



Distribution des Bernaches cravants à ventre sombre (*Branta bernicla bernicla*) et disponibilité alimentaire des herbiers à Zostère naine (*Zostera noltei*) : vers une caractérisation de la qualité des habitats intertidaux des Pertuis Charentais.

Rapport 2013

LPO Nationale

SEP - LPO



Préserver

Protéger

Eduquer



Sébastien Dalloyau – Frédéric Robin



SOMMAIRE

REMERCIEMENTS	3
AVANT-PROPOS.....	3
I. INTRODUCTION.....	5
II. PROBLEMATIQUES.....	6
II.-1. LES MASSES D'EAU	7
II.-2. LES HERBIERS INTERTIDEAUX.....	8
II.-3. LE MODELE "BERNACHE"	10
II.-4. ELEMENTS DE QUALITE DES HABITATS ESTUARIENS.....	11
III. OBJECTIFS	12
IV. MATERIELS ET METHODES	12
IV.-1. LES SITES D'ETUDE	12
IV.-2. LES HERBIERS A <i>ZOSTERA NOLTEI</i>	18
IV.-3. LES BERNACHES CRAVANTS <i>BRANTA BERNICLA</i>	19
IV.-4. ECHANTILLONNAGE ET ANALYSES DES DONNEES	24
V. CARACTERISATION DES HERBIERS A ZOSTERE NAINE.....	31
V.-1. ETENDUE SPATIALE DES HERBIERS	31
V.-2. DENSITE D'HERBIER ET EVALUATION DE L'ETAT DE CONSERVATION	32
V.-3. CARACTERISATION DES SITES D'ETUDES	34
V.-4. ESTIMATION DE LA VARIABILITE DE LA BIOMASSE DISPONIBLE.....	41
VI. CARACTERISATION DE L'HIVERNAGE DES BERNACHES CRAVANTS	47
VI.-1. ECHELLE NATIONALE / ECHELLE LOCALE.....	47
VI.-2. PHENOLOGIE DE L'HIVERNAGE DES BERNACHES DANS LES SITES D'ETUDE.....	48
VI.-3. DISTRIBUTION SPATIALE DES BERNACHES DANS LES SITES D'ETUDE.....	52
VII. APPROCHE DU LIEN BIO-INTEGRATEUR	54
VII.-1. QUELS PEUVENT ETRE LES FACTEURS DE CONTRAINTES LOCALES	54
VII.-2. LA REPONSE FONCTIONNELLE : EXPRESSION DES VARIATIONS DE LA QUALITE DES HABITATS	55
VIII. CONCLUSION ET PERSPECTIVES.....	60
IX. BIBLIOGRAPHIE.....	63
X. ANNEXES	72

REMERCIEMENTS

Le présent rapport rend compte d'un travail qui s'est réalisé au sein des Pertuis Charentais, en particulier des espaces protégés, et qui à ce titre a nécessité l'appui des personnes intervenant au quotidien dans la gestion des Réserves Naturelles Nationales. Aussi, que l'ensemble des personnes soit remercié pour leur investissement : la RNN de Lilleau des Niges (J.-C. Lemesle et J. Gernigon), la RNN du marais d'Yves (M.-L. Cayatte, C. Goulevant et Karine Vennel) et la RNN de Moëze-Oléron (Ph. Delaporte, S. Guenneteau, L. Jomat, V. Lelong et P. Rousseau). Les auteurs tiennent également à adresser leurs plus vifs remerciements à E. Bugot pour son aide précieuse sur le terrain, son concours à la réalisation d'une communication au Goose Specialist Group dans le cadre de cette étude ou encore la relecture du présent rapport.

Cette étude a bénéficié également du soutien financier de l'Europe par l'intermédiaire du fond FEDER.

Cette étude a fait l'objet d'une présentation au Conseil Scientifique commune aux trois Réserves Naturelles Nationales le 13 novembre 2013.

AVANT-PROPOS

Cette étude portant sur les relations dynamiques habitat/espèce devait initialement se dérouler sur une période de deux ans (2011-2012 et 2012-2013) intégrant deux saisons hivernales. Ces périodes correspondent à la présence de Bernaches cravants à ventre sombre (*Branta bernicla bernicla*) dans les Pertuis charentais, soit de septembre "n" à mars "n+1". Toutefois, pour des raisons de calendrier d'acceptation des financements, l'étude n'a pu se dérouler qu'au cours de l'hiver 2012-2013. Néanmoins, les résultats obtenus ont permis l'acquisition de nouvelles connaissances et de poser les bases essentielles favorables à de futures perspectives qui doivent s'inscrire sur le long terme.

I. INTRODUCTION

La nécessité de suivi des écosystèmes n'a probablement jamais été aussi importante que dans le contexte actuel des zones humides côtières en général, et des milieux littoraux et estuariens en particulier. En effet, ces habitats sont parmi les plus écologiquement riches et productifs (Harman 1972, Grime 1973, Lubchenco 1978, Huston 1979), mais sont également les plus menacés au monde (Ricklefs & Miller 2005, Begon *et al.* 2006). Durant les 50 dernières années, **la majorité des zones humides européennes a subi d'importantes transformations, tant sur le plan paysager que fonctionnel** (Dugan 1990, 1993).

L'évolution actuelle des zones littorales, particulièrement en Europe occidentale, laisse entrevoir une utilisation différentielle écosystémique entre usage anthropique et support biologique conduisant *de facto* les organismes vivants à moduler et ajuster leur adaptation biologique à la qualité du milieu (Cody 1985, Block & Brennan 1993, Dolman & Sutherland 1994).

Or ces habitats sont essentiels pour la survie de nombreuses espèces, utilisant notamment les zones littorales comme sites de reproduction, de haltes migratoires ou comme zones d'hivernage (Tamisier & Dehorter 1999, Ravenscroft & Beardall 2003, Herzog & Sedinger 2004).

Lors des phases hivernales, de nombreux oiseaux côtiers doivent faire face à des conditions qui s'avèrent physiologiquement défavorables. Aussi, les zones d'accueil doivent réunir des conditions écologiques propices afin que les individus puissent être en mesure de compenser les coûts énergétiques mobilisés en hiver et de maximiser leur survie lors de cette période sensible. Ceci est d'autant manifeste dès lors que les individus se retrouvent dépendant de milieux spécifiques (Partridge 1978, Goss-Custard *et al.* 1994, Guillemain *et al.* 2002), comme c'est par exemple le cas pour les Bernaches cravants (*Branta bernicla*) vis-à-vis des herbiers intertidaux (Duncan 1933, Cottam *et al.* 1944, Charman 1975, Mathers *et al.* 1998, Ganter 2000, Moore & Black 2006).

Un des paramètres majeurs, préfigurant à la détermination de la qualité écologique d'un milieu, concerne la capacité d'accueil de l'habitat. C'est-à-dire les conditions qui vont être réunies et, notamment en terme d'abondance et d'accessibilité aux ressources (*e.g.* alimentaires), afin que les populations puissent optimiser leurs stationnements. Lorsque cette capacité est atteinte, elle va induire la mort ou l'immigration d'un individu lors de l'arrivée d'un nouvel individu sur un site (Goss-Custard 1980, 1985). Cette notion caractérise la taille maximale qu'une population peut atteindre sur un site, en lien avec la disponibilité des ressources de celui-ci.

Par ailleurs, la valeur écologiquement favorable d'un habitat repose sur l'hétérogénéité des ressources disponibles (*i.e.* partenaire sexuel, alimentaire, zones favorables...). Cette hétérogénéité intègre les notions de variabilité spatiale et temporelle et, outre la simple présence/absence, présume également de l'accessibilité à ces ressources (Mysterud & Ims 1998, Jonzén *et al.* 2004, Norris & Marra 2007). Ainsi, ces fluctuations de l'habitat, peuvent être considérées comme des éléments moteurs qui vont influencer l'agencement des individus dans le temps et l'espace (*i.e.* la distribution et l'abondance) (Brown 1988, Sutherland 1996, Brown 2000, Brown & Gillooly 2003).

Ces modifications d'utilisation de l'habitat, conduisant généralement à une re-distribution spatiale des organismes, traduisent une réponse dite fonctionnelle de la part des individus afin de maximiser leur survie face à la variation de la qualité d'accueil d'un site.

Elles permettent, en outre, d'élaborer des prédictions pour envisager les conséquences de pertes ou dégradations d'habitats sur les populations animales, *e.g.* des re-distributions massives ou des

baisses d'effectifs voire la désertion d'un secteur (Sutherland 1983, Arditi & Dacorogna 1988, Hunter *et al.* 1992, Holmgren 1993, Bailey *et al.* 1996, Allen & O'Connor 2000, Van Baalen *et al.* 2001, Crozier & Niemi 2003, Jonzén *et al.* 2004).

Ces connaissances jouent actuellement un rôle majeur dans le suivi des écosystèmes menacés, **ainsi que dans l'élaboration de programmes de gestion et de conservation pertinents** (Fredrickson & Reid 1988, Weller 1988, Douven *et al.* 2003, Morris 2003, Borum *et al.* 2004, Millsbaugh *et al.* 2006, Moore 2006).

II. PROBLEMATIQUES

Pendant l'hivernage, les animaux sont amenés à faire face à la variation d'abondance de la ressource (Newton 1998, Brown 2000, Newton 2004), aux taux d'ingestion (Swanson 1985, Prop & Black 1998), aux compromis d'acquisition (Sutherland 1996, Norris 1999, Ydenberg *et al.* 2002) ou encore à la détectabilité de la ressource (Brown & Morgan 1995), en plus des contraintes énergétiques (Charman 1977, 1979, Percival & Evans 1997, Clausen *et al.* 2003). Les anatidés du paléarctique, de par certaines caractéristiques (spécialisation, taille...) et leur dépendance aux zones humides (habitats changeants), sont particulièrement vulnérables et tributaires de la variabilité de la ressource alimentaire, et ce de façon plus prononcée en hiver (Weller & Batt 1988). Or la répartition des individus sur un site et l'utilisation qu'ils en font se déroulent sous les conditions initiales d'abondance et de disponibilité des ressources alimentaires (Rowcliffe *et al.* 1999, Gill *et al.* 2001, Amano *et al.* 2006b, 2006a).

Ainsi, certains individus peuvent être contraints d'ajuster leur comportement et leur stationnement en se reportant vers d'autres secteurs et/ou d'autres ressources afin d'optimiser leur survie hivernale. En outre, cette réponse fonctionnelle peut évoluer dans l'espace sur une saison d'hivernage, ou encore dans le temps, par des modifications profondes d'utilisation des quartiers d'hivernage.

De ce fait, la distribution des individus va s'exercer en fonction de la capacité d'accueil de **l'habitat. Le concept de capacité d'accueil est donc au cœur des préoccupations** environnementales (Van Eerden 1997, Alonzo 2002, Bos 2002, Goss-Custard *et al.* 2002). Concept clé dans le domaine de la biologie de la conservation, il a largement été étudié chez les anatidés et les limicoles par des équipes anglaises - W.J. Sutherland (Sutherland & Anderson 1993, Sutherland & Allport 1994, Percival *et al.* 1996, 1998) ou J.D. Goss-Custard (Goss-Custard *et al.* 2002, West *et al.* 2002, Goss-Custard *et al.* 2003) et plus récemment hollandaises - B. Nolet (Nolet *et al.* 2006). La mise en place de tels travaux est cependant souvent complexifiée par le **fait que seuls quelques sites offrent les conditions d'études requises. Parmi ces conditions (e.g. facilité d'observation, niveaux de dérangements faibles), la simplicité du régime alimentaire de l'espèce étudiée est un point important. C'est pourquoi le régime alimentaire "quasi-exclusif"** de la bernache cravant (*i.e.* zostère) en fait une espèce essentielle pour **l'étude de la qualité d'un** habitat et par extension, des relations habitats/espèces notamment dans le contexte des Pertuis Charentais et comme cela a déjà été approché pour l'espace intertidal oléronais (Dalloyau 2008).

Ce projet va donc s'articuler autour du lien Zostère/Bernache cravant en essayant de qualifier les mouvements hivernaux des oiseaux comme une caractéristique fine et dépendante de la qualité des herbiers intertidaux, et par extension de la qualité écologique des Pertuis Charentais. Trois axes majeurs vont être ainsi abordés : la caractérisation des herbiers à zostère, l'évaluation des

stationnements et de l'ajustement spatial des Bernaches cravants, et enfin la réponse fonctionnelle des Bernaches vis-à-vis de l'accès à la ressource alimentaire (Zostère).

L'étude proposée ici se localise dans les Pertuis Charentais, seconde zone d'hivernage pour la Bernache cravant à ventre sombre (*Branta b. bernicla*) en France, après le Bassin d'Arcachon. Les Pertuis abritent plusieurs Réserves Naturelles Nationales (RNN) gérées par la LPO, qui intègrent dans leurs unités fonctionnelles la majorité des herbiers à zostères. Les trois RNN concernées sont celles de Lilleau des Niges, des marais d'Yves et de Moëze-Oléron.

II.-1. LES MASSES D'EAU

Le compartiment marin ici visé, s'inscrit dans les Masses d'Eau Côtières (Cf. Fig.1) déclinées dans le cadre de la DCE (Directive Cadre sur l'Eau). La caractérisation des masses d'eau et de leur appartenance typologique permet d'établir d'une part, un état écologique de référence et d'autre part, les écarts à cette référence.

Les Pertuis Charentais sont une entité fonctionnelle exprimant une homogénéité biophysique. Ils **intègrent l'espace intertidal qui se distingue par la présence d'herbier** notamment à Zostère naine (*Zostera nolte*), et dont ces dernières servent à la caractérisation d'habitats prioritaires (typologie EUNIS et Corine BIOTOPE, convention OSPAR). La typologie utilisée pour la nomenclature des masses d'eau regroupe les milieux aquatiques homogènes dont les caractéristiques naturelles (relief, géologie, climat, géochimie des eaux, débit...) orientent une



Figure 1 : Localisation des différentes Masses d'Eau concernant les Pertuis Charentais. (adapté des travaux Ifremer surveillance DCE)

organisation structurée dans l'espace des organismes vivants.

Dans le contexte des Pertuis Charentais, l'ensemble des Masses d'Eau Côtières concerné par cette étude s'inscrit sous la détermination "C3 - Côte vaseuse modérément exposée", avec comme élément caractéristique les herbiers intertidaux à *Zostera*, principalement à *Z. noltei*.

II.-2. LES HERBIERS INTERTIDUAUX

En dehors des écozones polaires, les herbiers marins se distribuent sur l'ensemble du globe en formant des étendues, véritables prairies sous-marines, pouvant atteindre plusieurs hectares (den Hartog 1970, Phillips & Meñes 1988, Green & Short 2003, Borum *et al.* 2004, Moore 2006, Larkum *et al.* 2007, Touchette 2007, Hemminga & Duarte 2008). Ces angiospermes intègrent quatre familles, dont deux en France métropolitaine, les Posidonies emblématiques de la Méditerranée, et les Zostères qui se localisent dans les baies et estuaires le long des côtes de la Manche et de l'Atlantique, ainsi que quelques lagunes côtières méditerranéennes et concernent deux espèces : la Zostère marine (*Zostera marina*) et la Zostère naine (*Z. noltei*).

Afin de maintenir et de préserver cet habitat majeur, des expériences de réintroduction ont, par exemple, été envisagées notamment en Mer des Wadden (Van Katwijk 2003) ou plus récemment en France sur des secteurs identifiés dans l'Etang de Thau (Hebert *et al.* 2012).

Si les herbiers à zostères ont fait l'objet de travaux de recherches dès le début du siècle dernier (Fischer-Piette *et al.* 1932, Duncan 1933, Cottam *et al.* 1944), ce n'est toutefois que récemment que leur importance écologique fondamentale au sein des écosystèmes marins a réellement été considérée (Davison & Hughes 1998, Duarte 2000, Duffy *et al.* 2003, Borum *et al.* 2004, Kenworthy *et al.* 2006, Valentine & Duffy 2006, Larkum *et al.* 2007, Hemminga & Duarte 2008, Widdows *et al.* 2008, Hughes *et al.* 2009).

Leur fonction écologique est primordiale et se manifeste dans de nombreux compartiments où les herbiers jouent un rôle structurant de l'espace intertidal :

- o D'un point de vue écologique, en tant que production primaire, les herbiers constituent la base du réseau trophique reposant sur l'herbivorie (*e.g.* les Bernaches cravants, Barges à queue noire (*Limosa l. islandica*)) (Phillips & Meñes 1988, Ganter 2000, Green & Short 2003, Hasegawa *et al.* 2007, Robin *et al.* 2013).
- o D'un point de vue biologique, les herbiers abritent une biodiversité remarquable en procurant des zones refuges, des sites de reproduction ou encore des nurseries favorables à la biocénose benthique (Zieman 1982, Dawes *et al.* 1995, Duffy *et al.* 2003, Kenworthy *et al.* 2006, Walker & Kendrick 2006, Touchette 2007, Hovel & Regan 2008, Hughes *et al.* 2009).
- o D'un point de vue mécanique, les herbiers freinent les phénomènes de houles et de marées en modulant l'hydrodynamisme de fond à proximité du substrat.
- o D'un point de vue physique, les herbiers participent au bilan sédimentaire en piégeant les particules fines qui seront fixées par la suite. En outre, ils contribuent ainsi à la réduction de la turbidité et améliorent la pénétration de la lumière.
- o D'un point de vue chimique, les herbiers contribuent à l'oxygénation de la colonne d'eau et à la réduction des concentrations de nombreux polluants chimiques par bioaccumulation. Ce dernier aspect suggère donc un transfert de ces molécules par intégration dans les flux trophiques.

- o En France, les herbiers à *Z. noltei* représentent pour le littoral Manche-Atlantique une superficie avoisinant 10 600 ha (Sources diverses 2007, Dalloyau 2009, Dalloyau *et al.* 2009, Auby *et al.* 2010, Auby *et al.* 2011, Sauriau *et al.* 2011, Auby *et al.* 2012, Dalloyau 2012), déterminant ainsi la première surface d'herbier marin à l'échelle européenne.

Parmi les secteurs à *Z. noltei*, nous pouvons citer 4 grands sites qui abritent la majorité (environ 90%) des surfaces répertoriées (Cf. Fig.2) ; dans l'ordre le Bassin d'Arcachon (4 569 ha), les Pertuis charentais (2 621 ha), le Golfe du Morbihan (1 842 ha) et Noirmoutier (305 ha).

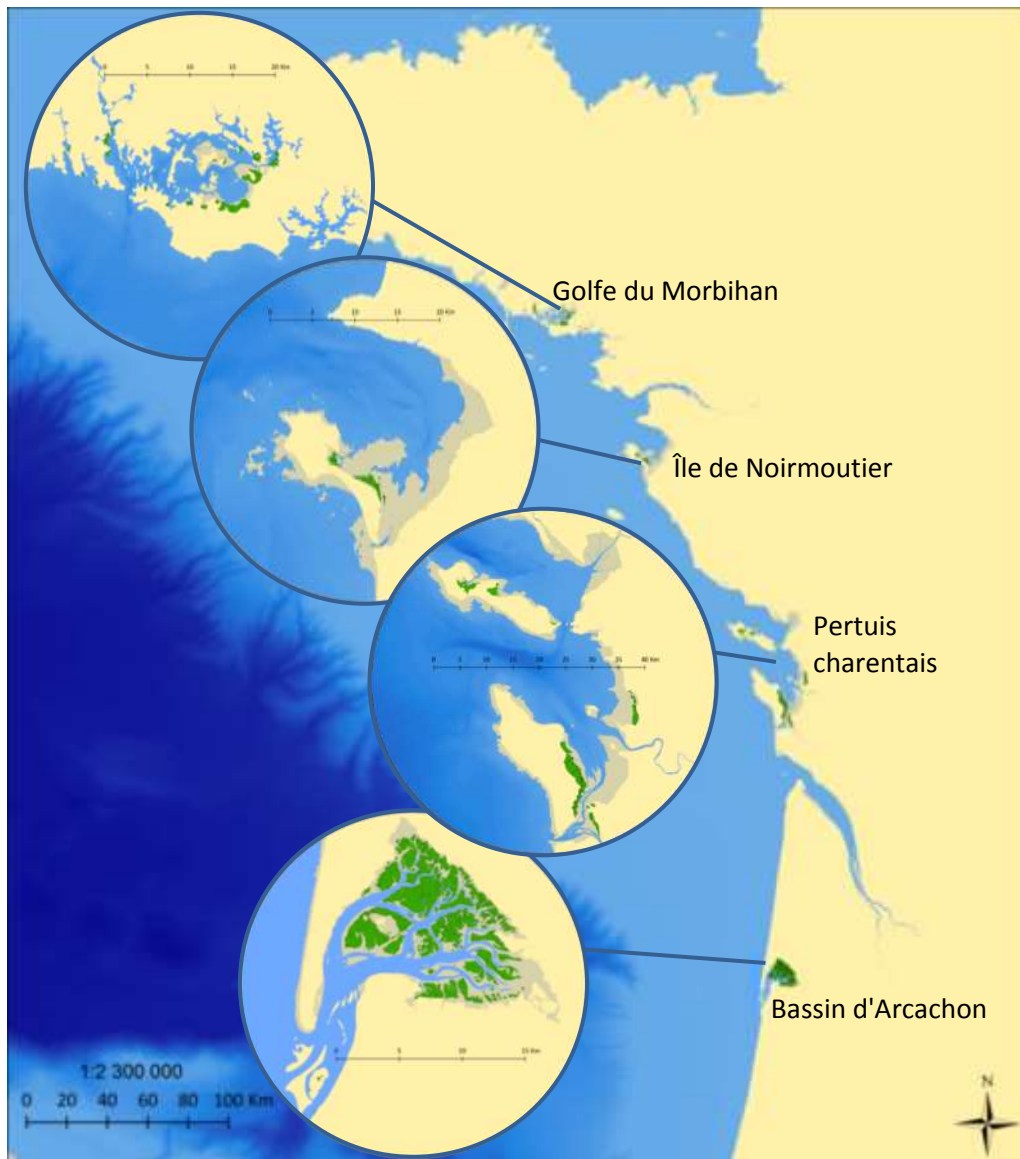


Figure 2 : Situation des quatre principaux sites abritant des herbiers à *Zostera noltei* en France

Ce qu'il faut retenir :

- Habitat majeur et structurant des compartiments intertidaux.
- Forte valeur biologique et écologique.
- Rôle primordial dans le fonctionnement des biocénoses littorales.
- Indicateur de bonne qualité environnementale des baies et estuaires.

II.-3. LE MODELE "BERNACHE"



Figure 3 : Bernache cravant à ventre sombre (*Branta bernicla bernicla*)

Au cours du XX^{ème} siècle, les populations de Bernaches à ventre sombre (Cf. Fig.3) ont largement fluctué, se traduisant par une réduction de ses effectifs **à l'échelle de son aire biogéographique** holarctique notamment depuis 1993 (moins 37%). Par ailleurs, elle est excessivement dépendante des herbiers à Zostère naine, présents dans les baies et estuaires littoraux.

Les besoins écologiques de cette espèce, ainsi que la réduction de ses effectifs, justifient donc qu'elle fasse l'objet d'un plan d'action international, dépendant de l'**AEWA**¹ (Van Nugteren 1997), et notamment son inscription dans la catégorie B2b (espèce tributaire d'un habitat type). Cette précision indique que les Bernaches cravants à ventre sombre nécessitent une attention particulière dans la mesure où elles sont dépendantes **d'habitats naturels gravement menacés** (habitats arctiques, habitats estuariens) où ses exigences écologiques sont souvent tributaires **d'activités** anthropiques.

La déclinaison des objectifs du **Plan d'Action International pour la bernache à ventre sombre**, dont la France en a acté les modalités, intègre les points suivants :

- 1) **permettre à la population de Bernaches cravants d'atteindre un niveau d'équilibre en relation avec la capacité d'accueil des territoires de reproduction, d'hivernage et de rassemblement pré-nuptial,**
- 2) **conserver et restaurer des habitats naturels côtiers suffisants pour accueillir la population sur l'ensemble de sa voie de migration,**
- 3) **minimiser les effets des perturbations anthropiques,**
- 4) **réduire les conflits avec l'agriculture.**

Le défi majeur dans les années à venir réside donc dans **le développement d'outils** qui doivent pouvoir répondre au triple objectif suivant :

- 1) **évaluer les ressources alimentaires présentes et accessibles dans les quartiers d'hivernage** et estimer leur variation spatio-temporelle afin de déterminer si elles sont suffisantes pour répondre aux contraintes écologiques des populations hivernantes,

¹ African-Eurasian Waterbird Agreement : Cet accord concerne depuis 2002, la protection de 235 espèces d'oiseaux migrateurs écologiquement dépendants de zones humides le long de leur voie de migration pour tout ou partie de leur cycle annuel.

- 2) évaluer dans quelles proportions, ces sites pourraient être impactés par certaines activités humaines, modifiant ainsi la distribution des oiseaux hivernants,
- 3) évaluer comment les Bernaches cravants peuvent traduire les modifications de qualité de leur habitat.

Ce qu'il faut retenir :

Les Bernaches cravants sont inféodées aux habitats côtiers.

Espèce quasi tributaire d'une ressource unique.

Elle est confrontée à des contraintes environnementales sur ses sites de reproduction et d'hivernage.

Ses populations ont fortement fluctué et déclinent de nouveau depuis 1993.

Son statut est suffisamment préoccupant pour justifier d'un Plan d'Action International.

II.-4. ELEMENTS DE QUALITE DES HABITATS ESTUARIENS

La **qualité d'un habitat peut être approchée par l'étude des relations habitat/espèce**. Ces dernières reposent de façon optimale sur des équilibres dynamiques (seuils de profitabilité) intégrant des ajustements constants des organismes vivants. Ces ajustements interviennent en **réponse aux contraintes qui s'exercent sur un milieu** (Krebs 1978, Krebs & Davies 1987, Ganter 2000).

Ainsi, la réduction, la soustraction de tout ou partie des ressources accessibles, voire la dégradation de la disponibilité de celles-ci, peuvent être considérées comme des éléments de perturbations écologiques. Ces paramètres de contraintes vont contribuer à **solliciter l'aptitude individuelle** des organismes dans une réponse adaptative. Le type de réponse, ainsi que **l'amplitude de celle-ci, s'organise en fonction de la nature de la perturbation**. En d'autres termes, **l'ajustement est possible et effectif selon la durée, l'intensité, l'étendue et la récurrence d'une perturbation** (Cody 1974, Stephens 1980, Aron & Passera 2000, Danchin *et al.* 2005, Ricklefs & Miller 2005, Begon *et al.* 2006).

Si, en règle générale, les effets des facteurs de perturbation sont compensés, permettant un **nouvel équilibre, il arrive toutefois qu'au-delà d'un certain seuil de sévérité, le déséquilibre est tel, qu'une réponse alternative doit être envisagée afin de maintenir la survie** des individus. Par **exemple, la réduction exceptionnelle d'une ressource** (*e.g.* alimentaire) peut être compensée par l'exploitation d'une ressource alternative, alors que sa disparition contraint les organismes à quitter le site perturbé.

Ainsi, et selon le *focus* de départ, dans notre cas la Bernache cravant, plusieurs facteurs de perturbation pourront **être identifiés**. Ces derniers peuvent **s'exprimer de façon directe vis-à-vis** des oiseaux (*e.g.* apparition de nouveaux compétiteurs), ou bien encore indirecte, en impactant la ressource alimentaire elle-même (*i.e.* dégradation des herbiers à zostère), et donc *à fortiori*, les bernaches de façon concomitante. Nous irons plus avant sur ces perturbations en fin de ce rapport.

III. OBJECTIFS

Les objectifs visés sont :

- d'améliorer les connaissances dans le fonctionnement écologique des Pertuis Charentais, et particulièrement au niveau du compartiment intertidal de la Masse d'Eau Côtière,
- **de préciser le degré d'implication des solutions à mettre en œuvre** en termes de biologie de la conservation relative à deux espèces sensibles que sont la Zostère naine (*Zostera nolte*) et la Bernache cravant à ventre sombre (*Branta b. bernicla*),
- de produire des méthodes et des outils de suivis et de veille environnementale dans les relations spécifiques littoral/oiseaux côtiers

IV. MATERIELS ET METHODES

IV.-1. LES SITES D'ETUDE

Les Pertuis Charentais

Situé en position centrale de la façade atlantique française, le complexe des Pertuis Charentais (Cf. Fig.4), limité au nord par la Baie de l'Aiguillon et au sud par la Presqu'île d'Arvert, est intégrée à la région picto-vendéenne qui marque la transition entre le Massif Armoricaïn et le Bassin Aquitain (Hily 1976). La géomorphologie générale, issue du Jurassique et qui évolue toujours de nos jours (Gottis & Prud'Homme 1963, Vanney 1969), se retrouve dans la structure physique imprimée aux Pertuis par une orientation Nord-ouest/Sud-est, et notamment, dans le cas des îles d'Oléron et de Ré² (Hily 1976).

Ré et Oléron vont ainsi compartimenter trois secteurs : au nord, le Pertuis Breton (sud Vendée - Ré), en position médiane, le Pertuis d'Antioche (Oléron - Ré), et, au sud, le Pertuis de Maumusson (Oléron - Presqu'île d'Arvert), caractérisant ainsi le complexe des Pertuis Charentais et traduisant un vaste ensemble sédimentaire sous régime océanique (Hily 1976) d'une superficie d'environ 360 Km².

Les Pertuis sont sous influence de cinq bassins versants. Nous rencontrons ainsi, du nord au sud, le Lay, la Sèvre niortaise, la Charente, la Seudre, et la Gironde dont le panache remonte jusqu'au Pertuis d'Antioche. D'autre part, il est important de préciser que les quatre premiers cours d'eau sont majoritairement des vecteurs de substances chimiques et de molécules de synthèse d'origine agricole, alors que la Gironde véhicule majoritairement des substances d'origine industrielle (Pigeot 2001).

L'influence des houles est également un aspect important de la dynamique du système. En effet, ce sont elles qui permettent au "panache" de la Gironde de revenir vers le continent, notamment par l'embouchure du Pertuis d'Antioche (Hily 1976, Pigeot 2001). A ce niveau les houles ont une direction Nord-ouest/Sud-est et s'accompagnent d'un phénomène de diffraction dont l'impact est maximum à l'entrée du Pertuis d'Antioche (sud de Ré et nord d'Oléron). Ces houles s'amenuisent progressivement

² Pour la suite du rapport, les termes Oléron et Ré pourront simplifier respectivement "Île d'Oléron" et Île de Ré.

vers le fond du bassin (Chastaing 1981), en vis-à-vis des secteurs d'Yves et de Fouras. De ce fait ce système imprime une courantologie complexe et un temps de renouvellement de la masse d'eau évaluée entre 5 et 9 jours par Soletchnik *et al.* (1998).



Figure 4 : Localisation générale des Pertuis charentais et des sites d'étude (Sources diverses 2007, Dalloyau 2009, Dalloyau *et al.* 2009, Auby *et al.* 2010, Auby *et al.* 2011, Sauriau *et al.* 2011, Auby *et al.* 2012, Dalloyau 2012)

Les eaux estuariennes ont donc un rôle non négligeable à divers degrés d'implication en favorisant le dessalement de la masse d'eau de transition ou encore en contribuant au transport de matières en suspension (Dechambenoy *et al.* 1977). Les espaces intertidaux présentent donc divers aspects relatifs aux mécanismes sédimentaires en jeu : transport de matériaux d'origine marine ou **fluviale (Charente, Seudre...)**, temps de renouvellement de la masse d'eau, courantologie.

Ainsi, certains secteurs exposés sont dépourvus d'apport de matériaux (Nordell & Valone 1998) et présentent une côte rocheuse alors que les parties plus abritées offrent les conditions suffisantes pour parvenir à une vasière (Hily 1976, Soletchnik *et al.* 1998, Bertin *et al.* 2004, Hily 2006) (*Cf.* Fig.5).

