, de divers horizons

(associations, espaces protégés, organismes scientifiques et techniques). Au total, plus de 1 500 sites répartis sur tout le territoire métropolitain sont dénombrés chaque année. Toutes les zones humides majeures pour l'hivernage des oiseaux d'eau sont ainsi couvertes par le réseau, ainsi qu'une forte proportion de sites secondaires (Deceuninck & Fouque, 2010).

Ces suivis ont pour objectifs de fournir des informations essentielles à l'évaluation du statut des espèces et de leurs habitats. Ils permettent de produire des indicateurs concernant la santé des populations d'oiseaux d'eau et l'état des zones humides qu'ils fréquentent et ce, à différentes

échelles allant du site de comptage à la région biogéographique (Deceuninck *et al.*, 2014). Les effectifs d'oiseaux d'eau présents sont utilisés pour identifier les sites prioritaires, notamment ceux considérés comme d'importance internationale au titre de la Convention de Ramsar pour la protection des zones humides. Enfin, ces dénombrements permettent d'estimer l'abondance des populations des espèces suivies et leurs tendances, tant au niveau national (Deceuninck & Fouque, 2010 ; Deceuninck & Mahéo, 2000), qu'international (Nagy *et al.*, 2012 ; Wetlands International, 2012). Ces informations permettent l'élaboration et la mise à jour régulière des listes rouges d'espèces menacées en France (UICN France *et al.*, 2011) ou globalement (UICN, 2012 ; Wetlands International, 2012).

Le golfe du Morbihan est identifié comme zone humide d'importance majeure au sein de la voie de migration est-atlantique/east atlantic flyway pour l'accueil des oiseaux d'eau migrants et hivernants, dont les anatidés (Scott & Rose, 1996) et les limicoles (Delany *et al.*, 2009). Depuis 1991, il est officiellement inscrit sur la liste des zones humides d'importance internationale au titre de la convention de Ramsar et fait l'objet d'un classement en Zone de Protection Spéciale (ZPS) au titre de la Directive « Oiseaux » dans le cadre du dispositif européen Natura 2000. L'année 1991 est donc considérée

comme une année de référence pour la préservation de l'avifaune locale, bien que les ornithologues locaux n'aient pas attendu la démarche Natura 2000 pour mettre en place des suivis des oiseaux d'eau. Dans les années 1950, la diminution drastique des effectifs d'anatidés hivernant dans le golfe alerte les chasseurs et les associations de protection de la nature (Mahéo, *comm. pers.*). Elle a justifié la mise en place de mesures de protection (réserve de chasse maritime) et de suivis des oiseaux d'eau à partir des années 1960, basés sur des comptages hivernaux mensuels suivant un protocole défini par la Station de Biologie Marine de Bailleron (Mahéo, Université de Rennes 1). Ces dénombrements ont été poursuivis, avec quelques ajustements méthodologiques, et ont impliqué un nombre croissant d'observateurs de plusieurs organismes à partir de 2005.

L'objectif de cette étude est de réaliser une analyse des résultats de comptage recueillis sur le golfe depuis l'hiver 1990-91. Cette synthèse inédite permet une mise à jour de l'état des populations de trois grandes familles d'oiseaux d'eau hivernant régulièrement dans le golfe du Morbihan : les anatidés et foulques, les limicoles, et les plongeurs (grèbes *Podiceps sp.*, garrot à œil d'or *Bucephala clangula* et harle huppé *Mergus serrator*). Elle évalue le statut local de conservation de ces espèces en s'appuyant sur les tendances de leurs effectifs.

MATÉRIEL ET MÉTHODE

Le site d'étude : le golfe du Morbihan

Situé sur le littoral atlantique morbihannais, entre l'estuaire de la Vilaine et la presqu'île de Quiberon, le golfe du Morbihan constitue une échancrure de la côte communiquant avec l'océan par un étroit goulet. En intégrant les trois estuaires qui l'alimentent et les différents îles et îlots, il s'étend sur environ 13 000 ha et représente près de 240 km de linéaire côtier.

Le paysage du golfe offre une grande diversité de formes littorales, avec une nette opposition entre le bassin occidental et le bassin oriental. A l'ouest, le golfe présente des côtes rocheuses au relief plus marqué et des chenaux parcourus par de violents courants de marée. La partie orientale au contraire est dominée par de vastes vasières qui découvrent à marée basse (environ 4 000 ha). Pour de plus amples informations sur le site, voir SIAGM & ONCFS (2013).

Sur certaines vasières se développent les plus vastes herbiers de zostères marines *Zostera marina* et de zostères naines *Zostera noltii* de Bretagne (multisources Ifremer-CNRS-CEVA 2007). Ces herbiers constituent une ressource alimentaire de première importance pour les oiseaux herbivores au cours de leur hivernage, notamment pour la bernache cravant *Branta bernicla* (Fox, 1996 ; Ganter, 2000 ; Ponsero *et al.*, 2009 ; Dalloyau & Robin, 2013).

Par ailleurs, les nombreux marais qui bordent le golfe du Morbihan accueillent de nombreuses espèces d'oiseaux au cours des différentes phases de leur cycle annuel (hivernage, migration et reproduction). Les marais littoraux jouent un rôle central pour l'hivernage et la nidification de plusieurs espèces de limicoles (avocette élégante *Recurvirostra avosetta*, échasse blanche *Himantopus himantopus*, chevalier gambette *Tringa totanus*,...) (Gélinaud & Robic, 2000).

Les comptages et suivis coordonnés

Depuis l'hiver 2004-05, un collectif s'est mis en place afin d'assurer le suivi des anatidés, foulques, grèbes et limicoles hivernants. Il réunit des structures diverses, gestionnaires d'espaces protégés ou associations impliquées dans des dénombrements ornithologiques sur tout ou partie du golfe. Ce partenariat peut représenter plus d'une vingtaine d'observateurs comptant de manière simultanée et permet de réaliser une couverture exhaustive du site découpé en zones élémentaires (

Figure 1). Ces comptages sont réalisés vers le milieu de mois (pour tenir compte des contraintes météorologiques et de marée) de septembre à mars conformément au calendrier IWC (International Waterbirds Census), ce qui permet par la suite d'intégrer les résultats aux dénombrements internationaux. À partir du mois de novembre, et ce

jusqu'au mois de février, deux comptages distincts sont réalisés : les anatidés (à mi-marée descendante) et les limicoles (à mi-marée montante). Depuis 2010, un comptage spécifique

est réalisé à la mi-janvier afin de dénombrer les espèces plongeuses (grèbes, garrots, harles) qui échappent en grande partie aux comptages courants.

