



HAL
open science

**Cétacés et changements environnementaux :
Développement et tests d'indicateurs d'état de
conservation en vue d'établissement de stratégies de
surveillance**

Hélène Peltier

► **To cite this version:**

Hélène Peltier. Cétacés et changements environnementaux : Développement et tests d'indicateurs d'état de conservation en vue d'établissement de stratégies de surveillance. Sciences agricoles. Université de La Rochelle, 2011. Français. NNT : 2011LAROS352 . tel-00808638

HAL Id: tel-00808638

<https://theses.hal.science/tel-00808638>

Submitted on 5 Apr 2013

HAL is a multi-disciplinary open access archive for the deposit and dissemination of scientific research documents, whether they are published or not. The documents may come from teaching and research institutions in France or abroad, or from public or private research centers.

L'archive ouverte pluridisciplinaire **HAL**, est destinée au dépôt et à la diffusion de documents scientifiques de niveau recherche, publiés ou non, émanant des établissements d'enseignement et de recherche français ou étrangers, des laboratoires publics ou privés.

CETACES ET CHANGEMENTS ENVIRONNEMENTAUX :
DEVELOPPEMENT ET TESTS D'INDICATEURS D'ETAT DE CONSERVATION
EN VUE D'ETABLISSEMENT DE STRATEGIES DE SURVEILLANCE.



Thèse présentée par Hélène PELTIER

soutenue le 20 décembre 2011
pour l'obtention du grade de Docteur de l'Université de La Rochelle

JURY :

Eric FEUNTEUN	Professeur, Muséum National d'Histoire Naturelle, Président du jury
Aleta HOHN	Directrice de recherche, NOAA, Rapporteur
Eric PARENT	HDR, AgroParisTech, Rapporteur
Florence CAURANT	Maître de conférences, Université de La Rochelle, Examinatrice.
Christophe BARBRAUD	Chargé de recherche, CNRS, Examineur.
Vincent RIDOUX	Professeur, Université de La Rochelle, Directeur de thèse.
Pierre DANIEL	Ingénieur Météo-France, Invité.



UNIVERSITÉ DE LA ROCHELLE

Ecole doctorale Gay Lussac

Laboratoire Littoral, Environnement et Sociétés (LIENSs)

UMR 6250 ULR-CNRS

CETACES ET CHANGEMENTS ENVIRONNEMENTAUX :
DEVELOPPEMENT ET TESTS D'INDICATEURS D'ETAT DE CONSERVATION
EN VUE D'ETABLISSEMENT DE STRATEGIES DE SURVEILLANCE.

Thèse présentée par Hélène PELTIER

soutenue le 20 décembre 2011
pour l'obtention du grade de Docteur de l'Université de La Rochelle

Discipline : Océanologie Biologique et Environnement Marin

JURY :

Eric FEUNTEUN

Aleta HOHN

Eric PARENT

Florence CAURANT

Christophe BARBRAUD

Vincent RIDOUX

Pierre DANIEL

Professeur, Muséum National d'Histoire Naturelle, Président du jury

Directrice de recherche, *NOAA*, Rapporteur

HDR, AgroParisTech, Rapporteur

Maître de conférences, Université de La Rochelle, Examinatrice.

Chargé de recherche, CNRS, Examineur.

Professeur, Université de La Rochelle, Directeur de thèse.

Ingénieur Météo-France, Invité.



REMERCIEMENTS

L'aboutissement de cette thèse n'a été rendu possible que grâce à l'intervention de nombreuses personnes, au gré des collaborations, des rencontres ou des discussions lors d'un colloque ou devant un verre. J'adresse donc mes plus sincères remerciements à tout ceux qui de près ou de loin (et parfois involontairement !) ont permis à cette thèse de voir le jour.

A celui à qui je dois cette thèse et plus encore, Vincent Ridoux. Je lui sais gré de toutes ses idées, de son œil critique, de sa confiance et de son soutien quand cela est devenu nécessaire. Encore merci.

A ceux qui ont accepté d'examiner cette thèse, Florence Caurant, Eric Feunteun, Christophe Barbraud, Pierre Daniel, et plus particulièrement ceux qui ont endossé la lourde tâche d'être rapporteurs Aleta Hohn et Eric Parent.

A tous les membres du Réseau national d'Echouage, qui depuis plus de 30 ans sillonnent les plages de France à la recherche de cétacés échoués à mettre sous les dents de leurs couteaux. Ce travail est aussi le votre. Je remercie également leurs homologues européens, et les responsables de ces réseaux pour m'avoir envoyé sans hésiter le fruit de 20 ans de collecte d'échouages.

A Pierre Daniel et toute l'équipe de la Prévision Marine de Météo France, pour m'avoir permis d'utiliser MOTHY, qui reste le pilier technique de cette thèse, et fournit une aide précieuse depuis cinq ans.

A Eric Parent et Jean-François Dupuy, pour m'avoir aidée à « mathématiser » un peu mieux cette thèse.

A Olivier, Ghislain, Willy et Laurence, les irréductibles du CRMM, pour leur contribution à l'histoire de la thèse depuis ses origines, et le partage de leurs connaissances. A Jérôme, pour son implication et le partage de son expérience de doctorant ! A Sophie, Florence, Tiphaine, Ludivine, Flore, Emeline, Cécile, Paula, Aurore, Laura, ... Bref toute l'équipe Mammifères Marins de La Rochelle, un grand merci pour votre soutien, sous toutes les formes qu'il peut prendre. Vous être devenus au fil de ces

années bien plus que des collègues et je vous en remercie. Une attention particulière à Willy, qui en plus de son intérêt et son aide dans cette thèse, l'a magnifiquement illustrée de ses dessins.

A mon coloc de bureau préféré, Jérémy, pour n'avoir cessé de me rappeler que... « On est Champions !! ».

A mes amis loin de tout échouage mais pas du cœur, votre amitié a plus compté ces dernières années que je n'arriverai jamais à vous le dire.

A mes parents, qui m'ont toujours permis de continuer dans cette voie, même en trouvant cette idée un peu folle !

A Anne, pour son indéfectible soutien en toutes circonstances et à toutes heures, même et surtout dans le côté obscur de la thèse !

A celui qui m'a encouragée, soutenue, supportée chaque jour de cette thèse, et parce que j'ai besoin d'un warrior dans ma vie... A Stéphane.

SOMMAIRE

Avant-Propos	3
Lexique	5
I. INTRODUCTION	7
I.I- Biodiversité : du Concept à la Crise	9
I.II- Monitoring et Indicateurs : Répondre à une demande Croissante.	16
I.III- Les Outils de Suivi des Cétacés	25
I.IV- Objectifs	41
II. STRATEGIE GENERALE	43
II.I- Zones d'étude et Espèces Etudiées	45
II.II- Stratégie Expérimentale	51
III. LA SIGNIFICATION DES ECHOUAGES COMME INDICATEURS DES POPULATIONS DE CETACES EN MER : MODELISER LA DERIVE DES CADAVRES DE CETACES.	55
III.I- Résumé Etendu	57
III.II- The significance of stranding data as indicators of cetacean populations at sea: modelling the drift of cetacean carcasses	63 63
IV. L'HYPOTHESE NULLE ET L'ANALYSE DES ANOMALIES D'ECHOUAGE DE MARSOUINS COMMUNS <i>PHOCOENA PHOCOENA</i> DANS LA MER DU NORD ET LE GOLFE DE GASCogne.	87
IV.I Résumé Etendu	89
IV.II The Null Hypothesis and the Analysis of Stranding Anomalies of Harbour Porpoise <i>Phocoena phocoena</i> in the North Sea and the Bay of Biscay.	97
V. LES ANOMALIES D'ECHOUAGES COMME INDICATEURS DES POPULATIONS DE DAUPHINS COMMUNS, <i>DELPHINUS DELPHIS</i>, DANS LA MANCHE ET LE GOLFE DE GASCogne.	125
V.I. Résumé Etendu	127
V.II Patterns of stranding anomalies as indicators for common dolphin, <i>Delphinus delphis</i> , population in the Channel and the Bay of Biscay	137

VI. DISCUSSION GÉNÉRALE	167
VI.I- Bilan Général	169
VI.II- Vers quelles autres utilisations ?	178
VI.III- L'intégration des Indicateurs issus des échouages dans des Stratégies de gestion.	189
VI.IV- Utilisation et Valorisation de données de Biodiversité de faible coût.	202
VI.V Perspectives	211
Bibliographie	213
ANNEXES	231
Annexe I Blocs échantillonnés par les Campagnes SCANS et CODA.	233
Annexe II Actions mises en place dans le cadre du Plan de Conservation du Marsouin Commun en mer du Nord	235
Annexe III Descripteurs mis en place dans le cadre de la DCSMM	237
Annexe IV Protocoles en application pour la collecte des échouages de mammifères marins dans le cadre du Réseau National d'Echouages.	239
Participation à des conférences scientifiques	243

AVANT-PROPOS

La question de la compréhension des échouages et de la façon dont ils renseignent sur les populations de cétacés en mer est posée depuis que les échouages sont collectés. Le Dr Raymond Duguay, fondateur du Centre de Recherche sur les Mammifères Marins, proposait dès les années 1980 des hypothèses sur la corrélation entre les cétacés échoués et les conditions météorologiques. Avec l'augmentation des programmes de collecte d'échouages et d'études basées sur les cadavres de cétacés, la question de la représentativité des échouages est devenue de plus en plus essentielle. C'est en 2005 que l'idée d'utiliser un modèle de prédiction de dérive (MOTHY) pour simuler la dérive de petits cétacés est apparue, et est devenue possible grâce à une collaboration avec Météo France et un stage de Master 2 (réalisé par Gwenaëlle Fahrner). Deux ans plus tard, la suite était envisagée avec un second stage de Master 2 (le mien, cette fois-ci), afin de continuer à explorer les possibilités de ce modèle mis au service de la recherche sur les cétacés. Preuves étaient faites que MOTHY allait devenir un outil incontournable dans la compréhension des échouages, et c'est dans ces perspectives que ma thèse a débuté.

Quelques milliers de simulations et d'heures de calcul plus tard...

Ce manuscrit est construit selon une structure de « thèse sur publications », pour permettre au mieux sa lecture par un public anglophone. La principale contrainte de ce type de format est la redondance du contexte des articles et des méthodes utilisées. Afin de remédier au mieux à cette difficulté, un résumé étendu en français est proposé avant chacun des articles. Ces résumés se concentrent sur les principaux résultats obtenus. Ainsi, pour le lecteur « désireux de lire l'essentiel », cette thèse peut être lue comme une synthèse en français, avec le minimum de redondances des méthodes. Le lecteur « assidu » aura les publications entières à sa disposition. Les annexes sont constituées de documents susceptibles de satisfaire la curiosité des lecteurs au cours du manuscrit.



Echouage de globicéphales noirs (1963), à l'origine de la création du CRMM par le Dr Duguay (crédit photo CRMM).

Anomalie d'échouages : Différence entre les échouages observés et les échouages attendus sous l'hypothèse nulle.