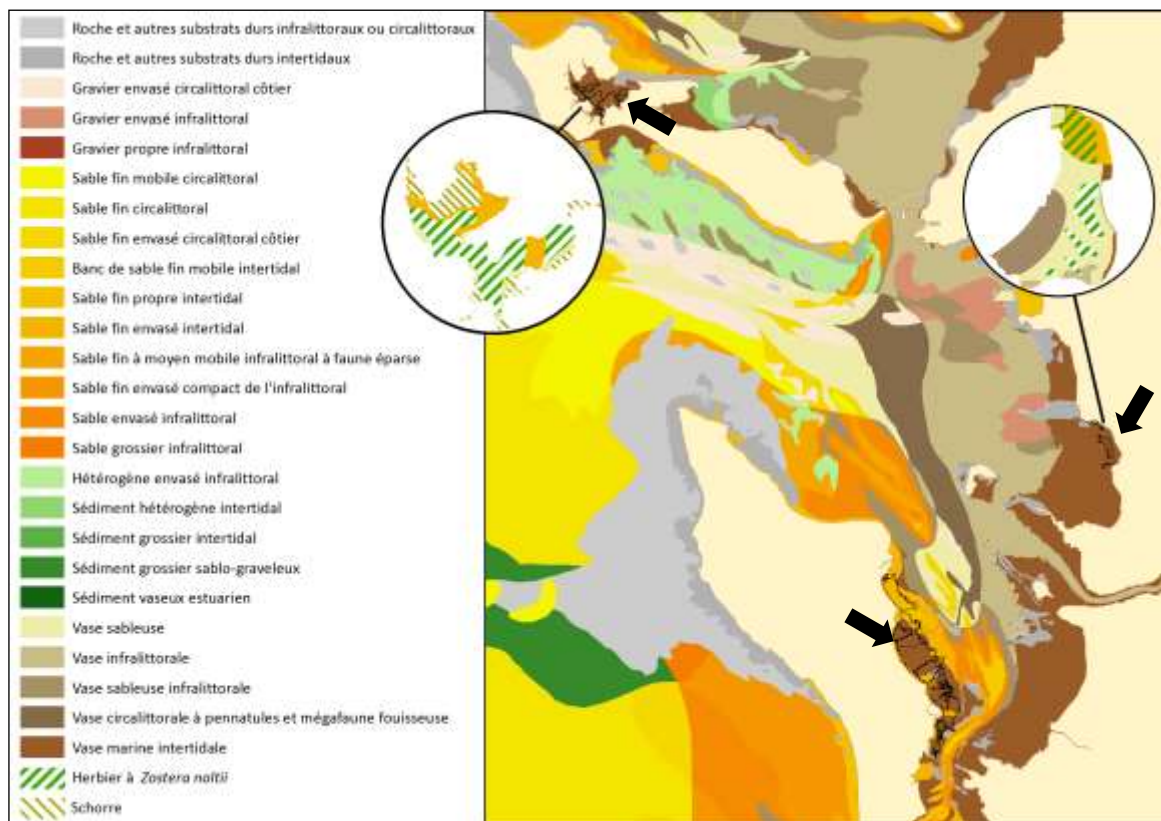


Figure 5 : Architecture bio-sédimentaire des Pertuis charentais (adapté d'Hily, 1976, et UMR-LIENSs, 2012)

La complexité des conditions édaphiques confère donc à l'espace intertidal les modalités et les contraintes de développement propices à chaque type d'herbier, modulé par l'évolution des paramètres physico-chimiques. Se succèdent ainsi des secteurs rocheux, des zones de sables fins qui laissent place aux sables fins envasés et enfin les vases fines.

Les activités socio-économiques sont très présentes au sein des Pertuis Charentais. Ainsi l'ensemble du littoral est fortement orienté vers des activités touristiques saisonnières, induisant une pression d'activité de loisirs dans les Pertuis, notamment au niveau de la zone intertidale (**plaisance, pêche, sport, ...**). Néanmoins, certains secteurs (côtes orientales des îles et fonds de baies) sont majoritairement dédiés aux activités économiques professionnelles principalement tournées vers la conchyliculture.

Sur cette dernière activité, deux secteurs se distinguent : la mytiliculture sur bouchots et l'ostréiculture sur tables, toutes deux localisées sur la zone intertidale (Cf. Fig.6).

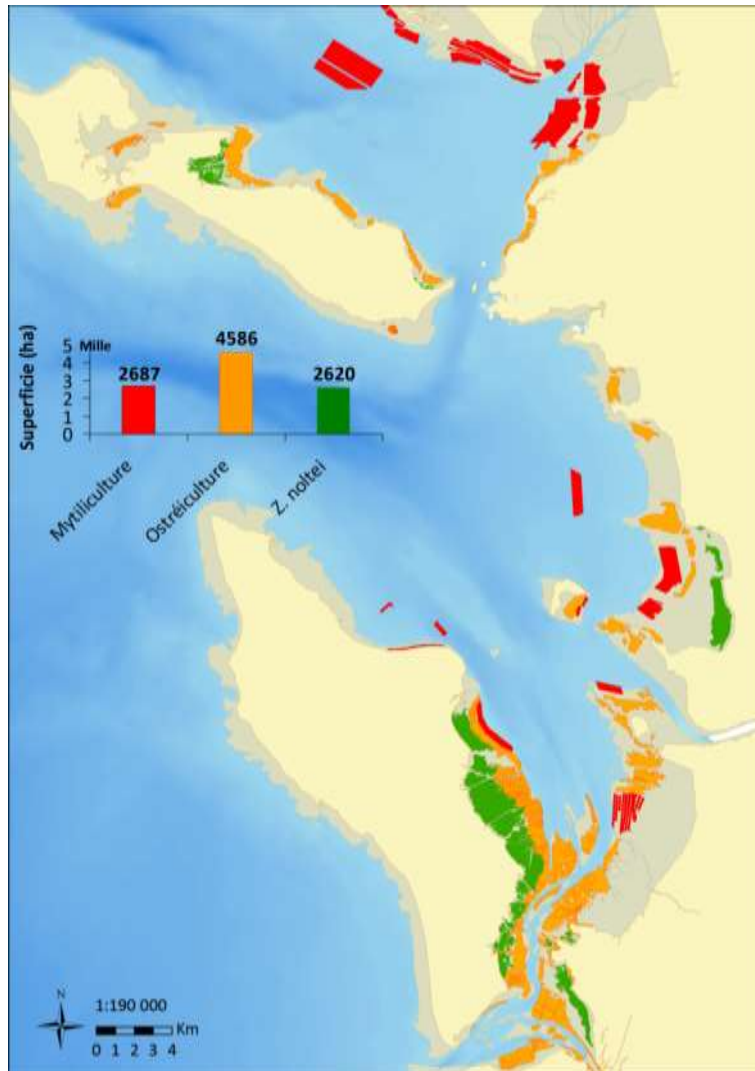


Figure 6 : Localisation des concessions conchylicoles et des herbiers intertidaux à *Z. noltei*

Par exemple, le bassin de Marennes Oléron d'une superficie de 180 Km² (60% de la zone intertidale), affiche 3 300 ha de DPM³ concédés à l'ostréiculture (Chaussade & Corlay 1988), dont seule une portion (2 500 ha) est réellement exploitée et génère la production de plus de la moitié des huîtres consommées en France (Bacher *et al.* 1986). Les conditions de production sont bien évidemment reliées aux conditions environnementales et par extension à la qualité de l'habitat, dont dépend également le développement des herbiers.

Notons également, que les surfaces d'herbiers se retrouvent physiquement contraintes dans des espaces localisés entre le trait côtier et les zones ostréicoles.

Les Pertuis sont également le siège de nombreuses activités humaines, professionnelles ou récréatives (pêches à pieds, tourismes...) qui peuvent, à divers degrés, être tributaires des zones intertidales ou venir les impacter.

En outre, l'intégralité du secteur des Pertuis Charentais est caractérisée par une grande valeur patrimoniale tant d'un point de vue habitat fonctionnel (complexe des Grands Marais de l'Ouest), que biologiques. Cette dernière considération se vérifie tant pour les espèces manifestant une

³ Domaine Public Maritime

certaine fidélité aux sites (nicheuses ou hivernantes⁴), qu'en transit (haltes migratoires pré et postnuptiales). Pour la saison d'étude, par exemple, les Pertuis Charentais ont accueilli en janvier 2013 (dénombrements *Wetlands*) : 97 382 anatidés (18 espèces) et 217 278 limicoles (26 espèces). Cette situation privilégiée est largement reconnue par la présence d'espèces listées aux conventions internationales (Berne, Bonn) mais également par la labellisation RAMSAR et la désignation, au titre de Natura 2000, de ZPS⁵ et ZSC⁶ (Cf. Fig.7).

Il faut aussi noter que le patrimoine naturel exceptionnel des Pertuis est souligné par plusieurs Réserves Naturelles Nationales, statut de protection le plus élevé en France :

- Réserve Naturelle Nationale de la Baie de l'Aiguillon (deux sites en cogestion LPO / ONCFS)
- Réserve Naturelle Nationale de Lilleau des Niges
- Réserve Naturelle Nationale des Marais d'Yves
- Réserve Naturelle Nationale de Moëze-Oléron



Figure 7 : Schématisation des différents statuts de protection mis en œuvre dans les Pertuis Charentais

⁴ Le terme "d'hivernant sédentaire" vient en opposition aux "hivernants en transit" qui utilisent ponctuellement un site, ce dernier n'étant le lieu d'hivernage définitif. Ce terme peut traduire une fidélité au site d'hivernage.

⁵ ZPS : Zone de Protection Spéciale, relative au maintien des habitats indispensables pour l'utilisation par certaines espèces aviaires protégées en lien avec la Directive 79/409.

⁶ ZSC : Zone Spéciale de Conservation, relative au maintien des habitats indispensables pour la survie et le maintien de certaines espèces protégées en lien avec la Directive 92/43.

Les Réserves Naturelles Nationales

La particularité du statut RNN est de disposer :

- d'une réglementation pour protéger la biodiversité
- d'une documentation de gestion, planifiant les actions
- **enfin, d'une équipe dédiée à la mise en œuvre des actions de gestion**

La LPO est gestionnaire ou co-gestionnaire de ces cinq RNN et a donc l'avantage de pouvoir mettre en place des études concernant des problématiques communes. Trois RNN ont ainsi été retenues, les deux RNN de la Baie de l'Aiguillon n'accueillant pas d'herbiers.



Figure 9 : Situation de la RNN de Lilleau des Niges au sein du Fier d'Arç



Figure 8 : Situation de la RNN des marais d'Yves au sein de la Baie d'Yves

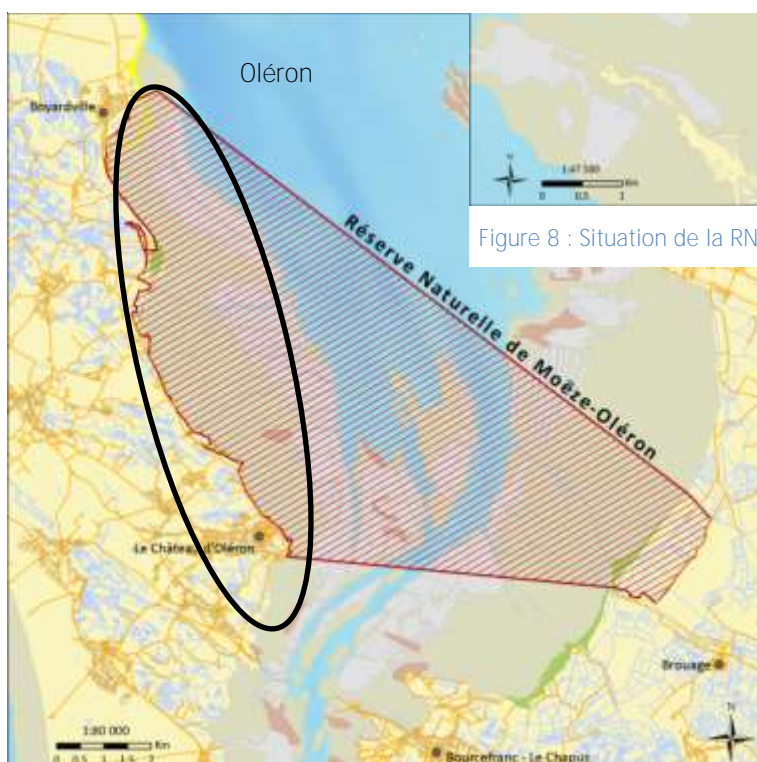



Figure 10 : Situation de la RNN de Moëze-Oléron

 Zone d'étude

IV.-2. LES HERBIERS A *ZOSTERA NOLTEI*

Les Zostères marine et naine (*Z. marina* et *Z. noltei*) sont les seules phanérogames marines du genre *Zostera* présentes sur les côtes européennes et notamment en France. Ces espèces relèvent d'un intérêt écologique et patrimonial reconnu au niveau international et apparaissent dans le "Livre rouge" des espèces menacées de France. Les deux espèces présentent une séparation de niche écologique relative à l'adaptation des conditions de vie inféodée à l'estran. Ainsi *Z. noltei* (Cf. Fig.11) se distribue plutôt dans la partie supérieure de la frange médiolittorale, alors que *Z. marina* peut s'étendre jusqu'à la frange infralittorale (den Hartog 1987, Harrisson 1993, Krause-Jensen *et al.* 2000).



Figure 11 : Herbier à *Zostera noltei* exondé – Espace intertidal Île d'Oléron

Les Zostères ont failli disparaître dans les années 30 suite, apparemment, à un événement environnemental délétère qui s'est traduit par une réduction sans précédent des surfaces d'herbiers dans l'intégralité de l'aire de répartition de l'hémisphère nord (den Hartog 1987, Short *et al.* 1988, Muehlstein 1989, Giesen 1990, Godet *et al.* 2008). A présent, il semble que les herbiers n'aient pas recouvré leur état initial (avant les années 30) (Davison & Hughes 1998).

Actuellement, la *Z. naine* se localise dans une aire comprise entre le Sud de la Norvège et le Nord de la Mauritanie (Green & Short 2003, Borum *et al.* 2004), et se développe principalement dans des habitats très localisés en relation avec ses exigences écologiques strictes. Ainsi elle peut se rencontrer dans des espaces sablo-vaseux des habitats estuariens et lagunaires côtiers. Les Zostères restent fortement liées aux contraintes environnementales, non seulement au fonctionnement intrinsèque de l'estran (substrat, marées, tempêtes), mais également aux modifications du milieu aquatique et notamment des flux existant au niveau de la masse d'eau (salinité, lumière, chimie).

Les effets confondants de ceux-ci accentuent bien évidemment les contraintes que subissent les herbiers. Aussi les phénomènes de tempêtes, ainsi que les marées, s'exerçant sur une zone dont le substrat n'est pas suffisamment stable pour fixer les plantes, peuvent réduire de façon significative la dynamique de l'herbier (Davison & Hughes 1998, Fonseca & Bell 1998) par une modification substantielle des sédiments superficiels. D'autre part une remise en activité des matières en suspension peut, par phénomène de turbidité, réduire la photosynthèse. La Zostère, bien que pouvant tolérer de fortes variations de température entre -1°C et 25°C, subit une

dessiccation des tissus en dehors de ce spectre. De plus, les phénomènes d'eutrophisation et la présence de métaux lourds au niveau de la masse d'eau ont un impact négatif sur le développement des herbiers à Zostère (Davison & Hughes 1998, Bester 2000, Borum *et al.* 2004, Hasegawa *et al.* 2007).

La dynamique de l'herbier peut se trouver fortement contrainte à l'échelle spatiale, toutefois un ajustement peut avoir lieu au niveau temporel (Philippart & Dijkema 1995), et dépend du recrutement lié à la proximité de populations adjacentes.

L'herbier connaît deux sources de croissance en lien avec les facteurs locaux. Ainsi, en phase de colonisation ou de stress, les plantes peuvent entreprendre une reproduction sexuée, tandis qu'en phase d'expansion, l'investissement sera engagé dans une voie de multiplication rhizomique.

Au cours d'un cycle annuel, un herbier connaît une réduction de sa biomasse (ou densité) durant l'automne et l'hiver. Son développement ne s'amorce qu'à partir de la fin de l'hiver, pour connaître un maximum de recouvrement foliaire en été (Borum *et al.* 2004, Larkum *et al.* 2007).

En résumé, les herbiers marins, et notamment à *Z. noltei*, représentent des habitats majeurs et interviennent de façon prépondérante dans le cycle des nutriments, le bilan érosion-dépôt des **sédiments, comme support majeur à la diversité et à l'abondance de la faune, mais également** dans la production primaire contribuant ainsi à caractériser des habitats favorables entre autre à l'**avifaune** côtière, comme par exemple les Bernaches cravants.

IV.-3. LES BERNACHES CRAVANTS *BRANTA BERNICLA*

La Bernache cravant est une oie arctique dont trois sous-espèces sont identifiées (*Cf.* Fig.12) et qui se rencontrent dans des ordres de grandeurs différents lors de leur hivernage en France.

Très anecdotique pour sa présence hivernale dans l'Hexagone, *B. b. nigricans* (Bernache cravant à ventre noir) forme plusieurs populations nicheuses dans l'Arctique Canadien, d'une part, et Sibérien (*B. b. nigricans* et *B. b. orientalis*), d'autre part, regroupant 180 000 individus hivernants respectivement dans le Golfe du Mexique ($\approx 80\%$) et sur le littoral japonais (*nigricans*) et, coréen et chinois (*orientalis*) ($\approx 20\%$) (Kear & Hulme 2005).

B. b. hrota (Bernache cravant à ventre pâle) hiverne de façon plus conséquente en France, à hauteur de 817 individus en janvier 2006 (Mahéo *com. pers.*). Plus de 200 000 oiseaux se reproduisent entre l'Est du Haut Arctique Canadien (180 000), l'extrême nord du Haut Arctique Canadien et le Groenland ($\approx 20 000$), ainsi que l'archipel de Svalbard, la Terre François-Joseph (5 000). Cette sous-espèce hiverne respectivement sur la côte Est des États-Unis d'Amérique, l'Irlande et la France (Debout *et al.* 1990, Dalloyau *et al.* 2007) ainsi que le pourtour de la Mer de Wadden (Clausen *et al.* 2001, Kear & Hulme 2005, Robinson 2005).

Enfin *B. b. bernicla* (Bernache cravant à ventre sombre), forte de près de 215 000 Bernaches, constitue la population de l'ouest du paléarctique occidental dont la totalité des individus niche le long des côtes de la péninsule du Taimyr (Sibérie) et hiverne sur le littoral occidental de l'Europe. La France accueille près de 60% de la population mondiale et a donc à ce titre un rôle majeur en terme de conservation de l'espèce (Mahéo 1995, Delany & Scott 2006a, Dalloyau 2008, Delany *et al.* 2009).

B. b. bernicla, est une espèce migratrice intégralement inféodée aux habitats côtiers et parmi les oies arctiques (Syroechkovskiy 1999). Elle se reproduit le long du littoral de la Mer de Barents, de la

péninsule du Taïmyr et dans les îles de la Mer de Kara jusqu'en Yakoutie, sur près de 3 000 Km de côte, et hiverne en Europe sur les espaces littoraux, les estuaires et baies abritées.

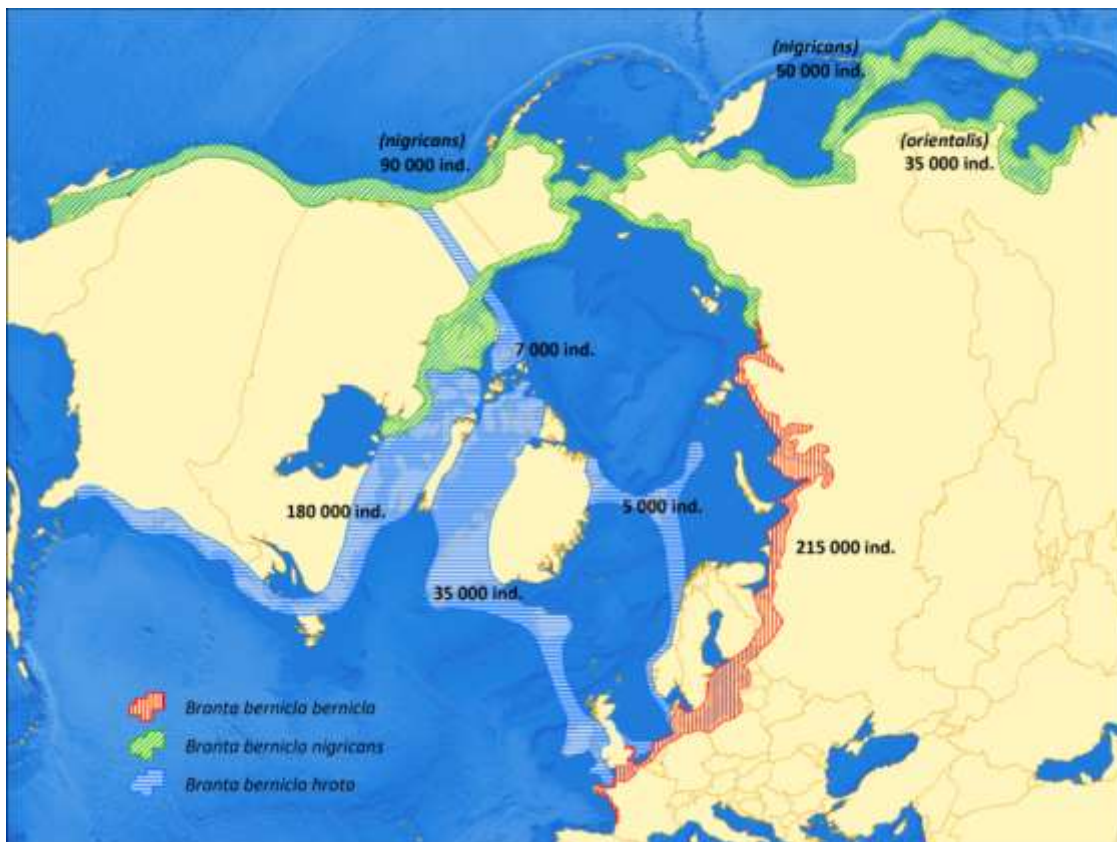


Figure 12 : Distribution des aires biogéographiques des Bernaches cravants (adapté de Kear et Hulme, 2005 ; Dalloyau, 2008 ; Delany et al., 2009)

Après une mue partielle qui intervient fin août, les familles ($\approx 1/3$ de la cohorte reproductrice), et les oiseaux en échec et non reproducteurs (Syroechkovskiy 1999), entament la migration vers les côtes ouest européennes en faisant étape en Mer Blanche (Ebbing & Spaans 1995, Clausen 1997). Les oiseaux vont ainsi progressivement occuper, les sites d'hivernage danois, allemands, hollandais, anglais et enfin français (Cade 1955, Summers *et al.* 1996, Ebbing *et al.* 1999, Robertson & Cooke 1999, Pettifor *et al.* 2000, Green *et al.* 2002).

En France, les premières oies sont présentes fin septembre, et le flux migratoire va se poursuivre jusqu'à un pic d'abondance marqué en décembre. A partir du mois de mars, la migration pré-nuptiale va conduire de nouveau les individus vers la Sibérie.

Pendant tout leur hivernage les Bernaches manifestent un comportement social grégaire et forment ainsi de grands groupes pouvant atteindre 1 000 à 3 000 oiseaux (Mahéo 1995, 2005).

De couleur générale sombre (tête et cou noirs), corps gris anthracite, seule une petite tache blanche à l'arrière du corps, un collier blanc, ainsi que les flancs striés de bandes plus ou moins pâles, viennent ponctuer le plumage.

Les juvéniles de l'année se distinguent des adultes par des marques blanches (cf. Fig.13) à l'extrémité des couvertures sus-alaires. Au cours de la saison hivernale, ils vont perdre ce trait distinctif et acquérir progressivement un collier blanc, ressemblant ainsi aux adultes (Lambeck

1990). Les oiseaux de plus d'un an (sub-adultes) ne sont ainsi plus distinguables des adultes et acquièrent leur maturité sexuelle au cours de leur troisième année (Ebbing 1989).



Figure 13 : Famille de *B. b. bernicla* ; quatre jeunes au premier plan.

Les oiseaux ont une envergure moyenne de 105-117 cm pour une masse de 1300-1330 g. Les mâles peuvent osciller entre 910 et 1810 g, et les femelles entre 880 et 1770 g (Madge & Burn 1988, Kear & Hulme 2005).

En règle générale les couples sont fidèles et l'espérance de vie des oiseaux peut atteindre en moyenne 25 ans à 30 ans (Données de baguage non publiées).

Au cours du XX^{ème} siècle la population de Bernaches cravants à ventre sombre a connu de larges fluctuations. Historiquement *Branta bernicla*, non différenciée et dénommée *Bernicla brenta*, semble être prise en compte dans l'avifaune nationale dès la fin du XIX^{ème} (Beltremieux 1862-1863, Oustalet 1903, Magaud d'Aubusson 1909). Lors de cette période le nombre d'oiseaux était alors estimé aux alentours de 200 000 individus (Cottam *et al.* 1944, Salomonsen 1958, Oglivie & Matthews 1969).

Cependant, dans les années 30, suite à une sévère diminution des surfaces d'herbiers causée par une épiphytie (*Mycetozoon labyrunthula*) de part et d'autre de l'Atlantique (Fischer-Piette *et al.* 1932, Duncan 1933, Short *et al.* 1988, Muehlstein 1989), les populations mondiales se sont effondrées atteignant des seuils critiques proches de l'extinction et accusant une réduction des effectifs entre 75 et 90% (Cottam *et al.* 1944, Oglivie & Matthews 1969).

En Europe, la population avait augmenté de 5 000 à 15 000 individus (Cf. Fig.14) entre les années 30 et 50 (Oglivie & Matthews 1969, Oglivie & St Joseph 1976).

A partir des années 50 les premières mesures de conservation sont prises, alors que les populations affichent une faible augmentation. A partir des années 70, la population est numériquement en hausse à partir d'un effectif d'environ 30 000 individus pour atteindre 315 000 oiseaux en 1993 (Atkinson-Willes & Matthews 1960, Madsen 1987, Ebbing 1991, Madsen 1991, Summers & Underhill 1991, Madsen *et al.* 1996).

Depuis ce pic d'abondance, la population de Bernache cravant à ventre sombre décroît de nouveau pour atteindre à présent, selon les dernières évaluations, 215 000 individus.

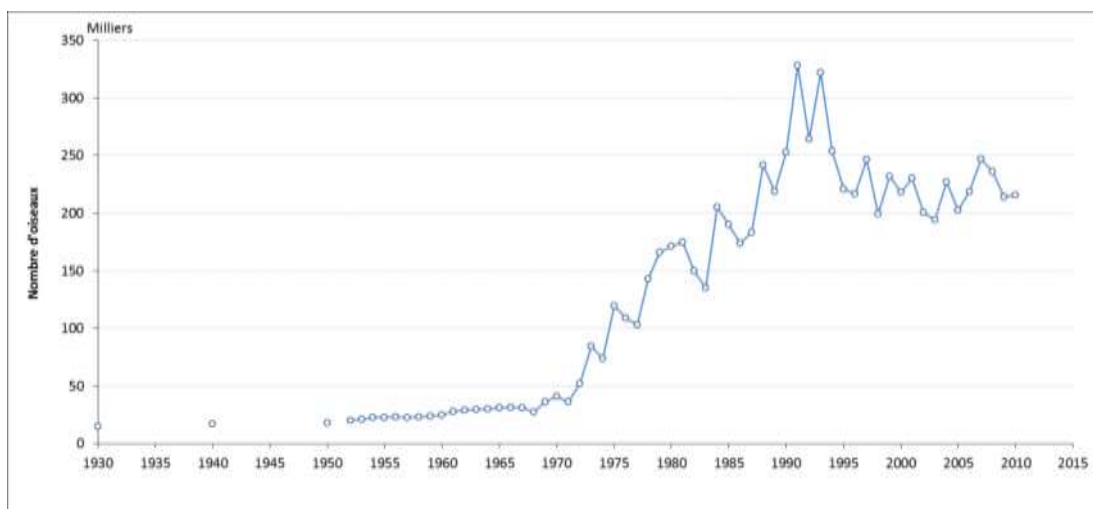


Figure 14 : Variation numérique chez *B. b. bernicla*
(source Wetlands, B. Ebbinge)

A partir des années 50, les premières mesures visant à arrêter la chasse sont prises dans les pays situés sur le trajet migratoire des Bernaches cravants à ventre sombre. Ainsi la chasse est interdite aux Pays-Bas (1950), au Royaume-Uni (1954), en France (1962) et au Danemark (1971), ou réglementée en 1952 en Allemagne et en 1968 en Russie (Czajkowski & Schricke 1999).

A partir des années 70, la population est numériquement en hausse avec un effectif d'environ 30 000 individus pour atteindre 315 000 oiseaux en 1993 (Atkinson-Willes & Matthews 1960, Madsen 1987, Ebbinge 1991, Madsen 1991, Summers & Underhill 1991, Madsen *et al.* 1996). Cependant, depuis 1994 la population européenne de Bernaches décroît à nouveau (Boudewijn & Ebbinge 1994, Madsen *et al.* 1996, Summers *et al.* 1996, Ebbinge *et al.* 1999), pour atteindre désormais un nombre d'oiseaux avoisinant les 200 000 individus (Delany & Scott 2006a).

Les hypothèses avancées pour expliquer ce nouveau déclin semblent dépendre de plusieurs facteurs non mutuellement exclusifs. Ainsi certains travaux avancent des mécanismes de densité dépendance (Summers & Underhill 1991, Ebbinge *et al.* 2002) pouvant influencer la production de jeunes (Summers *et al.* 1994, Sedinger *et al.* 2001) ou encore contraindre le recrutement des individus dans les populations reproductrices (Sutherland 1996). Parmi les facteurs extrinsèques à la population, d'autres mécanismes semblent être avancés tel que le report de certains prédateurs spécialisés sur les Lemming (*Lemmus sibiricus*) vers les poussins de Bernaches lors des années "crash" de ce micromammifère (Underhill *et al.* 1995, Bêty *et al.* 2001, Wilson & Bromley 2001), ou plus récemment une certaine influence climatique cyclique incombant à "El Niño" (Green *et al.* 2000, Sedinger *et al.* 2006).

En France, la population hivernante est bien suivie depuis 1976 (*Cf.* Fig.15). Les effectifs n'ont cessé d'augmenter pour évoluer de 45 000 individus (1976) à 120 000 (2007) Bernaches hivernant sur le trait côtier Manche-Atlantique, soit à présent $\approx 60\%$ de la population mondiale (Mahéo 1995, Deceuninck *et al.* 2001, 2002, 2003, 2004, Deceuninck *et al.* 2005, Mahéo 2005, Deceuninck *et al.* 2006, 2007, 2008, 2009, 2010, 2011).

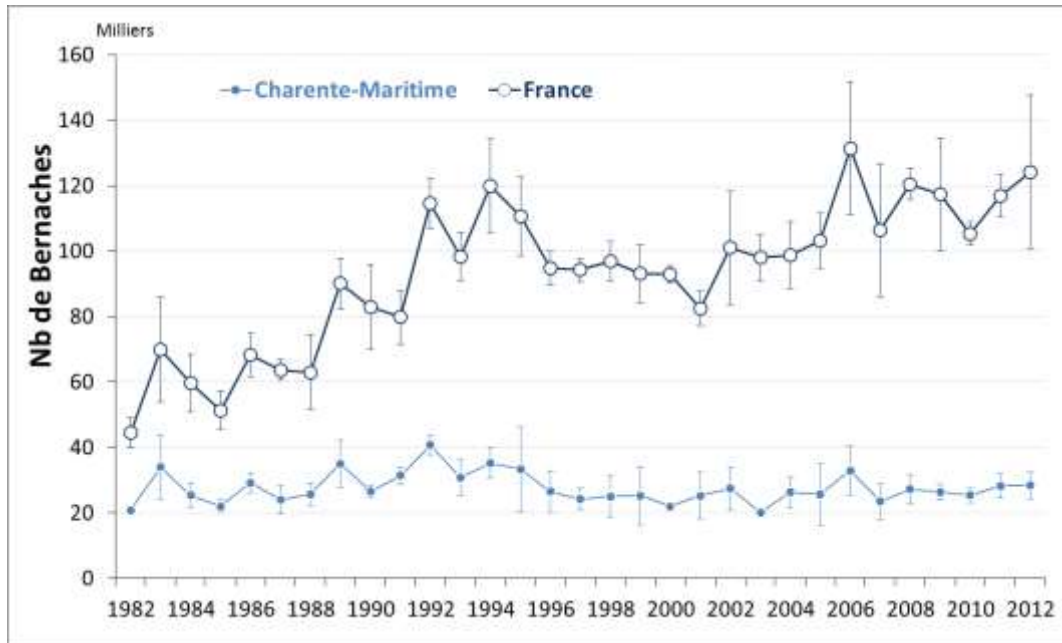


Figure 15 : Evolution nationale et locale de la population hivernante sur les 20 dernières années (source Wetlands, R. Mahéo)

La Bernache cravant est un herbivore strict, spécialisé en France sur 2 phanérogames de l'estran : les *Zostères* marine et naine (*Zostera marina* et *Z. nolte*). Cette dépendance fut à l'origine de sa raréfaction au début du XX^{ème} comme nous l'avons évoqué ci-dessus. Ainsi, antérieurement aux années 30, cette ressource représentait jusqu'à ≈90% du régime alimentaire de cette oie (Cottam *et al.* 1944). Suite à la réduction d'abondance des herbiers (Fischer-Piette *et al.* 1932, Duncan 1933), principalement la *Zostère* marine (*Z. marina*) et la *Z. naine* (*Z. nolte*), les oies ont modifié leur régime alimentaire, cependant toujours en lien avec les ressources tidales (Cottam *et al.* 1944, Ranwell & Downing 1959, Atkinson-Willes & Matthews 1960), et les premiers phénomènes de "switch" ont été notés. Ainsi, postérieurement à cette crise alimentaire, *Zostera sp.* ne représentait plus que 9% de l'alimentation des Bernaches qui se sont reportées vers les algues vertes de la famille des *Ulvaceae* notamment les Enteromorphes (*Enteromorpha sp.*) et les Ulves (*Ulva sp.*) (Ranwell & Downing 1959, Drent & Prins 1987, Muehlstein 1989).