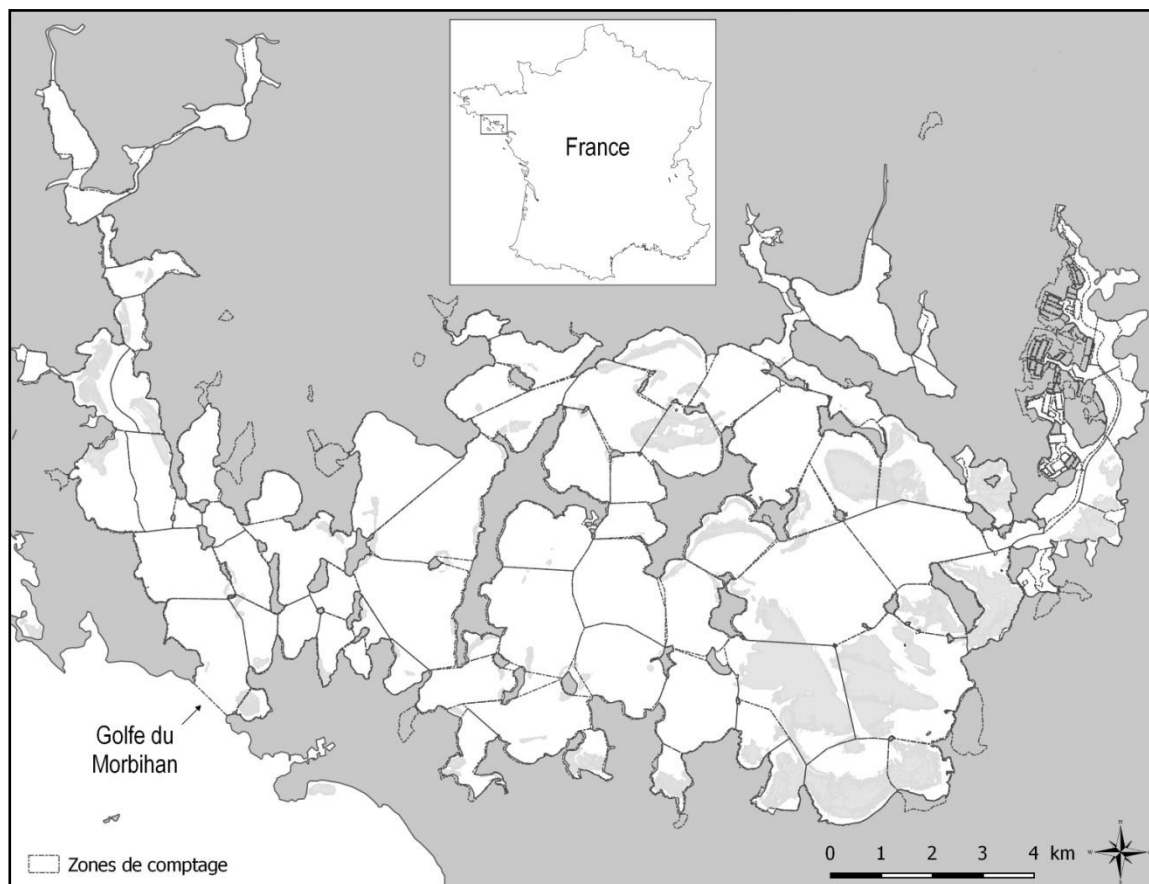


Figure 1 : Localisation de la zone d'étude et découpage du golfe du Morbihan en sites de comptage élémentaires

Les données utilisées

Les données utilisées sont extraites de la base de données des recensements collectifs du golfe du Morbihan qui comprend les résultats des comptages mensuels réalisés sur 23 saisons hivernales depuis l'hiver 1990-91 pour 33 espèces d'oiseaux classées en 3 groupes :

- les **anatidés et foulques** (12 espèces) : bernache cravant, canard

chipeau, canard colvert, canard pilet, canard siffleur, canard souchet, cygne tuberculé, foulque macroule, fuligule milouin, fuligule morillon sarcelle d'hiver, tadorne de Belon ;

- les **limicoles** (15 espèces) : avocette élégante, barge à queue noire, barge rousse, bécasseau maubèche, bécasseau variable, chevalier aboyeur, chevalier arlequin, chevalier gambette, courlis

cendré, grand gravelot, huîtrier pie, pluvier argenté, pluvier doré, tournepierre à collier, vanneau huppé ;

- les **plongeurs** (6 espèces) : garrot à œil d'or, grèbe à cou noir, grèbe castagneux, grèbe esclavon, grèbe huppé, harle huppé.



Photo 1 : le golfe du Morbihan est un site d'importance internationale pour l'hivernage de l'avocette élégante (marais Breton – Vendée, mai 2014). T. Queleennec

Il est important de noter que les fuligules sont traités avec les anatidés et non avec les plongeurs comme c'est le cas pour le garrot à œil d'or et le harle huppé. Ces dernières espèces fréquentent le milieu maritime avec les grèbes, alors que les fuligules stationnent préférentiellement sur les étangs et lagunages avec les autres canards. Il s'agit donc davantage d'un choix lié à la méthode de comptage qu'à la taxonomie des espèces.

L'analyse des données

Estimation des effectifs maximaux et des données manquantes, lissage des courbes

Pour une espèce et une année donnée, l'effectif maximal correspond au nombre maximal d'oiseaux dénombrés pendant un mois de l'hiver considéré. L'effectif maximal compté peut donc être atteint en décembre pour une espèce et en février pour une autre.

Les observations manquantes sont inévitables lorsque l'on considère des données de comptage sur le long terme, notamment dans le cas des espèces plongeuses qui ne font l'objet que d'un seul recensement. En cas de conditions météorologiques défavorables, ce recensement a parfois été annulé ou sa qualité peut être affectée.

De manière plus générale, la simple utilisation des effectifs maximaux dénombrés ne permet pas d'analyser l'évolution du stationnement des oiseaux d'un hiver à l'autre. Les fluctuations temporaires susceptibles d'être observées peuvent par exemple être dues à des variations dans la sévérité des conditions climatiques pendant la période hivernale. Mais les variations peuvent aussi avoir une origine artificielle, par exemple quand le pic de fréquentation du golfe par les oiseaux intervient en dehors des dates de comptage. Ces sources de variation naturelles et méthodologiques peuvent entraver la capacité à détecter des tendances à plus ou moins long terme (Atkinson *et al.*, 2006).