Anomalie de mortalité : Différence entre les zones de mortalité des cétacés échoués et la distribution théorique des cétacés prédits de s'échouer sous l'hypothèse nulle.

Cartographie de la mortalité : Zones de mortalité des cétacés morts en mer, corrigées des conditions de dérive. Ces cartes sont obtenues en pondérant les zones de mortalité des cétacés échoués par la probabilité de s'échouer.

Descripteur : Variable brute collectée qui permet la construction d'indicateurs.

Echouage attendu : Echouage théorique obtenu sous l'hypothèse nulle de l'uniformité spatio-temporelle des cétacés et des causes de mortalité. Leurs variations dépendent des variations des conditions de dérive uniquement.

Echouages en masse : Echouage simultané de cétacés vivants, d'une même espèce et d'une même unité sociale, pour une même cause.

Echouages multiples : Grand nombre d'individus échoués morts dans un intervalle de temps court sur un secteur géographique assez restreint et partageant une même cause de mortalité (naturelle ou anthropique). Durant ce travail, les échouages sont dits « multiples » quand plus de 30 cétacés sont retrouvés échoués en 10 jours.

Echouage observé : Echouage enregistré par les réseaux de collecte des données d'échouage.

Echouage simple : Individu isolé échoué indépendamment d'autres cétacés, mort pour des raisons naturelles ou anthropiques.

Hypothèse nulle : Hypothèse selon laquelle les cétacés et les causes de mortalité sont répartis de façon uniforme dans le temps et l'espace.

Indicateur : Donnée vérifiable qui contient plus d'information qu'elle-même, et qui constitue un outil de communication entre scientifiques et gestionnaires. Un indicateur peut être construit à partir de plusieurs descripteurs.

MOTHY : Modèle Océanique de Transport d'HYdrocarbures, modèle de prédiction de dérive développé par Météo-France, initialement conçu pour calculer la dérive de nappes

d'hydrocarbures. Il fut adapté plus tard à la prédiction de dérive d'objet. C'est cette dernière version qui est utilisée dans ce travail.

Probabilité de découverte ($P_{discovery}$) : Probabilité qu'a un animal échoué d'être découvert et signalé.

Probabilité de flotter ($P_{buoyant}$) : Probabilité qu'a un animal mort en mer de flotter et donc de pouvoir dériver.

Probabilité de s'échouer ($P_{stranding}$) : Probabilité qu'a un cétacé à la dérive de s'échouer.

Saisonnalité : Terme employé lorsque la décomposition mensuelle d'une série temporelle indique des valeurs maximales (ou minimales) atteintes durant plusieurs mois consécutifs selon un motif répété chaque année.

Séries à long terme : Qualifient les séries d'échouages collectés sur de nombreuses années, dans ce travail de 1990 à 2009.

Stratégie de suivi (ou monitoring) : Collecte et analyse d'observations ou de mesures répétées sur le long terme pour évaluer les changements et les progrès par rapport à des objectifs de conservation.

Taux d'échouage apparent (S_{app}) : Rapport entre le nombre d'échouages découverts et le nombre de cétacés morts en mer.

Taux d'échouage effectif (S_{eff}) : Rapport entre le nombre de cétacés échoués et le nombre de cétacés morts en mer en situation de dériver.

Taux de découverte (D) : Rapport entre le nombre de cétacés échoués découverts et signalés et le nombre de cétacés échoués.

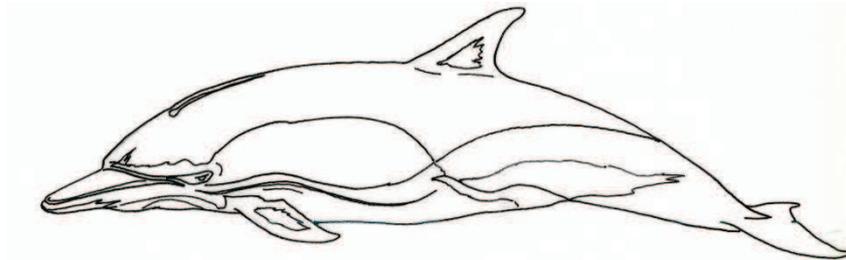
Taux de morbidité : Nombre de cétacés atteints d'une pathologie donnée rapporté à la taille de la population.

Taux de mortalité : Nombre de cétacés morts en mer rapporté à la taille de la population.

UME (Unusual Mortality Events) ou Événement de mortalité inhabituelle : Dans la législation du Décret de Protection des Mammifères Marins (*Marine Mammal Protection Act*) aux Etats-Unis, regroupe les échouages en masse et multiple et entraînent la mise en place d'une cellule de vigilance accrue.

Zones de mortalités des cétacés échoués : Cartographie des zones de mortalité en mer des cétacés retrouvés échoués sur le littoral. Ces cartographies sont réalisées par la prédiction des trajectoires en rebours des cétacés échoués, pondérée par un modèle de durée probable de la dérive.

I. INTRODUCTION



I.I- BIODIVERSITE : DU CONCEPT A LA CRISE

L'émergence du concept de biodiversité, tant pour la communauté scientifique, les institutions politiques et le grand public est concomitante de la mise en évidence de la crise que la biodiversité traverse. Dans ce contexte, les objectifs de conservation et de restauration de la biodiversité sont le moteur de la mise en place de stratégies de monitoring.

I.I.1 L'EMERGENCE DU CONCEPT DE BIODIVERSITE

« **Biodiversité, ou Diversité Biologique : signifie la variabilité des organismes vivants de tous les milieux, entre autres terrestres, marins et tous les écosystèmes aquatiques, ainsi que les complexes écologiques auxquels ils appartiennent ; ceci inclut la diversité inter et intra spécifique, et des écosystèmes** ». C'est ainsi que la Convention pour la Diversité Biologique (CDB) définit le terme très largement utilisé de biodiversité (www.cbd.int). La notion de biodiversité va bien au-delà de la description de la variété des organismes vivants, puisqu'il est également question d'interactions au sein de chaque échelle du vivant, entre les échelles et avec les sociétés humaines (Levrel 2007). Elle peut ainsi s'appliquer de l'échelle moléculaire à celle de la biosphère. Le nombre d'espèces sur Terre est estimé entre 5 et plus de 50 millions (Singh 2002). Parmi elles, 1,76 millions ont déjà été décrites ; notre connaissance de la biodiversité reste donc très incomplète. La biodiversité est présente sur toute la surface de la Terre, mais de façon inégale (Singh 2002). Elle augmente des pôles à l'équateur et des hautes aux basses altitudes. La diversité est plus importante sur les continents que sur les îles et elle est plus faible dans les zones urbanisées. Les écosystèmes marins sont globalement moins diversifiés que les écosystèmes terrestres. Ainsi, 25 grandes zones de biodiversité terrestre importante ont été déterminées (figure I.1). Elles contiennent 44% des espèces de plantes vasculaires et 35% des espèces de vertébrés (Myers et al. 2000). Les espèces endémiques sont confinées dans 1,4% de la surface de la Terre.

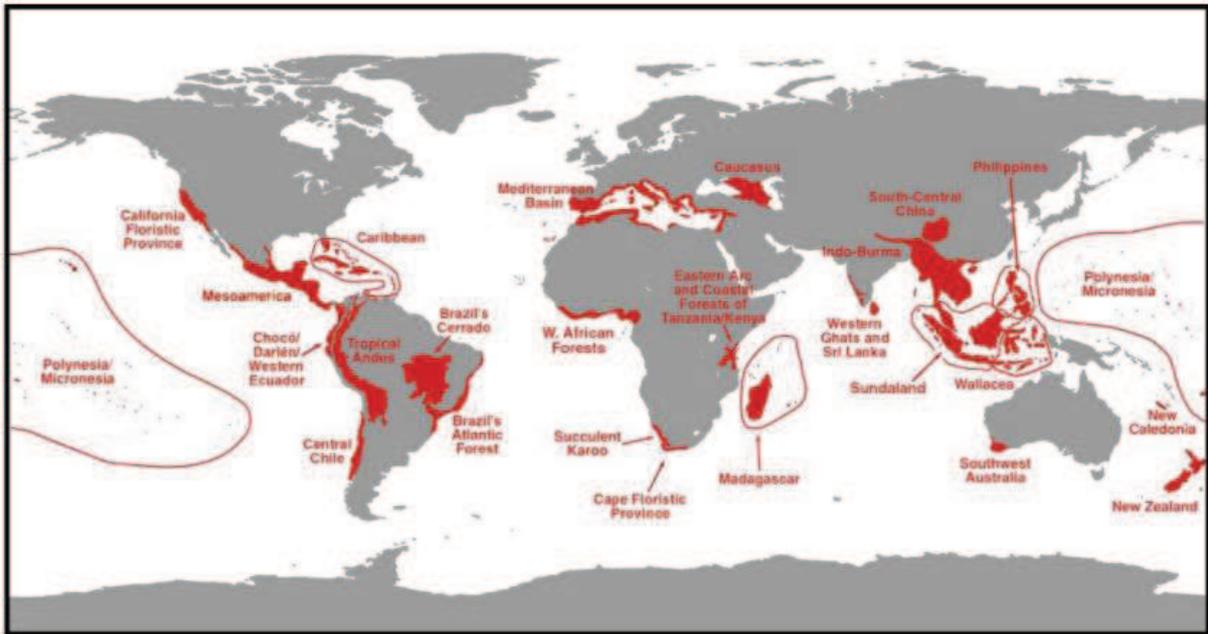


Figure I.1 : Les 25 grandes régions de forte biodiversité terrestre (Myers et al., 2000).

Si le concept de diversité biologique fit son apparition dès 1980, sa notoriété devint mondiale après le Sommet de la Terre tenu à Rio de Janeiro en 1992 (Jeffries 2006). Les Sommets de la Terre sont des rencontres décennales entre dirigeants mondiaux, organisées depuis 1972 par l'ONU dans le but de définir les moyens de stimuler le développement durable au niveau mondial. Celui de Rio de Janeiro reste une rencontre décisive pour la conservation de la biodiversité, puisque c'est à cette occasion que fut ratifiée la Convention pour la Diversité Biologique (CDB). L'objectif de la CDB est donc la mise en place de mesures pour la conservation de la diversité biologique, l'exploitation soutenable de ses composants et le partage juste et équitable des bénéfices de ces ressources. C'est en 2003, lors de la sixième rencontre des pays membres de la CDB que fut fixé l'objectif « 2010-Le Challenge de la Biodiversité Globale », avec pour but l'application du traité adopté à Johannesburg l'année précédente, et qui a pour objectif la mise en place de mesures concrètes et immédiates. En 2005, 168 pays avaient ratifié cette convention qui impose l'application du traité au niveau national.

Par la ratification de la CDB ainsi qu'une pression croissante des organisations non gouvernementales (ONG) environnementalistes telles que fond mondial pour la nature (*World Wide Fund for Nature, WWF*) ou *Greenpeace*, la notion de biodiversité s'est répandue (Jeffries 2006). Les médias ont usé et abusé du mot et les reportages télévisés traitant « d'histoires naturelles » se sont développés à travers le monde. La fréquence des articles scientifiques traitant de biodiversité a augmenté de manière considérable durant les années 1990 (figure I.2).