En Europe, en relation avec l'augmentation numérique des Bernaches dans les années 70, du fait des contraintes liées aux cycles tidaux ainsi qu'à la variation saisonnière de l'abondance des ressources, certains individus se sont reportés sur les schorres (Charman & Macey 1978, White-Robinson 1982, Summers *et al.* 1993). Ainsi au cours de l'hiver et selon les secteurs occupés, les Bernaches vont consommer préférentiellement *Zostera sp.* avant de se reporter sur des ressources alternatives comme des *Ulvaceae* (Oglivie & St Joseph 1976, Smith *et al.* 1985, Madsen 1988) ou encore sur les herbus de prés-salés (*Salicornia europaea*, *Puccinellia maritima*, *Ruppia maritima*, *Festuca littoralis*...) (Clausen *et al.* 1998, Clausen & Percival 1998, Rowcliffe *et al.* 1998, Milsom *et al.* 2000, Ramenofsky & Wingfield 2006).

Toutefois, depuis quelques dizaines d'années, les Bernaches ont élargi la gamme de leurs ressources alimentaires en stationnant de façon plus prononcée sur des prairies pâturées ou encore des céréales d'hiver (Williams & Forbes 1980, Summers & Stansfield 1991, Vickery *et al.* 1994, Ebbinge *et al.* 1999, Hassall & Lane 2001, Hassall *et al.* 2001). Ce comportement a été noté dans plusieurs pays (Danemark, Allemagne, Pays-Bas et Angleterre) (Czajkowski & Schricke 1999), mais

reste un comportement marginal pour la population présente en France. Ce phénomène de modification alimentaire dépend de la variation d'abondance de la ressource, mais également des fluctuations intrinsèques de la population hivernante.

Ainsi, dans certains départements comme la Vendée, ont été mises en place des mesures réglementées d'effarouchement suite aux reports hivernaux, jugés problématiques, des Bernaches sur les cultures.

L'espèce en tant que telle n'est pas considérée comme en danger (Del Hoyo *et al.* 1992). Cependant si l'on considère les différentes populations non plus au niveau spécifique mais à l'échelle des sous-espèces (Kear & Hulme 2005, Delany & Scott 2006b), ainsi que leur évolution récente (Delany & Scott 2006a), la Bernache cravant à ventre sombre dispose d'un statut européen "vulnérable" (BirdLife International 2006), et demeure "à surveiller" pour la France (Gillier & Maheo 1999).

D'un point de vue législatif, *Branta bernicla* figure en Annexe II de la Directive Oiseaux (79/409), Annexe III de la Convention de Berne (conservation espèce/habitat 1979), Annexe II de la Convention de Bonn (conservation espèces migratrices 1979), et entre en considération pour les critères de la convention de Ramsar (protection des zones humides 1971) de par l'importance que revêtent les sites lors de ses stationnements hivernaux (Delany & Scott 2006a), notamment pour la France.

IV.-4. ECHANTILLONNAGE ET ANALYSES DES DONNEES

Zostera noltei : Délimitation et biomasse

La caractérisation des herbiers présents dans les Pertuis Charentais repose sur deux paramètres : la délimitation de l'extension maximale des surfaces d'herbier et l'évaluation des biomasses présentes à un instant "t", traduisant la couverture foliaire.

La méthode retenue pour acquérir les limites maximales d'herbier, s'appuie sur une numérisation exclusivement réalisée sous la forme de "vérité terrain" (Cf. Fig.16).

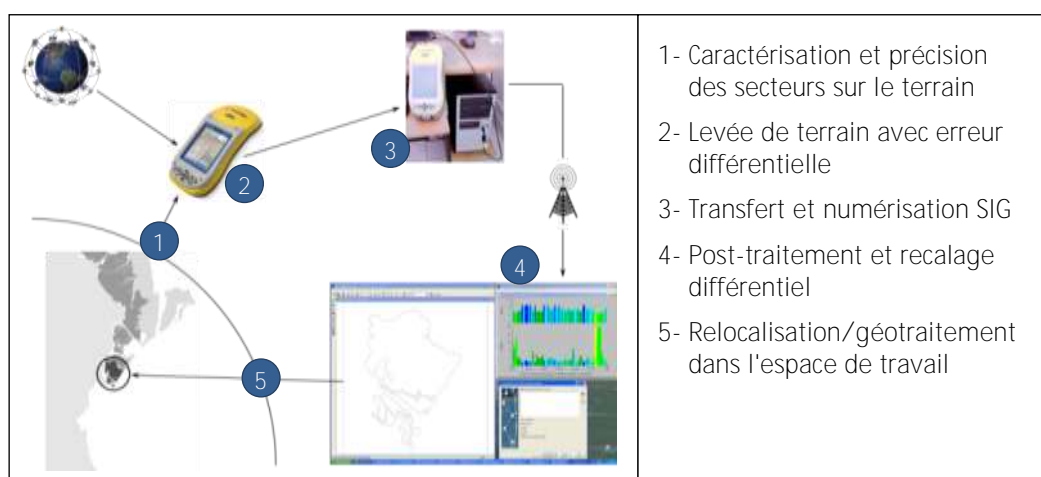


Figure 16 : Processus technique d'acquisition des limites d'herbier
(Source Dalloyau *in* Dalloyau *et al.*, 2009)

Dans ce but, nous avons utilisé un GPS dit différentiel (dGPS) Trimble©GeoExplorer XT 3000. Ce terminal offre la possibilité d'opérer des relevés sur le terrain avec un degré de précision sub-métrique. Ces données ainsi collectées seront par la suite ajustées en post-traitement, dans un référentiel de balises fixes, dont la position est exactement connue au centimètre. La finalité étant d'obtenir une précision inférieure au mètre.

Les contours obtenus permettent ainsi la construction des fichiers de forme, de type polygones vectoriels, exploitables sous un système d'information géographique (SIG-ArcGis 10).

L'enjeu de cette étape est double. Il nous permet d'établir un "point zéro" des limites d'herbier dans son extension maximale, contribuant ainsi à un état initial exhaustif de descripteurs utiles aux réserves naturelles gérées par la LPO. Cet état initial, nous offre par ailleurs la possibilité de poser des perspectives afin d'envisager des suivis sur le long terme. En parallèle, ces limites nous permettent de constituer le cadre nécessaire pour établir un plan d'échantillonnage (Cf. Fig.17) afin d'évaluer la biomasse présente et donc son évolution.

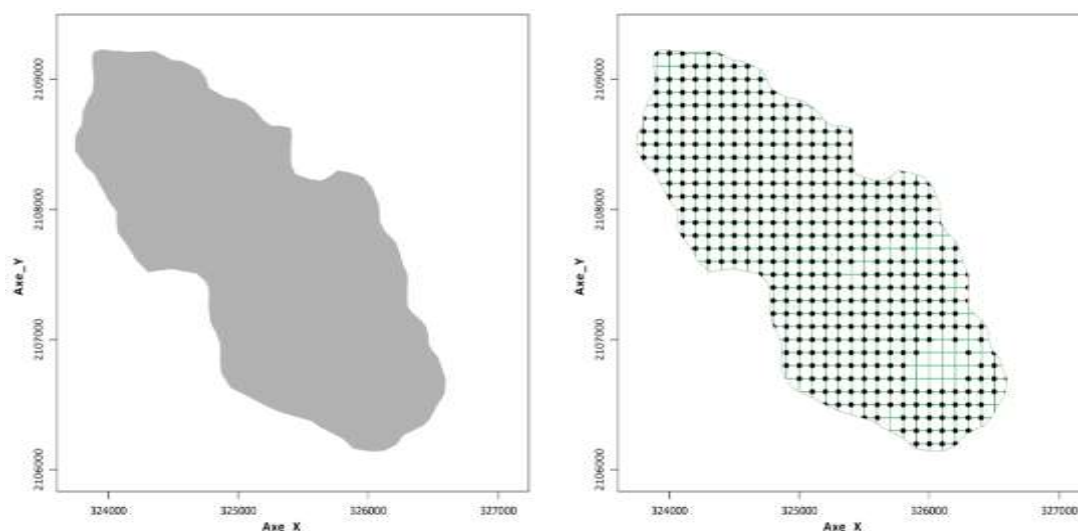


Figure 17 : Schématisation d'une limite d'herbier, positionnement d'un carroyage de 100 m de côté et de la population d'échantillonnage

Le plan d'échantillonnage adopté pour cette partie consiste à établir une grille de 100 m (Cf. Fig.17) de côté, dont chaque point d'intersection matérialise un point d'échantillonnage potentiel, définissant une population "N". Au sein de cette population, nous avons modélisé des variations théoriques aléatoires (Cf. Fig.18) afin de déterminer un nombre minimal de point d'échantillonnage à retenir, définissant la population à échantillonner "n*". Cette dernière correspond au nombre minimal de points, à partir desquels les résultats seront significativement représentatifs de la population "N".

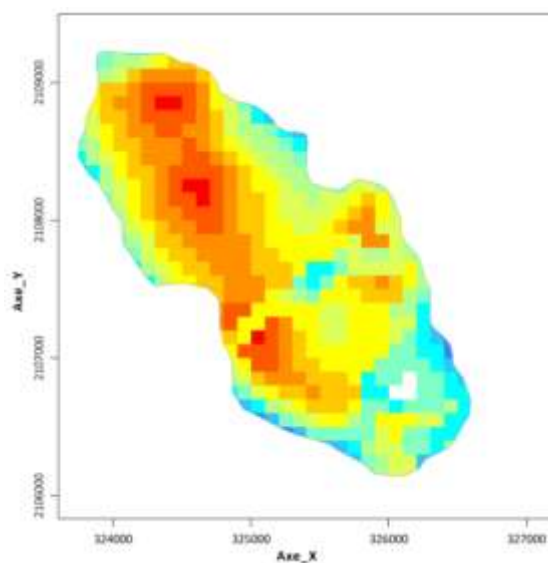


Figure 18 : Exemple de densité aléatoire simulée

La modélisation obtenue est réitérée de nombreuses fois afin d'obtenir un variogramme qui va tendre à osciller autour d'une position définissant ainsi un seuil. Ce dernier sera le nombre de points "n" retenus pour l'échantillonnage sur le terrain (Cf. Fig.19).

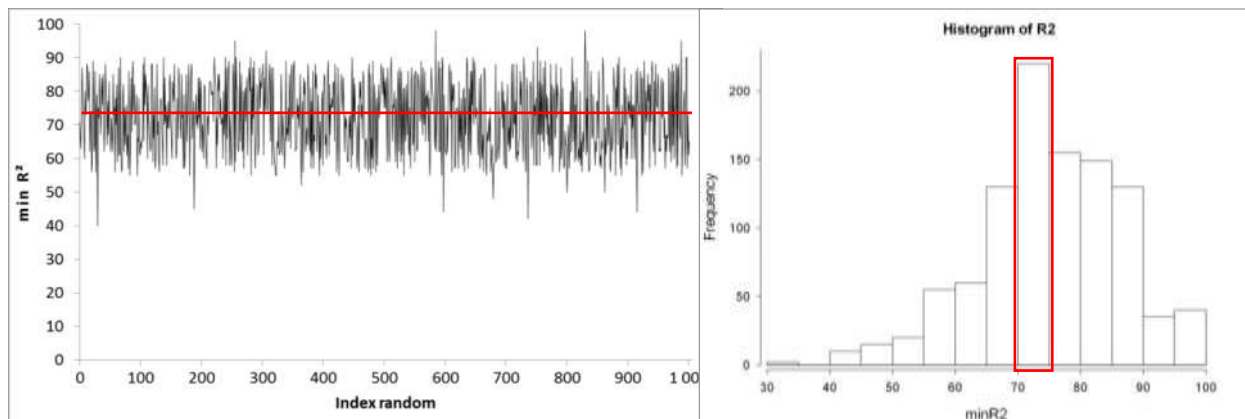


Figure 19 : Résultat statistique de la population à échantillonner "n"

En reconsidérant notre population "N" (grille de départ), nous réalisons sous SIG un tirage aléatoire de "n" points. Ce nombre servira pour toute l'étude et notamment l'évaluation de la biomasse. En outre, ce nombre de points à échantillonner est propre à chaque site (Cf. Fig.20, et annexes).

Ces points, dont la géo-spatialisation est connue (coordonnées X et Y), sont téléchargés dans le dGPS, afin de les localiser précisément lors de la campagne de terrain 2012-2013 (Cf. Fig.20).

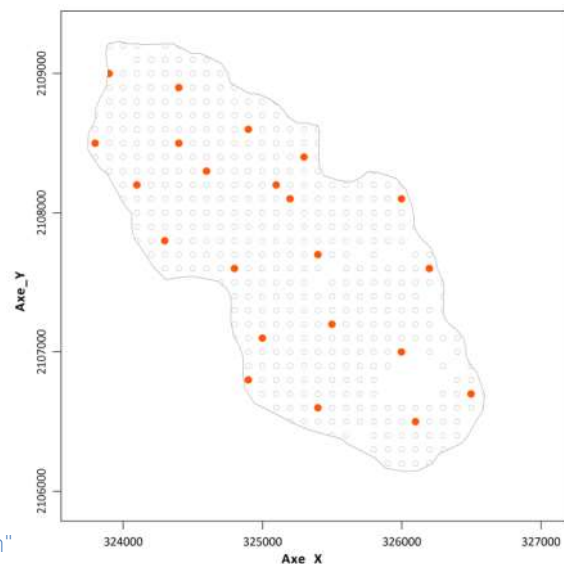


Figure 20 : Sélection du nombre de points "n"

La campagne de terrain 2012-2013 s'est articulée en quatre sessions de terrain :

La première s'est déroulée au mois d'août 2012, et s'est attachée à déterminer l'extension maximale des herbiers. En effet, la Zostère naine manifeste son maximum de couverture en feuille lors de cette période de l'année, ce qui permet d'identifier le plus aisément possible les limites de l'herbier.

Par la suite, la biomasse, en Zostère présente, fut évaluée lors des trois sessions suivantes (Cf. Fig.21), à partir des relevés effectués en septembre, décembre et mars, afin d'obtenir une phénologie de la ressource alimentaire disponible pour les Bernaches cravants au cours de leur hivernage.

Lors de chaque session, une estimation du recouvrement foliaire est réalisée à chaque point d'échantillonnage "n", puis rapportée à la biomasse correspondante en s'appuyant sur les travaux de Dalloyau (2008) (Cf. Fig.22).



Figure 21 : Illustration d'une session de terrain. Inventaire des points et estimation de la couverture foliaire

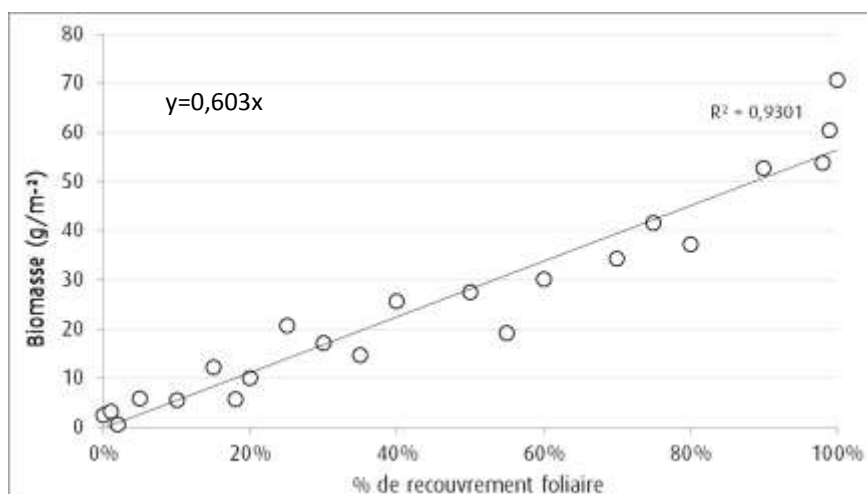


Figure 22 : Droite de relation entre le recouvrement foliaire et la biomasse associée (d'après Dalloyau, 2008)

Approche de l'état de conservation des herbiers

Outre l'évaluation de la biomasse au cours du temps, il nous a semblé opportun de caractériser également la structure de l'herbier à son maximum de production primaire en s'appuyant sur des classes de recouvrement (Cf. Fig.22), traduisant ainsi l'état de conservation des herbiers.

Cette considération s'applique à établir la structure de l'herbier lors de sa phase optimale de **production primaire**, c'est-à-dire en fin d'été.

La caractérisation des herbiers à phanérogames s'effectue selon la nomenclature reposant sur le pourcentage de recouvrement foliaire des plantes et s'inspirant des travaux de De Jong (2004). Les herbiers sont, de ce fait, déclinés en trois catégories, comme suit :




Herbier à Zostère			
% de recouvrement	< 25%	25 à 75%	> 75%
Signification	Herbiers discontinus et très souvent hétérogènes avec des taches disséminées ou des pieds dispersés en faible densité	Herbiers moyennement homogène, présentant une alternance de taches et de zones de substrat nu	Herbiers continus et homogènes présentant une forte couverture foliaire
Illustration			
Propriété	Herbier très peu dense	Herbier à densité moyenne	Herbier de forte densité

Figure 23 : Classification des types d'herbiers selon leur recouvrement (adapté de : (de Jong *et al.* 2004)

Branta b. bernicla : estimation et variation des effectifs

Les dénombrements des Bernaches cravants s'insèrent dans les suivis effectués par les équipes des Réserves Naturelles. Ces comptages sont réalisés sur un pas de temps décadaire durant la période d'hivernage des oiseaux, et simultanément pour l'ensemble des trois sites intégrés dans l'étude. Nous avons choisie de ne retenir que celui autour du 15 de chaque mois afin de pouvoir confronter certains résultats à l'échelle nationale qui est dénombrée mensuellement.

Chaque équipe réalise le comptage à marée descendante ou à marée montante afin d'obtenir le maximum de vraisemblance quant à l'utilisation spatiale d'un site par les Bernaches en phase d'alimentation. Ainsi, l'espace intertidal pour chaque Réserve Naturelle a été subdivisée en secteur physiquement identifiable (*Cf.* Fig.24), et ayant une certaine cohérence biologique. Une toponymie spécifique a été établie afin d'estimer la variabilité locale des stationnements de Bernaches cravants en lien avec l'abondance de la ressource alimentaire.

Par ailleurs, les phases de terrain ont suivi la chronologie suivante :

	Août	Sept.	Oct.	Nov.	Déc.	Janv.	Fév.	Mars
<i>Z. noltei</i>	Limite herbier	Session 1			Session 2			Session 3
<i>B. b. bernicla</i>	Dénombrements mensuels au 15 de chaque mois							

Tableau 1 : Chronologie des interventions sur le terrain

Analyses et géotraitement

L'ensemble des données collectées dans le cadre des dénombrements a été centralisé sous tableur dans le but d'établir les premières analyses de distribution des oiseaux.

Les données orientées sur la caractérisation des herbiers ont été collectées sur le terrain par dGPS Trimble®GeoExplorer XT 3000, puis transformées en couche vectorielle à l'aide de l'interface ArpentGis-Expert 1.7 ©D3E Electronique.

Par la suite, le géotraitement des données spatiales a été organisé et les couches ont pu être ajustées, le cas échéant, sous ArcGis®Esri 10 et QGis 1.8.



Figure 24 : Toponymie utilisée pour chaque site d'étude

Pour la réalisation du plan d'échantillonnage, la modélisation aléatoire s'est appuyée sur le logiciel "R-cran" sous licence GNU. L'évaluation de la biomasse s'est appuyée sur les proportions de recouvrement foliaire qui ont été transformées sous un modèle mathématique afin de structurer les données pour une analyse par krigeage sous logiciel ArcGis. L'estimation des

différences et homogénéités de distribution spatiale, tant pour la ressource alimentaire disponible que pour les Bernaches cravants, s'est opérées par l'intermédiaire des modèles mixtes, après transformation des données le cas échéant.

Pour la suite du rapport, et par simplification :

Ré = Le site d'étude RN Lilleau des Niges et Fiers d'Ars (sauf cas contraire)

Yves = Le site d'étude RN des Marais d'Yves et Anse des Boucholeurs (sauf cas contraire)

Oléron = Le site d'étude RN de Moëze-Oléron, partie oléronaise, jusqu'au viaduc.

V. CARACTERISATION DES HERBIERS A ZOSTERE NAIN

L'étude des herbiers a été organisée selon trois axes majeurs que sont l'occupation spatiale au sein du compartiment intertidal, l'organisation de la structure des classes de recouvrement et l'évaluation de la biomasse disponible au cours du temps.

V.-1. ETENDUE SPATIALE DES HERBIERS



Figure 25 : Limites physiques des herbiers présents sur Ré (A), Yves (B) et Oléron (C)

Les levées de terrain, relatives à l'extension maximale des herbiers, se sont déroulées durant le mois d'août 2012 à raison de 9 jours pour Oléron, 1 jour pour Yves et 2 jours pour Ré.

Cette première approche a permis de déterminer finement la délimitation des surfaces (Cf. Fig.25 et Tab. 2) occupées par la Zostère pour chaque site d'étude.

Sites	Herbier à <i>Zostera noltei</i>	
	Surface (ha)	Périmètre (Km)
Ré	227,76	40,10
Yves	70,18	17,53
Oléron	1265,99	139,30
Total	1563,93	196,93

Tableau 2 : Caractéristiques des herbiers identifiés sur les sites d'étude

A l'échelle nationale, environ un quart (24,67%) des surfaces occupées par *Z. noltei* est localisé dans l'espace intertidal des Pertuis Charentais, soit 2 621 ha. En outre, les herbiers recensés dans le cadre de la présente étude représentent 59,67% de l'étendue spatiale des herbiers à Zostère identifiés dans les Pertuis Charentais.

Pour les trois sites étudiés (Ré, Yves et Oléron), les surfaces à Zostère présentent une physionomie distincte en lien avec des spécificités sédimentaires et d'élévation locales.

Ainsi, un *continuum* de structure d'herbier semble exister entre les trois sites d'étude, pouvant se traduire par la présence et l'abondance des faisceaux (gainés et feuilles) de *Z. noltei*. Ces caractéristiques permettent d'exprimer l'hétérogénéité spatiale des herbiers et de distinguer les habitats homogènes continus des habitats hétérogènes discontinus.

Dans l'ensemble, les herbiers étudiés se localisent dans une interface intertidale qui s'échelonne de -0,5m à +1m (Cf. Annexe 4,5 et 6), par rapport au zéro hydrographique. Cette composante est à considérer en parallèle de l'agencement du substrat présent localement.

Ainsi, nous pouvons identifier trois types d'herbier pour chacun des sites d'étude dont le Fier d'Ars (RNN Lilleau des Niges) présente une transition entre la Baie d'Yves et l'estran oléronais.

V.-2. DENSITE D'HERBIER ET EVALUATION DE L'ETAT DE CONSERVATION

L'approche par classe de recouvrement permet d'établir des indices de taux de recouvrement qui peuvent caractériser un état de conservation de l'herbier relatif aux surfaces concernées. Cet état de conservation que nous déclinons en trois classes (0-25%, 25-75% et 75-100%), présente trois catégories allant de "Défavorable" à "Satisfaisant" (Cf. Fig.26).

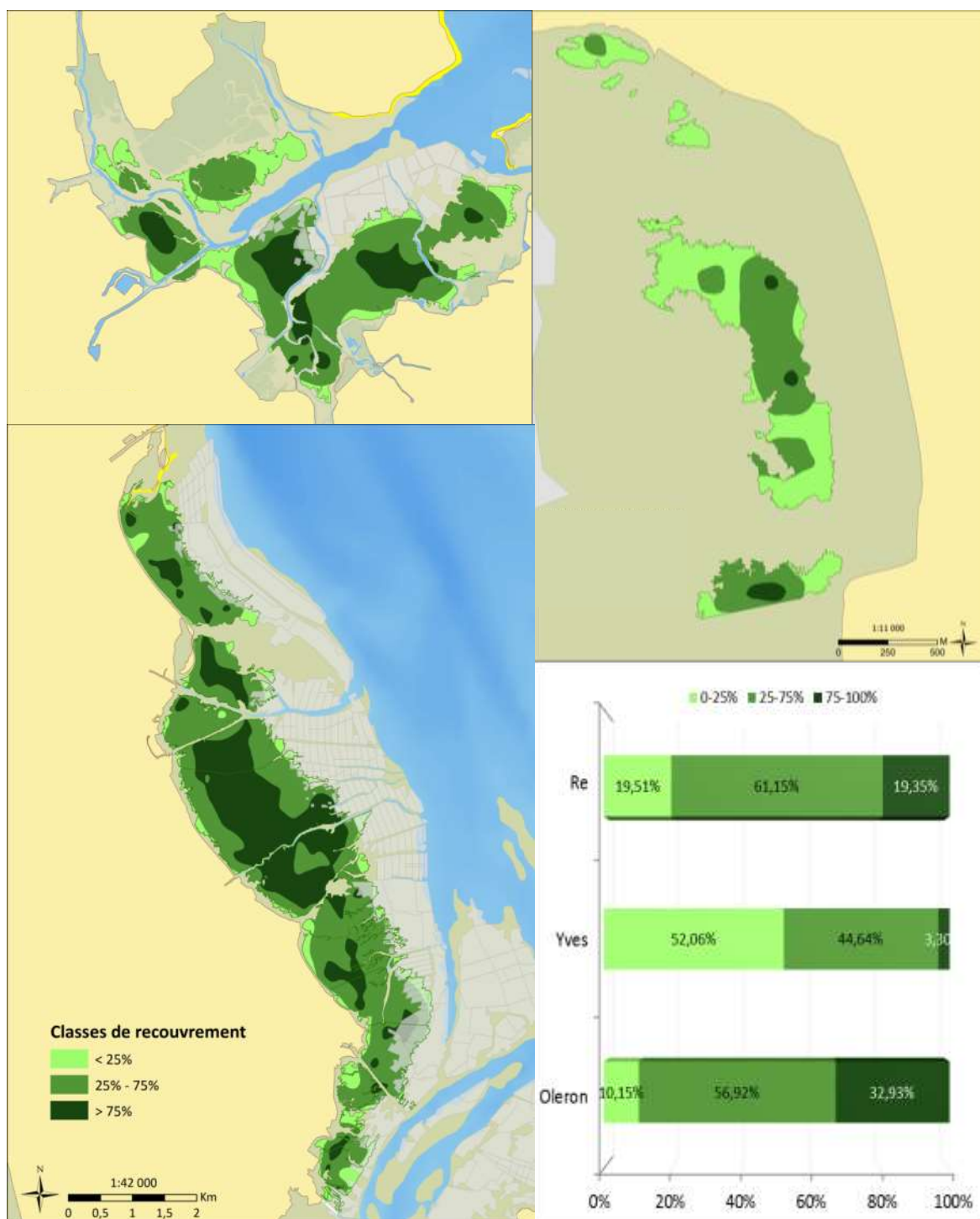


Figure 26 : Distribution des différentes classes de recouvrement et % des surfaces concernées rapportées respectivement à la surface de chaque herbier

Ainsi, les indices de qualité sont calculés en considérant d'une part la surface intrinsèque de l'herbier mais également les surfaces de chacune des catégories au sein de cet herbier.

Sites	Etat de conservation			Indice de qualité
	Peu favorable 0-25%	Moyen 25-75%	Satisfaisant 75-100%	
Ré	44,4 ha	139,2 ha	44,0 ha	49,9 ±20,1
Yves	36,5 ha	31,3 ha	2,3 ha	31,7 ±18,0
Oléron	128,4 ha	720,5 ha	416,8 ha	58,5 ±19,6

Tableau 3 : Caractérisation des indices propres à chaque herbier étudié

Nous obtenons de ce fait un profil pour chaque site d'étude qui place l'herbier oléronais dans un état de **Moyen (élevé) à Satisfaisant**, celui du Fier d'Ars dans un état de **Moyen (élevé)**, tandis que celui de la Baie d'Yves se caractérise dans un état de **Défavorable (élevé) à faiblement Moyen**.

Il est important de préciser que cette catégorisation reflète l'état de l'herbier à son maximum de productivité. Cette approche révèle donc une structure de certaines composantes de l'herbier en termes de densité.

Toutefois, cette structure est importante à discerner, car elle précise bien souvent la localisation **des cœurs d'herbier apparaissant comme les zones les plus stables en dehors de toutes atteintes directes**.

Outre la structuration propre de l'herbier, nous pouvons également établir la dynamique spatio-temporelle de l'herbier au travers de l'évolution de la biomasse présente au cours de la saison hivernale.

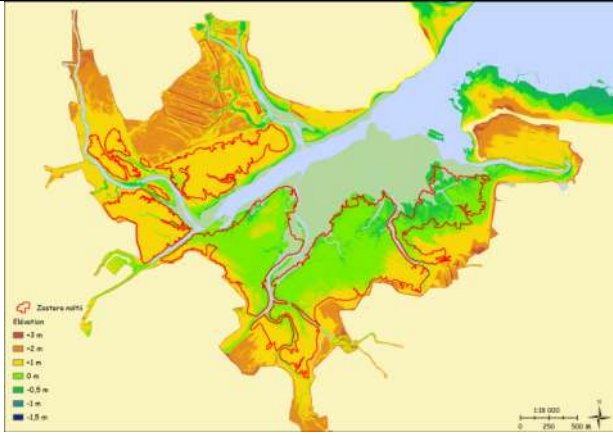
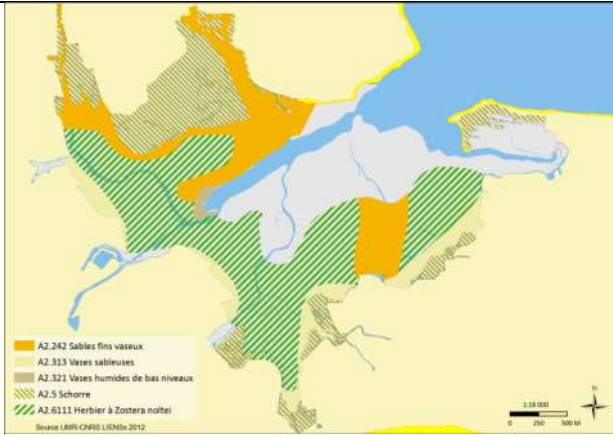
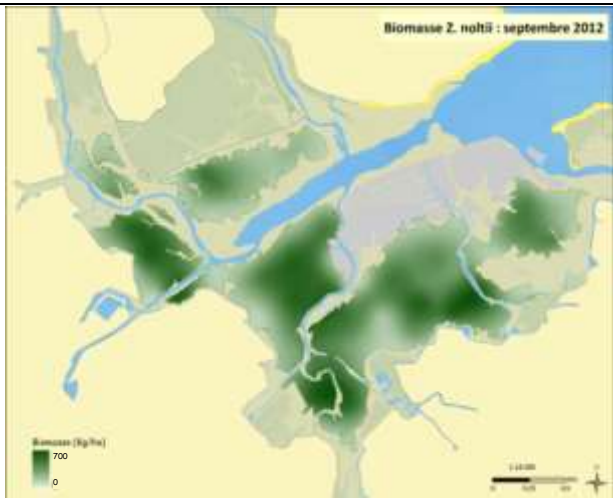

V.-3. CARACTERISATION DES SITES D'ETUDES

Site d'étude de Ré

L'herbier, cartographié dans le Fier d'Ars, présente deux faciès qui s'articulent selon un axe nord-ouest / sud-est. Dans le premier compartiment, les limites relevées se situent dans une élévation de +1m où l'herbier se développe majoritairement sur un substrat sablo-vaseux. Aux vues des relevés de terrain, cette portion de l'herbier à *Zostera noltei* exprime des recouvrements peu denses où quelques patches se densifient en lien avec la présence d'accumulations vaseuses.

Le second secteur, localisé dans la partie sud/sud-est du Fier d'Ars, se développe entre -0,5m et +1m sur quelques zones limitées. Sa couverture foliaire est majoritairement plus dense sur un substrat à prédominance vaseuse.