Pour estimer les données manquantes et les effectifs maximaux annuels, nous avons utilisé un Modèle Additif Généralisé (GAM) avec le logiciel R (voir notamment Wood, 2006). L'analyse consiste à examiner l'effet du temps (années) sur les effectifs des différentes espèces d'oiseaux. Cet effet pouvant varier en fonction des années dans un GAM contrairement à un Modèle Linéaire Généralisé. Ce type d'analyse contribue à lisser les courbes de tendance, c'est-à-dire à réduire la variabilité interannuelle. L'écart entre les effectifs dénombrés et modélisés est d'autant plus faible qu'il y a peu de données manquantes et que plusieurs comptages chaque hiver permettent de mieux cerner le pic de fréquentation.

Lorsque les valeurs sont plus élevées que ce que prévoit le modèle, elles sont conservées, alors que si elles sont plus faibles, elles sont traitées comme des observations manquantes. Cette méthode permet d'éviter que les données manquantes fassent chuter la valeur de l'effectif maximal.

Calcul des Indices Annuels d'Abondance (IAA) et des statuts de conservation

À partir des effectifs maximaux modélisés par la méthode précédente, nous avons calculé un Indice Annuel d'Abondance (IAA). Pour un hiver donné, l'IAA correspond au nombre d'oiseaux présents pendant l'hiver exprimé par rapport au nombre d'oiseaux présents au cours de l'hiver de référence, qui est fixé arbitrairement à 100. Dans notre étude, nous avons considéré l'hiver 2012-13, le plus récent dans les données de comptage disponibles sur le golfe du Morbihan, comme l'hiver de base. L'IAA peut être calculé par espèce ou par groupe d'espèces : toutes espèces, anatidés et foulques, limicoles, plongeurs. L'IAA global ou calculé par groupe d'espèces donne un même poids à chaque espèce, alors que l'effectif total dénombré reflète dans une grande proportion les changements touchant les espèces les plus abondantes.

Sur un pas de temps long, la dynamique d'une population peut passer par plusieurs phases, par exemple une tendance globale à

l'accroissement sur le long terme malgré un déclin durant les dernières années. À l'image du réseau de surveillance des oiseaux d'eau mis en place au Royaume Uni (WeBS Alert, Cook *et al.*, 2013), nous examinons les tendances spécifiques à trois échéances : court terme (2013 comparé à 2009), moyen terme (2013 comparé à 2004) et long terme (2013 comparé à 1991). Un déclin compris entre 25 et 50 % marque un statut de conservation moyennement défavorable, tandis qu'un statut très défavorable correspond à un déclin supérieur à 50 %. Une augmentation de 33 % est nécessaire pour retrouver le niveau initial après un déclin de 25 %, et il faut un accroissement de 100 % pour compenser une diminution de 50 %.

RÉSULTATS

Tendances depuis 1991

Les effectifs d'oiseaux d'eau, toutes espèces confondues, ont fortement diminué à la fin des années 1990, et atteint des valeurs minimales au cours des hivers 2003-04 et 2004-05 (Figure 2). Depuis, une tendance à l'augmentation semble se dessiner, même si les deux dernières années de comptage montrent un fléchissement. Les effectifs maximaux, généralement atteints entre novembre et janvier, restent très inférieurs à ceux des années 1990. À l'hiver 1993-94, le golfe comptait plus de 115 000 oiseaux d'eau au

maximum de la saison, contre seulement 75 000 en 2012-13.

Cette évolution reflète particulièrement bien celle des effectifs d'anatidés et foulques qui ont fortement diminué à la fin des années 1990 (

Figure 3). Représentant plus de 70 000 oiseaux à l'hiver 1993-94, ils ont atteint une valeur minimale à l'hiver 2004-05 avec un total d'environ 30 000 individus dénombrés. Depuis quelques années, le total des effectifs maximaux stagne entre 35 000 et 40 000 oiseaux chaque hiver (

Figure 3). D'un point de vue spécifique, quatre espèces sont en déclin sur le long terme (tendance 1991-2013) : la bernache cravant, le canard pilet, le canard siffleur et le fuligule milouin. Les deux dernières dépassent le seuil d'alerte de 50 % de diminution des effectifs maximaux par rapport à 1991. Quatre espèces présentent des effectifs stables sur le long terme et quatre sont en augmentation (

Tableau 1).

L'effectif total des limicoles ne montre pas de tendance significative sur le long terme (

Figure 4). Si une légère diminution du total des effectifs maximaux semble se dessiner depuis 1991, ce dernier oscille fortement à plus ou moins court terme (

Figure 4). Cette absence de tendance globale n'est pas sans masquer de profonds changements chez certaines espèces. Ainsi, les effectifs de sept espèces sont en déclin sur le long

terme dont quatre dépassent le seuil d'alerte de 25 % de diminution des effectifs par rapport à 1991 (

Tableau 1) : le bécasseau maubèche, le bécasseau variable, le chevalier aboyeur et le chevalier gambette. Huit espèces présentent une augmentation d'abondance de plus de 50 % sur le long terme : l'avocette élégante, la barge à queue noire, la barge rousse, le chevalier arlequin, le courlis cendré, le pluvier doré, le tournepierre à collier et le vanneau huppé. On assiste donc à un véritable changement de la composition du peuplement de limicoles sur le golfe du Morbihan depuis 1991, année de désignation de ce dernier en ZPS.

Depuis 1991, les espèces plongeuses telles que définies dans la présente étude ne représentent en moyenne que 5 % du total des oiseaux hivernants sur le golfe du Morbihan (Figure 5). Le total des effectifs maximaux des 6 espèces oscille entre 2 880 et 4 280 individus depuis l'hiver 1990-91, avec une tendance globale qui se maintient à la baisse (

Figure 5). D'un point de vue spécifique, on constate une tendance au déclin sur le long terme pour le garrot à œil d'or et le harle huppé, une relative stabilité pour le grèbe à cou noir et le grèbe huppé, et une augmentation des effectifs de grèbe castagneux et de grèbe esclavon (Tableau 1).