La conservation de la biodiversité passe par une prise de conscience générale de ses enjeux. Ces derniers sont très importants, puisque l'apport de la biodiversité aux populations humaines est immense, tant par le nombre de « services » rendus que par la variété de leur nature (Singh 2002).

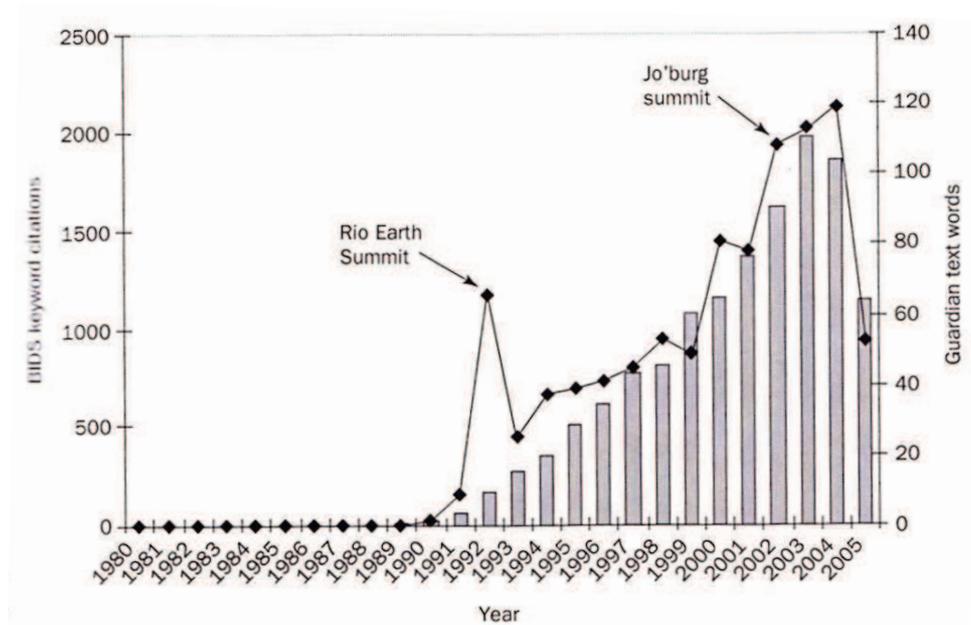


Figure I.2 : Utilisations scientifique et profane du terme biodiversité depuis 1980. La fréquence dans les articles scientifiques (histogramme) est le nombre d'articles contenant le mot « biodiversité » (titre ou résumé). L'usage dans les médias est mesuré par la fréquence d'apparition du mot dans les articles du journal The Guardian (ligne) (Jeffries et al., 2006).

I.1.2 POURQUOI LA BIODIVERSITE EST IMPORTANTE?

Les « services » rendus par la biodiversité sont absolument indispensables, puisqu'ils ont permis tout simplement la présence et l'établissement des civilisations humaines. En dehors des valeurs éthiques et esthétiques, la biodiversité rend un nombre incalculable de services à l'humanité (Singh 2002). Ceux-ci peuvent prendre des formes très variées. Il est extrêmement difficile d'évaluer le coût de la biodiversité et sa valeur se situe bien au-delà de considérations financières. Le coût est le montant dépensé pour l'acquisition du service rendu alors que la valeur serait la quantification des bénéfices attendus du service rendu. Néanmoins cet exercice permet de montrer avec des arguments universels à quel point la biodiversité est importante et de chiffrer les pertes financières liées à sa diminution. Certaines approches visent à calculer le montant des services de la biodiversité rendus à la population humaine. Le coût qu'il faudrait dépenser pour remplir 17 services et fonctions de 16 biomes a été extrapolé à toute la biosphère afin d'évaluer la valeur de la biodiversité (Costanza et al. 1997). Les

différentes fonctions comprennent : la régulation de la composition chimique de l'atmosphère, la régulation de la température, la régulation de l'eau, son stockage, l'intégration des fluctuations climatiques, la production de nourriture, de matières premières, de refuges, de ressources génétiques, la culture, les activités de divertissement, la pollinisation, le cycle des nutriments, la formation des sols, le contrôle de l'érosion, le traitement des déchets et la régulation des réseaux trophiques. Ainsi, la valeur des services rendus par la biosphère a été estimée entre 16 et 54 trillions (10^{12}) de dollars chaque année.

La santé humaine et l'élaboration de médicaments est également étroitement liée à la biodiversité (Dobson 1995). Ainsi, parmi les 150 médicaments les plus prescrits aux Etats-Unis, 74% sont issus de plantes, 18% de champignons et 3% de vertébrés. En 1990, la vente de médicaments issus de végétaux aux Etats-Unis a atteint 1 550 millions de dollars. Près de 80% de la population mondiale utilise la médecine traditionnelle par les plantes. Il a été estimé que la perte de trois espèces par jour signifierait la perte de trois ou quatre médicaments chaque année, soit un coût de 600 millions de dollars (Dobson 1995).

Ainsi, les apports de la biodiversité sont immenses et constituent les piliers de la survie de l'être humain sur terre. Malheureusement, il semble que l'extinction des espèces augmente de manière importante depuis deux siècles. En quoi cette crise est-elle différente des précédentes ?

I.I.3 LA BIODIVERSITE EN CRISE

De nombreuses études montrent que la biodiversité est entrée dans une phase d'extinction (Ehrlich & Ehrlich 1992; Myers 1993; Pimm & Raven 2000; Brooks et al. 2002; Hoekstra et al. 2005) et que près de la moitié de la surface du globe a été altérée par les activités humaines. Depuis le début des temps géologiques, six grandes crises d'extinctions ont été détectées (figure I.3). La principale caractéristique des crises d'extinction est la perte qualitative d'habitats terrestres et marins ainsi que la disparition de nombreuses espèces (Jeffries 2006). Ensuite, l'impact de cette crise se mesure sur une courte durée et à l'échelle de nombreux niveaux taxonomiques. Certains taxons survivent, grâce à des caractéristiques leur conférant une plasticité écologique favorable. Ces crises sont suivies de phases de radiation écologique durant lesquelles de nouvelles espèces utilisent les niches d'espèces éteintes. Elles permettent de recoloniser les milieux. Si les crises précédentes étaient de grande ampleur, elles se déroulaient sur quelques millions d'années. La crise actuelle reste sans précédent par sa rapidité (Singh 2002). Si le scénario actuel se poursuit, il pourrait s'agir de 20% des espèces qui disparaîtraient en 30 ans et 50% d'ici 2100 (Myers 1993).

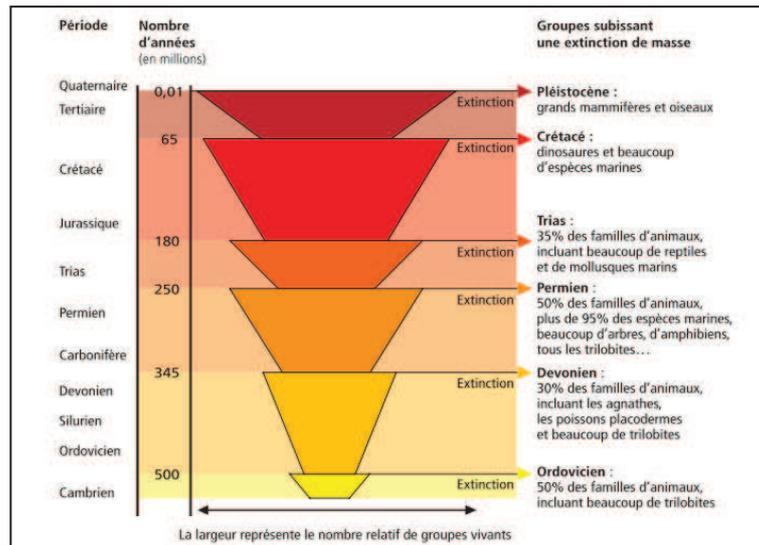


Figure I.3 : Crises d'extinctions massives (Barbault 2000).

La destruction des habitats est l'une des principales causes d'extinction de la biodiversité (Brooks et al. 2002; Hoekstra et al. 2005). L'expansion de la population humaine a entraîné une augmentation de l'exploitation des ressources et des habitats, qui a un impact fort sur la biodiversité. En 1995, 20% de la population mondiale vivait dans les 25 régions de biodiversité les plus importantes (Cincotta et al. 2000). Le taux d'accroissement de la population dans ces zones fut de 1,8% par an entre 1995 et 2000, alors qu'il n'a été que de 1,3% par an à l'échelle du globe et 1,6% par an dans les pays en voie de développement. L'altération des habitats favorise leur fragmentation, ce qui réduit la taille des populations, entraîne une réduction de la diversité génétique et limite les phénomènes écologiques de grande ampleur (comme les feux sauvages) (Leach & Givnish 1996).

Différentes méthodes sont proposées pour restaurer et conserver la biodiversité, en fonction des causes de disparition.

La première stratégie vise à réguler les activités humaines de manière à rendre soutenable leur impact sur les écosystèmes. Ces régulations ne sont pas spatialisées et concernent de vastes régions ou ensembles de pays à la surface de la Terre et sont mises en place par un grand nombre d'accords internationaux ou régionaux, qui doivent être mis-en-œuvre dans le droit national des pays signataires pour prendre effet. Les accords régionaux de pêches, la Convention de Washington sur le commerce international des espèces menacées, le traité de l'Antarctique, la Convention sur les espèces migratrices et ses multiples accords régionaux ou thématiques sont autant d'exemples de la mise en œuvre de cette stratégie. Au sein de l'Union Européenne (UE), la Politique Commune des Pêches, la Directive Habitats Faune Flore et la Directive Cadre Stratégie pour le Milieu Marin sont d'autres exemples de stratégies de conservation de la biodiversité non spatialisées. Par rapport aux accords

internationaux ou régionaux précédents, les directives et règlements communautaires présentent l'avantage de s'imposer aux pays membres de l'UE dans les domaines qui, comme l'environnement et la pêche, relèvent de la compétence communautaire.

Une deuxième stratégie consiste à établir des réseaux d'aires protégées, avec des mesures de gestion et de protections adaptées aux enjeux locaux. Ces aires protégées doivent être soigneusement choisies, afin d'optimiser les efforts fournis et minimiser les coûts de protection (Balmford & Gaston 1999). Il s'agit de définir des priorités de conservation et d'augmenter les efforts de suivis pour délimiter les frontières de ces aires protégées. Plusieurs critères peuvent être retenus, comme la diversité de prédateurs supérieurs, la richesse spécifique, la présence d'espèces rares ou menacées ou la complémentarité biologique par rapport à des aires protégées déjà existantes (Reid 1998). Souvent, les aires protégées sont vues à large échelle comme un ensemble de fragments d'écosystèmes protégés. La présence de corridors écologiques entre ces zones peut largement améliorer leurs performances.