Les résultats sont illustrés et synthétisés dans le tableau ci-après

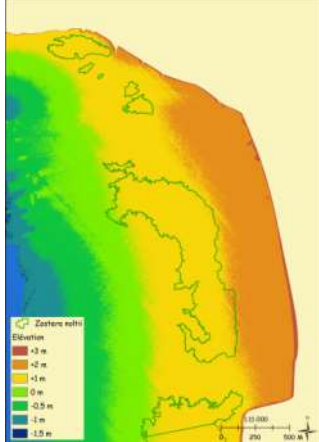
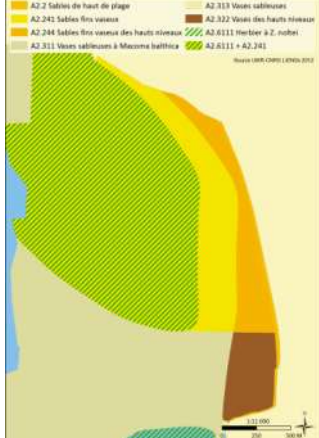
Site : Ré	Ensemble Fier d'Ars	Commentaires
<p>Elévation (source Litto 3D)</p>		<p>Ensemble divisé en 2 compartiments. - Au nord-ouest entre 0 et +1m - Au sud-est entre 0 et -1m.</p>
<p>Habitat EUNIS (source UMR CNRS LIENSs)</p>		<p>Ensemble présentant un faciès de sables fin envasés (nord-ouest) à vase sableuse (sud-est)</p>
<p>Biomasse maximale (source S. Dalloyau – LPO/SEP)</p>		<p>Etat de l'herbier à <i>Z. noltei</i> à son maximum de production foliaire, et localisation des zones les plus denses</p>
<p>Classes de recouvrement (source S. Dalloyau – LPO/SEP)</p>		<p>Distribution des 3 classes de recouvrements foliaires identifiant les secteurs les plus denses ($\approx 19\%$)</p>

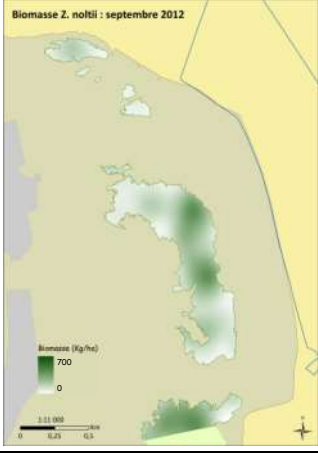
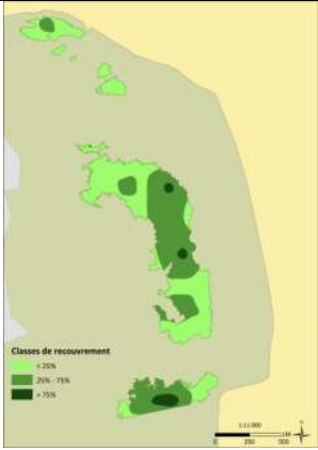
Site d'étude d'Yves

L'herbier, inventorié dans l'Anse des Boucholeurs, présente une hétérogénéité spatiale marquée. Avec une couverture foliaire peu dense, cet herbier présente également une forte fragmentation. Néanmoins, le secteur localisé au sud de la zone recensée introduit une portion plus dense, et marque le début d'un herbier qui se prolonge dans l'Anse de Fouras.

Cette différence de recouvrement peut probablement trouver une explication dans sa position, en termes d'élévation mais également de composition du substrat. En effet, les surfaces d'herbier sont comprises dans un secteur à +1m par rapport au zéro hydrographique, et, par ailleurs, tout comme dans la partie nord-ouest du Fier d'Ars, le substrat présente une granulométrie grossière sableuse à sablo-vaseuse. Toutefois, cette granulométrie tend à s'affiner à partir du sud de la zone étudiée et la composition s'oriente vers un sédiment de type vase intertidale.

Les résultats sont illustrés et synthétisés dans le tableau ci-après

Site : Yves	Ensemble Baie d'Yves		Commentaires
<p>Élévation (source Litto 3D)</p>			<p>L'ensemble permet de localiser l'herbier sur une bande qui s'établit à +1m</p>
<p>Habitat EUNIS (source UMR CNRS LIENSS)</p>			<p>Ensemble présentant un profil bio-sédimentaire allant d'un faciès de sables fins (majorité du site) à des vases sableuses (sud)</p>

<p>Biomasse maximale (source S. Dalloyau – LPO/SEP)</p>		<p>Etat de l'herbier à <i>Z. noltei</i> à son maximum de production foliaire, et localisation des zones les plus denses</p>
<p>Classes de recouvrement (source S. Dalloyau – LPO/SEP)</p>		<p>Distribution des 3 classes de recouvrements foliaires identifiant les secteurs les plus denses ($\approx 3\%$)</p>

Estran et RNN Yves

⇒ Quelques variations historiques

La dernière levée de terrain prenant en compte l'herbier présent dans la Baie d'Yves fut réalisée dans le cadre d'une étude réalisée en 2005 (Bracco & Goulevant 2005). Dès lors, nous pouvons envisager une évolution relative (Cf. Fig.27), notamment au nord du site d'étude, dans l'Anse des Boucholeurs ainsi que le prolongement dans l'Anse de Fouras.

L'étude historique s'est attachée au dénombrement de faisceaux foliaires par pieds de zostère, ce qui nous informe sur une densité relative. Bien que notre étude ne s'est bornée qu'au secteur en vis-à-vis de la RNN, elle nous autorise une comparaison de l'extension ainsi que l'évolution des zones les plus denses de l'herbier.

Ainsi, nous pouvons avancer qu'au niveau de la portion nord de l'herbier, celle-ci semblerait plus étendue, mais également plus dense en 2005. Par ailleurs, nous pouvons également envisager que les petites taches d'herbier avant la zone principale de zostère, ne soient que des portions relictuelles de l'herbier décrit en 2005. En revanche, pour ce dernier, les zones les plus denses sembleraient s'être maintenues, malgré une réduction de l'étendue spatiale.

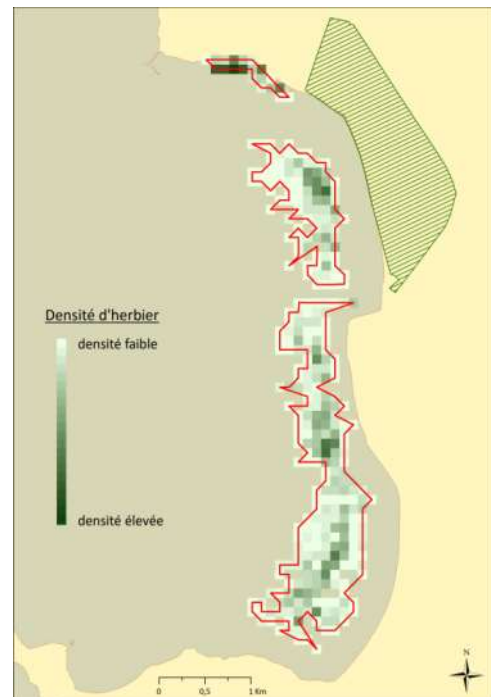


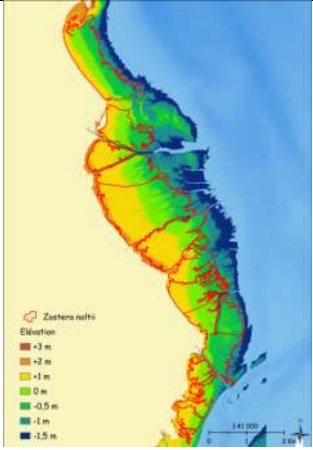
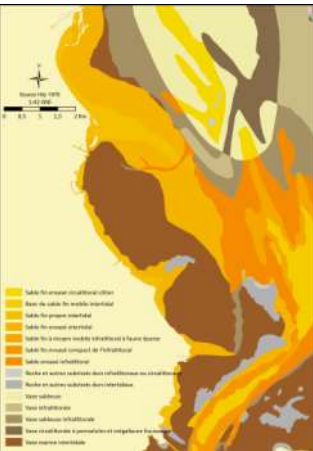
Figure 27 : Situation de l'herbier en 2005 (d'après les travaux de Bracco et Goulevant)



En outre, la surface qui se localise en regard de la falaise d'Yves, paraît se maintenir et révélerait même des densités de recouvrement foliaire peut être plus affirmées en 2012 qu'en 2005. Ainsi, nous pouvons formuler l'hypothèse que l'ensemble de cet herbier a connu une régression progressive du nord vers le sud, où seules les portions initialement les plus denses ont pu se maintenir. Cette évolution pourrait être la résultante d'une modification conjointe entre déplacement de sédiment et variation de la courantologie locale.

Site d'étude d'Oléron

L'herbier présent sur l'estran oléronais, compris entre Boyardville et le viaduc, marque le secteur le plus homogène et continu pour cette étude, en omettant les chenaux de navigation (Arceau, la Baudissière, la Brande et le château). En outre, il présente également, tout comme pour le Fier d'Ars, une gamme d'élévation comprise entre -0,5m et +1m. Toutefois, le faciès sédimentaire est majoritairement orienté vers des vases fines d'origine intertidale, ce qui confère à l'herbier une dynamique importante se traduisant par de forte densité de recouvrement. Néanmoins, très localement au niveau de la flèche sableuse de Bellevue, la composition sédimentaire se modifie pour se rapprocher de banc de sables fins mobiles pouvant présenter ponctuellement un léger envasement. Ceci pourrait être un facteur explicatif des densités moins élevées de zostère sur ce secteur.

Les résultats sont illustrés et synthétisés dans le tableau ci-après

Site : Oléron	Ensemble estran oléronais	Commentaires
<p>Elévation (source Litto 3D)</p>		<p>Ensemble présentant des compartiments organisés nord/sud de +1m (trait côtier) à -1m (infra-littoral)</p>
<p>Habitat EUNIS (source C. Hily 1976)</p>		<p>Ensemble présentant un profil bio-sédimentaire en 2 secteurs, de sables fins (nord du site d'étude) à des vases sableuses (centre et sur du site d'étude)</p>

<p>Biomasse maximale (source S. Dalloyau – LPO/SEP)</p>		<p>Etat de l'herbier à <i>Z. noltei</i> à son maximum de production foliaire, et localisation des zones les plus denses</p>
<p>Classes de recouvrement (source S. Dalloyau – LPO/SEP)</p>		<p>Distribution des 3 classes de recouvrements foliaires identifiant les secteurs les plus denses (≈33%)</p>

Estran et RNN Oléron

⇒ Quelques variations historiques

La dernière levée de terrain prenant en compte l'herbier oléronais présenté dans cette partie, date de 2004-2005 (Dalloyau 2008). Nous pouvons envisager une évolution relative (Cf. Fig.28 & 29), notamment au nord du site d'étude, sur le site de "Fort Royer" dont l'anse tend à se combler par envasement, s'accompagnant d'une progression vers le sud-ouest de la flèche sableuse. Les limites de bas de plage de la flèche sableuse du site de Bellevue paraissent avoir "pivotées" d'environ 70m. Cette modification se serait également manifestée sur les limites de l'herbier, relevées en 2004, se traduisant à présent par une redéfinition de la limite basse de l'herbier. Un des facteurs explicatifs pourrait éventuellement provenir des conséquences de l'épisode "Xynthia", sans pour autant écarter également une évolution naturelle en terme de dérive littorale.

Toujours est-il, que ce secteur, de par sa position physique et sa dynamique morpho-sédimentaire devrait pouvoir bénéficier d'une surveillance prononcée en terme de conservation, d'autant plus que ce site procure un des éléments écologiques majeurs de la RNN de par sa fonction de "reposoir" pour certains taxons aviaires.

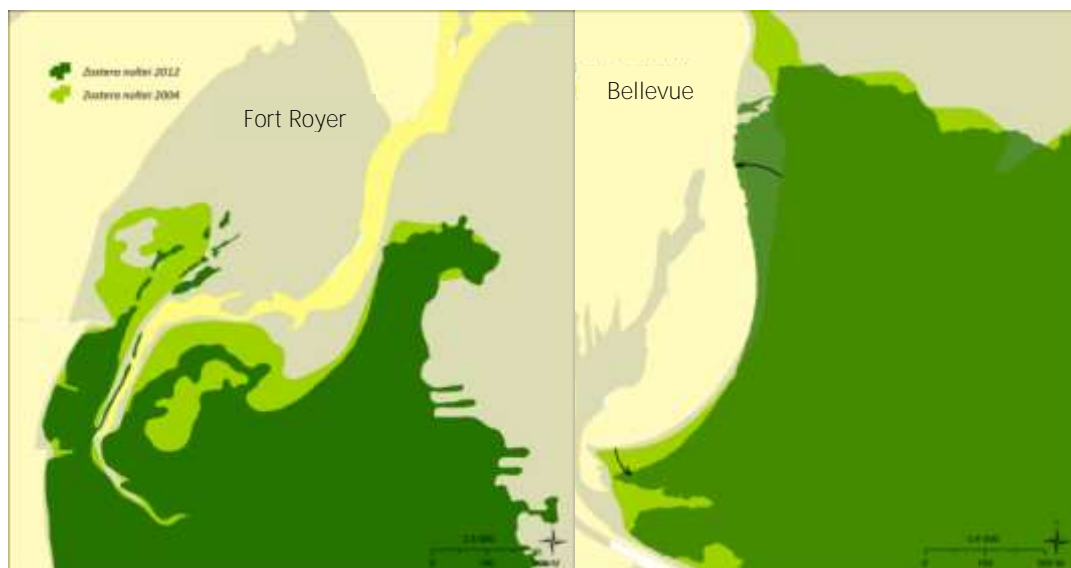


Figure 28 : Exemple de variations historiques sur les secteurs de Fort Royer et de Bellevue

En dehors des modifications locales, induites par certains évènements (épisodes météorologiques), et en considérant l'écart de technologie entre les deux années de cartographie des herbiers, il semblerait que certains secteurs aient subi une dégradation dans la définition de leur périmètre, comme cela paraît être le cas pour la zone du sud du Château d'Oléron, au nord du Viaduc.

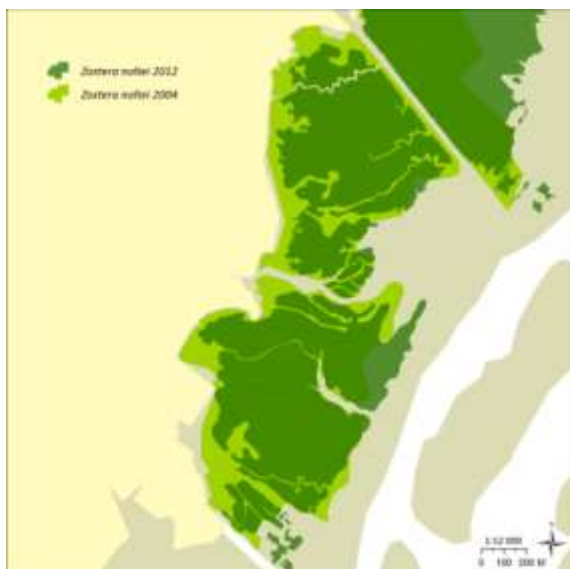


Figure 29 : Secteur méridional de la zone d'étude présentant une évolution fragmentaire dans la définition des limites d'herbier entre les deux années de relevé

Cette première étape nous a permis la détermination des limites d'herbiers localisés dans les zones d'étude, ainsi que l'identification de certains facteurs pouvant influencer sur l'abondance des recouvrements foliaires.

Les premiers échantillonnages de la biomasse épigée ont été réalisés alors que celle-ci était maximale. Au travers des modélisations spatiales appliquées à l'échantillonnage opéré au cours du mois de septembre, nous avons caractérisé les classes de recouvrement en accord avec les travaux de de Jong (2004).

V.-4. ESTIMATION DE LA VARIABILITE DE LA BIOMASSE DISPONIBLE

La biomasse présente, c'est-à-dire la production végétale issue de l'activité photosynthétique de l'année, et encore sur pieds, a été évaluée au cours de trois sessions de terrain en septembre, décembre et mars. Cette biomasse est tributaire de nombreux facteurs intégrant la sénescence même de la plante, les phénomènes de marées, de houles, et de tempêtes, ainsi que la consommation par la faune herbivore dont notamment les Bernaches cravants.

En tant que ressource primaire, la variabilité de la biomasse disponible est une variable majeure dans la structure du réseau trophique. Celle-ci fut estimée, suite à l'échantillonnage des taux de recouvrement foliaire, par modélisation spatiale. Les résultats sont présentés ci-après pour Ré (*Cf.* Fig.30), Yves (*Cf.* Fig.31) et Oléron (*Cf.* Fig.32).

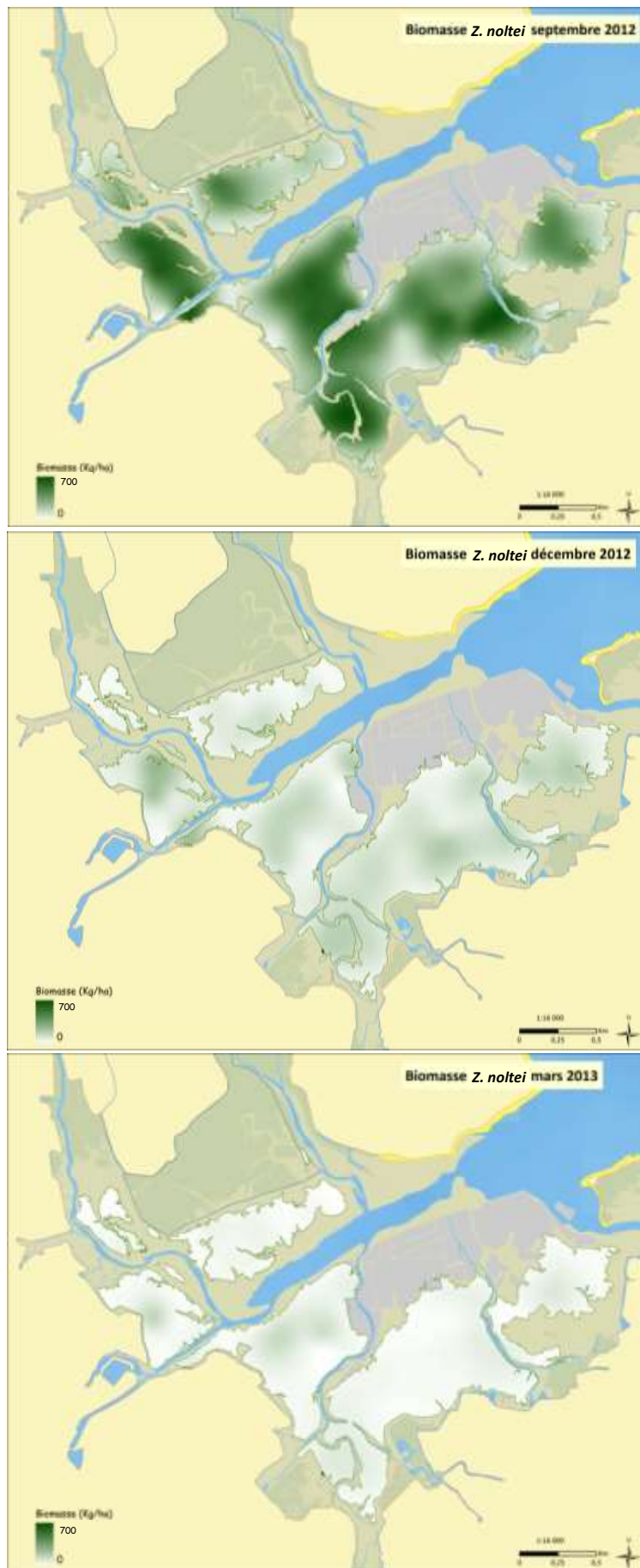


Figure 30 : Evolution de la biomasse chez *Zostera noltei* dans le Fier d'Ars (saison 2012-2013)

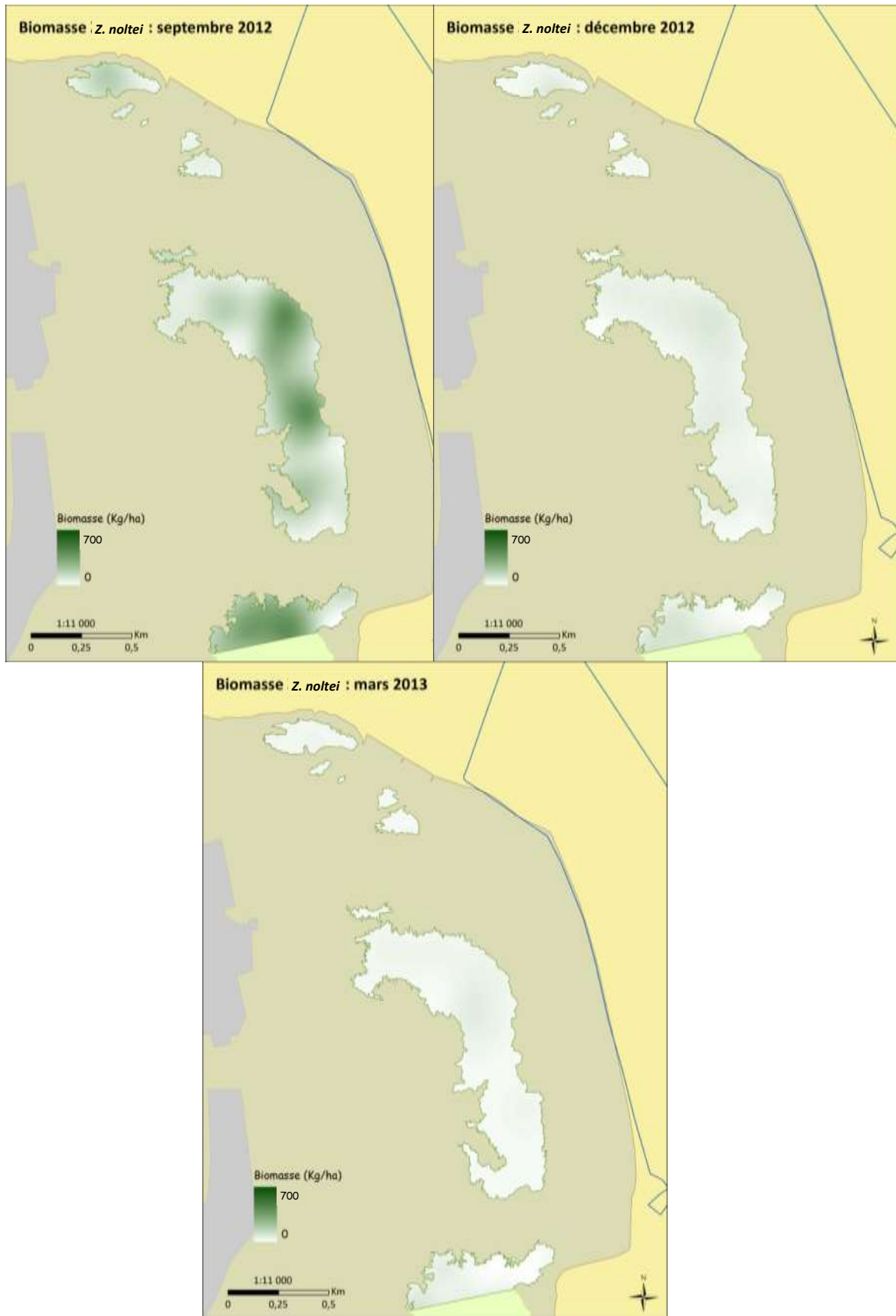


Figure 31 : Evolution de la biomasse chez *Zostera noltei* dans la Baie d'Yves (saison 2012-2013)

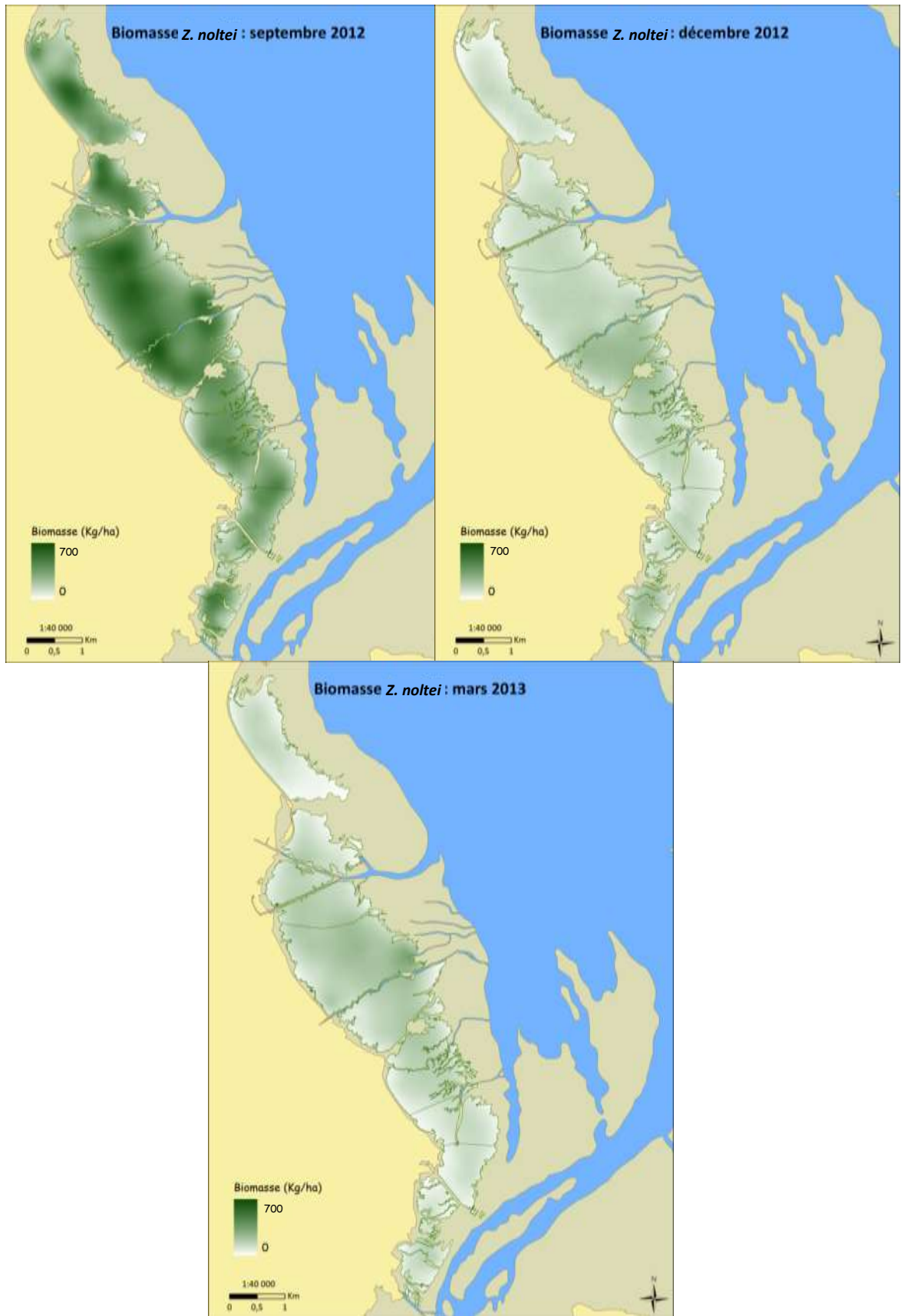


Figure 32 : Evolution de la biomasse chez *Zostera noltei* sur l'estran oléronais (saison 2012-2013)

Quel que soit le site d'étude, la réduction de la biomasse est majeure au tout début de la saison hivernale, probablement sous l'influence des tempêtes et des marées à forts coefficients qui s'exercent à l'automne. Par la suite, la diminution du couvert végétal est moindre s'accompagnant d'une légère reprise d'activité comme cela semble être le cas sur le site d'Oléron, notamment au niveau de l'interface herbier/parcs ostréicoles en position médiane de la RN.

Nous pouvons noter par ailleurs que les secteurs qui présentent encore des densités significatives **en fin de saison hivernale, correspondent également aux cœurs d'herbier qui manifestaient la plus forte densité identifiée en septembre.**

A partir de la modélisation spatiale issue des données collectées à chaque session, nous pouvons proposer une évolution de la biomasse au cours de la saison 2012-2013 (Cf. Fig.33).

En accord avec les étendues spatiales de chaque site d'étude, l'herbier oléronais se distingue par une biomasse nettement supérieure aux autres sites. Toutefois la phénologie des herbiers rapportée à chacune des surfaces étudiées permet de relativiser ce constat (Cf. Fig.34).

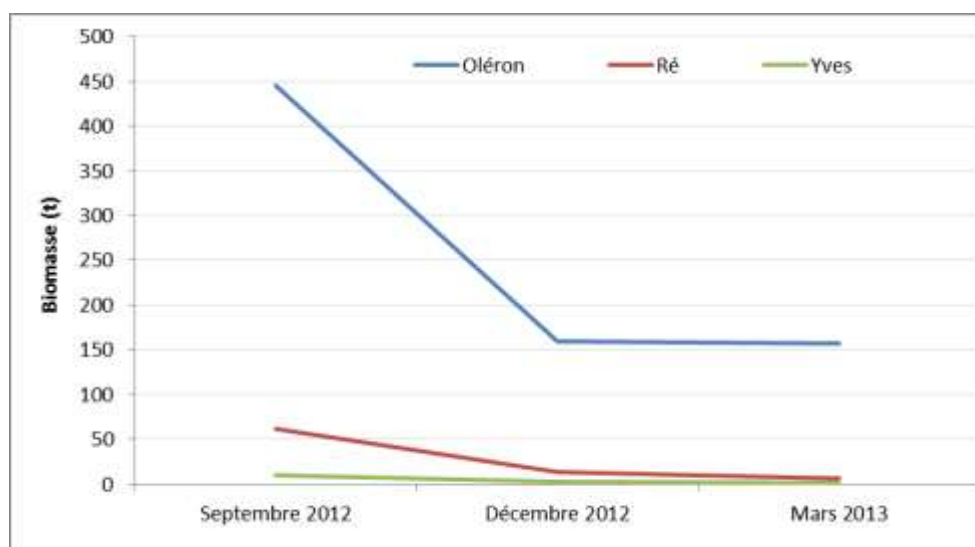


Figure 33 : Evolution de la biomasse disponible sur les trois sites d'étude (exprimée en t)

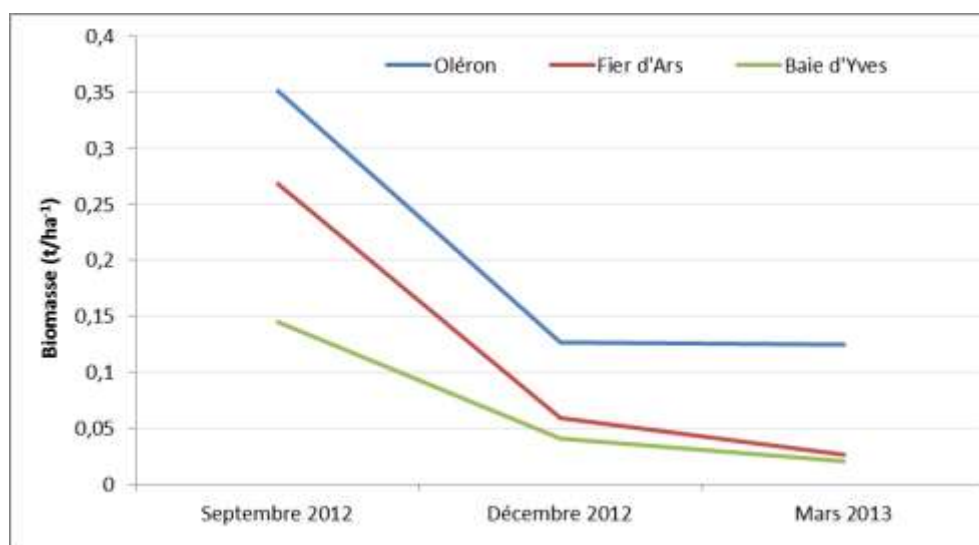


Figure 34 : Evolution des densités de biomasse disponibles sur les trois sites d'étude (exprimées en t/ha)

Sur la seconde moitié de la période hivernale, bien que la réduction de biomasse de l'herbier d'Oléron semble se stabiliser, les sites de Ré et d'Yves se distinguent par une réduction du couvert foliaire moindre mais néanmoins réelle par rapport à la période précédente.

Par ailleurs, nous pouvons également entrevoir, tout comme ce qui se pressentait pour l'état de conservation des herbiers, des dynamiques intermédiaires en ce qui concerne le site du Fier d'Ars. En effet, lors de la première période de l'hiver, la diminution des densités apparaît similaire à celle s'exerçant sur l'herbier oléronais, avec des pentes non significativement différentes, alors qu'*a contrario*, pour la seconde période de l'hiver, l'herbier du Fier d'Ars aurait une dynamique qui se rapprocherait de manière significative de celle de la Baie d'Yves. Ce dernier site, présente des densités certes bien inférieures aux autres sites, mais de ce fait, les diminutions de celles-ci apparaissent moins "spectaculaires" et traduisent probablement un herbier qui semble se maintenir difficilement, contraint par certains facteurs locaux.

Quoiqu'il en soit, les herbiers perdent entre 62% et 90% de leur biomasse sur l'ensemble des six mois d'hiver (Cf. Fig.35). Plus de la moitié est hypothéquée dès le premier trimestre hivernal. Cela dénote par ailleurs de la forte productivité des herbiers au cours de leur cycle annuel en dehors de toutes contraintes évènementielles extérieures aux pressions environnementales courantes.