Le golfe du Morbihan, un site d'importance internationale pour les oiseaux d'eau

Afin d'évaluer l'importance des zones humides, des critères numériques ont été définis dans le cadre de la convention de Ramsar. Ainsi, le golfe du Morbihan dépasse régulièrement le seuil des 20 000 oiseaux d'eau comptés simultanément à une période de l'année (critère n°5), essentiellement pendant la saison hivernale où l'effectif total des migrateurs et hivernants se situe généralement entre 50 000 et 100 000 individus. Par ailleurs, au cours de l'hiver 2012-13, 7 espèces ont dépassé les seuils numériques internationaux correspondant à 1 % de la population mondiale de l'espèce (critère n°6), et 17 autres ont dépassé les seuils nationaux (plus de 1 % des effectifs hivernants en France) (

Tableau 1 : golfe du Morbihan, tendances d'évolution des effectifs maximaux pour les 33 espèces d'anatidés, de limicoles et de plongeurs analysées. Pourcentage de variation des effectifs maximums à long terme (1991-2013), moyen terme (2004-2013) et court terme (2009-2013), et tendance globale 1991-2013

	Effectif maximum modélisé en 2012-13	Site d'importance nationale ^(1, 2, 3) seuil 1 %	Site d'importance internationale ^(4,5) seuil 1 % nord-ouest Europe
Anatidés et foulques			
Bernache cravant (<i>Branta bernicla</i>)	15 467	✓ 1 144	✓ 2 150
Canard colvert (<i>Anas platythynchos</i>)	6 263	✓ 3 037	
Canard pilet (<i>Anas acuta</i>)	1 156	✓ 135	✓ 600
Canard siffleur (<i>Anas penelope</i>)	4 824	✓ 522	
Canard souchet (<i>Anas clypeata</i>)	934	✓ 296	✓ 400
Foulque macroule (<i>Fulica atra</i>)	4 333	✓ 2 748	
Sarcelle d'hiver (<i>Anas crecca</i>)	2 676	✓ 1 275	
Tadorne de Belon (<i>Tadorna tadorna</i>)	3 972	✓ 643	✓ 3 000
Limicoles			
Avocette élégante (<i>Recurvirostra avosetta</i>)	1 323	✓ 220	✓ 730
Barge à queue noire (<i>Limosa limosa islandica</i>)	4 303	✓ 210	✓ 610
Barge rousse (<i>Limosa lapponica</i>)	300	✓ 81	
Bécasseau variable (<i>Calidris alpina</i>)	18 585	✓ 3 200	✓ 13 300
Chevalier aboyeur (<i>Tringa nebularia</i>)	57	✓ 4	
Chevalier arlequin (<i>Tringa erythropus</i>)	106	✓ 4	
Chevalier gambette (<i>Tringa totanus</i>)	379	✓ 70	
Courlis cendré (<i>Numenius arquata</i>)	603	✓ 220	
Pluvier argenté (<i>Pluvialis squatarola</i>)	1 590	✓ 300	
Tournepierrre à collier (<i>Arenaria interpres</i>)	343	✓ 250	
Plongeurs			
Garrot à œil d'or (<i>Bucephala clangula</i>)	87	✓ 22	
Grèbe castagneux (<i>Tachybaptus ruficollis</i>)	218	✓ 90	
Grèbe à cou noir (<i>Podiceps nigricollis</i>)	992	✓ 130	
Grèbe esclavon (<i>Podiceps auritus</i>)	26	✓ 5	
Grèbe huppé (<i>Podiceps cristatus</i>)	525	✓ 400	
Harle huppé (<i>Mergus serrator</i>)	1 032	✓ 37	

).

Au mois de janvier 2013, l'enquête Wetlands International montre que le golfe du Morbihan se classe parmi les dix principaux sites nationaux pour 5 espèces d'anatidés : la bernache cravant, le tadorne de Belon, le canard pilet, le garrot à œil d'or, et le

harle huppé (Deceuninck *et al.*, 2014), et pour 7 espèces de limicoles : avocette élégante, barge à queue noire, bécasseau variable, chevalier aboyeur, chevalier arlequin, grand gravelot et pluvier argenté (Mahéo & Le Dréan-Quenec'hdu, 2013). Par ailleurs, il constitue le premier site de

Bretagne pour l'accueil des anatidés et foulques, et le second pour les limicoles (Gélinaud *et al.*, 2014).

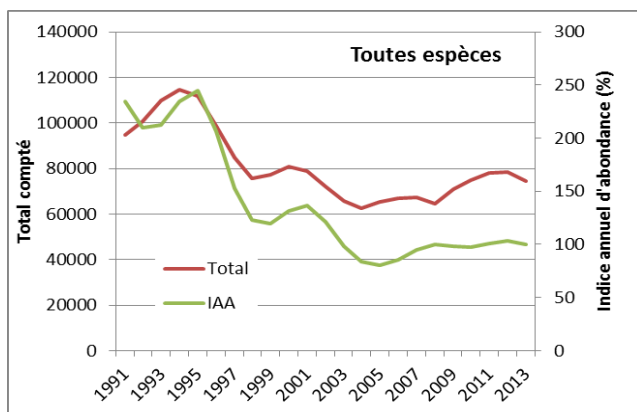


Figure 2 : variations de l'effectif maximum modélisé pour les 33 espèces d'oiseaux d'eau analysées et Indice Annuel d'Abondance (% - 2012-13 base 100)

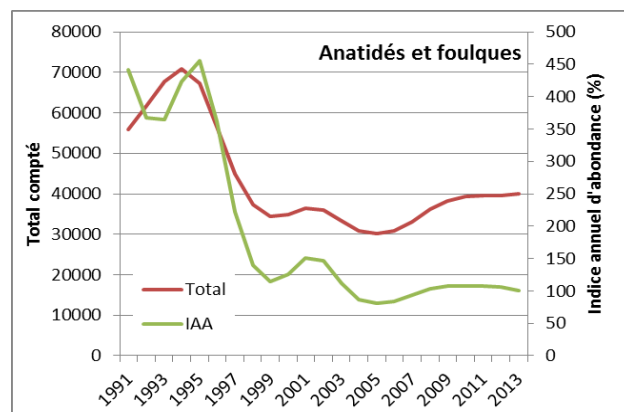


Figure 3 : effectif maximum modélisé pour les 12 espèces d'anatidés et foulques analysées et Indice Annuel d'Abondance (% - 2012-13 base 100)