Une autre stratégie est de construire des « banques de la biodiversité », avec la mise en place de jardins botaniques pour préserver le patrimoine génétique de certaines espèces de plantes. Il peut également s'agir de la création de réserves de graines, de gènes et d'ADN. Cette alternative permet d'assurer la conservation d'une partie du patrimoine génétique mais n'améliore pas la conservation des espèces dans leur milieu ni de leur habitat, encore moins du fonctionnement des écosystèmes, qui est indissociable du maintien *in situ* de la biodiversité.

Une quatrième voie consiste en la production ou la domestication d'espèces exploitées, afin de réduire l'impact sur les populations sauvages. Dans l'Himalaya indien, 70% des plantes médicinales sont très exploitées par les habitants et menacées (Dhar et al. 2000). L'implication des habitants a permis de faire changer les pratiques et de cultiver ces plantes afin de réduire l'impact sur les populations sauvages. Cette stratégie n'est pas applicable pour la conservation de toutes les espèces, mais constitue une alternative intéressante aux aires protégées.

Enfin, l'élevage d'espèces en captivité en vue de réintroduction a été appliqué dans de rares cas. Finalement, assez peu d'espèces sont concernées, puisqu'elles doivent pouvoir vivre en captivité, s'y reproduire et être réintroduites (Balmford 2000). De plus, pour que cela puisse être réalisé sur de nombreux individus, les espèces doivent être peu coûteuses à maintenir et reproduire en captivité. Certaines espèces emblématiques de la faune sauvage menacée ont connu bien peu de succès à la fois dans la reproduction en captivité et surtout dans la réhabilitation dans la nature. Le cas de la conservation du grand panda (*Ailuropoda melanoleuca*) en Chine, par la reproduction en captivité a été très largement médiatisé, mais l'efficacité de la réhabilitation fut assez décevante (Zhi et al. 2000). De plus, la réhabilitation ne peut se faire que si les causes de l'extinction sont connues et ont disparu dans la zone d'habitat ; quand cette condition n'est pas assurée tout effort de conservation basée sur la réintroduction d'organismes produits en captivité est vain.

- **Parmi ces différentes stratégies de conservation de la biodiversité, la modification des pratiques permettant un allègement des pressions humaines sur les écosystèmes et la création d'aires protégées semblent les plus pertinentes sur le long terme. La mise en place de ces stratégies de conservation et l'estimation de leur efficacité nécessitent des suivis réguliers de la biodiversité et le développement de stratégies de monitoring.**

I.II- MONITORING ET INDICATEURS :

REPONDRE A UNE DEMANDE CROISSANTE.

Dans ce chapitre, les notions de mesures de gestion, de monitoring et d'indicateurs sont définies. Les critères d'efficacité des stratégies de suivi sont présentés, ainsi que les propriétés écologiques, statistiques et de mises en œuvre attendues pour des indicateurs de biodiversité. Les espèces bio-indicatrices sont souvent utilisées pour évaluer les écosystèmes et la pertinence d'utiliser les prédateurs supérieurs sera alors discutée.

I.II.1 DEFINITIONS

L'intérêt des communautés scientifiques et de gestion de l'environnement pour le monitoring et les indicateurs est grandissant (Burger 2006). Depuis 1970, le nombre de publications basées sur les indicateurs a été multiplié par 20. Il semble que l'acceptation de ces termes connaisse de nombreuses variantes tant dans leur définition que leurs utilisations (Heink & Kowarik 2010a). Il est donc nécessaire de définir ces termes, qui seront utilisés à de nombreuses reprises au cours de ce travail.

La surveillance (communément appelée monitoring), ou stratégie de suivi, est la collecte et l'analyse d'observations ou de mesures répétées sur le long terme permettant d'évaluer les changements et les progrès par rapport à des objectifs de conservation (Elzinga et al. 2001). Les objectifs de conservation constituent l'état de conservation souhaité par les gestionnaires pour des populations ou des écosystèmes. Ces objectifs doivent être atteints par la mise en place de mesures de gestion.

Le suivi d'une espèce par la mesure répétée de son abondance absolue est très souvent impossible et la mesure d'un indicateur de l'état de cette population est souvent plus simple et beaucoup moins coûteuse (Elzinga et al. 2001). Ainsi, la définition retenue d'un indicateur est proposée par Bubb et al. :

Un indicateur est une donnée vérifiable qui contient plus d'information qu'elle-même (Bubb et al. 2005).

Un indicateur est également un outil de communication avec les personnes ou services chargés de définir ou mettre en œuvre la politique de l'environnement et avec le grand public (Schiller et al. 2001; Bubb et al. 2005; Turnhout et al. 2007; Heink & Kowarik 2010b). Il constitue un outil simplifié, et doit être compréhensible par tous (Thomas 1996; Schiller et al. 2001; Asseburg et al. 2006; Mace & Baillie 2007). Le terme de descripteur est parfois employé et la distinction entre indicateur et descripteur est parfois ambiguë. Le descripteur n'intègre pas le concept d'outil de communication.

Dans le cadre de cette thèse, ce terme sera utilisé pour décrire la variable brute collectée, alors que l'indicateur est sa transformation afin de renseigner sur l'état d'une population, dans le cadre d'une stratégie de suivi.

I.II.2 L'ETABLISSEMENT DE STRATEGIES DE MONITORING

L'appréciation de l'efficacité d'une stratégie de monitoring est basée sur trois axes : la signification écologique, la crédibilité statistique et le faible coût des données (figure I.4) (Hinds 1984).

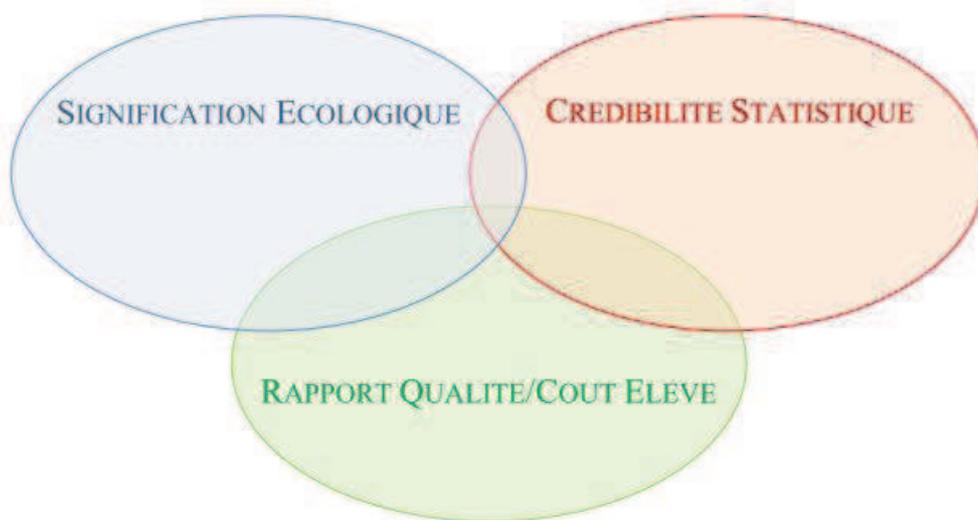


Figure I.4 : Les trois piliers de l'efficacité d'une stratégie de monitoring.

La signification écologique suggère que l'indicateur répond bien au processus étudié. La relation entre indicateur et processus étudié doit être évaluée qualitativement et quantitativement. La part de la variabilité environnementale dans le processus mesuré doit être estimée afin d'identifier les variations liées au processus mesuré uniquement.

La crédibilité statistique doit être définie à plusieurs niveaux. Il s'agit tout d'abord de créer des indicateurs qui sont statistiquement robustes. Ils doivent pouvoir être analysés par des tests statistiques classiques. C'est à cet aspect de la crédibilité statistique que ce travail s'intéresse. Dans un second temps, la crédibilité statistique correspond à l'estimation des erreurs de type I (α , soit la probabilité de détecter un changement alors qu'il n'y en pas) et de type II (β , soit la probabilité qu'un changement ne soit pas détecté). Ces erreurs doivent en théorie être proches et permettent d'estimer la puissance de détection d'un changement dans les tendances mesurées. Optimiser la puissance de détection d'une

tendance est un objectif à prendre en compte lors de l'élaboration des priorités d'une stratégie de monitoring (Nicholson & Jennings 2004). La puissance de détection d'une tendance est l'un des outils d'évaluation de l'efficacité du monitoring, mais n'est pas le seul. En effet, la détection de variations saisonnières peut être masquée par le choix d'évaluer une tendance à long terme, mais être écologiquement très pertinente. Ainsi, les niveaux de précision des protocoles, les biais et le schéma d'échantillonnage sont autant d'éléments d'évaluation de la crédibilité statistique (Seavy & Reynolds 2007). En ce sens, le monitoring doit rechercher le meilleur compromis entre ce qui est écologiquement pertinent et ce qui est statistiquement crédible (Hatch 2003).

Enfin, le rapport qualité-prix de la donnée collectée est un facteur majeur de la longévité d'une stratégie de suivi (Caughlan & Oakley 2001). Le bénéfice en termes de capacité à détecter suffisamment tôt des changements doit justifier le coût et permet d'établir des priorités dans les différentes actions envisagées. Il est également important de différencier la valeur, qui est le service rendu à la société, et le coût, qui sont les dépenses supplémentaires générées par le dispositif d'observation mis en place. Il est donc nécessaire d'évaluer la part des actions bénévoles ou mutualisées, qui constituent la différence entre la valeur et le coût.

Les stratégies de suivi sont mises en place pour vérifier l'efficacité de mesures de gestion, visant à atteindre des objectifs de conservation (figure I.5).

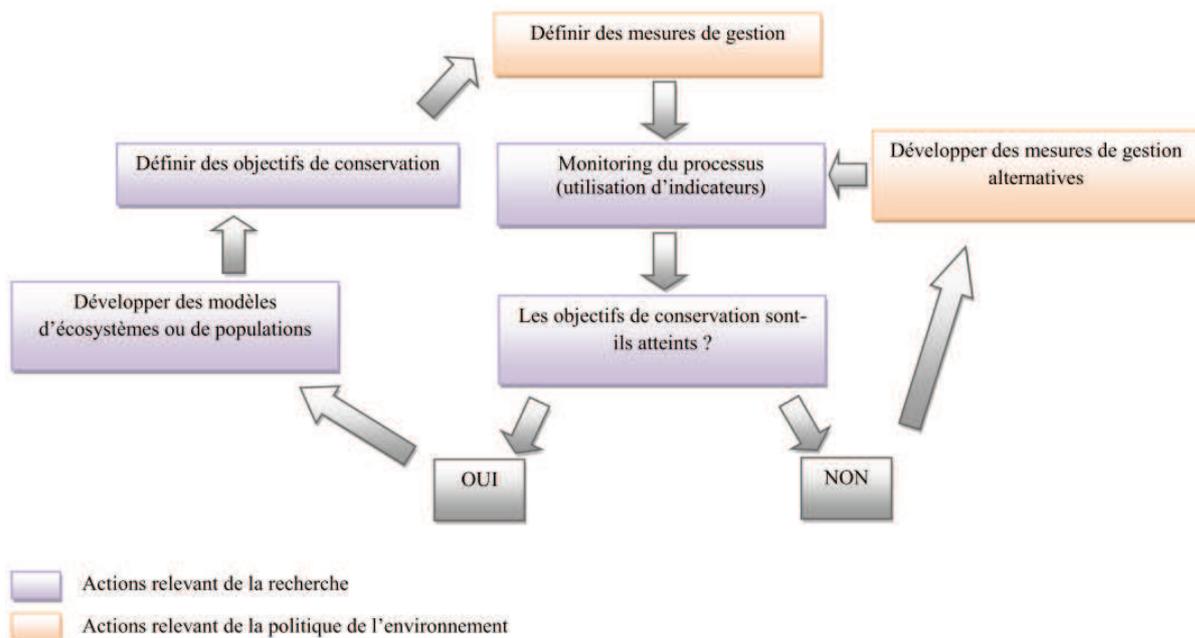


Figure I.5 : Représentation du fonctionnement des mesures de gestion « adaptatives » (d'après Elzinga et al., 2001).