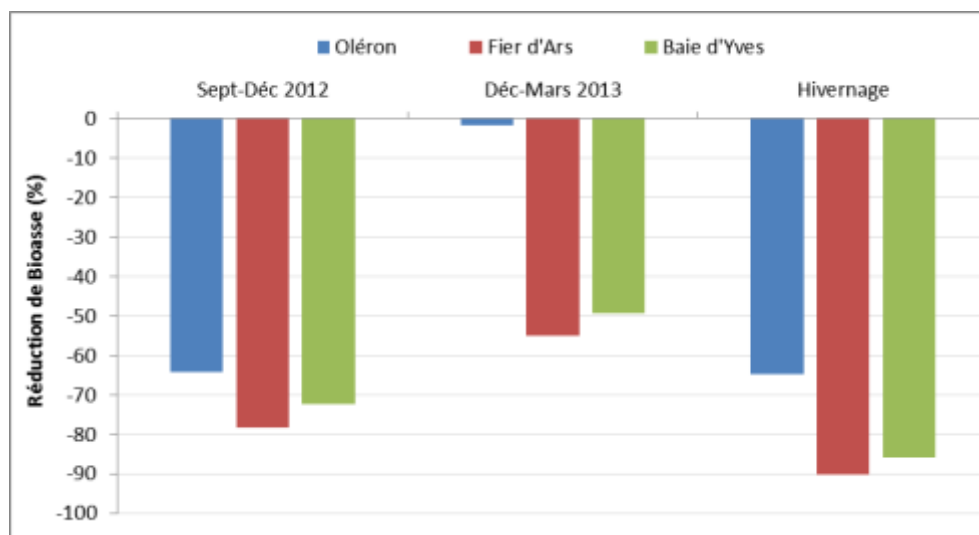


Figure 35 : Réduction des biomasses (en %) entre chaque session d'échantillonnage, et sur l'ensemble de l'hiver

Comme nous avons pu le voir, la réduction majeure de biomasse a lieu au cours des mois de septembre à décembre. Cette diminution de densité s'opère selon certaines contraintes qui peuvent être météorologiques, mécaniques ou encore sous l'influence de la consommation alimentaire réalisée par certains herbivores notamment les Bernaches cravants. Néanmoins, il faut préciser que la biomasse hivernale est le résultat de l'activité biologique des zostères durant le printemps et l'été qui précèdent. Aussi, la réduction foliaire qui s'exerce en hiver, n'empêche en aucun cas la reprise photosynthétique au printemps suivant.

VI. CARACTERISATION DE L'HIVERNAGE DES BERNACHES CRAVANTS

VI.-1. ECHELLE NATIONALE / ECHELLE LOCALE

La Bernache cravant est, en France, probablement l'une des espèces les mieux suivies, notamment par la mise en place de dénombrements systématiques mensuels sur l'ensemble des sites que les individus fréquentent de septembre à mars. Ces dénombrements ont été institués dans les années 70 et offrent à présent un recul essentiel sur le rôle majeur de la France relatif à la conservation de cette espèce.

D'après les récents comptages, et en lien avec les dernières estimations européennes quant au nombre d'individus que compte la population de Bernache cravant à ventre sombre (214 500 individus), la France accueille à présent entre les deux tiers et les trois quarts de la sous-espèce nominale (Cf. Fig.36).

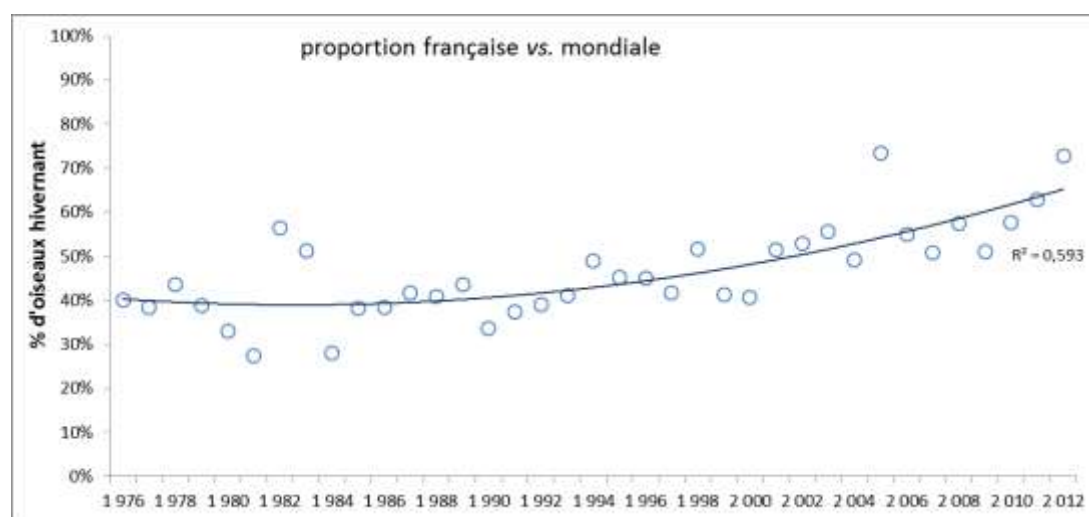


Figure 36 : Tendance de la population hivernante en France au cours des dernières décennies

Parmi le nombre d'oiseaux qui stationnent dans les baies et estuaires du littoral national, les Pertuis Charentais accueillent régulièrement entre 20 000 et 40 000 individus durant la période inter-nuptiale.

Cette attractivité, notamment sur certains secteurs des estrans insulaires et continentaux, confère aux Pertuis le statut de second secteur pour l'hivernage numérique des Bernaches après le Bassin d'Arcachon et devant le Golfe du Morbihan, depuis 1994.

En accord avec certains travaux conduits sur la fidélité des Bernaches à leur site d'hivernage (Reed *et al.* 1998, Phillips *et al.* 2003, Dalloyau 2008, Sedinger *et al.* 2008), nous pouvons envisager que la population, pouvant être qualifiée de "sédentaire-hivernante", représente entre 20 et 25% des oiseaux stationnant en France depuis une dizaine d'année (Cf. Fig.37).

Toutefois, l'hiver 2012-2013 semble se révéler atypique à l'échelle nationale : les effectifs **n'affichent pas de phase de stabilité** s'articulant autour du pic d'abondance noté pour cette saison (2012-2013) en novembre. Pour autant, l'ensemble des Pertuis Charentais paraît, quant à lui, conserver la même dynamique, ce qui peut traduire des stationnements et une distribution spatiale relativement stables à l'échelle du secteur biogéographique.

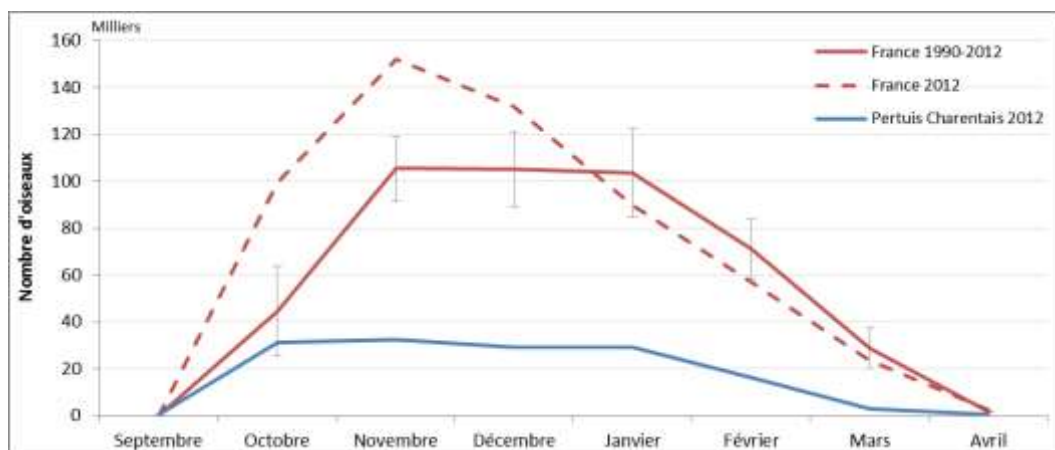


Figure 37 : Evolution des effectifs hivernaux de Bernaches cravants en France depuis 1990 (trait plein), pour la saison d'étude (tireté) et dans les Pertuis Charentais (saison 2012-2013)

VI.-2. PHENOLOGIE DE L'HIVERNAGE DES BERNACHES DANS LES SITES D'ETUDE

Historiquement, sur les vingt dernières années, le pic d'abondance au sein des Pertuis Charentais s'est établi durant le mois de novembre. Au cours du mois d'octobre, voire depuis une dizaine d'année, dès le mois de septembre, les premiers oiseaux sont signalés dans les Pertuis. A partir du pic d'abondance en novembre, les effectifs diminuent fortement, pour ensuite caractériser une population numériquement stable entre fin novembre et le mois de février. Parfois, selon les années, un second pic très modeste, peut être détecté durant le mois de mars : il comprend les Bernaches hivernants dans les Pertuis ainsi que les oiseaux, provenant du Bassin d'Arcachon, effectuant une halte migratoire avant de gagner la Mer des Wadden (Pays-Bas). Les derniers oiseaux hivernants quittent leurs sites vers la fin du mois de mars/début avril (Cf. Fig.38).

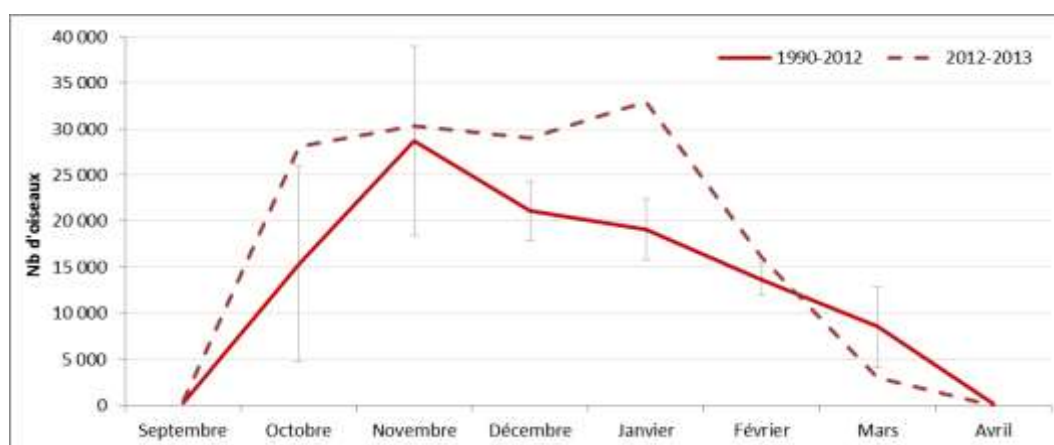


Figure 38 : Variation numérique des stationnements hivernaux dans les Pertuis Charentais depuis 1990 (trait plein) et comparaison avec la saison d'étude (tiretés)

2012-2013... saison atypique (?)

L'ensemble des hivernages semble s'inscrire dans un schéma récurrent depuis quelques années. Néanmoins, la phénologie d'hivernage de notre étude diffère sensiblement de celle définie au

cours des vingt dernières années. Cette cinétique locale peut être rapprochée de l'épisode arcachonnais qui a vu, entre décembre 2012 et janvier 2013, les effectifs de Bernaches s'effondrer de 51 000 individus à un peu plus de 3 000. Il serait vraisemblable d'envisager des reports venant artificiellement augmenter les effectifs picto-charentais et, de ce fait, induire une fréquentation surnuméraire des estrans charentais. Toujours est-il qu'à ce jour, les causes explicatives de ce phénomène ne sont pas établies.

Néanmoins, l'évolution numérique des individus stationnant au sein des Pertuis peut être toutefois précisée à l'échelle géographique des sites d'étude (Cf. Fig.39).

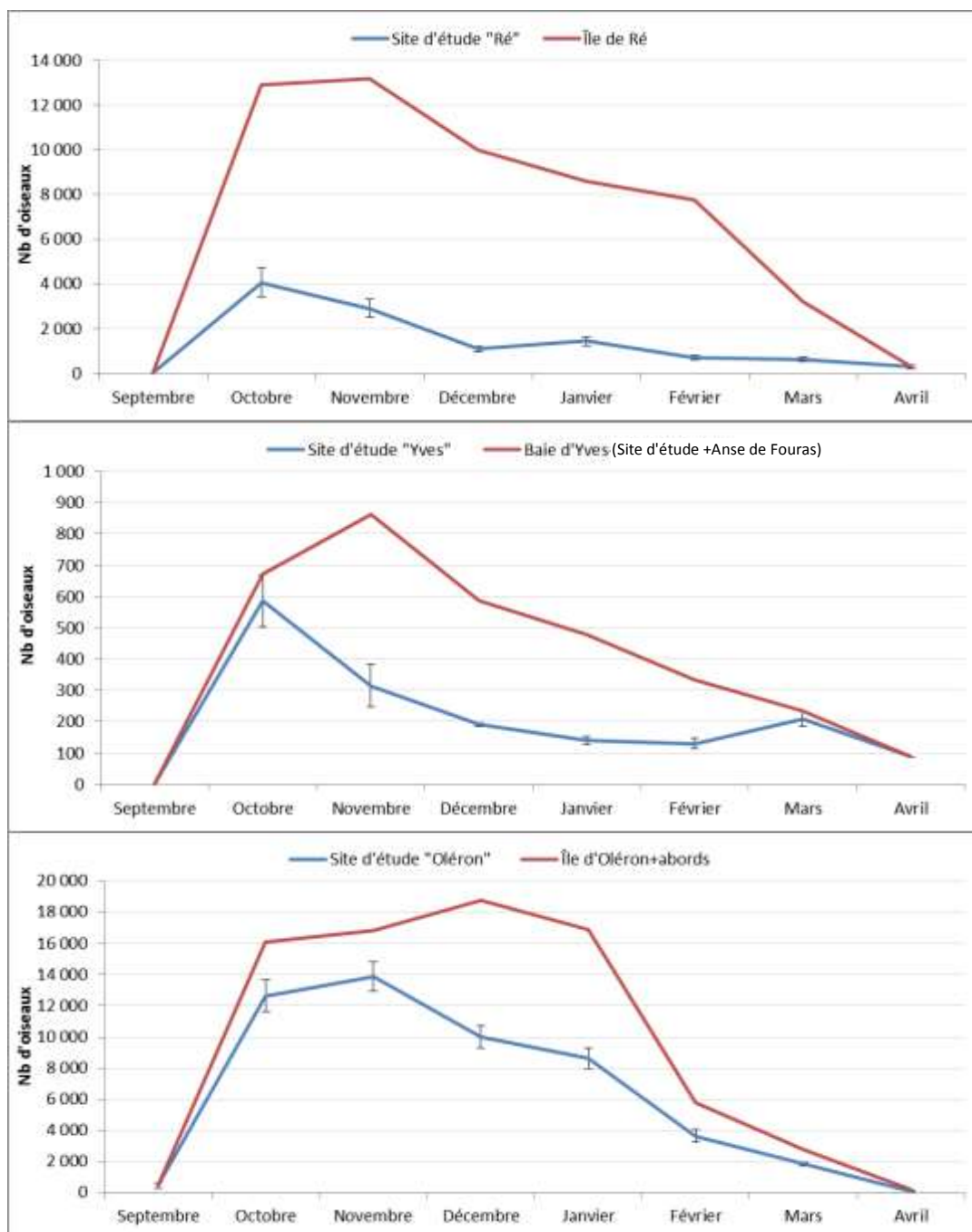


Figure 39 : Phénologie des stationnements inter-nuptiaux sur les trois sites d'étude Ré (en haut), Yves (au centre) et Oléronais (en bas), et comparaison avec la phénologie des sites fonctionnels respectifs

Ainsi, le pic numérique est marqué dès le mois d'octobre pour les sites Ré et Yves, tandis qu'il est effectif au mois de novembre pour le site Oléron. En outre, durant la phase stable (décembre à février) la Baie d'Yves accueille en moyenne entre 30% et 40% de l'effectif hivernant sur le site fonctionnel, tandis que seuls 10% à 20% de l'ensemble Île de Ré stationne dans le site d'étude Ré. De façon notable et en lien avec l'étendue de l'estran oléronais, propice aux stationnements des Bernaches, le site d'étude concentre à lui seul près de 60% des effectifs dénombrés sur Oléron+abords, (*i.e.* Île d'Oléron, Marennes et embouchure de la Seudre).

L'attractivité des réserves naturelles étudiées

Comme nous l'avons déjà signalé (*ut supra*), depuis une dizaine d'année les premières Bernaches sont notées, non plus en octobre, mais dès le mois de septembre.

Les Réserves Naturelles des Pertuis Charentais accueillent en moyenne entre 10% et 20%, de l'effectif national. Cette proportion semble s'établir jusqu'au pic d'abondance des oiseaux. En outre, et traduisant ainsi une distribution à l'équilibre, après le pic d'abondance et jusqu'à la fin de l'hivernage, les Réserves Naturelles des Pertuis Charentais contribuent en moyenne à hauteur de 8% dans les stationnements hivernaux des Bernaches cravants en France (*Cf.* Fig.40).

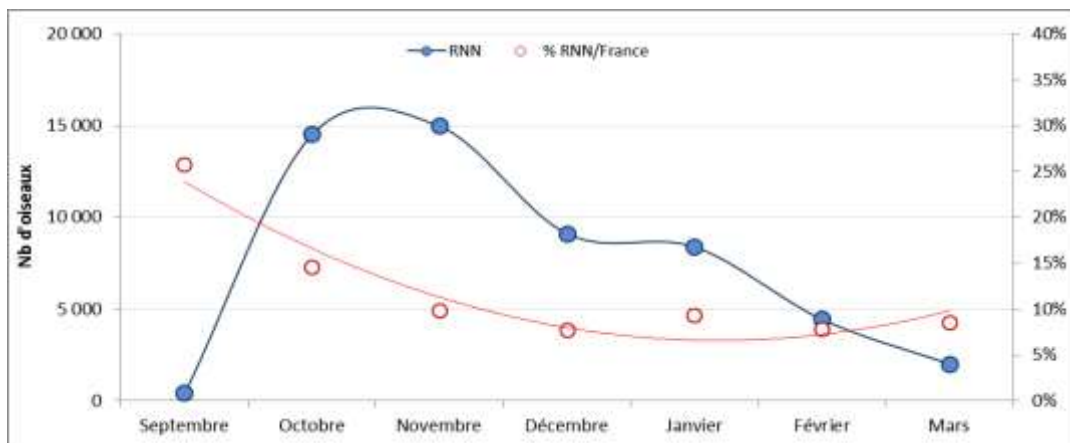


Figure 40 : Evolution numérique des Bernaches cravants hivernant dans les Réserves Naturelles Nationales étudiées (en bleu) et comparaison à l'échelle nationale (en rouge)

Par ailleurs et selon toute vraisemblance, les effectifs dénombrés sur les Réserves Naturelles **présentent un pic au cours des mois d'octobre (Ré, Yves) et de novembre (Oléron)**, en accord avec les stationnements au sein de Pertuis Charentais.

Par ailleurs, les sites "Yves" et "Ré" affichent une importance non négligeable en tout début de saison en concentrant les premiers hivernants. En outre, et jusqu'en octobre, ces sites (Ré et Yves) vont bénéficier d'une abondance relative des individus avec 34% des effectifs dénombrés. Ainsi, les oiseaux vont optimiser les stationnements tout au long de l'hiver avec un équilibre à l'échelle des Pertuis qui s'articule entre octobre et novembre (*Cf.* Fig.41). Ceci est reflété par des taux d'occupation qui paraissent s'ajuster proportionnellement au site, au cours de l'hivernage.

La Baie d'Yves apparaît jouer un rôle mineur dans l'hivernage des Bernaches ; toutefois, comme nous l'avons vu, les individus qui utilisent ce site sont numériquement stables. Cela suggère que

cette petite population hivernante doit être excessivement fidèle à ce site. Les ensembles de Ré et d'Oléron se révèlent être les secteurs à enjeux majeurs pour l'accueil des individus en hiver.

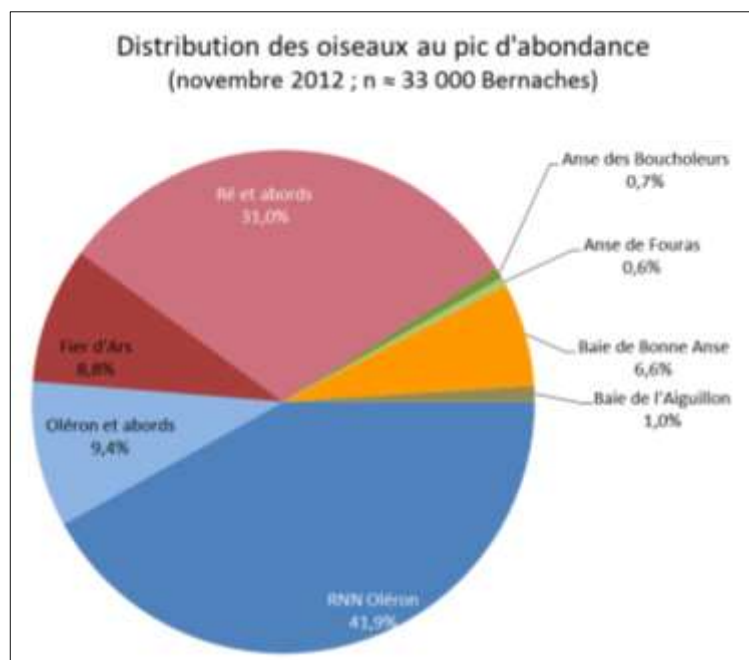


Figure 41 : Répartition des effectifs dénombrés en période de pic d'abondance au sein des Pertuis Charentais en incluant la RNN Baie de l'Aiguillon (saison 2012-2013)

A une échelle inférieure, en considérant les Réserves Naturelles au sein de nos sites d'étude, il semblerait que les tous premiers oiseaux hivernants stationneraient prioritairement dans ou aux abords immédiats des périmètres des sites protégés. Ainsi, pour le mois de septembre, le taux d'occupation représente près de 95% des individus notés sur les sites concernés dans la présente étude (cf. Fig.42).

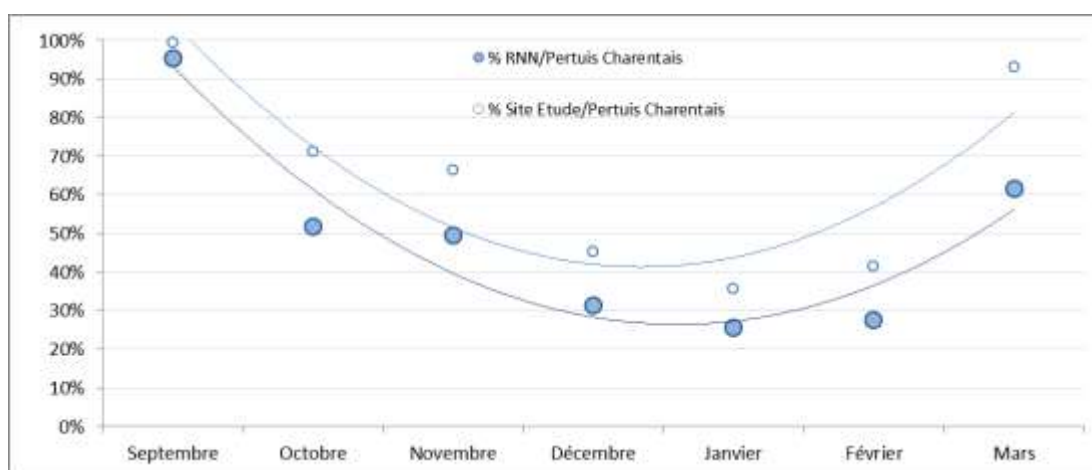


Figure 42 : Evolution, dans le contexte des Pertuis Charentais, de l'hivernage des Bernaches stationnant sur les sites protégés (bleu foncé) et dans les sites étudiés en 2012-2013 (bleu clair)

En outre, nous pouvons constater une très bonne représentativité des stationnements de Bernaches au sein des Réserves Naturelles, notamment lors du pic d'abondance, mais également lors de la phase impliquant les hivernants sédentaires, avec en moyenne 30% des oiseaux qui se distribuent au sein des secteurs d'étude.

Les sites d'étude, qui intègrent les RNN, représentent des entités biologiquement fonctionnelles. En relation avec l'évolution numérique des conspécifiques et de la disponibilité alimentaire, les oiseaux vont accentuer leur distribution vers une exploitation optimale de l'ensemble des sites. Ainsi, en début de saison, les Bernaches cravants vont privilégier les secteurs propices pour ensuite étendre leur distribution à l'échelle du site fonctionnel.

VI.-3. DISTRIBUTION SPATIALE DES BERNACHES DANS LES SITES D'ETUDE

Comme cela est identifié dans le point précédent, l'évolution des stationnements des Bernaches cravants au sein des Pertuis Charentais s'articule en lien avec l'évolution numérique des oiseaux en transit ou en hivernage. Outre les conspécifiques, cette répartition est conditionnée également par l'accessibilité aux ressources trophiques. Ce mécanisme compétiteurs/ressources apparaît comme un des moteurs de l'occupation et de la redistribution spatiale des oiseaux, particulièrement des "sédentaires hivernants".

En séquençant les proportions des effectifs hivernants et en les ajustant aux subdivisions des **sites d'études (secteurs)**, nous pouvons chronologiquement entrevoir une certaine homogénéisation des stationnements, consécutifs à la redistribution spatiale des individus (Cf. Figure 43 & Figure 44).

Les Bernaches occupent préférentiellement les secteurs oléronais dès le mois de septembre, et semblent progressivement, par la suite, occuper les sites protégés puis l'ensemble des zones d'étude. La fluctuation spatiale de la répartition des individus est majeure jusqu'en novembre en accord avec l'évolution du nombre d'oiseaux recensé en début d'hivernage. Par la suite, cette variation se révèle être marginale et les Bernaches se distribuent sur l'ensemble des secteurs de façon homogène en fonction du nombre d'individus hivernant jusqu'au mois de mars.

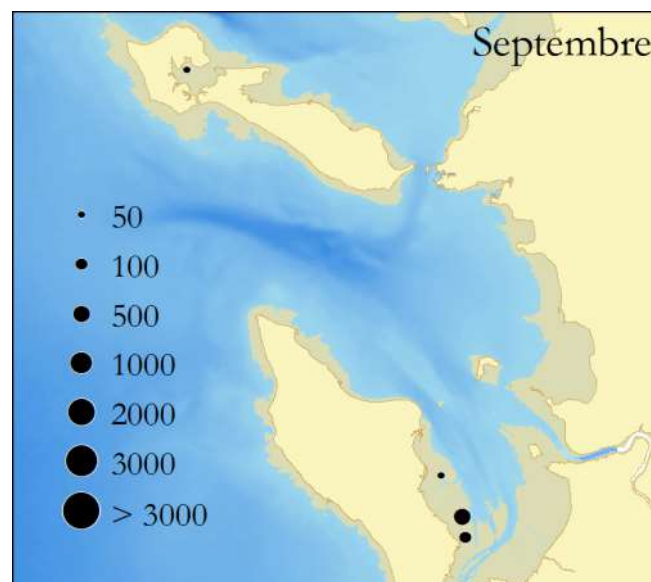


Figure 43 : Evolution du nombre d'individus et localisation des oiseaux hivernant dans les Pertuis Charentais

Localement, et très rapidement, par exemple dans le Fier d'Ars, les oiseaux vont orienter leur stationnement sur l'ensemble du site biologique. Sur Oléron, les stationnements vont évoluer vers une distribution sensiblement optimale à l'ensemble du site d'étude. Ce mécanisme peut

probablement refléter l'évolution de la qualité écologique des sites accueillant les individus, qui se traduirait par un ajustement des Bernaches à la qualité écologique de la zone intertidale. Néanmoins, nous pouvons nuancer ce constat car la saison d'étude (2012-2013) semble présenter quelques paramètres influençant soit directement, soit indirectement les oiseaux et les herbiers.

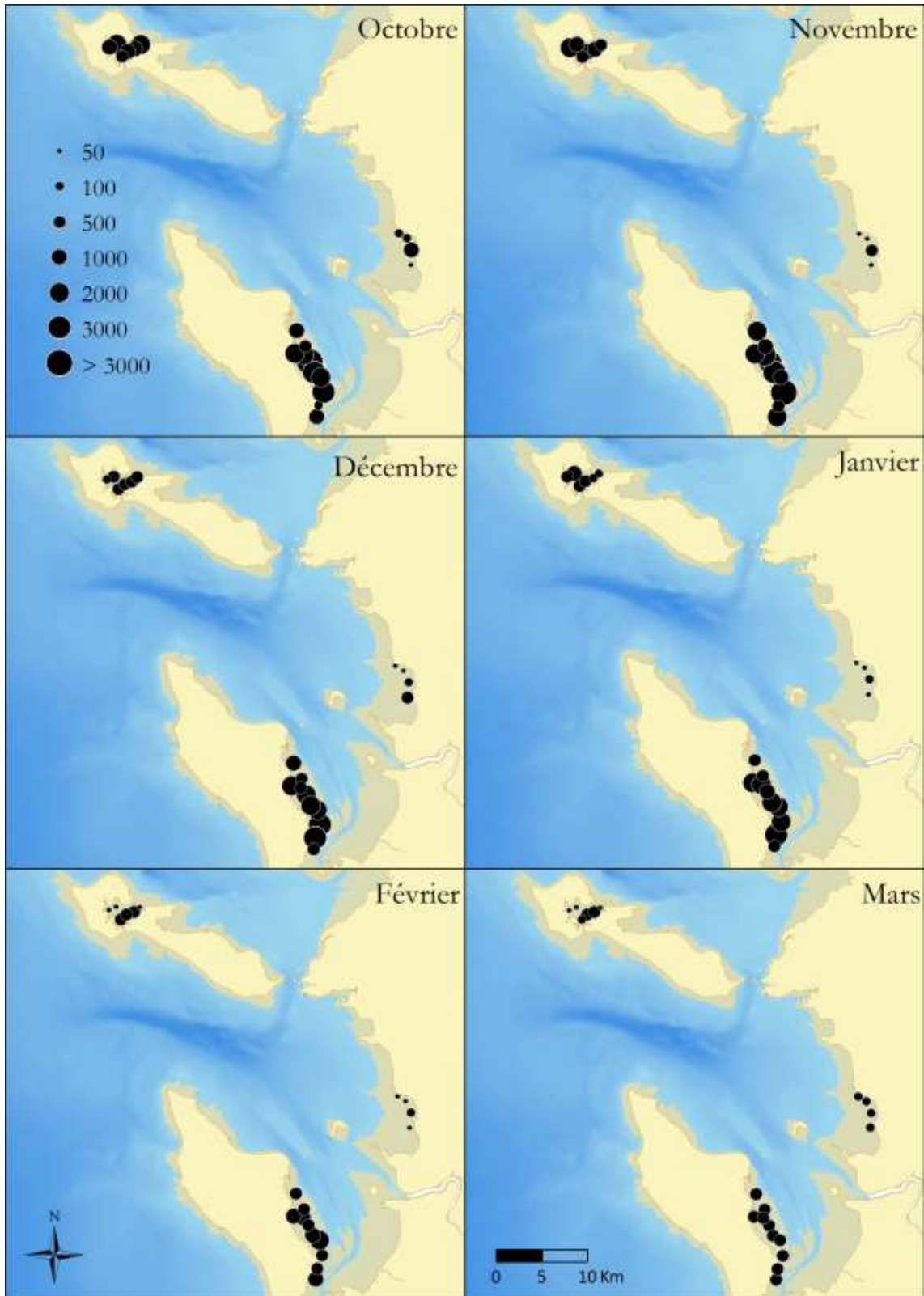


Figure 44 : Evolution du nombre d'individus et localisation des oiseaux hivernant dans les Pertuis Charentais

VII. APPROCHE DU LIEN BIO-INTEGRATEUR

En fonction des deux précédents chapitres, nous pouvons envisager l'existence d'un mécanisme qui conditionne l'ajustement spatial des consommateurs à l'évolution de la ressource disponible. Aussi, certains facteurs environnementaux, naturels ou non, peuvent soit contraindre le développement des herbiers soit en réduire la disponibilité. Ces facteurs de contrainte vont donc, au-delà des ressources alimentaires, indirectement influencer les consommateurs, en l'occurrence les Bernaches cravants, quant à leur occupation des secteurs favorables et leur redistribution au cours de l'hiver.

VII.-1. QUELS PEUVENT ETRE LES FACTEURS DE CONTRAINTES LOCALES

La biologie des Zostères (croissance, reproduction, sénescence...) ainsi que le développement des herbiers en général (étendue et hétérogénéité spatiale), peuvent être tributaire d'un grand nombre de facteurs d'ordre physico-chimique, dont certains sont biologiquement élémentaires.