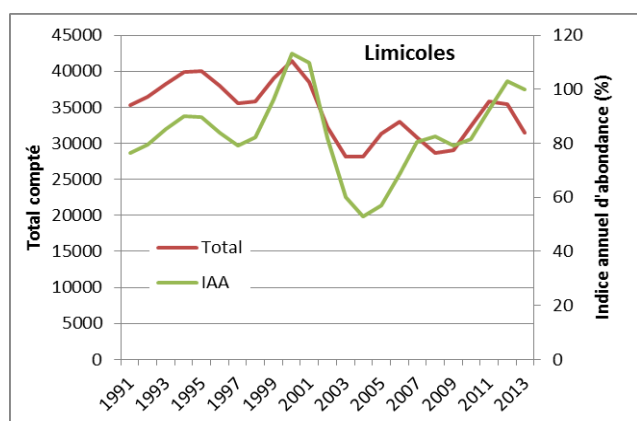


Figure 4 : effectif maximum modélisé pour les 15 espèces de limicoles analysées et Indice Annuel d'Abondance (% - 2012-13 base 100)

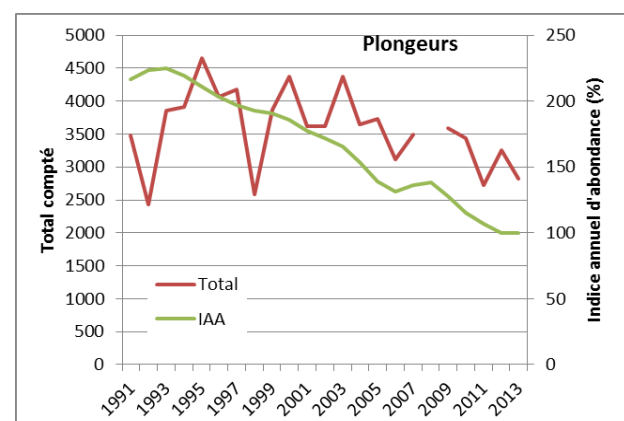


Figure 5 : effectif maximum modélisé pour les 6 espèces d'oiseaux plongeurs analysées et Indice Annuel d'Abondance (% - 2012-13 base 100)



Photo 3 : barge à queue noire (Le Teich – Gironde, août 2012). T. Quelennec

	% de variation des effectifs maximums			Tendance globale 1991-2013
	Long terme 1991-2013	Moyen terme 2004-2013	Court terme 2009-2013	
Anatidés et foulques				
Bernache cravant (<i>Branta bernicla</i>)	-40	31	5	↘
Canard chipeau (<i>Anas strepera</i>)	364	99	36	↗
Canard colvert (<i>Anas platythynchos</i>)	9	105	11	→
Canard pilet (<i>Anas acuta</i>)	-45	28	23	↘
Canard siffleur (<i>Anas penelope</i>)	-55	36	36	↘
Canard souchet (<i>Anas clypeata</i>)	24	126	20	→
Cygne tuberculé (<i>Cygnus olor</i>)	/	29	-39	↗
Foulque macroule (<i>Fulica atra</i>)	7	-12	-36	→
Fuligule milouin (<i>Aythya ferina</i>)	-95	-9	-13	↘
Fuligule morillon (<i>Aythya fuligula</i>)	-14	99	32	→
Sarcelle d'hiver (<i>Anas crecca</i>)	41	-6	64	↗
Tadorne de Belon (<i>Tadorna tadorna</i>)	45	30	0	↗
Limicoles				
Avocette élégante (<i>Recurvirostra avosetta</i>)	151	36	25	↗
Barge à queue noire (<i>Limosa limosa</i>)	3594	300	73	↗
Barge rousse (<i>Limosa lapponica</i>)	69	930	124	↗
Bécasseau maubèche (<i>Calidris canutus</i>)	-28	110	51	↘
Bécasseau variable (<i>Calidris alpina</i>)	-36	-4	-6	↘
Chevalier aboyeur (<i>Tringa nebularia</i>)	-46	131	-18	↘
Chevalier arlequin (<i>Tringa erythropus</i>)	816	522	23	↗
Chevalier gambette (<i>Tringa totanus</i>)	-26	67	-4	↘
Courlis cendré (<i>Numenius arquata</i>)	66	58	4	↗
Grand gravelot (<i>Charadrius hiaticula</i>)	-20	46	-36	→
Huîtrier pie (<i>Haematopus ostralegus</i>)	-23	13	38	→
Pluvier argenté (<i>Pluvialis squatarola</i>)	-8	-5	19	→
Pluvier doré (<i>Pluvialis apricaria</i>)	665	2206	46	↗
Tournepierre à collier (<i>Arenaria interpres</i>)	1165	1222	149	↗
Vanneau huppé (<i>Vanellus vanellus</i>)	81	-28	77	↗
Plongeurs				
Garrot à œil d'or (<i>Bucephala clangula</i>)	-88	-77	-39	↘
Grèbe castagneux (<i>Tachybaptus ruficollis</i>)	110	65	15	↗
Grèbe à cou noir (<i>Podiceps nigricollis</i>)	39	-21	-20	↗
Grèbe esclavon* (<i>Podiceps auritus</i>)	668	1320	-27	↗
Grèbe huppé (<i>Podiceps cristatus</i>)	19	35	-7	→
Harle huppé (<i>Mergus serrator</i>)	-32	-33	-20	↘

* Pour le grèbe esclavon, les calculs ont été effectués à partir de l'année 1998, première année d'observation

Tableau 1 : golfe du Morbihan, tendances d'évolution des effectifs maximaux pour les 33 espèces d'anatidés, de limicoles et de plongeurs analysées. Pourcentage de variation des effectifs maximums à long terme (1991-2013), moyen terme (2004-2013) et court terme (2009-2013), et tendance globale 1991-2013