La modélisation des écosystèmes ou des populations constitue un outil d'évaluation et de prédiction de ses probables effets à long terme pour la communauté scientifique. A partir de ces modèles, il devient possible de définir une « situation souhaitée » et de définir des objectifs de conservation. Des mesures de gestion sont donc mises en place, afin d'atteindre ces objectifs de conservation. La population est alors suivie et nécessite souvent la construction d'indicateurs. Les résultats doivent être fournis dans un format compréhensible par les scientifiques, les gestionnaires et les décisionnaires. Si l'objectif de conservation n'est pas atteint, il faut envisager de développer d'autres mesures de gestion. La modification des mesures de gestion selon leur efficacité est appelée la gestion adaptative. Cette approche est dite « *learning by doing* » (ou apprendre en marchant) (Lee 1999).

Dans une situation idéale, la mise en place d'une stratégie de monitoring doit être articulée autour des objectifs pour lesquels elle est mise en place. Elle motive ensuite la création d'indicateurs, qui assureront la mesure des processus étudiés à moindre coût. Ensuite, les analyses à réaliser doivent être définies et les interprétations écologiques, économiques et sociales des résultats envisagées. Enfin, la question de la communication des résultats aux décisionnaires et au grand public doit être résolue avant même la collecte de ces indicateurs (Niemela 2000). Néanmoins, cette situation reste très théorique et, le plus souvent, les données sont collectées par des structures scientifiques ou associatives avant que les objectifs de monitoring ne soient clairement établis. Ceci est principalement dû au fait que l'historique de la collecte de données de biodiversité est plus ancien que celui de la gestion de la biodiversité et que de nombreuses initiatives d'origine citoyenne ou issues d'organisations non-gouvernementales furent pionnières en la matière et seraient classées aujourd'hui dans les sciences participatives.

Les principaux écueils des stratégies mises en place peuvent être d'ordre technique ou institutionnel (Elzinga et al. 2001). Tout d'abord, le manque de réflexion sur le protocole mis en place peut entraîner des résultats non concluants. Ensuite, la participation de nombreux observateurs peut compliquer l'interprétation des résultats et nécessite une attention toute particulière, notamment en matière de qualité et de traçabilité des données de biodiversité. En l'absence d'un cadre réglementaire, il arrive que les données collectées ne soient pas analysées ni publiées, ou que les protocoles communs d'acquisition ne soient pas scrupuleusement suivis. Enfin, les variations naturelles des processus mesurés peuvent brouiller les changements liés aux mesures de conservation mise en place. Les changements institutionnels peuvent mener à des réductions budgétaires ou des changements de priorités et peuvent entraîner un arrêt prématuré des programmes de suivi mis en place. Le manque de financement est une des premières causes de lacunes dans la mise en œuvre de ces stratégies. Elles doivent absolument être construites en vue d'être intégrées à des plans de gestion, faute de quoi les efforts de collecte et d'analyse seraient vains.

I.II.3 DES INDICATEURS POUR LA BIODIVERSITE

L'histoire des indicateurs débute dans les années 1970 dans le domaine de l'écotoxicologie (Burger 2006). L'augmentation des publications scientifiques sur les indicateurs en écologie est constante depuis 1970 et près de 35% des articles sont parus entre 2000 et 2005. Ils ont d'abord été majoritairement utilisés pour décrire le fonctionnement des écosystèmes, avant d'être utilisés à des échelles écologiques plus réduites (population et organisme).

Les indicateurs dans le domaine de la biodiversité s'utilisent à différents niveaux, depuis l'organisme, jusqu'au paysage et aux mesures de gouvernance (Dale & Beyeler 2001; Bubb et al. 2005). Ces indicateurs se déclinent en cinq catégories selon le type d'information qu'ils génèrent (Niemela 2000). La première catégorie rassemble les indicateurs environnementaux qui mesurent la réponse d'un écosystème à élément perturbateur. Ils mesurent les variations dans l'élément qui perturbe l'environnement (suivi d'une pollution dans l'environnement). Les indicateurs écologiques constituent la seconde catégorie et mesurent la réponse d'un taxon à un stress environnemental. La troisième catégorie des indicateurs de biodiversité permettent d'évaluer l'état de conservation d'espèces ou de groupes d'espèces. Ces trois catégories d'indicateurs sont appelés bioindicateurs. La quatrième catégorie comprend les indicateurs d'impact. Ils intègrent les variations des écosystèmes en fonction des variations de stress environnementaux, comme la fragmentation des habitats ou le degré de régénération des écosystèmes. Enfin, les indicateurs de gouvernance permettent d'évaluer l'implication des Etats et de leur politique de conservation de la biodiversité. Il peut s'agir de suivre le pourcentage de surface protégée, le nombre de parcs et réserves ou encore le suivi des statuts de protection des différentes espèces (Bubb et al. 2005). De nombreuses propriétés sont attendues pour les indicateurs de biodiversité, tant pour leurs caractéristiques écologiques (spécificité et sensibilité à un changement, variabilité environnementale, validation...) et leur mise en œuvre (faible coût, grande couverture spatio-temporelle, facilité technique de mise en œuvre...) (tableau I.1) (Murtaugh 1996; Gaines et al. 1999; Niemela 2000; Dale & Beyeler 2001; Kurtz et al. 2001; Schiller et al. 2001; Duelli & Obrist 2003; Marchandea et al. 2004; Müller & Lenz 2006; Turnhout et al. 2007; Van Strien et al. 2009; Heink & Kowarik 2010a, 2010b). Toutes ces caractéristiques ne peuvent être remplies par un même indicateur, mais elles doivent être gardées en tête lors de l'élaboration de ces indicateurs. La connaissance de la relation entre l'indicateur et le processus qu'il mesure doit être déterminée, et doit couvrir plusieurs étapes : la spécificité et la sensibilité au changement et la part de la variabilité de l'indicateur liée à la variabilité environnementale. Le faible coût de la donnée et la facilité de reproduction de l'indicateur sont indispensables à sa longévité.

La performance d'un indicateur et sa longévité sont étroitement liées à la connaissance de l'écosystème. C'est une des grandes difficultés rencontrées dans la construction d'indicateurs et de

nombreuses propriétés attendues dépendent grandement de ces connaissances (la relation avec le processus suivi, la variabilité environnementale, la spécificité, la sensibilité...).

- **Les indicateurs doivent être construits dans l'objectif d'être des outils de communication dans le cadre de stratégies de suivi. Finalement, développer un indicateur c'est l'art de simplifier sans perdre sa crédibilité scientifique (Bubb et al. 2005).**

Tableau I.1 : Inventaire des propriétés attendues par les indicateurs dans le domaine de la biodiversité.

Propriété	Définition	Références
Spécificité	Répond à une pression unique	Murtaugh 1996; Marchandeu et al. 2004
Sensibilité	Magnitude la réponse par rapport au changement réel	Murtaugh 1996; Niemela 2000; Dale & Beyeler 2001; Marchandeu et al. 2004
Relation avec le processus suivi	Doit être évaluée	Dale & Beyeler 2001; Duelli & Obrist 2003; Marchandeu et al. 2004; Heink & Kowarik 2010
Variabilité environnementale	Evaluer les variations naturelles de l'indicateur	Niemela 2000; Dale & Beyeler 2001; Kurtz et al. 2001; Marchandeu et al. 2004; Van Strien et al. 2009; Heink & Kowarik 2010
Pertinence biologique	Pertinent avec la structure, le fonctionnement... des écosystèmes	Niemela 2000; Kurtz et al. 2001; Müller & Lenz 2006; Heink & Kowarik 2010
Présence de données historiques	Permet la comparaison avec les tendances actuelles	Niemela 2000; Dale & Beyeler 2001; Heink & Kowarik 2010
Validation	Comparaison avec d'autres jeux de données	Marchandeu et al. 2004
Faible coût	Indispensable à la longévité de l'indicateur	Caughlan & Oakley 2001; Kurtz et al. 2001; Marchandeu et al. 2004; Heink & Kowarik 2010
Reproductibilité	Indispensable à la longévité de l'indicateur	Dale & Beyeler 2001; Kurtz et al. 2001; Marchandeu et al. 2004; Heink & Kowarik 2010
Couverture géographique	Doit être la plus importante possible	Niemela 2000; Heink & Kowarik 2010
Niveaux d'intégration	Doit être applicable à différentes échelles	Niemela 2000; Müller & Lenz 2006
Synergie	Capacité d'intégrer d'autres sources de données et produire un méta-indicateur	Niemela 2000; Dale & Beyeler 2001; Schiller et al. 2001
Outils de communication	Envers le grand public, les gestionnaires, les décisionnaires...	Gaines et al. 1999; Kurtz et al. 2001; Schiller et al. 2001; Asseburg et al. 2006; Mace & Baillie 2007; Turnhout et al. 2007; Heink & Kowarik 2010
Crédibilité scientifique	Etre construit selon des méthodes et des concepts scientifiques	Dale & Beyeler 2001; Hatch 2003; Bubb et al. 2005; Müller & Lenz 2006; Heink & Kowarik 2010
Anticipation	Anticiper la trajectoire des variables mesurées	Murtaugh 1996; Niemela 2000; Müller & Lenz 2006

I.II.4 LES ESPECES INDICATRICES : LE CAS DES PREDATEURS SUPERIEURS

Une espèce indicatrice est une espèce qui est utilisée pour évaluer l'état d'un écosystème ou d'une communauté (Niemala, 2000). Cette approche est souvent utilisée afin d'évaluer l'état de santé des écosystèmes. Les végétaux et les insectes sont les taxons les plus utilisés comme bioindicateurs (Burger 2006). La richesse spécifique de nombreuses familles d'insectes est employée comme indicateur de la richesse spécifique d'écosystèmes tropicaux (Beccaloni & Gaston 1994). Les mousses et les lichens sont majoritairement utilisés comme espèces indicatrices de la pollution aérienne (Vokou et al. 1999; Conti & Cecchetti 2001). Pour le milieu marin, les biocénoses benthiques sont suivies depuis 2000 le long des côtes bretonnes par l'IFREMER, afin de suivre l'évolution de leur peuplement sous la pression des usages anthropiques et des changements climatiques (Guillaumont 2006; Bajjouk 2010). Ces biocénoses sont considérées comme intégratrices de ces changements environnementaux et sont donc indicatrices des écosystèmes marins côtiers.