La lumière est l'un des éléments primordiaux qui va déterminer la répartition des plantes chlorophylliennes et donc, dans notre cas, *Zostera noltei*. Dans le contexte spécifique du compartiment benthique, il s'agit en particulier de la pénétration de la lumière pouvant atteindre la canopée des herbiers qui va conformer la présence/absence et la colonisation de certaine zone. Cette propension lumineuse dans la colonne d'eau peut être largement tributaire de phénomènes turbides sous l'effet de particules en suspension (matière organique, particules fines...). **Ces matières en suspension peuvent être générées par des apports extérieurs** notamment dans les zones de dessalure ou encore à l'issue d'épisodes agités par un relargage sédimentaire dans la masse d'eau. De ce fait, la plante sera restreinte dans son cycle photosynthétique. Toutefois, *Zostera noltei* offre une certaine tolérance lorsque le phénomène est événementiel, mais s'il se prolonge dans le temps ou si la fréquence s'avère trop élevée, l'herbier peut rapidement périr - (den Hartog 1970, Olesen & Sand-Jensen 1994, Larkum *et al.* 2007, Hemminga & Duarte 2008).

La température influence de façon prépondérante la production primaire des plantes et la croissance des parties épi et endogées. Toutefois, bien que *Zostera noltei* bénéficie d'un spectre lui conférant une tolérance relative à certains écarts de température, elle décline très rapidement en dehors de ses *preferenda* thermiques. En outre, les herbiers sont soumis aux cycles tidaux, ce qui suggère une exondation plus ou moins prolongée en fonction des marées. *De facto*, lors des périodes estivales à forte élévation thermique au niveau de la canopée découverte, celle-ci peut subir une dessiccation prononcée voire préjudiciable pour les parties aériennes ou, selon le degré de sévérité, les parties souterraines - (Massa *et al.* 2009, Ruesink *et al.* 2012, Niu *et al.* 2013, Wetz & Yoskowitz 2013).

Par extension à cette variable, circonscrite dans le temps à la période estivale, nous pouvons subodorer, à plus large échelle, l'influence manifeste des modifications climatiques opérant sur la colonne d'eau et contribuant à l'élévation des températures de celle-ci - (Short & Neckles 1999, Norris *et al.* 2004, Van Eerden *et al.* 2005)

La dynamique des flux hydrologiques jouent également un rôle essentiel dans l'établissement, l'évolution et la variabilité des herbiers. Ce facteur peut intégrer plusieurs degrés d'amplitude allant des variations quotidiennes dans le cycle tidal, imprimant une courantologie en fonction du marnage, à des configurations extrêmes rencontrés sous des régimes perturbés, notamment lors

de tempêtes hivernales. Les herbiers peuvent ainsi se retrouver impactés tant par des phénomènes d'avulsion venant mettre à jour les rhizomes, que par une amplification des phénomènes de remise en suspension de particules fines issues du substrat. A ces variables d'ordre mécanique, il faut également considérer le transport de molécules chimiques d'origines diverses qui peuvent soit contrarier le développement des herbiers (saturation des eaux par **eutrophisation, bioaccumulation...**), **soit bénéficier à l'expansion des surfaces et des densités** - (Schanz *et al.* 2002, Morris & Peralta 2008, Widdows *et al.* 2008).

Les nutriments d'ordre carboné, azoté et phosphoré, sont à la base de l'activité photosynthétique et sont essentiels au développement des plantes. Toutefois, au-delà de certains seuils, des teneurs anormalement élevées peuvent réduire, voire influencer négativement le développement des herbiers à Zostère.

Ces molécules se retrouvent de plus en plus dans des "cocktails chimiques" au niveau des masses **d'eau (notamment de transition), en lien avec des métaux lourds (Pb, Cu, Cr, Hg, Cd, Ni...)** dont l'assemblage semblerait être préjudiciable à l'activité biologique des herbiers marins. Ce mécanisme peut se traduire soit par une suramplification des activités d'ordre physiologique, soit par une obstruction de ces mêmes activités - (Sorokin *et al.* 2006, Walker & Kendrick 2006, Larkum *et al.* 2007, Touchette 2007, van der Heide *et al.* 2008, Koch *et al.* 2013).

A ces contraintes d'origines naturelles peuvent se surajouter des pressions d'ordre anthropique. Nous pouvons ainsi citer, hors des espaces protégés, des facteurs mécaniques tels le piétinement (**pêche à pieds, ...**), **l'altération du substrat par ancrage des bateaux, ... ainsi que des facteurs** d'ordre chimique (pollutions).

L'ensemble de ces facteurs, parfois en association, va influencer négativement ou positivement la dynamique des herbiers. Aussi, les surfaces de Zostère peuvent à long terme s'en trouver modifiées, et à court terme, l'influence peut se traduire par des densités de plus en plus hétérogènes, dans le cas par exemple d'une relation négative.

Toujours est-il que les variabilités spatio-temporelles de l'abondance des herbiers vont conduire les Bernaches cravants à ajuster leur stationnement au cours des périodes défavorables.

VII.-2. LA REPONSE FONCTIONNELLE : EXPRESSION DES VARIATIONS DE LA QUALITE DES HABITATS

Au cours de notre saison d'étude (2012-2013), la biomasse a évolué se traduisant par une réduction des ressources alimentaires disponibles au cours de l'hiver pour les Bernaches cravants. Mais cette variation d'abondance ne s'est pas réalisée de façon similaire sur l'ensemble des sites d'étude (Ré, Yves Oléron ; Cf. Figure 33, Figure 34 & Figure 35). En parallèle, les groupes de Bernaches, après une abondance numérique marquée en octobre/novembre, ont amplement diminué au cours de l'hiver. Tout comme l'évolution de la biomasse s'est traduite par une homogénéisation relative entre septembre et mars, il en va de même pour les oiseaux qui semblent avoir ajusté localement leur stationnement à une échelle inférieure au site d'étude (Figure 45).

Ainsi, le nombre de Bernache rapporté à la surface des 17 secteurs d'étude, nous procure des densités d'oiseaux qui n'offrent aucune similitude en début de saison hivernale

(septembre/octobre), quels que soient les secteurs ($n = 17$, $p = 0,0148$). Il en ressort que les sites accueillent des densités de Bernaches cravants significativement différentes. Par ailleurs, et probablement inférée aux oiseaux en transit, il existe une grande variabilité des effectifs en début de saison hivernale.

A *contrario*, en fin d'hivernage, les densités se sont très sensiblement homogénéisées, traduisant un ajustement du nombre d'oiseaux à l'espace occupé ($n = 17$, $p < 0,0957$), les densités d'herbier étant semblables d'un secteur à l'autre. De même, les variances ont nettement moins d'amplitude, suggérant ainsi une certaine stabilité numérique des oiseaux.

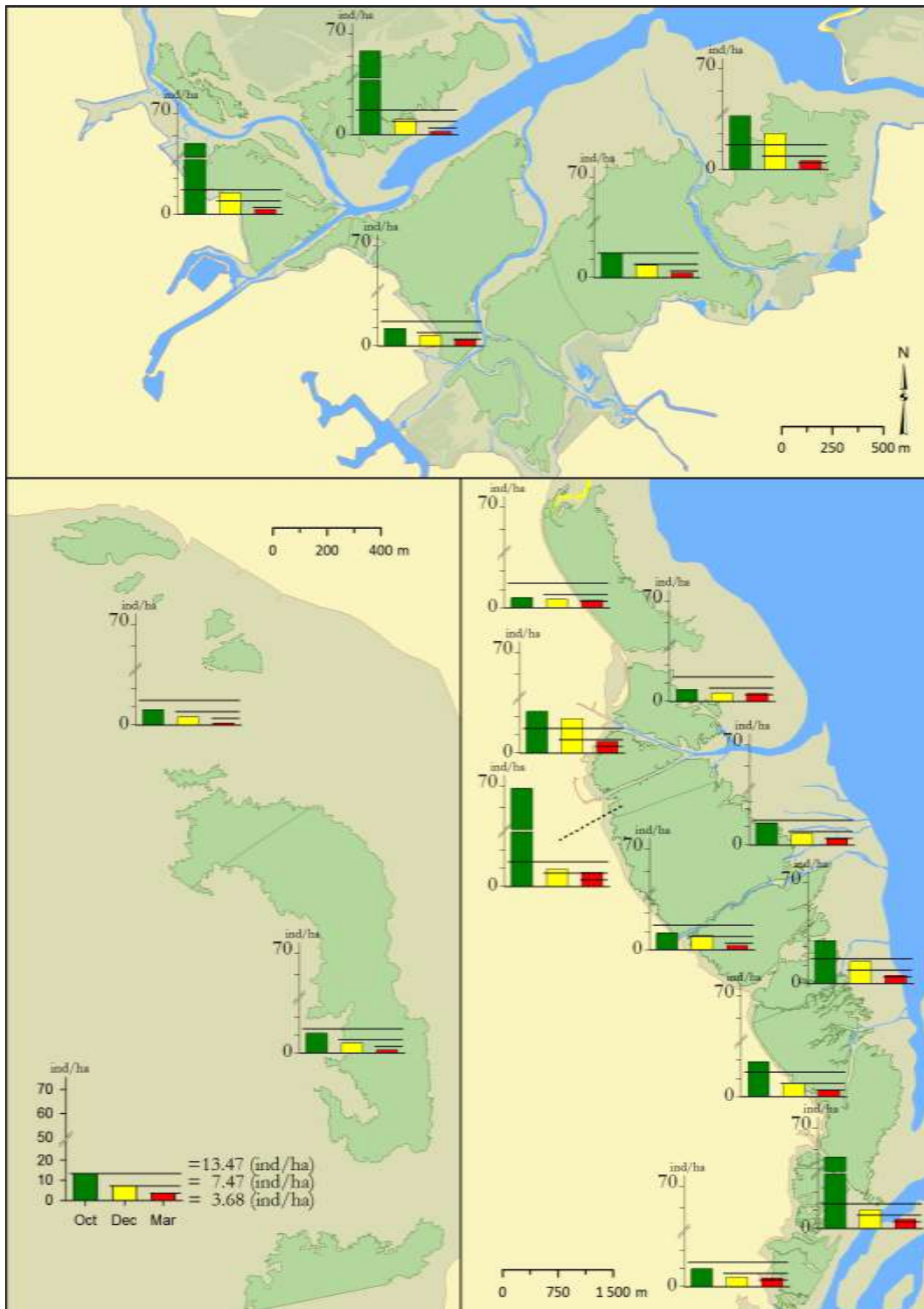


Figure 45 : Variation des densités d'oiseaux rapportées aux surfaces des sites d'étude entre le début de saison (en vert) et la fin de saison (en rouge)

Site	Mois	n	F (16,32)	p
Ré-Yves-Oléron	Octobre	17	30,7059	< 0,0148*
	Mars	17	23,7255	< 0,0957

Tableau 4 : Résultats de l'évolution des densités d'oiseaux au cours de l'hiver pour l'ensemble des sites d'étude (n = 17, GLM sur effet site)

Un constat similaire a pu être réalisé sur l'évolution des densités d'herbier pour les trois sites d'étude, dont l'analyse considère une sous-échelle pour chacun d'eux. Ainsi, quelles que soit les surfaces, présentant une grande hétérogénéité au début de l'hiver, ces mêmes surfaces tendent vraisemblablement à présenter des densités homogènes à la sortie de l'hiver.

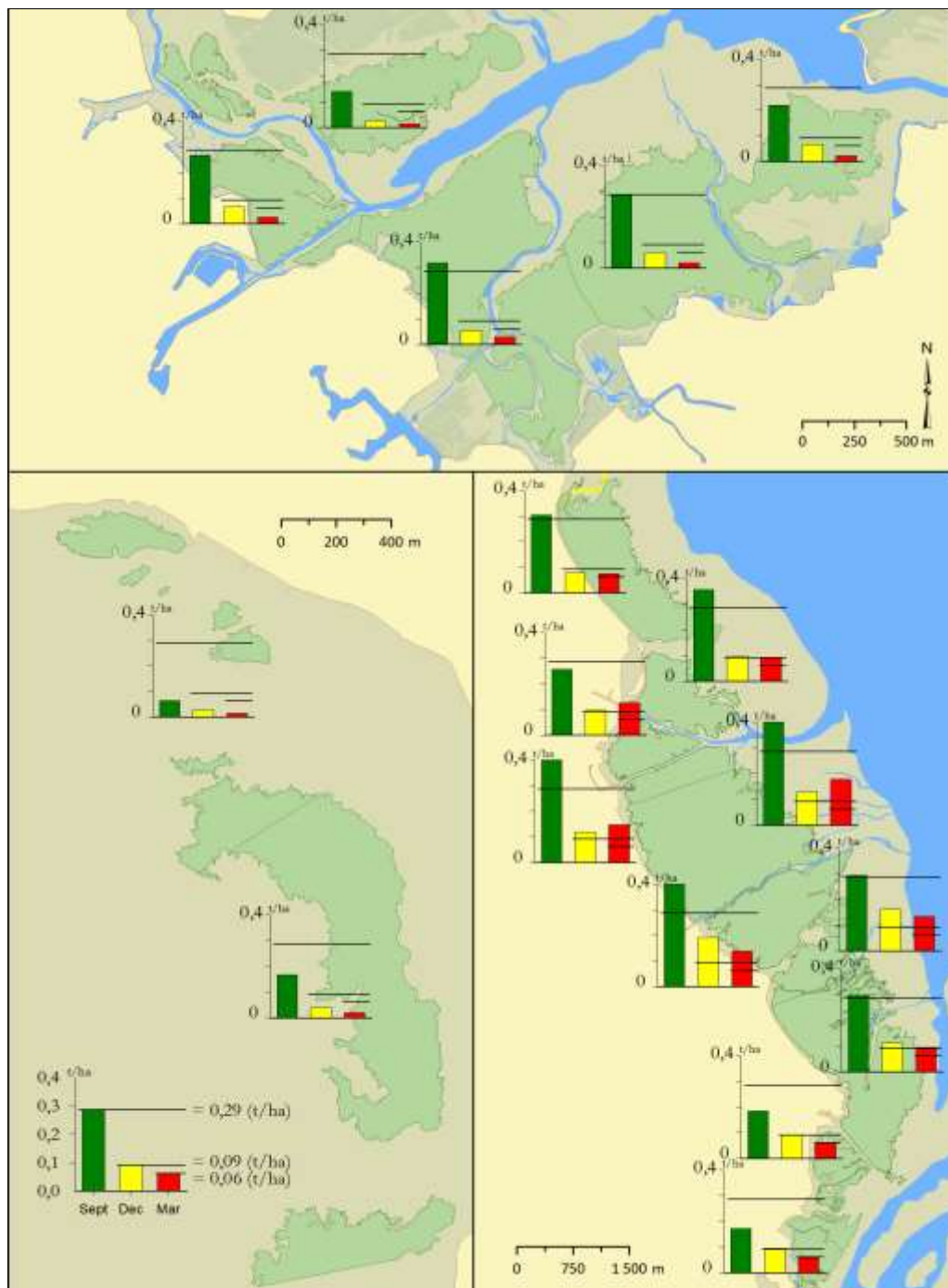


Figure 46 : Evolution des densités de biomasse de *Zostera noltei* au cours de la saison 2012-2013 sur les trois sites d'étude

	n	F	p
Site (Fier d'Ars-Baie d'Yves-Oléron)	3 sites	F (2, 147) 33,9105	< 0,0001
Densité S1 -> S2 -> S3	3 sessions 150 (échantillons)	F (2, 147) 319,1185	< 0,0001
Site*Densité		F (4, 294) 15,9941	< 0,0001
Site*Densité (S1)		40,3901	< 0,0001
Site*Densité (S3)		8,0181	= 0,2303
Oléron*Ré*Densité (S1)		37,9770	= 0,2711
Ré*Yves*Densité (S2)		8,6625	= 0,2081
Ré*Yves*Densité (S3)		3,1394	= 0,5275

Tableau 5 : Données principales du modèle d'analyse GLM

Il apparaît donc manifeste, que les Bernaches cravants ajustent leur stationnement en fonction de la disponibilité alimentaire que peut fournir les herbiers à Zostère au cours de l'hiver (Cf. Figure 46).

Cet ajustement intègre des mécanismes comportementaux d'ajustement qui permettent d'éliminer la sur-compétition, au bénéfice des individus qui sont en mesure d'optimiser leur valeur adaptative. Il traduit également des effets de densités-dépendance dans la mesure où un certain type d'habitat présentant des ressources clés, ne peut accueillir qu'un nombre d'individus ajusté à la disponibilité des ressources et donc à la réduction de ces mêmes ressources (Cf. Figure 47).

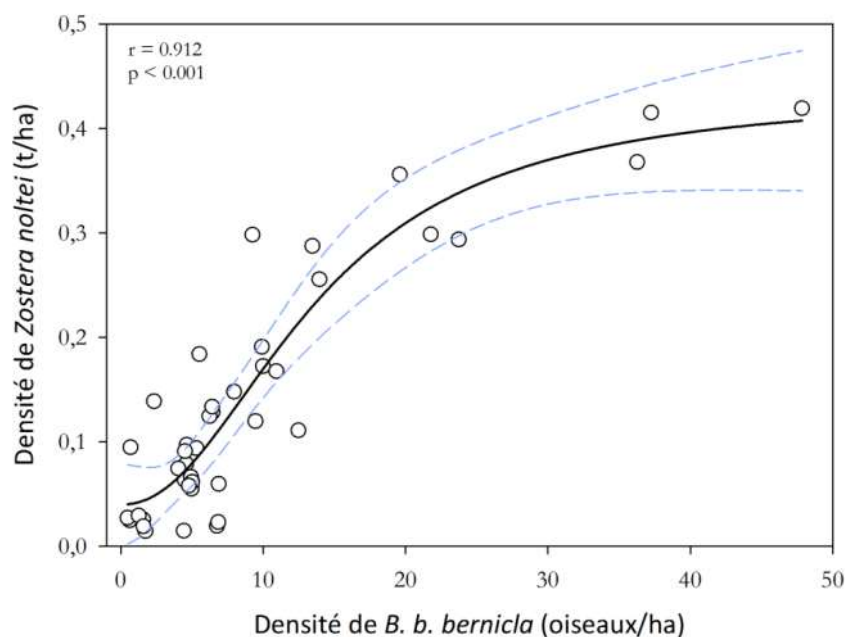


Figure 47 : Régression factorielle des densités de ressource alimentaire sur les densités de consommateurs pour la saison 2012-2013, dans les Pertuis Charentais

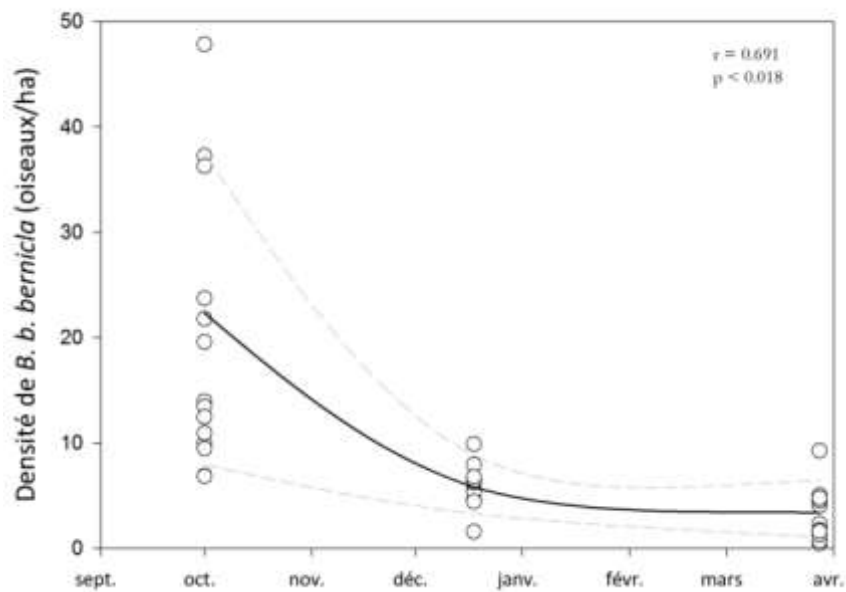


Figure 48 : Evolution des densités de Bernaches cravants sur les zones d'étude au cours de la saison 2012-2013, dans les Pertuis Charentais

De ce fait, nous pouvons considérer l'évolution des Bernaches cravants à ventre sombre, comme un bon indicateur de l'évolution de la qualité de l'habitat intertidal, par l'intermédiaire de l'évolution des densités d'herbier à Zostère naine.

L'évolution des densités de Bernaches (*cf.* Figure 48) connaît toutefois une forte variabilité en tout début d'hivernage, probablement en lien avec les individus en transit et les individus qui vont accomplir l'ensemble de leur hivernage sur les sites d'étude. Par la suite, cette variabilité tend à se stabiliser, traduisant des effectifs sensiblement stables.

VIII. CONCLUSION ET PERSPECTIVES

La mise en relation des effectifs hivernaux de Bernaches cravants et l'évolution des herbiers au sein du complexe des Pertuis Charentais, a nécessité deux axes majeurs que sont la caractérisation des herbiers à *Zostera noltei*, et le suivi des stationnements hivernaux des oiseaux.

L'un des objectifs était de traduire l'ajustement des Bernaches à l'évolution de la ressource alimentaire comme *proxi* de la qualité des habitats littoraux et plus spécifiquement des zones intertidales.

Un certain nombre d'indicateurs peuvent résulter de la présente étude.

En premier lieu, la caractérisation en 2012, de l'étendue des herbiers peut être envisagée comme un point "zéro", présentant un maximum d'exhaustivité dans le cadre des limites intégrées ou connexes aux périmètres de sites protégés.

Au total, ce sont **1 563,93 ha d'herbier à *Zostera noltei*** qui ont été relevés pour les trois sites d'étude. Cependant, l'état écologique de ces herbiers, notamment en termes de densités, est variable d'un site à l'autre : l'herbier le plus vaste, RN Moëze Oléron, est également l'herbier le plus dense ; viennent ensuite les herbiers du Fiers d'Ars et de la Baie d'Yves (tant en termes de surface qu'en terme de densité). Il semblerait que plusieurs facteurs soient à l'origine de ces différences : substrat, élévation du site, protection du site, ... sont autant de facteurs influençant positivement ou négativement la dynamique des herbiers à zostères naines.

Au cours de la saison hivernale, les herbiers ont perdu entre 62 et 90% de leur biomasse. Cette réduction est due aux effets mécaniques des marées et tempêtes, à la sénescence naturelle des herbiers ainsi qu'à la consommation par les herbivores, dont les Bernaches cravants. Ce dernier aspect toutefois n'est pas limitant pour la viabilité des différents herbiers.

Les individus paraissent effectivement moduler les phases d'exploitation des herbiers au cours de la saison hivernale, se redistribuant sur les zones d'alimentation en fonction de la biomasse d'herbier encore disponible.

Toutefois certains biais sont apparus dans la caractérisation des herbiers à *Z. noltei*, ne remettant pas en cause les conclusions, mais dont une approche encore plus objective permettrait d'affiner les résultats.

Ainsi, l'application de l'échantillonnage des taux de recouvrement sur le terrain a pu être tributaire d'un biais observateur non négligeable dans l'estimation des surfaces foliaires. Par exemple, l'évaluation fait intervenir des classes de recouvrement ; or pour les classes basses la distinction semble peu aisée entre 10-20% et en deçà. Par ailleurs, bien que ce soit les mêmes personnes qui ont réalisé la partie opérationnelle de terrain, il a pu apparaître quelques écarts quant à l'évaluation de zones proches sur les sites d'étude.

Pour la reconduction de cette partie de l'étude (évaluation des ressources alimentaires), il serait nécessaire de faire intervenir une méthode intégralement objective basée sur la photographie numérique des points échantillonnages, qui se prolongerait par un post traitement informatique des surfaces couvertes telle que déclinée pour le suivi des herbiers à Zostères dans le cadre des suivis de la Directive Cadre sur l'Eau (Auby *et al.* 2012).

D'ailleurs, la DCE prévoit un suivi des herbiers à Zostères (*Z. noltei* et *Z. marina*) en terme d'évolution des limites physiques (augmentation, stabilité ou régression) ou des densités

(homogénéité, fragmentation, état de conservation). Cet habitat "fondateur" de l'écosystème benthique relève en outre d'un statut d'habitat majeur.

A ce titre, la variabilité des limites d'herbier est un très bon indicateur et un suivi écologique pourrait être envisagé dans le cadre des missions des Réserves Naturelles. Venant compléter l'extension surfacique, la structure même de l'herbier peut révéler une certaine dynamique écologique par le maintien de zone à forte densité, ou au contraire une réduction de ces zones denses et l'apparition excessive de zones à faible densité. Ceci peut traduire un affaiblissement des herbiers par une surreprésentation de l'hétérogénéité spatiale dans les valeurs basses.

Ainsi, que ce soit pour la délimitation des extensions ou l'évaluation des densités des herbiers à Zostère naine, ce travail représente pour les Réserves Naturelles Nationales, concernées par la présente étude, la première approche de fond, quasi exhaustive et à l'échelle des Pertuis Charentais.

Certains éléments comparatifs ont pu être analysés concernant l'évolution des herbiers sur l'île d'Oléron avec l'étude menée en 2008 (S. Dalloyau, 2008).

Ainsi, nous pouvons tout à fait envisager une veille faisant intervenir des levées de terrain relative à l'extension maximale des limites d'herbier avec une fréquence de deux ans, et tous les six ans, les limites pourraient être complétées par une évaluation des biomasses présentes au mois d'août afin de déterminer la structure et la dynamique des densités pour *Zostera noltei*. **De plus, le suivi des limites d'herbiers pourrait être intégré à un suivi plus global de l'évolution du trait côtier et des niveaux marins.**

Concernant le suivi de la population hivernante de *Branta bernicla bernicla*, les comptages de l'hiver 2012-2013 révèlent un pic d'abondance en novembre. Au maximum (novembre), l'ensemble des trois sites d'étude regroupe près de 17 000 individus, soit la moitié des individus recensés dans les Pertuis Charentais ce même mois. Rappelons que les Pertuis Charentais accueillent 20 à 25% des effectifs hivernants nationaux, ce qui confère aux RNN des Pertuis Charentais un rôle majeur dans la conservation des populations de Bernaches cravants à ventre sombre.

La majeure partie des individus dénombrés **durant l'étude stationne sur Oléron, sur les zones les plus denses d'herbier à Zostère naine** (en accord avec la ressource alimentaire disponible).

Au cours de la saison d'hivernage, la répartition des individus s'est homogénéisée au sein de chacun des sites, optimisant ainsi le rapport coûts/bénéfices en termes de recherche alimentaire.

Cependant, la méthode employée pour le suivi des stationnements des oiseaux semble avoir révélé quelques biais, qui pourraient être facilement minimisés. En effet, les dénombrements doivent être envisagés, dans le cadre de ce type d'étude, avec une approche comportementale. En d'autres termes, les individus se distribuent sur un secteur donné, notamment lors des phases d'alimentation, selon des contraintes inférées aux cycles tidaux. De ce fait, les Bernaches cravants maximisent le comportement alimentaire particulièrement en début de jusant et en fin de flot. Durant la marée basse, les individus optimisent plutôt les activités de confort (*i.e.* **toiletage...**). Aussi, les périodes les plus propices doivent être considérées 2h00 à 2h30 avant et après la basse mer. Or, dans certains cas, quelques dénombrements ont été réalisés à marée basse.

Afin de réitérer cette étude et d'affiner les analyses, il conviendrait de prendre en compte les périodes les plus propices à la corrélation spatiale ressource/consommateur.

En parallèle, l'évaluation des stationnements de Bernaches cravants se révèle être également un bon indicateur des conditions d'accueil des sites. Or, les dénombrements se réalisent déjà par

décade tout au long de l'hiver, étant intégrés dans le suivi des sites protégés. Il serait par conséquent judicieux de simplement développer un indicateur d'abondance et d'ajuster un des dénombrements mensuels aux conditions favorables à l'évaluation des densités des individus en phase d'accessibilité aux ressources alimentaires.

De ce fait, ce n'est pas uniquement le suivi des oiseaux qui constituerait un indicateur, mais bien la réponse fonctionnelle des consommateurs en tant que biointégrateur des conditions environnementales qui s'expriment dans un habitat donné.

Ceci va devenir particulièrement vrai dans la mesure où nous devons considérer des **modifications environnementales peu mesurables (changement trop faible, coûteux en temps...)**, mais dont l'ajustement fin des oiseaux, dans le temps et l'espace, va traduire des tendances positives ou négatives. Ainsi, nous pouvons envisager des cas de figure d'ordre climatique qui vont impacter le développement des herbiers, certaines pratiques qui vont impacter mécaniquement la chaîne de rhizomes, ou encore une exploitation anormale de cette niche écologique par des consommateurs inhabituels. L'ensemble de ces interférences peuvent contraindre les Bernaches à se reporter vers d'autres secteurs moins appropriés, mais indispensables pour leur survie.

Par exemple, bien que le report, en fin de période hivernale, des Bernaches cravants vers des zones agricoles demeure un phénomène marginal en France, **encore aujourd'hui** (environ 0,9% de la population hivernante), il doit être considéré comme un phénomène causal. Un report numérique conséquent vers des cultures peut se révéler comme un indicateur de la dégradation des herbiers à zostère, et par extension des habitats intertidaux, dont il convient de mesurer l'origine.

Il devient donc primordial de poursuivre les études déjà amorcées intégrant les herbiers à Zostère, en tant qu'habitat majeur, et les Bernaches cravants, en tant qu'espèce dépendante, dont la France détient à présent une responsabilité importante pour leur conservation.

IX. BIBLIOGRAPHIE

- Allen, A. P. & O'Connor, R. J. (2000) Interactive effects of land use and other factors on regional bird distributions. *Journal of Biogeography* **27**: 889-900.
- Alonzo, S. H. (2002) State-dependent habitat selection games between predators and prey: the importance of behavioural interactions and expected lifetime reproductive success. *Evolutionary Ecology Research* **4**: 759-778.
- Amano, T., Ushiyama, K., Fujita, G. & Higuchi, H. (2006a) Costs and benefits of flocking in foraging white-fronted geese (*Anser albifrons*): effects of resource depletion. *Journal of Zoology* **269**: 111-115.
- Amano, T., Ushiyama, K., Fujita, G. & Higuchi, H. (2006b) Foraging Patch Selection and Departure by Non-Omniscient Foragers: A Field Example in White-Fronted Geese. *Ethology* **112**: 544-553.
- Arditi, R. & Dacorogna, B. (1988) Optimal foraging on arbitrary food distribution and the definition of habitat patches. *American Naturalist* **131**: 837-846.
- Aron, S. & Passera, L. (2000) Les sociétés animales, évolution de la coopération et organisation sociale. In: ed. De Boeck & Larcier, p.336.
- Atkinson-Willes, G. L. & Matthews, G. V. T. (1960) The past status of the brent goose. *British Birds* **53**: 352-356.
- Auby, I., Bost, C. A., Budzinski, H., Desternes, A., Dalloyau, S., Trut, G., Plus, M., Péré, C., Couzi, L., Feigné, C. & Steinmetz, J. (2011). Régression des herbiers de zostères dans le Bassin d'Arcachon : état des lieux et recherche des causes. Ifremer LER-AR. p.
- Auby, I., Dalloyau, S., Hily, C., Oger-Jeanneret, H., Plus, M., Sauriau, P. G. & Trut, G. (2012). Protocoles de suivi stationnel des herbiers à zostères pour la Directive Cadre sur l'Eau (DCE) *Zostera marina* *Zostera noltii*. Ifremer LER-AR / LER-MPL. 20 p.
- Auby, I., Oger-Jeanneret, H., Sauriau, P. G., Hily, C. & Barillé, L. (2010). Angiospermes des côtes françaises Manche-Atlantique. Propositions pour un indicateur DCE et premières estimations de la qualité. Ifremer LER-AR / LER-MPL. 71 p.
- Bacher, C., Baud, J. P., Bodoy, A., Deslous-Paoli, J. M., Dréno, J. P., Héral, M., Maurer, D. & Prou, J. (1986) A methodology for the stock assessment of cultivated oyster along the French coasts. *C.I.E.M.C.M. K.*(36.): 14.
- Bailey, D. W., Gross, J. E., Laca, E. A., Rittenhouse, L. R., Coughenour, M. B., Swift, D. M. & Sims, P. L. (1996) Mechanisms that result in large herbivore grazing distribution patterns. *Journal of Range Management* **449**: 386-400.
- Begon, M., Townsend, C. R. & Harper, J. L. (2006) Ecology, From Individuals to Ecosystems (Fourth edition). In: ed. Blackwell Publishing., p.738.
- Beltremieux, E. (1862-1863) Faune du département de la Charente Inférieure. *Annales de l'Académie de la Rochelle* **T.9**: 3-4 et 11-16.
- Bertin, X., Chaumillon, E., Weber, N. & Tesson, M. (2004) Morphological evolution and time-varying bedrock control of main channel at a mixed energy tidal inlet: Maumusson Inlet, France. *Marine Geology* **204**: 187-202.
- Bester, K. (2000) Effects of pesticides on seagrass beds. *Helgoland Marine Research* **54**: 95-98.
- Bêty, J., Gauthier, G., Giroux, J. F. & Korpimäki, E. (2001) Are goose nesting success and lemming cycles linked? Interplay between nest density and predators. *Oikos* **93**: 388-400.
- BirdLife International (2006) Species factsheet: *Branta bernicla*. by *Elkstrom J.*; in <http://www.birdlife.org>.
- Block, W. M. & Brennan, L. A. (1993) The habitat concept in ornithology. Theory and application. In: *Current Ornithology*, ed. p.35-91.
- Borum, J., Duarte, C. M., Krause-Jensen, D. & Greve, T. M. (2004) European seagrass: an introduction to monitoring and management. *The M&MS project*: 88.
- Bos, D. (2002) Grazing in coastal grasslands: Brent geese and facilitation by herbivory. *Groningen*.
- Boudewijn, T. & Ebbinghe, B. S. (1994) General review. In: *Van Nugteren, J.: Brent geese in the Wadden sea*, ed. p.39-49.
- Bracco, S. & Goulevant, C. (2005). Cartographie de l'herbier de zostère "*Zostera noltii*" sur la Baie d'Yves. LPO-DIREN Poitou-Charentes : LN-0305-02. 37 p.
- Brown, J. S. (1988) Patch use as an indicator of habitat preference, predation risk, and competition. *Behavioural Ecology and Sociobiology* **22**: 37-47.
- Brown, J. S. (2000) Foraging ecology of animals in response to heterogeneous environments. In: *The ecological consequences of environmental heterogeneity: the 40th symposium of the British Ecological Society, held at the University of Sussex, 23-25 March 1999*, ed. M. J. Hutchings, E. A. John & A. J. A. Stewart, Blackwell Science. p.181-214.
- Brown, J. S. & Gillooly, J. F. (2003) Ecological food webs: High-quality data facilitate theoretical unification. *Proceedings of the National Academy of Sciences* **100**(4): 1467-1468.
- Brown, J. S. & Morgan, R. A. (1995) Effect on foraging behavior and spatial scale on diet selectivity: a test with fox squirrels. *Oikos* **74**: 122-136.