	Effectif maximum modélisé en 2012-13	Site d'importance nationale ^(1, 2, 3) seuil 1 %	Site d'importance internationale ^(4,5) seuil 1 % nord-ouest Europe
Anatidés et foulques			
Bernache cravant (<i>Branta bernicla</i>)	15 467	✓ 1 144	✓ 2 150
Canard colvert (<i>Anas platythynchos</i>)	6 263	✓ 3 037	
Canard pilet (<i>Anas acuta</i>)	1 156	✓ 135	✓ 600
Canard siffleur (<i>Anas penelope</i>)	4 824	✓ 522	
Canard souchet (<i>Anas clypeata</i>)	934	✓ 296	✓ 400
Foulque macroule (<i>Fulica atra</i>)	4 333	✓ 2 748	
Sarcelle d'hiver (<i>Anas crecca</i>)	2 676	✓ 1 275	
Tadorne de Belon (<i>Tadorna tadorna</i>)	3 972	✓ 643	✓ 3 000
Limicoles			
Avocette élégante (<i>Recurvirostra avosetta</i>)	1 323	✓ 220	✓ 730
Barge à queue noire (<i>Limosa limosa islandica</i>)	4 303	✓ 210	✓ 610
Barge rousse (<i>Limosa lapponica</i>)	300	✓ 81	
Bécasseau variable (<i>Calidris alpina</i>)	18 585	✓ 3 200	✓ 13 300
Chevalier aboyeur (<i>Tringa nebularia</i>)	57	✓ 4	
Chevalier arlequin (<i>Tringa erythropus</i>)	106	✓ 4	
Chevalier gambette (<i>Tringa totanus</i>)	379	✓ 70	
Courlis cendré (<i>Numenius arquata</i>)	603	✓ 220	
Pluvier argenté (<i>Pluvialis squatarola</i>)	1 590	✓ 300	
Tournepierré à collier (<i>Arenaria interpres</i>)	343	✓ 250	
Plongeurs			
Garrot à œil d'or (<i>Bucephala clangula</i>)	87	✓ 22	
Grèbe castagneux (<i>Tachybaptus ruficollis</i>)	218	✓ 90	
Grèbe à cou noir (<i>Podiceps nigricollis</i>)	992	✓ 130	
Grèbe esclavon (<i>Podiceps auritus</i>)	26	✓ 5	
Grèbe huppé (<i>Podiceps cristatus</i>)	525	✓ 400	
Harle huppé (<i>Mergus serrator</i>)	1 032	✓ 37	

⁽¹⁾ Deceuninck *et al.* (2014), ⁽²⁾ Mahéo & Le Dréan-Quenec'hdu (2013), ⁽³⁾ Wetlands International/France (2010), ⁽⁴⁾ Wetlands International (2012), ⁽⁵⁾ Ebbsing *et al.* (2013)

Tableau 2 : espèces pour lesquelles le golfe du Morbihan dépasse les seuils numériques nationaux (1 % des oiseaux hivernants en France) ou internationaux (1 % de la population mondiale de l'espèce) au cours de l'hiver 2012-13

DISCUSSION

Le golfe du Morbihan demeure un site d'importance majeure pour les oiseaux d'eau. Il accueille globalement plus de 20 000 individus en hiver et les effectifs dépassent le niveau d'importance internationale pour 7 espèces et le niveau d'importance nationale pour 17 autres. Il conviendrait d'y ajouter d'autres espèces migratrices non prises en compte dans ce suivi comme la spatule blanche *Platalea leucorodia*, la sterne de Dougall *Sterna dougallii* en migration, ou le rôle du site pour la nidification des oiseaux d'eau.

L'abondance globale des oiseaux d'eau a fortement décliné, de plus de 100 000 au début des années 1990 à 75 000 durant l'hiver 2012-2013. Cette perte de plus de 25 000 oiseaux hivernants est avant tout liée au déclin des trois espèces les plus abondantes au début des années 1990, à savoir la bernache cravant, le canard siffleur et le bécasseau variable.

Une analyse superficielle des tendances spécifiques suggère qu'en première analyse, l'état de conservation des populations migratrices et hivernantes est apparaît satisfaisant. Sur le total de 33 espèces examinées, 15 présentent une tendance à l'augmentation sur le long terme et 8 sont stables. De même, dans chaque catégorie, anatidés et foulques, limicoles, plongeurs, on constate un relatif

équilibre entre le nombre d'espèces en déclin ou en augmentation sur le long terme, excepté chez les limicoles où une majorité d'espèces tend à augmenter. Pourtant l'IAA des anatidés et foulques, et des plongeurs diminue fortement, ce qui suggère que les espèces en déclin régressent plus rapide ou avec une plus grande amplitude que les espèces en augmentation. De nombreuses études ont mis en évidence des modifications de répartition hivernale ou de phénologie de la migration chez les oiseaux, notamment anatidés et limicoles, en relation avec les changements climatiques (Hüppop & Hüppop, 2003 ; Maclean *et al.*, 2008 ; Lehikoinen & Jaatinen, 2012 ; Guillemain *et al.*, 2013). Face à l'augmentation de la température particulièrement marquée dans le nord de l'Europe, nombre d'espèces tendent à migrer plus tard en automne ou à hiverner progressivement plus au nord. Un tel phénomène pourrait expliquer la diminution des effectifs de garrot à œil d'or (Lehikoinen *et al.*, 2013) et de harle huppé, mais n'apporte pas d'explication satisfaisante aux nombreux changements observés localement, notamment à l'érosion globale des effectifs d'oiseaux d'eau. En effet, plusieurs espèces comme la bernache cravant, le canard siffleur, le canard pilet, le fuligule milouin, le bécasseau maubèche ou le chevalier gambette, présentent des tendances différentes dans le golfe et au niveau régional ou national (Valéry &

Schricke, 2013 ; GIP Bretagne Environnement, 2013 ; Deceuninck *et al.*, 2014). Cela signifie que les effectifs déclinent localement dans un contexte d'accroissement en Bretagne ou en France.

Pour une espèce donnée, les sites d'hivernage n'ont pas tous la même qualité, et dans un contexte d'accroissement numérique les oiseaux coloniseraient en premier les sites de meilleure qualité, puis les autres sites à mesure que la densité et la compétition intraspécifique augmentent. L'ordre d'occupation des sites révélerait ainsi la qualité des habitats (voir par exemple Gill *et al.*, 2001). Inversement, les populations se maintiendraient plus longtemps dans les meilleurs sites en cas de régression. Les différences de tendances détectées à l'échelle du golfe par rapport aux niveaux Bretagne ou France seraient alors révélatrices d'une moindre qualité ou d'une dégradation de la qualité des habitats pour les espèces en question.

Valéry & Schricke (2013) ont montré que la fréquentation du golfe par la bernache cravant, exprimée en nombre d'oiseaux jours, est stable de 1982 à 2012, tandis que notre analyse, basée sur le pic d'abondance annuel indique une réduction de moitié sur la période de 1991 à 2013. Pour un même nombre de journées passées par l'espèce dans le golfe, le pic d'abondance simultané est réduit de moitié. Ce

phénomène pourrait être dû simultanément à une réduction globale du nombre d'individus fréquentant le golfe et à un allongement de leur temps de séjour. On peut également envisager un scénario alternatif, une diminution du temps de séjour de tous les individus. Seul un suivi individualisé par le baguage ou la télémétrie permettrait de comprendre les processus impliqués dans ces changements d'abondance.