Il est souvent évoqué l'intérêt d'utiliser les prédateurs supérieurs comme indicateurs des écosystèmes. Le rôle des prédateurs supérieurs dans certains écosystèmes est très important et leur déclin peut entraîner une raréfaction des plus bas niveaux trophiques (Heithaus et al. 2008; Wallach et al. 2009). Dans l'ouest de l'Alaska, il a été démontré que la diminution des populations de loutres marines avait entraîné une augmentation de certaines populations d'oursins dont elles se nourrissent. Le broutage des oursins sur les forêts de kelps a donc augmenté, entraînant la raréfaction de ces milieux (Estes et al. 1998). La présence de prédateurs supérieurs dans les écosystèmes améliore la biodiversité (Sergio et al. 2008) et peut contribuer à assurer le maintien d'espèces menacées (Wallach et al. 2009).

Leur place dans le réseau trophique suggère que des changements dans les flux d'énergie de l'écosystème doivent être perçus et mesurables dans les populations de prédateurs supérieurs (Boyd et al. 2006). De plus, ils utilisent souvent les mêmes ressources que les pêcheries humaines et constituent une échelle spatio-temporelle idéale pour évaluer l'effet des activités anthropiques sur les écosystèmes. Enfin, ces espèces sont charismatiques et permettent une sensibilisation importante du grand public (Leader-Williams & Dublin 2000; Asseburg et al. 2006; Boyd et al. 2006; Sergio et al. 2006; Mazzoti et al. 2009). Néanmoins, leur longévité et leur mobilité suggèrent qu'ils intègrent de nombreuses variations environnementales. Il est donc difficile de dissocier les différents facteurs biotiques et abiotiques pouvant entraîner des modifications dans les populations de prédateurs supérieurs. Enfin, l'approche multi-spécifique souvent recommandée dans l'utilisation d'espèces bioindicatrices est très difficile à appliquer à ces populations (Boyd et al. 2006).

Certaines études montrent l'intérêt d'utiliser les prédateurs supérieurs comme espèces indicatrices. Autour des îles Kerguelen, l'accès aux poissons et céphalopodes par les moyens océanographiques classiques est très difficile. Le régime alimentaire des albatros à sourcils noirs (*Diomedea*

melanophrys) est constitué à 55% d'une même famille de céphalopodes (Cherel & Weimerskirch 1995). La pose de balises satellitaires sur les albatros adultes a permis de localiser leurs zones préférentielles d'alimentation et ainsi de cartographier la présence des céphalopodes exploités par ces oiseaux. La restauration du parc national des Everglades (Floride) a été suivie par la croissance et le succès reproducteur de plusieurs espèces de crocodiliens (Mazzoti et al. 2009). Ces espèces sont directement inféodées à la qualité de l'eau et à la productivité de cet écosystème et semblent constituer de bons indicateurs de l'état sanitaire de l'écosystème des Everglades. Enfin, la large distribution des ours polaires dans l'Arctique a permis de tester les variations dans leur régime alimentaire et de conclure à sa grande plasticité (Iverson et al. 2006). Ainsi, les variations spatio-temporelles du régime alimentaire des ours polaires en Arctique sont un bon indicateur de la disponibilité de leurs ressources et des variations des conditions de glace.

Si les prédateurs supérieurs semblent être de bons indicateurs dans certaines situations, la généralisation de ces pratiques semble hasardeuse (Asseburg et al. 2006; Sergio et al. 2006, 2008; Roth & Weber 2008). Leur utilisation comme indicateurs doit être réalisée au cas par cas, à des échelles spatiales définies.

De nombreuses familles de prédateurs supérieurs ont beaucoup décliné au cours des dernières décennies, notamment les prédateurs marins (Heithaus et al. 2008). Plus de 25% des mammifères prédateurs, terrestres et marins sont aujourd'hui considérés comme en danger ou vulnérables par l'UICN (Entwistle et al. 2000). Certaines populations de requins ont décliné de 90%, ainsi que certaines espèces de grands poissons comme les thons ou les marlins,... (Heithaus et al. 2008). Les interactions avec les activités humaines ainsi que la dégradation des habitats ont entraîné le déclin de nombreuses espèces. Leur faible taux de reproduction est une difficulté pour leur restauration. L'état de conservation des prédateurs supérieurs est très préoccupant et suffit souvent comme justification à la mise en place de stratégies de suivi de ces populations.

- **Le suivi de ces espèces ne doit pas être réalisé sous la seule justification de suivre des espèces dites indicatrices. L'intérêt de leur conservation est propre à leur utilité au sein de leurs écosystèmes, au nom du maintien de la diversité biologique et écologique et à cause de leur vulnérabilité spécifique.**

I.III- LES OUTILS DE SUIVI DES CETACES

Si les prédateurs supérieurs ne semblent pas toujours être des espèces bio-indicatrices pertinentes, leur conservation demeure néanmoins un enjeu majeur à cause de leur vulnérabilité spécifique. Ce chapitre vise à inventorier les outils de suivi des populations de mammifères marins. Un inventaire des outils de suivi utilisés dans le golfe de Gascogne, la Manche et la mer du Nord sera réalisé. Il ne s'agit pas de proposer une liste exhaustive des stratégies de suivi en Europe, mais de présenter les principales initiatives utilisées à grande échelle.

I.III.1 LES TECHNIQUES BASEES SUR LES OBSERVATIONS VISUELLES

Ces techniques regroupent le plus grand nombre de programmes de suivi des populations de cétacés à travers le monde. Elles peuvent être de plusieurs natures, selon le type de plateforme utilisé. On en distingue habituellement trois principales : les plateformes dédiées (avions et bateaux), les plateformes d'opportunité (ferries, navires de recherche scientifique ou de tourisme...) et les observations faites depuis la côte.

A. Les plateformes dédiées à l'observation des cétacés

Le principal intérêt de dédier des plateformes à l'observation des cétacés est que le schéma d'échantillonnage est choisi pour optimiser le suivi et permettre des estimations de l'abondance absolue et de la distribution des populations de cétacés (Evans & Hammond 2004). Ceci est rendu possible par l'utilisation des méthodes d'échantillonnage de type « *line transect* » ou transect linéaire. L'idée de cette méthode est de mesurer la densité d'une espèce le long de transects et d'extrapoler ces densités à toute la zone d'étude (Hammond 2010). La distance perpendiculaire de chaque observation à la plateforme est évaluée avec la distance apparente des animaux et l'angle avec la trajectoire de la plateforme (Buckland et al. 2001). La probabilité de détecter un animal décroît avec la distance. La fonction de détection d'un animal selon la distance x à la plateforme est appelée $g(x)$. Cette fonction est ajustée à un histogramme du nombre d'observations en fonction de la distance à la plateforme. Il est donc nécessaire que les observations soient suffisamment nombreuses pour ajuster cette fonction de détection qui varie selon les espèces et les conditions d'observation. Les techniques basées sur le transect linéaire supposent que tous les animaux présents sur la route de la plateforme sont observés, c'est-à-dire que $g(0)=1$. Ceci n'est évidemment pas le cas pour les cétacés et $g(0)$ doit ainsi être estimé. Le temps passé en plongée par certaines espèces peut être très important et empêcher leur détection pendant le passage de la plate-forme à proximité de l'animal : il s'agit du biais de

disponibilité (*availability bias*). De plus, les conditions météorologiques et la vigilance des observateurs peuvent limiter la détection des cétacés : il s'agit du biais de perception (*perception bias*). A bord de bateaux, la présence de deux équipes d'observateurs permet d'évaluer $g(0)$. En effet, si une équipe assure le protocole d'observation des cétacés, une deuxième équipe munie de jumelles à très fort grossissement est en charge de détecter indépendamment les animaux présents sur la route du bateau et les comportements de réponse à la présence du navire. L'analyse des observations des deux équipes sur la trajectoire du bateau permet d'évaluer $g(0)$ (Buckland et al. 2001). L'estimation de ce paramètre est beaucoup plus difficile à réaliser depuis les avions, mais les données de rythme de plongée permettent d'approcher les biais de disponibilité.

Cette méthode nécessite le respect de plusieurs hypothèses. Tout d'abord, il faut supposer que les cétacés ne varient pas leur comportement à l'approche du bateau (Evans & Hammond 2004). Or il semble que certaines espèces soient attirées par les navires et d'autres les fuient. Ensuite, il est supposé que les espèces soient correctement identifiées et leur nombre et surtout leur distance à la plateforme évalués de manière satisfaisante. Il est également admis que les animaux ne peuvent pas être comptés deux fois. Ceci est probablement assez juste pour les suivis réalisés en avion, dont la vitesse limite ce risque. A l'inverse, à bord de bateaux dont la vitesse se situe autour de 10 nœuds, ceci est probablement moins vrai. Le nombre d'observations doit être suffisant pour estimer $g(x)$ et $g(0)$. Les mauvaises conditions météorologiques sont une entrave à l'utilisation de cette technique (Evans & Hammond 2004). De plus, ces suivis coûtent cher, ce qui limite considérablement la reproductibilité des suivis dédiés dans le cadre de stratégies de monitoring.

B. Les plateformes d'opportunité

Dans le but de réduire les coûts d'un suivi dédié et parce que ces données sont difficiles d'accès, de nombreuses plateformes sont utilisées à travers le monde pour réaliser des observations de cétacés, bien que ce ne soit pas leur vocation première (Compton et al. 2007; Pikesley et al. 2011). Il peut s'agir de ferries transportant des passagers, des bateaux de tourisme, des navires océanographiques, des navires de prospection pétrolière...(Evans & Hammond 2004). Certains de ces navires permettent de collecter d'autres données environnementales ou de tracter des hydrophones. L'effort d'observation doit être enregistré, afin de permettre un traitement statistique rigoureux et d'améliorer le potentiel d'analyse des données collectées. Les observateurs sont souvent des volontaires et la confiance faite à l'identification est un élément majeur de l'analyse de ces données. Ce type de suivi permet de mesurer l'abondance relative des cétacés, leur distribution et dans certains cas l'abondance absolue (Williams et al. 2006). Dans ce dernier cas, il faut admettre que $g(0)=1$. Ceci est probablement plus juste pour les grandes baleines, dont le souffle est visible de très loin, mais ce n'est sans doute pas le cas pour les petits cétacés ou les ziphiidés. Le calcul des taux de rencontre et des densités sont des indices de la distribution et de l'abondance et sont souvent calculés à partir de ces plateformes. La collecte d'autres

jeux de données à bord de certaines plateformes d'opportunité permet d'appréhender la distribution des cétacés de manière écosystémique et corrélérer la distribution des cétacés avec les données collectées (Evans & Hammond 2004). Cette méthode de suivi est soumise aux conditions météorologiques et à l'état de la mer. Le principal inconvénient est que le schéma d'échantillonnage n'est pas contrôlé et n'est pas nécessairement adapté à la collecte de données sur les cétacés.