- Cade, T. J. (1955) Records of the black brant in the Yukon basin and the question of a spring migration route. *Journal of Wildlife Management* **19**: 321-324.
- Charman, K. (1975) The feeding ecology of the Brent goose. In: *Report of the Maplin Ecological Research Programme*, ed. Dept of Environment, p.259-289.
- Charman, K. (1977). *The seasonal pattern of food utilisation by Branta bernicla bernicla on the coast of southeast England*. Paper presented at the Proceedings of the First European Ecological Symposium.
- Charman, K. (1979). *Feeding ecology and energetics of the dark-bellied brent goose (Branta bernicla bernicla) in Essex and Kent*. Paper presented at the Ecological Processes in Coastal Environments, Ecological Processes in Coastal Environments - 19th Symposium of the British Ecological Society. Norwich 12/09/77.
- Charman, K. & Macey, A. (1978) The winter grazing of saltmarsh vegetation by Dark-bellied Brent Geese. *Wildfowl* **29**: 153-162.
- Chastaing, P. (1981). Le transfert à l'océan des suspensions estuariennes. Cas de la Gironde. Université de Bordeaux I, Thèse de Doctorat. 530 p.
- Chaussade, J. & Corlay, J. P. (1988) Atlas des pêches et des cultures marines en France. G.I.P. Reclus. 106 pp.
- Clausen, P. (1997) Dark-bellied brent geese *Branta b. bernicla* use of the White sea. A progress report. In: *van Nugteren, J. (ed.) Dark-bellied brent goose Branta bernicla bernicla flyway management plan*, ed. Coproduction IKC Natuurbeheer N°. C-17. Information and Reference Centre for Nature Management, Wageningen, Netherland. p.174-183.
- Clausen, P., Fredericksen, M., Percival, S. M., Anderson, G. Q. A. & Denny, M. J. H. (2001) Seasonal and annual survival of East-Atlantic Pale-Bellied Brent Geese *Branta hrota* assessed by capture-recapture analysis. *Ardea* **89**(1): 101-111.
- Clausen, P., Green, M. & Alerstam, T. (2003) Energy limitations for spring migration and breeding: the case of brent geese *Branta bernicla* tracked by satellite telemetry to Svalbard and Greenland. *OIKOS* **103**: 426-445.
- Clausen, P., Madsen J., Percival, S. M., O'Connor, D. & Anderson, G. Q. A. (1998) Population development and changes in winter site use by the Svalbard light-bellied brent goose, *Branta bernicla hrota* 1980-1994. *Biological Conservation* **84**(2): 157-165.
- Clausen, P. & Percival, S. M. (1998) Changes in distribution and habitat use of Svalbard light-bellied brent geese *Branta bernicla hrota*, 1980-1995 : Driven by *Zostera* availability? In: *Research on Artic Geese: Proceedings of the Svalbard Goose Symposium, Oslo, Norway, 23-26 September 1997*, ed. F. Mehlum, J. M. Black & J. Madsen, Norsk Polarinstitut. p.253-276.
- Cody, M. L. (1974) Optimization in ecology. *Science* **183**: 1156-1164.
- Cody, M. L. (1985) Habitat selection in birds. In: ed. Academic Press.
- Cottam, C., Lynch, J. J. & Nelson, A. L. (1944) Food habits and management of American sea brant. *Journal of Wildlife Management* **8**: 36-56.
- Crozler, G. E. & Niemi, G. J. (2003) Using patch and landscape variables to model bird abundance in a naturally heterogeneous landscape. *Canadian Journal of Zoology* **81**: 441-452.
- Czajkowski, A. & Schricke, V. (1999) Atelier scientifique international "Vers une gestion cynégétique de la Bernache cravant à ventre sombre *Branta bernicla bernicla*" Vannes, Morbihan - France : 5-7 Novembre 1998. FACE/OMPO/ONC. Paris, France. 77 pp.
- Dalloyau, S. (2008). Réponse fonctionnelle et stratégies d'hivernage chez un anseridé en lien avec la disponibilité de la ressource alimentaire. Cas de la Bernache cravant à ventre sombre (*Branta bernicla bernicla*) en hivernage sur le littoral atlantique (Île d'Oléron - Charente Maritime - 17). Ecole Doctorale EPHE Sorbonne-Montpellier II / CNRS-CEBC. Ecologie Evolutive et Comportementale, 154 p.
- Dalloyau, S. (2009). Caractérisation par photo-interprétation et validation terrain des limites d'herbiers à *Zostera noltii* dans l'estuaire de la Seudre (Charente Maritime). *Non publié*.
- Dalloyau, S. (2012). Caractérisation par photo-interprétation des limites d'herbiers à *Zostera noltii* sur l'éstran de Noirmoutier (Vendée). *Non publié*.
- Dalloyau, S., Kim, A., Bost, C. A. & Fritz, H. (2007) Précision sur l'origine des populations hivernantes de Bernaches cravants à ventre pâle *Branta bernicla hrota* sur le littoral français. *Alda* **75**(3): 227-236.
- Dalloyau, S., Trut, G., Plus, M., Auby, I. & Emery, E. (2009). Caractérisation de la qualité biologique des Masses d'Eau côtières : Cartographie des herbiers de *Zostera noltii* et *Zostera marina* du Bassin d'Arcachon. Ifremer LER-AR. 52 p.
- Danchin, E., Giraldeau, L. A. & Cézilly, F. (2005) Ecologie comportementale. In: ed. Dunod Science Sup, p.637.
- Davison, D. M. & Hughes, D. J. (1998) *Zostera* biotopes - An overview of dynamics and sensitivity characteristics for conservation management of marine SACs. *Scottish Association for Marine Science* **1**: 95.
- Dawes, C., Hansiak, D. & Kenworthy, W. J. (1995) Seagrass biodiversity in the Indian River Lagoon. *Bull. on Marine Science* **57**: 59-66.
- de Jong, D. J. (2004). Water Framework Directive: determination of the Reference condition and Potential-REF/Potential-GES and formulation of indices for plants in the coastal waters CW-NEA3 (K1), CW-NEA4

- (K2), CW-NEA1 (K3), transitional waters, TW-NEA11 (O2), and large saline lakes, NEA26 (M32), in The Netherlands. Working document RIKZ/OS/2004. 832 p.
- de Jong, D. J., van Katwijk, M. M. & Jager, Z. (2004) Zeegras in Nederland. *De Levende Natuur* **105**: 209-211.
- Debout, G., Leclerc, F. & C.H.N. (1990) La Bernache cravant à ventre clair, *Branta bernicla hrota*, en France. *Alauda* **58**(4): 209-215.
- Deceuninck, B., Mailliet, N., Kerautret, L., Dronneau, C. & Mahéo, R. (2001) Synthèse des dénombrements d'anatidés et de foulques hivernant en France à la mi-janvier 2000. *Rapport WI / LPO-BirdLife / MATE-DNP*.
- Deceuninck, B., Mailliet, N., Kerautret, L., Dronneau, C. & Mahéo, R. (2002) Synthèse des dénombrements d'anatidés et de foulques hivernant en France à la mi-janvier 2001. *Rapport WI / LPO-BirdLife / MATE-DNP*.
- Deceuninck, B., Mailliet, N., Kerautret, L., Dronneau, C. & Mahéo, R. (2003) Synthèse des dénombrements d'anatidés et de foulques hivernant en France à la mi-janvier 2002. *Rapport WI / LPO-BirdLife / MEDD-DEB*.
- Deceuninck, B., Mailliet, N., Kerautret, L., Dronneau, C. & Mahéo, R. (2004) Synthèse des dénombrements d'anatidés et de foulques hivernant en France à la mi-janvier 2003. *Rapport WI / LPO-BirdLife / MEDD-DEB*.
- Deceuninck, B., Mailliet, N., Ward, A., Dronneau, C. & Mahéo, R. (2005) Synthèse des dénombrements d'anatidés et de foulques hivernant en France à la mi-janvier 2004. *Rapport WI / LPO-BirdLife / MEDD-DEB*.
- Deceuninck, B., Mailliet, N., Ward, A., Dronneau, C. & Mahéo, R. (2006) Synthèse des dénombrements d'anatidés et de foulques hivernant en France à la mi-janvier 2005. *Rapport WI / LPO-BirdLife / MEDD-DEB*.
- Deceuninck, B., Mailliet, N., Ward, A., Dronneau, C. & Mahéo, R. (2007) Synthèse des dénombrements d'anatidés et de foulques hivernant en France à la mi-janvier 2006. *Rapport WI / LPO-BirdLife / MEDD-DEB*.
- Deceuninck, B., Mailliet, N., Ward, A., Dronneau, C. & Mahéo, R. (2008) Synthèse des dénombrements d'anatidés et de foulques hivernant en France à la mi-janvier 2007. *Rapport WI / LPO-BirdLife / MEDAD-DEB*.
- Deceuninck, B., Mailliet, N., Ward, A., Dronneau, C. & Mahéo, R. (2009) Synthèse des dénombrements d'anatidés et de foulques hivernant en France à la mi-janvier 2008. *Rapport WI / LPO-BirdLife / MEEDDAT-DEB*.
- Deceuninck, B., Mailliet, N., Ward, A., Dronneau, C. & Mahéo, R. (2010) Synthèse des dénombrements d'anatidés et de foulques hivernant en France à la mi-janvier 2009. *Rapport WI / LPO-BirdLife / MEEDDM-DEB*.
- Deceuninck, B., Mailliet, N., Ward, A., Dronneau, C. & Mahéo, R. (2011) Synthèse des dénombrements d'anatidés et de foulques hivernant en France à la mi-janvier 2010. *Rapport WI / LPO-BirdLife / MEEDDTL-DEB*.
- Dechambenoy, C., Pontier, L., Siriou, F. & Vouvé, J. (1977) Apport de la thermographie infrarouge aéroportée à la connaissance de la dynamique superficielle des estuaires (système Charente-Seudre-Anse de l'Aiguillon). *Académie des Sciences de Paris t. 284*(Série D): 1269-1272.
- Del Hoyo, J., Hellio, A. & Sargatal, J. (1992) Ostrich to Duck. Vol. I. In: *Lynx Edicions, Handbook of the birds of the world, Barcelona. 696 p.*, ed.
- Delany, S., Scott, D., Dodman, T. & Stroud, D. (2009) An atlas of wader populations in Africa and Western Eurasia. Wetlands International. Wageningen. The Netherlands. 524 pp.
- Delany, S. & Scott, D. A. (2006a) Waterbird population estimates. Fourth Edition. In: *Wetland International Global Series*, ed.
- Delany, S. N. & Scott, D. A. (2006b) Wetlands International's Flyway Atlas series: establishing the geographical limits of waterbird populations (p. 574-581). In: *Waterbirds around the world*, ed. G. C. Boere, Galbraith, C.A. & Stroud, D.A. (eds), p.960.
- den Hartog, C. (1970) The Seagrasses of the World. Verhandelingen der Koninklijke Nederlandse Akademie van Wetenschappen, Afd. Natuurkunde Tweede Reeks. Vol.59. (1). Amsterdam, London: North-Holland Publishing. 275 pp.
- den Hartog, C. (1987) "Wasting disease" and other dynamic phenomena in *Zostera* beds. *Aquatic Botany* **27**: 3-14.
- Dolman, P. M. & Sutherland, W. J. (1994) The response of bird populations to habitat loss. *Ibis* **137**: S38-S46.
- Douven, W. J. A. M., Buurman, J. J. G. & Kirswara, W. (2003) Spatial information for coastal zone management: the example of Banten Bay seagrass ecosystem, Indonesia. *Ocean & Coastal Management* **46**(6-7): 615-634.
- Drent, R. & Prins, H. H. T. (1987) The herbivore as prisoner of its food supply. In: *Disturbance in grasslands - species and population responses*, ed. J. van Andel, J. Bakker & R. W. Snaydon, Junk Publishing Company. p.133-149.

- Duarte, C. M. (2000) Marine biodiversity and ecosystem services: an elusive link. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* **250**: 117-131.
- Duffy, J. E., Richardson, J. P. & Canuel, E. A. (2003) Grazer diversity effect on ecosystem functioning in seagrass bed. *Ecology Letters* **6**: 637-645.
- Dugan, P. J. (1990) Wetland conservation. A review of current issues and required action. In: ed. UICN.
- Dugan, P. J. (1993) Wetlands in Danger. Michael Beasley, Reed International Books Limited. London. 192 pp.
- Duncan, F. M. (1933) Disappearance of *Zostera marina*. *Nature* **132**: 483.
- Ebbinge, B. S. (1989) A multifactorial explanation for variation in breeding performance of brent geese *Branta bernicla*. *Ibis* **131**(2): 196-204.
- Ebbinge, B. S. (1991) The impact of hunting on mortality rates and spatial distribution of geese, wintering in the western palearctic. *Ardea* **79**: 197-209.
- Ebbinge, B. S., Berrevoets, C., Clausen, P., Ganter, B., Günther, K., Koffijberg, K., Mahéo, R., Rowcliffe, J. M., StJoseph, A. K. M., Südbek, P. & Syroechkovskiy, J. E. E. (1999) Dark-bellied Brent Goose *Branta bernicla bernicla*. In: *Goose populations of the Western Palearctic.*, ed. J. Madsen, G. Cracknell & A. D. Fox, Wetlands International.
- Ebbinge, B. S., Heesterbeek, J. A. P., Ens, B. J. & Goedhart, P. W. (2002) Density dependent population limitation in Dark-bellied Brent Geese *Branta b. bernicla*. *Avian Science* **2**: 63-75.
- Ebbinge, B. S. & Spaans, B. (1995) The importance of body reserves accumulated in spring staging areas in the temperate zone for breeding in Dark-bellied Brent Geese *Branta b. bernicla* in the high Arctic. *Journal of Avian Biology* **26**: 105-113.
- Fischer-Piette, E., Helm, R. & Lami, R. (1932) Note préliminaire sur une maladie bactérienne des Zostères. *C. r. hebd. Séanc. Acad. Sci., Paris* **195**: 1420-1422.
- Fonseca, M. S. & Bell, S. S. (1998) Influence of physical setting on seagrass landscapes near Beaufort, North Carolina, USA. *Marine Ecology Progress Series* **171**: 109-121.
- Fredrickson, L. H. & Reid, F. A. (1988) Waterfowl management handbook. *US Fish and Wildlife Service - Fish and wildlife Leaflet* **13.2.1**: 6pp.
- Ganter, B. (2000) Seagrass (*Zostera spp.*) as food for brent geese (*Branta bernicla*): an overview. *Helgoland Marine Research* **54**(2-3): 63-70.
- Giesen, W. B. J. T. (1990). Wasting disease and present eelgrass condition. Laboratory of Aquatic Ecology, Catholic University of Nijmegen, The Netherlands. 138 p.
- Gill, J. A., Sutherland, W. J. & Norris, K. (2001) Depletion models can predict shorebird distribution at different spatial scales. *Proceeding of The Royal Society of London* **268**: 369-376.
- Gillier, J. M. & Maheo, R. (1999) Bernache cravant *Branta bernicla*. In: *Rocamora, G. & Yeatman-Berthelot, D.- Oiseaux menacés et à surveiller en France. Liste rouge et recherche de priorité.*, ed. SEOF/LPO. p.560.
- Godet, L., Fournier, J., van Katwijk, M. M., Olivier, F., Le Mao, P. & Retière, C. (2008) Before and after wasting disease in common eelgrass *Zostera marina* along the French Atlantic coasts: a general overview and first accurate mapping. *Diseases of Aquatic Organisms* **79**: 249-255.
- Goss-Custard, J. D. (1980) Competition for food and interference among waders. *Ardea* **68**: 31-62.
- Goss-Custard, J. D. (1985) Foraging behaviour of wading birds and the carrying capacity of estuaries. In: *Behavioural Ecology: Ecological consequences of adaptive behaviour*, ed. R. M. Sibly & R. H. Smith, Blackwell scientific. p.169-188.
- Goss-Custard, J. D., Caldow, R. W. G., Clark, R. T., le V. dit Durell, S. E. A., Urfl, A. J. & West, A. D. (1994) Consequences of habitat loss and change to populations of wintering migratory birds: predicting the local and global effects from studies of individuals. *Ibis* **137**: S56-S66.
- Goss-Custard, J. D., Stillman, R. A., Caldow, R. W. G., West, A. D. & Guillemain, M. (2003) Carrying capacity in overwintering birds: when are spatial models needed? *Journal of Applied Ecology* **40**: 176-187.
- Goss-Custard, J. D., Stillman, R. A., West, A. D., Caldow, R. W. G. & McGrorty, S. (2002) Carrying capacity in overwintering migratory birds. *Biological Conservation* **105**: 27-41.
- Gottis, H. & Prud'Homme, R. (1963) Propos sur la tectonique vivante. Quelques particularités du réseau hydrographique aquitain et leur relations avec les mouvements tectogénétiques récents. *Procès verbale de la Société Linnéenne de Bordeaux* **100**: 33-38.
- Green, E. P. & Short, F. T. (2003) World atlas of seagrass: present statut and future conservation. University of California Press. Bekeley, CA. 298 pp.
- Green, M., Alerstam, T., Clausen, P., Drent, R. & Ebbinge, B. S. (2002) Dark-bellied Brent Geese *Branta bernicla bernicla*, as recorded by satellite telemetry, do not minimize flight distance during spring migration. *Ibis* **144**: 106-121.
- Green, R. E., Harley, M., Spalding, M. & Zöckler, C. (2000). Impacts of climate change on wildlife. Royal Society for the Preservation of Birds, U.K. 25 p.
- Grime, J. (1973) Competitive exclusion in herbaceous vegetation. *Nature* **242**: 344-347.
- Guillemain, M., Fritz, H. & Duncan, P. (2002) Foraging strategies of granivorous dabbling ducks wintering in protected areas of the French Atlantic coast. *Biodiversity and Conservation* **11**: 1721-1732.
- Harman, W. N. (1972) Benthic substrates: their effect on freshwater molluscs. *Ecology* **53**: 271-272.
- Harrisson, P. G. (1993) Variation in demography of *Zostera marina* and *Z. noltii* on an intertidal gradient. *Aquatic Botany* **45**: 63-77.

- Hasegawa, N., Hori, M. & Mukai, H. (2007) Seasonal shifts in seagrass bed primary producers in a cold-temperate estuary: Dynamics of eelgrass *Zostera marina* and associated epiphytic algae. *Aquatic Botany* **86**: 337-345.
- Hassall, M. & Lane, S. J. (2001) Effects of varying rates of autumn fertilizer applications to pastures in eastern England on feeding sites selection by brent geese *Branta b. bernicla*. *Agriculture, Ecosystems and Environment* **86**: 203-209.
- Hassall, M., Riddington, R. & Helden, A. (2001) Foraging behaviour of brent geese, *Branta b. bernicla*, on grasslands: effects of sward length and nitrogen content. *Oecologia* **127**: 97-104.
- Hebert, M., Dupré, N., Barral, M., Messiaen, G., Oheix, J., Deslous-Paoli, J. M., Roque d'orbcastel, E. & Laugier, T. (2012). Programme de réimplantation d'herbiers de phanérogames (*Zostera noltii*/ *Ruppia cirrhosa*) dans les lagunes de Bages, Ingril et Thau (Languedoc-Roussillon – France). Ifremer. 31 p.
- Hemminga, M. A. & Duarte, C. M. (2008) Seagrass ecology. Cambridge University Press. Cambridge. 298 pp.
- Herzog, M. P. & Sedinger, J. S. (2004) Dynamics of foraging behavior associated with variation habitat and forage availability in captive Black Brent (*Branta bernicla nigricans*) gosling in Alaska. *The Auk* **121**(1): 210-223.
- Hily, C. (1976). écologie benthique des pertuis charentais. Université de Bretagne Occidentale, Thèse de Doctorat. 236 p.
- Hily, C. (2006). Fiche de synthèse sur les biocénoses : Les herbiers de Zostères marines (*Zostera marina* et *Zostera noltii*). RebenT - IUEM(UBO)/LEMAR, CNRS UMR 6539. 6 p.
- Holmgren, N. M. A. (1993) The ideal free distribution of unequal competitors - predictions from a behaviour based functional response. In: *Patch selection, conflicting activities and patterns of migration in birds*, ed. Lund University. p.112 pp.
- Hovel, K. A. & Regan, H. M. (2008) Using an individual-based model to examine the roles of habitat fragmentation and behavior on predator-prey relationships in seagrass landscapes. *Landscape Ecology* **23**: 75-89.
- Hughes, A. R., Williams, S. L., Duarte, C. M., Heck, K. L. & Waycott, M. (2009) Associations of concern: declining seagrasses and threatened dependent species. *Ecology and Environment* **7**(5): 242-246.
- Hunter, M. D., Ohgushi, T. & Price, P. W. (1992) Effects of resource distribution on animal-plant interactions. Academic Press. London. 505 pp.
- Huston, M. A. (1979) A general hypothesis of species diversity. *American Naturalist* **113**: 81-101.
- Jonzén, N., Wilcox, C. & Possingham, H. P. (2004) Habitat Selection and Population Regulation in Temporally Fluctuating Environments. *The American Naturalist* **164**(4): 12.
- Kear, J. & Hulme, M. (2005) Ducks, Geese and Swans General chapters, and Species accounts (*Anhima* to *Salbadorina*). Oxford University Press. Vol.1. Bird families of the world. New York. 1-446 pp.
- Kenworthy, W. J., Wyllie-Echeverria, S., Coles, R. G., Pergent, G. & Pergent-Martini, C. (2006) Seagrass conservation biology: an interdisciplinary science for protection of seagrass biome. In: *A.W.D. Larkum et al. (eds.) Seagrass: Biology, Ecology and Conservation*, ed. Springer.
- Koch, M., Bowes, G., Ross, C. & Zhang, X. H. (2013) Climate change and ocean acidification effects on seagrasses and marine macroalgae. *Global Change Biology* **19**: 103-132.
- Krause-Jensen, D., Middelboe, A. L., Sand-Jensen, K. & Christensen, B. (2000) Eelgrass, *Zostera marina*, growth along depth gradients: upper boundaries of the variation as a powerful predictive tool. *Oikos* **91**: 233-244.
- Krebs, J. R. (1978) Optimal foraging: Decision rules for predators. In: *Behavioural Ecology*, ed. Krebs J.R. & Davies N.B., Blackwell scientific. p.4-70.
- Krebs, J. R. & Davies, N. B. (1987) An introduction to behavioral ecology. Blackwell Scientific Publications. 2nd ed. 389 pp.
- Lambeck, R. H. D. (1990) Differences in migratory pattern and habitat choice between social classes of the Brent goose *Branta b. bernicla*. *Ardea* **78**: 426-440.
- Larkum, A. W. D., Orth, R. J. & Duarte, C. M. (2007) Seagrasses: Biology, Ecology and Conservation. Springer. 2eme ed. The Netherlands. 691 pp.
- Lubchenco, J. (1978) Plant species diversity in a marine intertidal community: importance of herbivore food preference and algal competitive abilities. *American Naturalist* **112**: 23-39.
- Madge, S. & Burn, H. (1988) Wildfowl: An identification guide to the ducks, geese and swans of the world. Houghton Mifflin. Boston. 298 pp.
- Madsen, J. (1987) Status and management of goose populations in Europe with special reference to populations resting and breeding in Denmark. *Danish Review of Game Biology* **12**: 1-76.
- Madsen, J. (1988) Autumn feeding ecology of herbivorous wildfowl in the Danish Wadden Sea, and impact of food supplies and shooting on movements. *Danish review of game biology* **13**(4): 4-32.
- Madsen, J. (1991) Status and trends of goose populations in the Western Palearctic in the 1980's. *Ardea* **79**(2): 113-122.
- Madsen, J., Reed, A. & Andreev, A. (1996) Status and trends of geese (*Anser sp.*, *Branta sp.*) in world: A preview, updating and evaluation. In: *Proceeding of the Anatidae 2000 Conference, Strasbourg, France, 5-9*

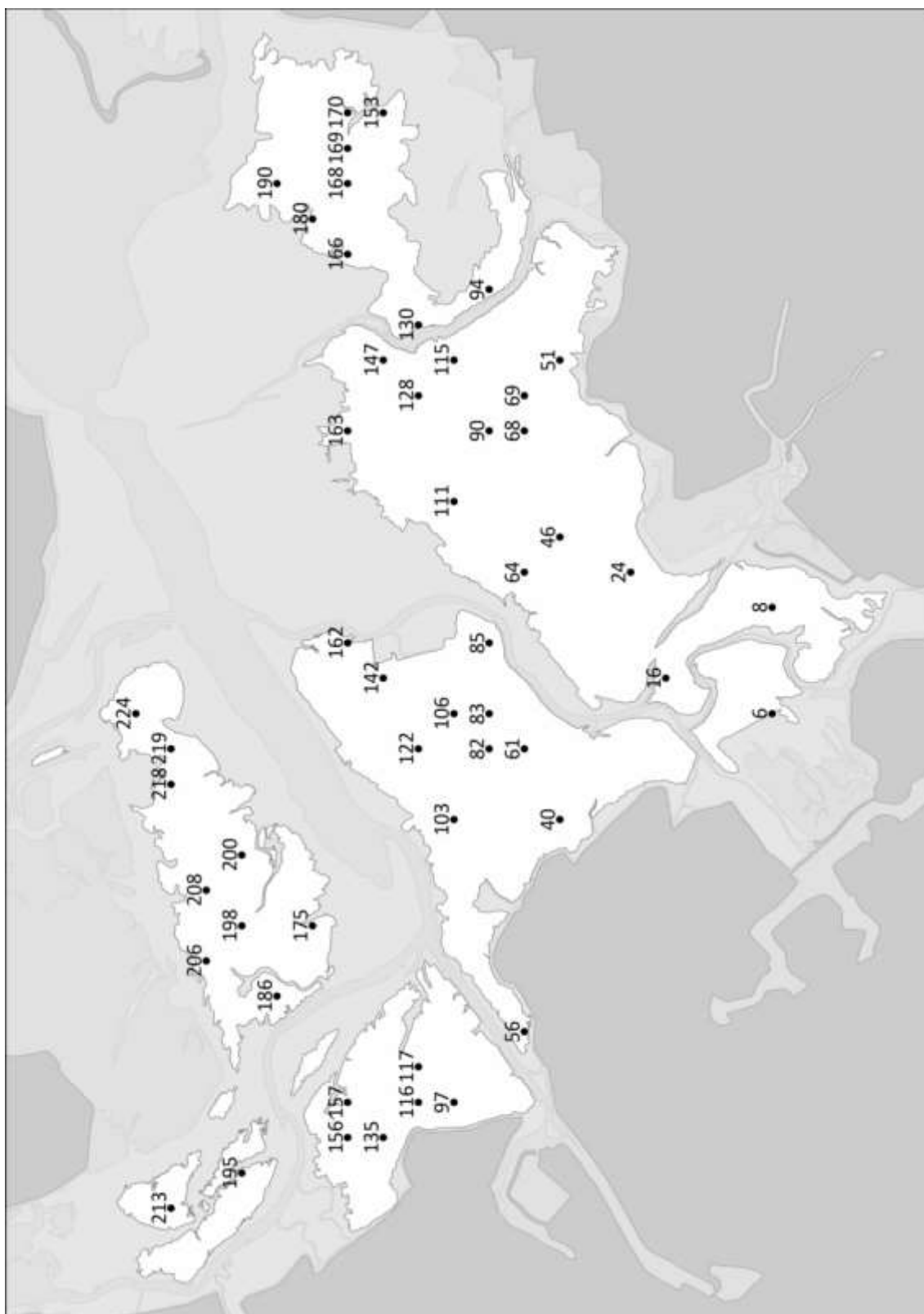
- December 1994, ed. Birkan M., van Vessem J., Havet P., Madsen J., Trolliet B. & Moser M., Gibier Faune Sauvage Game and Wildlife 13 juin 1996., p.337-353.
- Magaud d'Aubusson, L.** (1909) Excursions ornithologiques aux îles d'Yeu et d'Oléron. *Le Naturaliste* **31e année**(2e série): n° 532, 533, 534, 535.
- Mahéo, R.** (1995). Les Bernaches. Ministère de l'Environnement. 213 p.
- Mahéo, R.** (2005). Bernache cravant *Branta bernicla* hivernant en France (principales localités) ; Saisons 2001-2005. Wetlands International. p.
- Massa, S. I., Arnaud-Haond, S. & Pearson, G. A.** (2009) Temperature tolerance and survival of intertidal populations of the seagrass *Zostera noltii* (Hornemann) in Southern Europe (Ria Formosa, Portugal). *Hydrobiologia* **619**: 195-201.
- Mathers, R. G., Montgomery, W. I. & Portig, A. A.** (1998) Exploitation of intertidal *Zostera* species by Brent geese (*Branta bernicla hrota*): Why dig for your dinner? *Proceedings of the Royal Irish Academy* **99 B**(3): 147-152.
- Millspaugh, J. J., Nielson, R. M., McDonald, L. L., Marzluff, J. M., Gitzen, R. A., Rittenhouse, C. D., Hubbard, M. W. & Sheriff, S. L.** (2006) Analysis of resource selection using utilization distribution. *Journal of Wildlife Management* **70**(2): 384-395.
- Milson, T. P., Langton, S. D., Parkin, W. K., Peel, S., Bishop, J. D., Hart, J. D. & Moore, N. P.** (2000) Habitat models of bird species distribution: an aid to the management of coastal grazing marshes. *Journal of Applied Ecology* **37**(5): 706-727.
- Moore, J. E. & Black, J. M.** (2006) Slave to the tides: spatiotemporal foraging dynamics of spring staging Black Brant. *The Condor* **108**: 661-667.
- Moore, K. A.** (2006) *Zostera*: Biology, Ecology and Management. In: *A.W.D. Larkum et al. (eds.) Seagrass: Biology, Ecology and Conservation*, ed. Springer.
- Morris, D. W.** (2003) How can we apply theories of habitat selection to wildlife conservation and management? *Wildlife Research* **30**: 303-319.
- Morris, E. P. & Peralta, G.** (2008) Interaction between hydrodynamics and seagrass canopy structure: spatially explicit effect on ammonium uptake rates. *Limnology and Oceanography* **53**(4): 1531-1539.
- Muehlstein, L. K.** (1989) Perspectives on the wasting disease of eelgrass *Zostera marina*. *Diseases of Aquatic Organisms* **7**: 211-221.
- Mysterud, A. & Ims, R. A.** (1998) Functional responses in the habitat use: availability influences relative use in trade-off situations. *Ecology* **79**(4): 1435-1441.
- Newton, I.** (1998) Population limitation in birds. In: ed. Academic Press, p.597.
- Newton, I.** (2004) Population limitation in migrants. *Ibis* **146**: 197-226.
- Niu, S., Zhang, P., Liu, J., Guo, D. & Zhang, X.** (2013) The effect of temperature on the survival, growth, photosynthesis, and respiration of young seedlings of eelgrass *Zostera marina* L. *Aquaculture* **350-353**: 98-108.
- Nolet, B. A., Klaassen, A. G. & Klaassen, R. H. G.** (2006) Prediction of bird-day carrying capacity on a staging site: a test of depletion models. *Journal of Animal Ecology* **75**: 1285-1292.
- Nordell, S. E. & Valone, T. J.** (1998) Mate choice copying as public information. *Ecology Letters* **1**: 74-76.
- Norris, D. R. & Marra, P. P.** (2007) Seasonal interactions, habitat quality, and population dynamics in migratory birds. *The Condor* **109**: 535-547.
- Norris, K., Atkinson, P. W. & Gill, J. A.** (2004) Climate change and coastal waterbird populations – past declines and future impacts. *Ibis* **146 (Suppl. 1)**: 82–89.
- Norris, K. J.** (1999) A trade-off between energy intake and exposure to parasites in Oystercatchers feeding on a bivalve mollusc. *Proceedings of the Royal Society of London B* **266**: 1703-1709.
- Oglivie, M. A. & Matthews, G. V. T.** (1969) Brent geese, mudflats and man. *Wildfowl* **20**: 119-125.
- Oglivie, M. A. & St Joseph, A. K. M.** (1976) Dark-bellied Brent geese in Britain and Europe, 1955-1976. *British Birds* **69**: 422-439.
- Olesen, B. & Sand-Jensen, K.** (1994) Patch dynamics of eelgrass *Zostera marina*. *Marine Ecology Progress Series* **106**: 147-156.
- Oustalet, E.** (1903) Apparition en France de quelques palmipèdes du Nord. *La Nature* **1533**: 193-195.
- Partridge, L.** (1978) Habitat selection. In: *Behavioral ecology: an evolutionary approach*, ed. J. R. Krebs & N. B. Davies, Blackwell. p.351-376.
- Percival, S. M. & Evans, P. R.** (1997) Brent Geese *Branta bernicla* and *Zostera*: factors affecting the exploitation of a seasonally declining food resource. *Ibis* **139**(1): 121-128.
- Percival, S. M., Sutherland, W. J. & Evans, P. R.** (1996) A spatial depletion model of the responses of grazing wildfowl to the availability of intertidal vegetation. *Journal of Applied Ecology* **33**(5): 979-992.
- Percival, S. M., Sutherland, W. J. & Evans, P. R.** (1998) Intertidal habitat loss and wildfowl numbers : applications of spatial depletion model. *Journal of Applied Ecology* **35**: 57-63.
- Pettifor, R. A., Caldow, R. W. G., Rowcliffe, J. M., Goss-Custard, J. D., Black, J. M., Hodder, K. H., Houston, A. I., Lang, A. & Webb, J.** (2000) Spatially explicit, individual-based, behavioural models of the annual cycle of two migratory goose populations. *Journal of Applied Ecology* **37**(1): 103-135.
- Philippart, C. J. M. & Dijkema, K. S.** (1995) Wax and wane of *Zostera noltii* Hornem in the Dutch Wadden sea. *Aquatic Botany* **49**: 255-268.