Comme toutes les baies et estuaires, le golfe du Morbihan est un écosystème complexe sujet à de nombreux changements environnementaux naturels, et soumis à une forte pression anthropique (Le Corre, 2009). Les oiseaux d'eau migrants et hivernants sont l'une des seules composantes biologiques suivies à l'échelle de l'ensemble du site sur le long terme. Ce suivi met en évidence des changements et permet un diagnostic de l'état de conservation des populations. Il doit bien-sûr être poursuivi, mais il ne permet pas d'expliquer à lui seul les changements observés. Des études complémentaires devraient être mises en œuvre pour mieux comprendre l'utilisation du site par les oiseaux et comment ils réagissent aux modifications de cet environnement.

REMERCIEMENTS

Le suivi des oiseaux d'eau migrants et hivernants du golfe du Morbihan

nécessite la participation de nombreux observateurs. Nous tenons à remercier les personnels et agents des communes de l'Île-aux-Moines et Sarzeau, de la Fédération Départementale des Chasseurs du Morbihan, de l'ONCFS, du projet de Parc Naturel Régional du golfe du Morbihan et de la Réserve Naturelle Nationale des marais de Séné, et les observateurs bénévoles des Amis de la Réserve de Séné et de Bretagne Vivante-SEPNB. Nous remercions également Frédéric Touzalin pour son aide dans l'analyse des résultats.

BIBLIOGRAPHIE

Atkinson P.W., Austin G.E., Rehfisch M.M., Baker H., Cranswick P., Kershaw M., Robinson J., Langston R.H.W., Stroud D.A., Van Turnhout C. & Maclean I.M.D., 2006. Identifying declines in waterbirds : the effects of missing data, population variability and count period on the interpretation of long-term survey data. *Biological Conservation*, 130 : 549-559

Cook A., Barnivore C., Holt C., Read W. & Austin G., 2013. *Wetland Bird Survey Alerts 2009-2010 : changes in numbers of wintering waterbirds in the Constituent Countries of the United Kingdom, Special Protection Areas (SPAs) and Sites of Special Scientific Interest (SSSIs)*. BTO Research Report 641, BTO, <http://Thetford.http://www.bto.org/volunteer->

[surveys/webs/publications/webs-annual-report](#)

Dalloyau S. & Robin F., 2013. *Distribution des Bernaches cravants à ventre sombre (Branta bernicla bernicla) et disponibilité alimentaire des herbiers à Zostère naine (Zostera noltii) : vers une caractérisation de la qualité des habitats intertidaux des Pertuis Charentais*. LPO, rapport 2013 : 77 p.

Deceuninck B. & Fouque C., 2010. Anatidés dénombrés en France en hiver : importance des zones humides et tendances. *Ornithos*, 17- 5 : 266-283

Deceuninck B. & Mahéo R., 2000. *Synthèse des dénombrements et analyses des tendances des limicoles hivernant en France 1978-1999*. Rapport LPO / Wetlands International : 83 p.

Deceuninck B., Quaintenne G., Ward A., Dronneau C. & Mahéo R., 2014. *Synthèse des dénombrements d'Anatidés et de Foulques hivernant en France à la mi-janvier 2013*. Rap. W.I./LPO-BirdLife : 74 p.

Delany S., Scott D., Dodman T. & Stroud D. (eds), 2009. *An Atlas of Wader Populations in Africa and Western Eurasia Wetlands*. Wetlands International, Wageningen : 521p.

Ebbinge, B., Blew J., Clausen P., Günther K, Hall C., Holt C., Koffijberg

K., Le Drean-Quenec'hdu S., Maheo R. & Pihl S., 2013. Population development and breeding success of Dark-bellied Brent Geese *Branta b. bernicla* from 1991-2011. *Wildfowl*, Special Issue, 3 : 74-89

Fox A.D., 1996. Zostera exploitation by Brent geese and wigeon on the Exe estuary, southern England. *Bird Study*, 43 : 257-268

Ganter B., 2000. Seagrass (*Zostera* spp.) as food for brent geese (*Branta bernicla*) : an overview. *Helgoland Marine Research*, 54 (2-3) : 63-70

Gélinaud G., Cabelguen J. & Mahéo R., 2014. *Dénombrements d'oiseaux d'eau dans le golfe du Morbihan - Saison 2012/13*. Rapport Amis de la Réserve de Séné, Bretagne Vivante-SEPNB, Commune de l'Île-aux-Moines, Commune de Sarzeau, Fédération Départementale des Chasseurs du Morbihan, Office National de la Chasse et de la Faune Sauvage, Projet de Parc Naturel Régional du Golfe du Morbihan, Réserve Naturelle des marais de Séné : 14 p.

Gélinaud G. & Robic J-F., 2000. *Golfe du Morbihan : habitats et oiseaux des marais endigués*. Bretagne Vivante-SEPNB : 69 p.

Gill J.A., Norris K., Potts P.M., Gunnarsson T.G., Atkinson P.W. & Sutherland W.J., 2001. The buffer effect and large-scale population

regulation in migratory birds. *Nature*, 412 : 436-438

Guillemain M., Pöysä H., Fox A.D., Arzel C., Dessborn L., Ekroos J., Gunnarsson G., Holm T.E., Christensen T.K., Lehikoinen A., Mitchell C., Rintala J. & Møller A.P., 2013. Effects of climate change on European ducks : what do we know and what do we need to know? *Wildl. Biol.*, 19 : 404-419

Hüppop O. & Hüppop K., 2003. North Atlantic oscillation and timing of spring migration in birds. *Proc. R. Soc., B* 270 : 233-240

Le Corre N., 2009. *Le dérangement de l'avifaune sur les sites naturels protégés de Bretagne: état des lieux, enjeux et réflexions autour d'un outil d'étude des interactions hommes/oiseaux*. Thèse Université de Brest : 534p.