C. Observations depuis la côte

Pour l'étude de certaines populations côtières, toute l'année ou selon les migrations, les observations faites depuis la côte peuvent être des outils de suivis à moindre coût (Evans & Hammond 2004). Ces suivis peuvent être facilement standardisés et réalisés tout au long de l'année, au grès des conditions d'observation. Ils nécessitent peu de matériel et sont souvent réalisés par des volontaires. Ils permettent de collecter des données d'abondance relative et de distribution. Leur principale limitation est la faible zone couverte par chacun des sites de suivi et la proximité des côtes. Ces suivis peuvent être appliqués aux populations résidentes très côtières ou à des espèces migratrices fréquentant les eaux très peu profondes, comme les rorquals dans le golfe du Saint-Laurent, les baleines grises (*Eschrichtius robustus*) en Californie ou encore les baleines franches (*Eubalaena australis*) en Argentine (Forney 2002).

D. La photo-identification et l'analyse de capture-marquage-recapture

La photo-identification et les analyses de capture-marquage-recapture (CMR) sont utilisées pour estimer la taille d'une population. Le principe de la CMR consiste à marquer des animaux dans une population et à appliquer la proportion d'animaux re-capturés à l'ensemble de la population (Evans & Hammond 2004; Hammond 2010). Pour les populations de cétacés, la prise de photographies et la part d'animaux ayant des marques naturelles distinctives correspond à la capture et au marquage. Ces marques peuvent être des encoches dans les nageoires dorsales (delphinidés,...), la pigmentation de zones particulières (chevrons pour les rorquals communs, pigmentation du dos des baleines bleues, callosités des baleines franches) ou encore la couleur et le motif des nageoires caudales (cachalots, baleines à bosse...) (figure I.6).

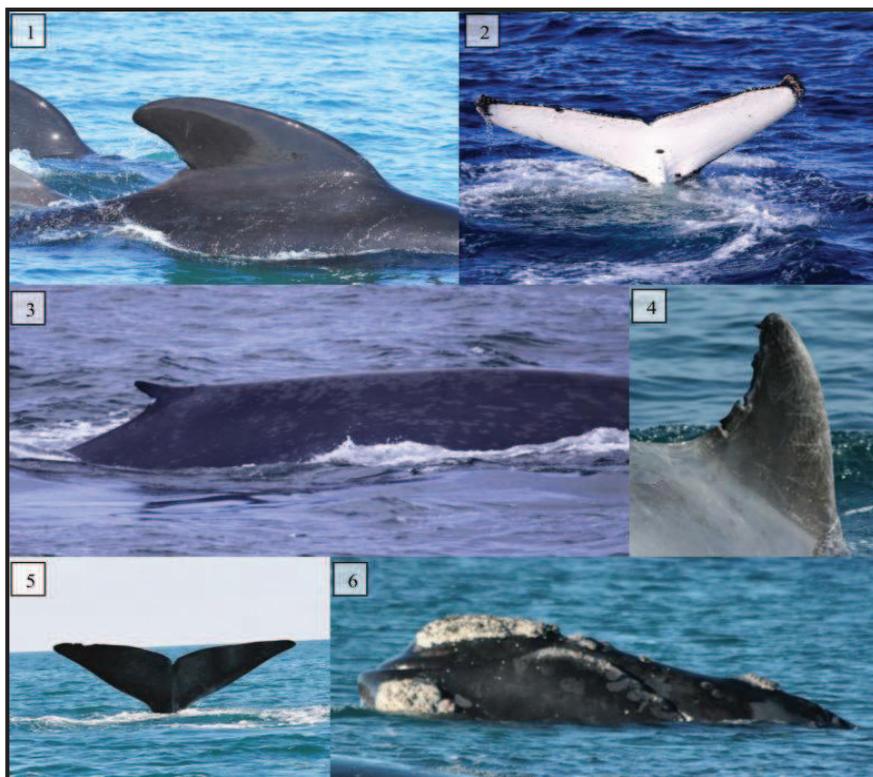


Figure I.6 : Différentes marques permettant l’identification individuelle des cétacés (1 : nageoire dorsale, globicéphale noir ; 2 : pigmentation et bordure de la nageoire caudale, baleine à bosse ; 3 : nageoire dorsale et pigmentation du dos, baleine bleue ; 4 : nageoire dorsale, grand dauphin ; 5 : encoches sur la nageoire caudale, cachalot ; 6 : callosités sur la tête, baleine franche australe) (crédit photo Hélène Peltier).

Un échantillon de la population (n_1) est photographié et les animaux sont identifiés individuellement. A une occasion suivante, un second échantillon (n_2) de cette même population est photographié, dont un nombre m_2 a déjà été identifié lors de la première session d’acquisition de photographies individuelles. La proportion d’individus reconnus dans le second échantillon est la même que la proportion des animaux identifiés dans toute la population (N) :

$$\frac{m_2}{n_2} = \frac{n_1}{N}$$

La taille de la population peut donc être estimée par l’équation suivante :

$$N = \frac{n_1 n_2}{m_2}$$

L’application de cette méthode suppose que les marques des animaux sont uniques et donc que deux animaux ne peuvent être confondus. Il est également supposé que les marques ne disparaissent pas et

que tous les animaux peuvent potentiellement être photographiés avec la même probabilité (Evans & Hammond 2004).

Cette technique est basée sur l'identification individuelle, mais toutes les espèces n'en présentent pas (comme le marsouin commun) et certaines évitent les bateaux (comme les ziphiidés et le marsouin commun). De plus, elle est adaptée à de petites populations facilement accessibles et généralement côtières.

I.III.2 LES TECHNIQUES BASEES SUR LES OBSERVATIONS ACOUSTIQUES

On distingue deux types d'outils de suivis acoustiques : les enregistreurs peuvent être fixes ou mis en œuvre par des plateformes mobiles dédiées à l'observation des cétacés ou des plateformes mobiles d'opportunité.

A. Les techniques d'acoustique statique

On distingue deux principaux outils d'acoustique passive : les hydrophones fixés et les enregistreurs autonomes (Mellinger et al. 2007). Les hydrophones fixés sont reliés à des câbles et sont fixés sur des structures permanentes. Ils sont souvent utilisés à des fins militaires ou sismiques et les données ne sont pas facilement accessibles. Ces données sont reçues en continu presque instantanément. Les enregistreurs autonomes sont des hydrophones associés à une batterie, ancrés sur les fonds marins. Ils sont disposés selon un plan d'échantillonnage et peuvent être dédiés aux cétacés ou à d'autres sources sonores (Calupca et al. 2000; Fox et al. 2001). Les données sont stockées dans l'enregistreur qui doit donc être relevé pour collecter les données et changer les batteries.

Ces suivis permettent d'acquérir des données de fréquence de détections acoustiques dont les variations renseignent sur les modes d'utilisation de l'habitat, la saisonnalité et les variations de long terme. Le nombre de vocalises par pas de temps ou l'extrapolation du nombre de vocalises à une zone étendue peuvent être des variables mesurées (Buckland et al. 2001), mais l'estimation de la taille des groupes reste très incertaine et génère des erreurs importantes sur les estimations d'abondance (Mellinger et al. 2007). Les suivis acoustiques sont d'autant plus utiles qu'ils peuvent être placés dans des zones difficiles d'accès (Stafford et al. 1999) et ne sont pas dépendants des conditions météorologiques. Néanmoins, leur couverture spatiale est souvent réduite et les coûts de mise en place et d'entretien peuvent être élevés. De plus, les estimations d'abondance sont très difficiles et ces outils ne sont pas applicables à certaines espèces.

B. L'utilisation d'hydrophones embarqués

Dans certains cas, des hydrophones peuvent être tractés par des navires dédiés ou d'opportunité pour améliorer la détection des cétacés (Evans & Hammond 2004; Mellinger et al. 2007). La combinaison de ces deux outils peut permettre d'identifier des cétacés trop éloignés pour être identifiées visuellement ou qui évitent la présence des bateaux, comme les ziphiidés (Oswald et al. 2003). Les observations acoustiques sont des outils puissants pour détecter la présence des groupes d'individus, alors que les observations visuelles permettent d'en estimer la taille (Barlow & Taylor 2005). La puissance statistique de ces suivis est donc considérablement augmentée, les lacunes d'un outil étant compensées par les avantages de l'autre (Mellinger et al. 2007).

I.III.3 LE SUIVI DES ECHOUAGES

La difficulté de collecter des tissus sur les mammifères marins a été prise en compte depuis très longtemps puisque la collecte d'échantillons sur les cétacés capturés ou échoués fut préconisée dès 1787 (Hunter & Banks 1787).

Un échouage est défini comme un mammifère marin mort ou vivant trouvé sur l'estran, en dehors de son activité normale (pour les Pinnipèdes, il est normal d'utiliser l'estran ou la terre pour le repos, la reproduction ou la mue). Dans le cas d'un animal vivant, il est considéré échoué s'il ne peut retourner dans le milieu marin par ces propres moyens (affaiblissement, pathologies, impossibilité de déplacement pour les cétacés...) (Geraci & Lounsbury 2005). Le Centre de Recherche sur les Mammifères Marins (CRMM) distingue trois types d'échouages de cétacés. Les échouages simples sont des individus isolés qui s'échouent indépendamment les uns des autres, tout au long de l'année, pour des causes diverses qui peuvent être naturelles ou anthropiques. Ils constituent le bruit de fond ou le niveau chronique des échouages. Les échouages multiples concernent un grand nombre d'individus retrouvés échoués morts sur un intervalle de temps court (quelques jours à quelques semaines), sur un secteur géographique assez restreint et partageant une même cause de mortalité, qui peut également être naturelle (épidémie) ou anthropique (épisode intense de captures accidentelles). Ils constituent des pics d'échouages, qui sortent des variations habituelles du niveau chronique d'échouages. Enfin, les échouages en masse sont l'échouage simultané de cétacés vivants d'une même espèce et d'une même unité sociale, pour une même cause. Ce dernier type d'échouage est très rare sur les côtes européennes. Les échouages multiples et les échouages en masse appartiennent à la définition américaine d'évènement inhabituel d'échouage (*Unusual Mortality Events*, UME) inscrit dans la loi et entraînant le déclenchement d'un effort d'investigation accru (Gulland 2006).