- Phillips, R. A., Cope, A. R., Reese, E. C. & O'Connell, M. J.** (2003) Site fidelity and range size of wintering Barnacle Geese *Branta leucopsis*. *Bird Study* **50**: 161-169.
- Phillips, R. C. & Meñes, E. G.** (1988) Seagrasses. *Smithsonian contributions to the marine sciences* **34**: 104 pp.
- Pigeot, J.** (2001). Approche écosystémique de la contamination métallique du compartiment biologique benthique des littoraux charentais : exemple du Bassin de Marennes-Oléron. Université de la Rochelle, Thèse de Doctorat. 306 p.
- Prop, J. & Black, J. M.** (1998) Food intake, body reserves and reproductive success of Barnacle Geese *Branta leucopsis* staging in different habitats. In: *Research on Arctic geese: Proceedings of the Svalbard Goose Symposium, Oslo, Norway, 23-26 September 1997.*, ed. F. Mehlum, J. M. Black & J. Madsen, Norsk Polarinstittutt Skrifter, N°200.
- Ramenofsky, M. & Wingfield, J. C.** (2006) Behavioral and physiological conflicts in migrants: the transition between migration and breeding. *Journal of Ornithology* **147**: 135-145.
- Ranwell, D. S. & Downing, B. M.** (1959) Brent goose (*Branta bernicla*, L.) winter feeding pattern and *Zostera* resources at Scott Head Island, Norfolk. *Animal Behaviour* **7**: 42-56.
- Ravenscroft, N. O. M. & Beardall, C. H.** (2003) The importance of freshwater flows over estuarine mudflats for wintering waders and wildfowl. *Biological Conservation* **113**: 89-97.
- Reed, E. T., Cooch, E. V., Goudie, R. I. & Cook, F.** (1998) Site fidelity of Black Brant wintering and spring staging in the strait of Georgia, British Columbia. *The Condor* **100**: 426-437.
- Ricklefs, R. E. & Miller, G. L.** (2005) Ecologie. In: ed. De Boeck & Larcier, p.821.
- Robertson, G. J. & Cooke, F.** (1999) Winter philopatry in migratory waterfowl. *The Auk* **116**: 20-34.
- Robin, F., Piersma, T., Meunier, F. & Bocher, P.** (2013) Expansion Into an Herbivorous Niche by a Customary Carnivore: Black-Tailed Godwits Feeding on Rhizomes of *Zostera* at a Newly Established Wintering Site. *The Condor* **115**(2): 340-347.
- Robinson, J. A.** (2005). AEWI International Single Species Action Plan for the Lightbellied Brent Goose *Branta bernicla hrota* (East Canadian High Arctic population). Bonn. Agreement on the Conservation of African-Eurasian Migratory Waterbirds.
- Rowcliffe, J. M., Sutherland, W. J. & Watkinson, A. R.** (1999) The functional and aggregative responses of a herbivore : underlying mechanisms and the spatial implications for plant depletion. *Journal of Animal Ecology* **68**(5): 853-868.
- Rowcliffe, J. M., Watkinson, A. R. & Sutherland, W. J.** (1998) Agregative response of brent geese on salt marsh and their impact on plant community dynamics. *Oecologia* **114**: 417-426.
- Ruesink, J. L., Fitzpatrick, J. P., Dumbauld, B. R., Hacker, S. D., Trimble, A. C., Wagner, E. C. & Wiselhart, L. M.** (2012) Life history and morphological shifts in an intertidal seagrass following multiple disturbances. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* **424**: 25-31.
- Salomonsen, F.** (1958) The present statut of the Brent goose (*Branta bernicla* (L.)) in western europe. *Vidensk Meddr Dansk naturh Foren* **120**: 43-80.
- Sauriau, P. G., Cajeri, P. & Curti, C.** (2011). Inventaire des herbiers à *Zostera noltii* dans la mer des Pertuis charentais. Etat 2006-2011. LIENSs / CNRS / Université de la Rochelle / IODDE / Ré Nature Environnement / AAMP / Ifremer / AELB / AEAG.
- Schanz, A., Polte, P. & Asmus, H.** (2002) Cascading effects of hydrodynamics on an epiphyte-grazer system in intertidal seagrass beds of the Wadden Sea. *Marine Biology* **141**: 287-297.
- Sedinger, J. S., Chelgren, N. D., Ward, D. H. & Lindberg, M. S.** (2008) Fidelity and breeding probability related to population density and individual quality in black brent geese *Branta bernicla nigricans*. *Journal of Animal Ecology* **77**: 702-712.
- Sedinger, J. S., Lindberg, M. S. & Chelgren, N. D.** (2001) Age-specific breeding probability in black brant: effects of population density. *Journal of Animal Ecology* **70**: 798-807.
- Sedinger, J. S., Ward, D. H., Schamber, J. L., Butler, W. I., Eldridge, W. D., Conant, B., Voelzer, J. F., Chelgren, N. D. & Herzog, M. P.** (2006) Effects of El Niño on distribution and reproductive performance of Black brant. *Ecology* **87**(1): 151-159.
- Short, F. T., Ibelings, B. W. & den Hartog, C.** (1988) Comparison of a current eelgrass disease to the wasting disease in the 1930's. *Aquatic Botany* **30**: 295-304.
- Short, F. T. & Neckles, H. A.** (1999) The effects of global climate change on seagrasses. *Aquatic Botany* **63**: 169-196.
- Smith, L. M., Vangilder, L. D. & Kennamer, R. A.** (1985) Foods of wintering Brant in Eastern North America. *Journal of Field Ornithology* **56**(3): 286-289.
- Soletchnik, P., Faury, N., Razet, D. & Gouletquer, P.** (1998) Hydrobiology of the Marenne-Oléron bay. Seasonal indices and analysis of trends from 1978 to 1995. *Hydrobiologia* **386**: 131-146.
- Sorokin, Y. I., Sorokin, P. Y. & Ravagnan, G.** (2006) Hypereutrophication events in Ca'Pisani associated with intensive aquaculture. *Hydrobiologia* **571**: 1-15.
- Sources diverses 1997-2007.** (2007). Les herbiers de zostères de la région Bretagne - Inventaire 2007 des sites. Ifremer - CNRS - CEVA / REBENT.
- Stephens, D. W.** (1980) The logic of risk-sensitive foraging preferences. *Animal Behaviour* **29**(2): 628-629.

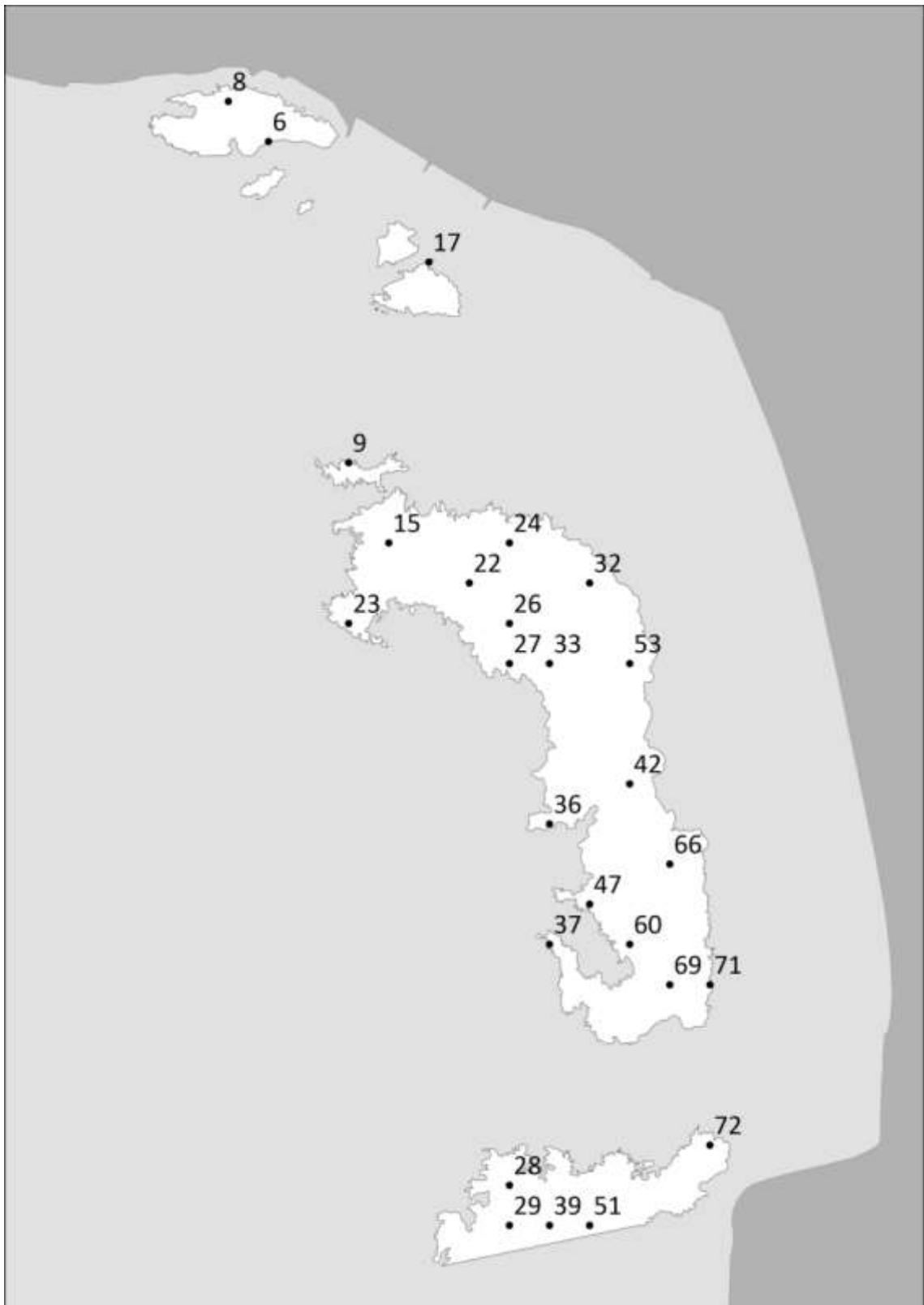
- Summers, R. W. & Stansfield, J. (1991) Changes in the quantity and quality of grassland due to wintering grazing by brent geese (*Branta bernicla*). *Agriculture, Ecosystems & Environment* **36**: 51-57.
- Summers, R. W., Stansfield, J., Perry, S. & Bishop, J. (1993) Utilization, diet and diet selection by brent geese *Branta bernicla bernicla* on salt-marshes in Norfolk. *Journal of Zoology* **231**: 149-173.
- Summers, R. W. & Underhill, L. G. (1991) The growth of the population of dark-bellied brent geese *Branta b. bernicla* between 1955 and 1988. *Journal of Applied Ecology* **28**: 574-585.
- Summers, R. W., Underhill, L. G., Howells, R. J., Vickery, J. A. & Prys-Jones, R. P. (1996) Phenology of migration and use of wintering sites by the increasing population of Dark-bellied Brent Geese *Branta bernicla bernicla*. *J. Zool.* **239**: 197-208.
- Summers, R. W., Underhill, L. G., Syroechkovski, E. E., Lappo, H. G., Prys-Jones, R. P. & Karpov, V. (1994) The breeding biology of Dark-bellied brent geese *Branta b. bernicla* and King eiders *Somateria spectabilis* on the northeastern Taimyr Peninsula, especially in relation to Snowy owl *Nyctea scandiaca* nests. *Wildfowl* **45**: 110-118.
- Sutherland, W. J. (1983) Aggregation and the 'ideal free' distribution. *Journal of Animal Ecology* **52**(3): 821-828.
- Sutherland, W. J. (1996) From individual behaviour to population ecology. In: ed. Oxford University Press UK. p.391.
- Sutherland, W. J. & Allport, G. A. (1994) A spatial depletion model of the interaction between Bean geese and Wigeon with the consequences for habitat management. *Journal of Animal Ecology* **63**: 51-59.
- Sutherland, W. J. & Anderson, C. W. (1993) Predicting the distribution of individuals and the consequences of habitat loss: the role of prey depletion. *Journal of Animal Ecology*.
- Swanson, G. A. (1985) Invertebrates consumed by dabbling ducks (*Anatinae*) on the breeding grounds. *J. Minn. Acad. Sci.* **50**(3): 37-40.
- Syroechkovskiy, J. E. E. (1999) Statut de la Bernache cravant à ventre sombre en Russie. In: *Atelier scientifique internationale "Vers une gestion cynégétique de la Bernache cravant à ventre sombre Branta bernicla bernicla" Vannes, Morbihan - France : 5-7 Novembre 1998*, ed. A. Czajkowski & V. Schricke, FACE/OMPO/ONC. p.30-35.
- Tamisler, A. & Dehorter, O. (1999) Camargue, Canards et Foulques : fonctionnement et devenir d'un prestigieux quartier d'hiver. In: ed. Centre Ornithologique du Guard, p.369.
- Touchette, B. W. (2007) The biology and ecology of seagrass. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* **350**: 1-2.
- Underhill, L. G., Prys-Jones, R. P., Syroechkovsky, E. V., Groen, N. M., Karpov, V., Lappo, H. G., Van Roomen, M. W. J., Rybkin, A., Schekkerman, H., Spiekman, H. & Summers, R. W. (1995) Breeding of waders (Charadrii) and brent geese *Branta bernicla bernicla* at Pronchischeve Lake, northeastern Taimyr, Russia, in a peak and a decreasing lemming year. *Ibis* **135**: 277-292.
- Valentine, J. F. & Duffy, J. E. (2006) The central role of grazing in seagrass ecology. In: *Seagrass, Ecology and Conservation*, ed. A. W. D. Larkum, R. J. Orth & C. M. Duarte, Springer. The Netherlands. p.463-501.
- Van Baalen, M., Krivan, V., Van Rijn, P. C. J. & Sabelis, M. W. (2001) Alternative food, switching predators, and the persistence of predator-prey systems. *The American Naturalist* **157**(5): 1-13.
- van der Heide, A. J. P., Smolders, B. G. A., Rijkens, E. H., van Nes, M. M., van Katwijk, J. G. & Roelofs, M. (2008) Toxicity of reduced nitrogen in eelgrass (*Zostera marina*) is highly dependent on shoot density and pH. *Oecologia* **158**(411-419).
- Van Eerden, M. R. (1997). Patchwork. Habitat exploitation and carrying capacity for water birds in Dutch freshwater wetlands. Groningen, The Netherlands. p.
- Van Eerden, M. R., Drent, R. H., Stahl, J. & Bakker, J. (2005) Connecting seas: western Palearctic continental flyway for water birds in the perspective of changing land use and climate. *Global Change Biology* **11**: 894-908.
- Van Katwijk, M. M. (2003) Reintroduction of eelgrass (*Zostera marina* L.) in the Dutch Wadden Sea: a research overview and management vision. In: *Challenges to the Wadden Sea. Proceedings of the 10th International Scientific Wadden Sea Symposium, Groningen, 2000*, ed. Ministry of Agriculture, Nature Management and Fisheries / University of Groningen, Dept. of Marine Biology. p.173-195.
- Van Nugteren, J. (1997) Dark-bellied brent goose *Branta bernicla bernicla*. Flyway Management Plan. In: *National Reference Centre for Nature Management*, ed. p.198.
- Vannev, J. R. (1969). Le précontinent du centre du golfe de Gascogne. Recherche géomorphologique. Laboratoire de Géomorphologie EPHE de Dinard, Thèse EPHE. 365 p.
- Vickery, J. A., Sutherland, W. J. & Lane, S. L. (1994) The management of grass pastures for brent geese. *Journal of Applied Ecology* **31**: 282-290.
- Walker, D. I. & Kendrick, G. A. (2006) Decline and recovery of seagrass ecosystems - The dynamics of change. Ch.23. In: *Larkum et al. (2007), Seagrasses: Biology, Ecology and Conservation*, pp. 551-565. Ed. Springer., ed.
- Weller, M. W. (1988) Issues and Approaches in assessing cumulative impacts on waterbird habitat in wetlands. *Environmental Management* **12**(5): 695-701.
- Weller, M. W. & Batt, B. D. J. (1988) Waterfowl in winter: past, present and futur. In: *Waterfowl in winter*, ed. M.W. Weller, University of Minesota Press. p.3-8.

- West, A. D., Goss-Custard, J. D., Stillman, R. A., Caldow, R. W. G., le V. Dit Durell, S. A. & McGrorty, S. (2002) Predicting the impacts of disturbance on shorebird mortality using a behaviour-based model. *Biological Conservation* **106**: 319-328.
- Wetz, M. S. & Yoskowitz, D. W. (2013) An 'extreme' future for estuaries? Effects of extreme climatic events on estuarine water quality and ecology. *Marine Pollution Bulletin* **69**: 7-18.
- White-Robinson, R. (1982) Inland and saltmarsh feeding of wintering brent geese in Essex. *Wildfowl* **33**: 113-118.
- Widdows, J., Pope, N. D., Brinsley, M. D., Asmus, H. & Asmus, R. M. (2008) Effects of seagrass beds (*Zostera noltii* and *Z. marina*) on near-bed hydrodynamics and sediment resuspension. *Marine Ecology Progress Series* **358**: 125-136.
- Williams, G. & Forbes, J. E. (1980) The habitat and dietary preference of dark-bellied brent geese and wigeon in relation to agricultural management. *Wildfowl* **31**: 151-157.
- Wilson, D. J. & Bromley, R. G. (2001) Functional and numerical responses of predators to cyclic lemming abundance: effects on loss of goose nests. *Canadian Journal of Zoology* **79**: 525-532.
- Ydenberg, R. C., Butler, R. W., Lank, D. B., Guglielmo, C. J., Lemon, M. & Wolf, N. (2002) Trade-offs, condition dependence and stopover site selection by migrating sandpipers. *Journal of Avian Biology* **33**: 47-55.
- Zieman, J. C. (1982) The ecology of seagrasses of south Florida: a community profile. In: ed. p.185.

X. ANNEXES



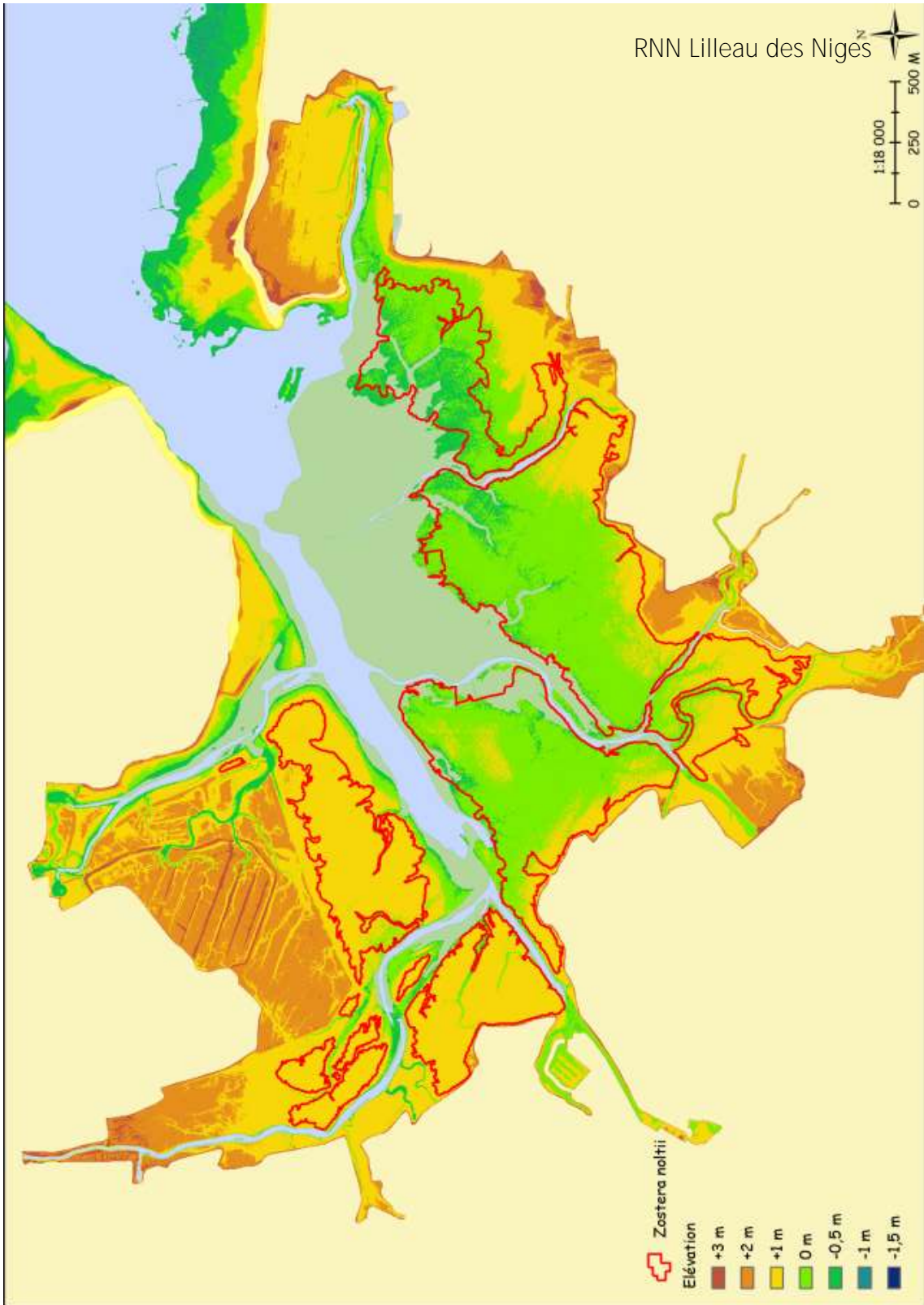
Annexe 1 : Localisation des points d'échantillonnage pour l'herbier "Ré"



Annexe 2 : Localisation des points d'échantillonnage pour l'herbier "Yves"

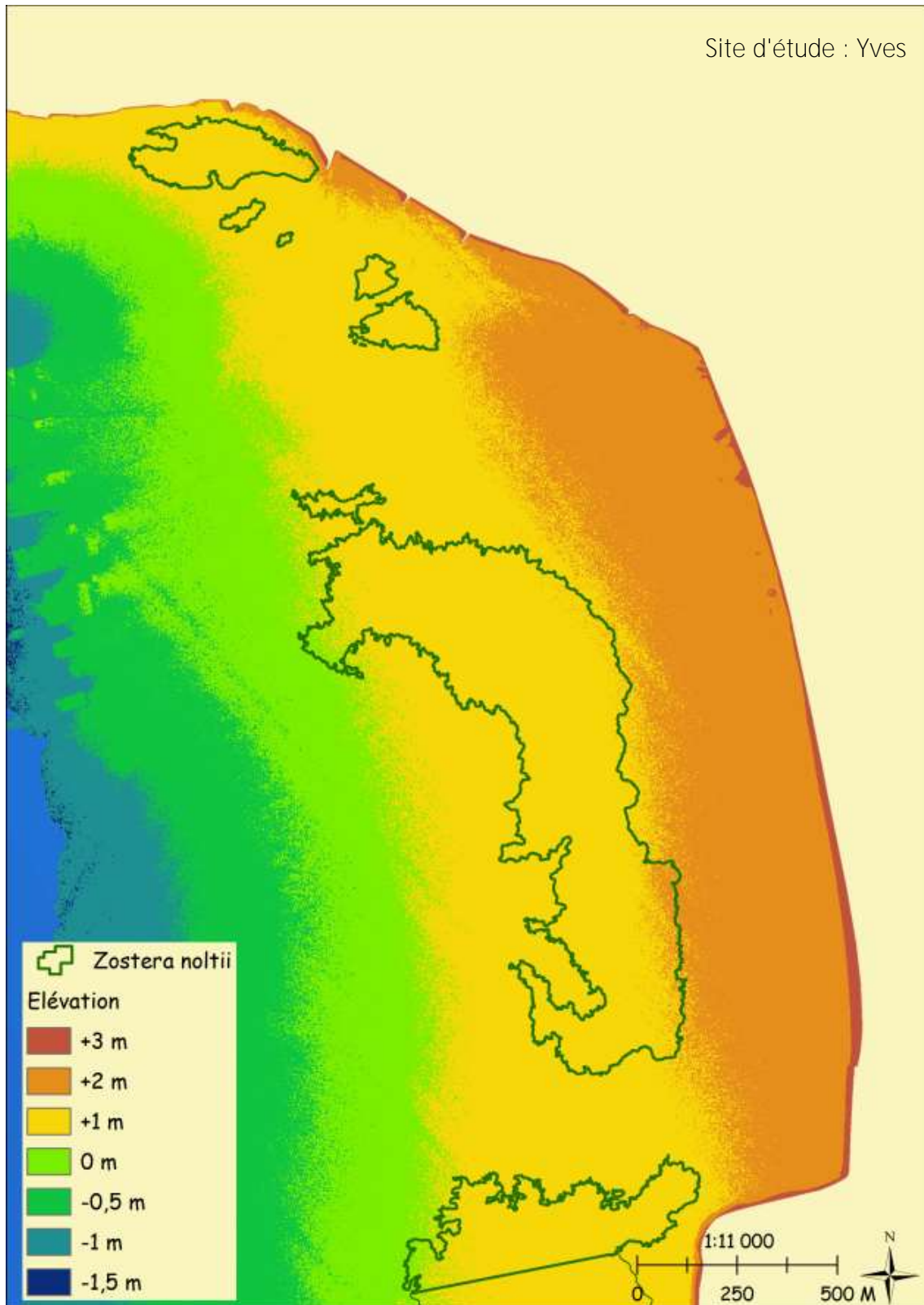


Annexe 3 : Localisation des points d'échantillonnage pour l'herbier "Oléron"

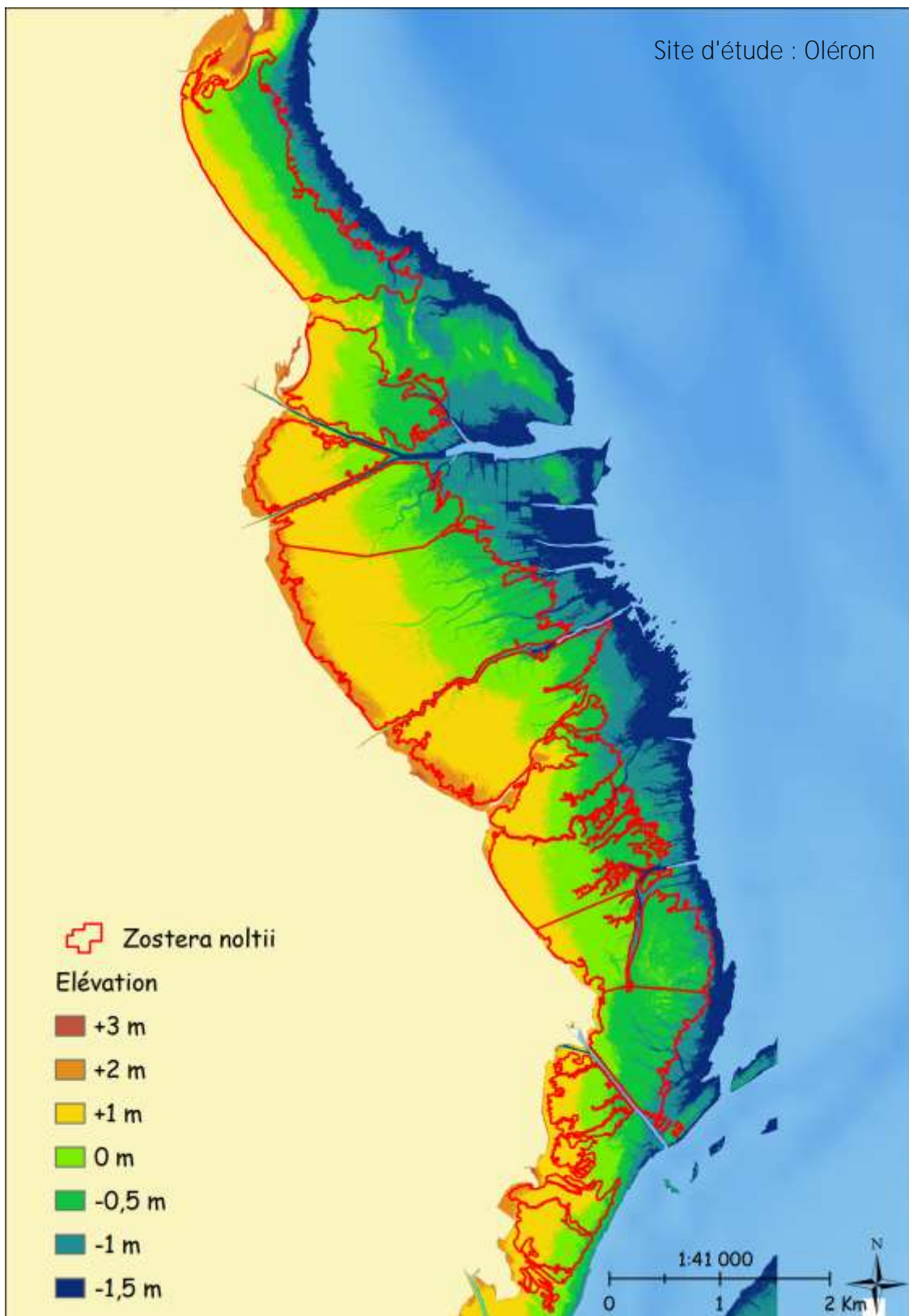


Annexe 4 : Situation des herbiers en relation avec l'élévation présente sur "Ré"

Site d'étude : Yves



Annexe 5 : Situation des herbiers en relation avec l'élévation présente sur "Yves"



Annexe 6 : Situation des herbiers en relation avec l'élévation présente sur "Oléron"