Lehikoinen A. & Jaatinen K., 2012. Delayed autumn migration in northern European waterfowl. *J. Ornithol.* 153 : 563-570

Lehikoinen A., Jaatinen K., Vahätalo A.V., Clausen P., Crowe O., Deceuninck B., Hearn R., Holt C., Hornman M., Keller V., Nilsson L., Langendoen T., Tomankova I., Wahl J. & Fox A.D., 2013. Rapid climate driven shifts in wintering distributions of three common waterbird species. *Global Change Biology*, 19 : 2071-2081

Macleán I.M., Austin G.E., Rehfisch M.M., Blew J., Crowe O., Delany S., Devos K., Deceuninck B., Günther K., Laursen K., van Roomen M. & Whal J., 2008. Climate change causes rapid changes in distribution and site abundance of birds in winter. *Global Change Biology*, 14 : 2489-2500

Mahéo R., 1971. Le stationnement hivernal des anatidés dans le golfe du Morbihan (Bretagne méridionale) : saisons 1960-61 à 1969-70. *L'oiseau et la R.F.O.*, 41 : 11-40

Mahéo R. & Le Dréan-Quenec'hdu S., 2013. *Limicoles séjournant en France (littoral) : janvier 2012*. Rap. W.I./ONCFS-FRCB : 49 p.

Nagy S., Delany S., Flink S. & Langendoen T., 2012. *Report on the Conservation Status of Migratory Waterbirds in the Agreement Area - Fifth Edition*. AEWA / Wetlands International, Wageningen, NL. : 90 p.

Ponsero A., Le Mao P., Yésou P., Allain J. & Vidal J., 2009. Qualité des écosystèmes et conservation du patrimoine naturel : le cas de l'eutrophisation littorale et l'hivernage de la Bernache cravant (*Branta bernicla*) en Baie de Saint-Brieuc (France). *Rev. Écol. (Terre Vie)*, 64 : 14 p.

Scott D.A. & Rose P.M., 1996. *Atlas of Anatidae Populations in Africa and Western Eurasia*. Wetlands International Publications n°41 : 336p.

SIAGM & ONCFS (Coord.), Cosson T., Mézac A. (SIAGM) & Picard L. (ONCFS), 2013. *Document d'objectifs des sites Natura 2000 ZSC « Golfe du Morbihan – côte ouest de Rhuys » (FR 53 000 89) et ZPS « Golfe du Morbihan » (FR 53 100 86)*. Syndicat Intercommunal d'Aménagement du Golfe du Morbihan et Office National de la Chasse et de la Faune Sauvage : 533 p.

UICN , 2012. *Lignes directrices pour l'application des Critères de la Liste rouge de l'UICN aux niveaux régional et national : Version 4.0*. Gland, Suisse et Cambridge, Royaume-Uni : UICN. iv + 44pp. Originellement publié en tant que Guidelines for Application of IUCN Red List Criteria at Regional and National Levels: Version 4.0 (Gland, Switzerland and Cambridge, UK: IUCN, 2012)

UICN France, MNHN, LPO, SEOF & ONCFS, 2011. *La Liste rouge des espèces menacées en France - Chapitre Oiseaux de France métropolitaine*. Paris, France : 28p.

Valéry L. & Schricke V., 2013. Trends in abundance and wintering phenology of the Dark-bellied Brent Goose *Branta b. bernicla* in France between 1982 and 2012. *Wildfowl special issue*, 3 : 57-73

Wetlands International/France, 2010. *Fiche technique : seuils numériques*

d'importance nationale pour les grèbes (période 2006-2010)

Wood S.N., 2006. *Generalized Additive Models : An Introduction with R*. Chapman and Hall/CRC : 384p.

Wetlands International, 2012. *Waterbird Population Estimates*. Fifth edition (WPE/5). wpe.wetlands.org



Photo 3 : le golfe du Morbihan est aussi un site d'importance internationale pour la bernache cravant (Lampaul-Ploudalmezeau – Finistère, novembre 2014). T. Quelennec

Myriam Guéguen & Jérôme Cabelguen

*Réserve Nationale
de Chasse et de Faune Sauvage
du Golfe du Morbihan
ONCFS
22 rue du Commerce
56000 Vannes*

Roger Mahéo

34 rue de Brocéliande
56000 Vannes

Guillaume Gélinaud

*Réserve Naturelle des marais de Séné
Bretagne Vivante-SEPNB
Route de Brouel
56860 Séné*

En Bref...

Passage prénuptial du bécasseau sanderling *Calidris alba* dans les terres

S'il est un migrateur et un hivernant commun sur le littoral breton, le bécasseau sanderling est un hôte très rare dans les terres. Les données concernant son passage prénuptial intérieur ne concernent d'ailleurs que le département d'Ille-et-Vilaine (selon un axe classique entre façade atlantique et baie du Mont-Saint-Michel). La synthèse de ces observations montre que le phénomène n'est pas annuel. À ce titre, l'année 2013 a été « exceptionnelle », puisque 3 données sur 3 sites distincts et concernant 4 individus ont été collectées.

On peut noter que ces données concernent, selon les années, soit :

- la seconde décade d'avril (25 % des données, 20 % des individus)
- les deux premières décades de mai (75 % des données, 80 % des individus).

Si l'espèce est majoritairement contactée, dans ces conditions intérieures et printanières, sur de grandes zones humides à forte pression d'observation (Careil, La Cantache, Sougéal), il est intéressant de constater que ces oiseaux peuvent aussi faire halte sur de petits sites comme la sablière de Cicé (en 2010 puis 2013) dont la pièce d'eau couvre moins de 2 hectares. Le bécasseau sanderling y cherchera toutefois systématiquement des rives nues

évoquant les plages et vasières littorales auxquelles l'espèce est (presque !) inféodée dans la région.

Julien GARIN

année	date	nb	localisation	auteur
2014	09/05	1	lac de la Cantache/Montreuil-sous-Pérouse	Y. Blat
	11/05	3	lac de la Cantache/Montreuil-sous-Pérouse	Y. Blat
2013	03/05	2	étang de Careil/Iffendic	J. Garin
	04/05	1	marais de Sougéal	P. Halnaut
	14/05	1	écluse de Cicé/Bruz	J. Garin
2012	02/05	1	lac de la Cantache/Montreuil-sous-Pérouse	Y. Blat
	19/05	3	lac de la Cantache/Montreuil-sous-Pérouse	Y. Blat
2010	15/05	3	écluse de Cicé/Bruz	J. Templon
2008	12/04	?	marais de Sougéal	J. Templon
2005	14/04	1	étang de Careil/Iffendic	M. Letué
	7/04	2	étang de Careil/Iffendic	B. Helsens
2000	06/05	1	étang de Careil/Iffendic	S. Leparoux

Tableau : données intérieures de bécasseaux sanderling en Ile-et-Vilaine entre 2000 et 2014



Photo : une image plus habituelle, le bécasseau sanderling sur une plage de sable fin en milieu maritime (baie d'Audierne – Finistère, août 2015). T. Quelennec