Le milieu de vie des mammifères marins et leur statut de protection rendent très difficile l'accès aux prélèvements biologiques pour ces espèces. Les échouages constituent donc la première source de matériel biologique pour les cétacés (Hall et al. 2010). Les objectifs scientifiques de la collecte de prélèvements biologiques sur des mammifères marins échoués furent variés. Historiquement, il s'agissait d'abord de décrire et caractériser des animaux encore mal connus (Le Clerc de Buffon & Sonnini 1804; Cuvier 1836). Longtemps et encore aujourd'hui pour certaines parties du monde les échouages ont permis de faire l'inventaire des espèces présentes au large (Reyes et al. 1991; Findlay et al. 1992). Au cours des quarante dernières années, les échouages ont été une source importante de données biologiques essentielles concernant la reproduction et la croissance, l'alimentation, les pathologies et diverses interactions avec des activités humaines (Norris 1961; Van Bree & Duguay 1967; Sergeant et al. 1970). Aujourd'hui, le suivi des échouages permet de collecter des données qui renseignent sur l'état sanitaire des populations (parasites, épidémies, teneurs en contaminants...), leurs causes de mortalité (naturelles, pathologiques, captures accidentelles, intoxications,), leur régime alimentaire (contenus stomacaux, analyses des acides gras, compositions isotopiques du carbone et de l'azote dans les tissus...) ou encore les paramètres démographiques (âge, statut reproducteur...) (Kirkwood et al. 1997; Geraci et al. 1999; Jepson et al. 1999; Wilkinson & Worthy 1999; Santos et al. 2001; Evans & Hammond 2004; Lahaye et al. 2005; McFee et al. 2006; Spitz et al. 2006; Hall et al. 2010; Tollit et al. 2010; Norman et al. 2011). Les données collectées en échouages permettent également de mesurer la richesse spécifique et ses variations dans le cadre des changements globaux (McLeod et al. 2005). Il semble d'ailleurs que les échouages étudiés à grande échelle enregistrent une plus grande richesse spécifique de cétacés que les suivis visuels (Maldini et al. 2005; Pyenson 2010, 2011), principalement parce qu'avec le temps ils génèrent des données en plus grand nombre et que la proportion d'individus indéterminés y est plus faible. Ils sont également de bons indicateurs de l'abondance relative des cétacés en mer (Maldini et al. 2005; Pyenson 2011). Pour certaines espèces rares ou cryptiques, les échouages sont la seule source d'information sur la présence de ces animaux. Si les séries d'échouages ne permettent pas de calculer le taux de mortalité des cétacés, elles renseignent sur ses changements relatifs (Wilkinson & Worthy 1999; Leeney et al. 2008). Néanmoins, l'absence de stratégies d'échantillonnage des échouages par rapport aux populations en mer entrave leur utilisation comme outils de suivi (Evans & Hammond 2004). Les échouages sont utilisés comme des données de présence uniquement (Matthiopoulos & Aarts 2010) et ils sont souvent discrédités comme indicateurs des populations de cétacés. En effet, les échouages sont souvent considérés comme plus représentatifs des conditions de dérive que des populations de cétacés (Duguay & Wisdorff 1988; Evans et al. 2005); leur composition serait biaisée en faveur des individus les plus faibles et les paramètres biologiques mesurés sur ces animaux ne seraient pas représentatifs des populations (Evans & Hammond 2004). La méconnaissance du processus d'échouage est la première cause de discréditation des données issues des échouages. C'est l'établissement de la relation entre les

populations de cétacés en mer et les échouages et la prise en compte des conditions de dérive qui permettront leur utilisation optimale dans des stratégies de surveillance.

Le premier réseau de surveillance des échouages a été mis en place au Royaume Uni en 1913, même si l'effort n'a pas été constant depuis un siècle (<http://ukstrandings.org/>). En 1972, le Décret de Protection des Mammifères Marins (*Marine Mammal Protection Act*, MMPA) a entraîné la mise en place d'un réseau de suivi des échouages à travers les Etats-Unis (Baur et al. 1999; Wilkinson & Worthy 1999; Perrin & Geraci 2002; Aragonés et al. 2010). C'est également dans les années 1970 que le Réseau National d'Echouages s'est établi le long des côtes françaises. On considère que l'effort d'observation de ce réseau est stable depuis 1980. Depuis, de nombreux réseaux ont été mis en place à travers l'Europe, le Canada, l'Australie et Nouvelle-Zélande, ainsi qu'en Asie, en Amérique latine et plus récemment en Afrique (Perrin & Geraci 2002; Aragonés et al. 2010). Ces séries historiques sont les plus longues concernant les mammifères marins et sont rares dans le domaine de la biodiversité (McLeod et al. 2004; Norman et al. 2004). La grande couverture spatiale des dispositifs de suivis des échouages de mammifères marins est un atout supplémentaire car elle est en phase avec la distribution généralement étendue des populations de mammifères marins. La plupart des réseaux d'échouages fonctionnent grâce à l'implication de volontaires, qui permettent de réduire considérablement les coûts de fonctionnement des réseaux et démultiplient l'effort d'observation (Wilkinson & Worthy 1999; Aragonés et al. 2010).

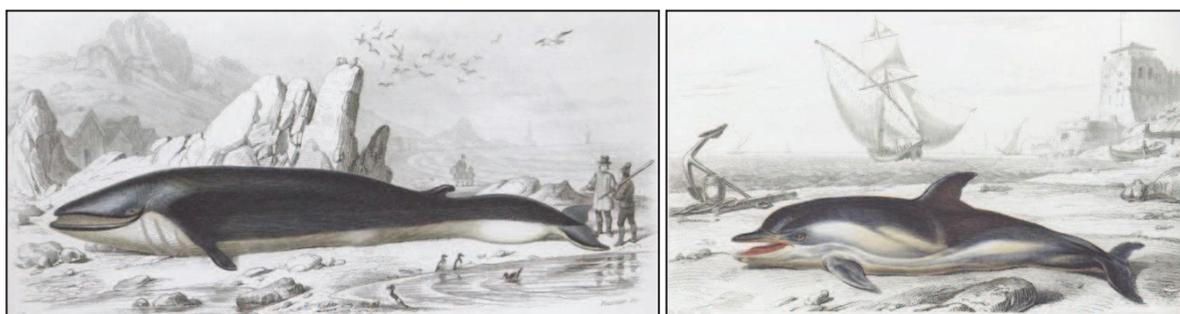


Figure I.7 : Gravures de cétacés échoués réalisées par Charles d'Orbigny, 1841.

I.III.4 INVENTAIRE DES STRATEGIES D'OBSERVATION EN EUROPE

Trois campagnes d'observation dédiées consacrées à l'étude de la distribution et à l'estimation d'abondance des petits cétacés font référence en Europe. Il s'agit tout d'abord des campagnes d'estimation d'abondance des petits cétacés dans l'Atlantique européen et la mer du Nord (*Small Cetaceans Abundance in European Atlantic and North Sea*, SCANS I & II), qui furent menées en 1994 puis en 2005 (Hammond et al. 2002; Hammond 2006). Ces campagnes se déroulèrent dans les eaux côtières européennes. Une troisième campagne eut lieu en 2007 dans les eaux océaniques afin de compléter les deux campagnes SCANS. Il s'agit du programme d'évaluation de la distribution et l'abondance au large des cétacés dans les eaux atlantiques européennes (*Cetacean Offshore Distribution and Abundance in European Atlantic Waters*, CODA) (CODA final report 2009). Les deux campagnes SCANS furent réalisées à bord d'avions et de navires dédiés, alors que, pour des raisons logistiques, la campagne CODA fut menée à bord de navires uniquement. La première campagne SCANS a échantillonné les eaux de la mer du Nord, de la Manche, de la mer Celtique et de la mer Baltique. La campagne SCANS II a été étendue aux eaux du golfe du Gascogne et de la péninsule ibérique en plus des zones de SCANS I (figure I.8).

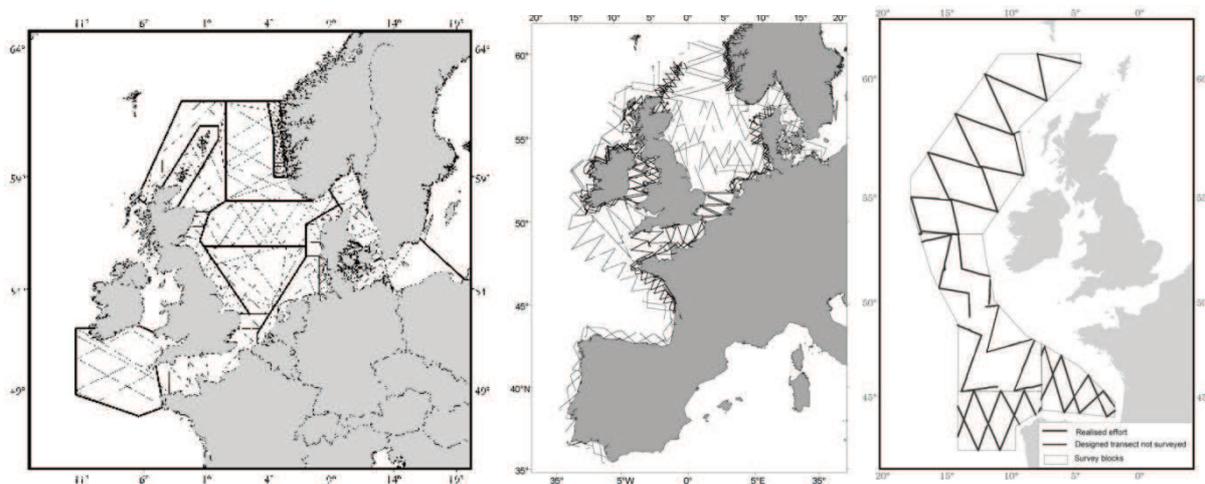


Figure I.8 : Transects réalisés lors des campagnes SCANS I en 1994 (à gauche) SCANS II en 2005 (au milieu), et CODA en 2007 (à droite) (Hammond et al. 2002; Hammond 2006; CODA final report 2009).

L'abondance de 11 espèces de cétacés a pu être calculée (tableau I.2), mais seules trois espèces ont été estimées à la fois dans les eaux côtières et celles du large. Il s'agit du dauphin commun, du grand dauphin et du petit rorqual.

Tableau I.2 : Estimation d'abondance de cétacés réalisées lors des campagnes dédiées SCANS I & II et CODA.

Espèce	SCANS-I (Hammond et al., 2002)	SCANS-II (Hammond, 2006)	CODA (CODA final report, 2009)
Marsouins communs <i>Phocoena phocoena</i>	366 000	385 617 (CV= 0,20)	-
Dauphins communs <i>Delphinus delphis</i>	-	63 366 (CV= 0,46)	118 264 (CV= 0,38)
Dauphins bleu et blanc <i>Stenella coeruleoalba</i>	-	-	61 364 (CV=0,93)
Globicéphales noirs <i>Globidephala melas</i>	-	-	25 101 (CV= 0,33)
Lagénorhynques à bec blanc <i>Lagenorhynchus albirostris</i>	8 000	22 664 (CV= 0,42)	-
Grands dauphins <i>Tursiops truncatus</i>	-	12 645 (CV= 0,27)	19 265 (CV= 0,25)
Cachalots <i>Physeter macrocephalus</i>	-	-	2 091 (CV= 0,34)
Petits rorquals <i>Balaenoptera acutorostrata</i>	11 000	18 614 (CV= 0,30)	6 765 (CV= 0,99)
Rorquals communs <i>Balaenoptera physalus</i>	-	-	7 625 (CV=0,21)
Rorquals boréaux <i>Balaenoptera borealis</i>	-	-	366 (CV= 0,33)
Baleines à bec <i>Ziphiidae</i>	-	-	6 992 (CV= 0,25)

Par ailleurs, diverses campagnes dédiées plus locales ont également été réalisées à travers l'Europe (McLeod et al. 2003; Siebert et al. 2006; Certain et al. 2008; Jung et al. 2009).

Des plateformes d'opportunité sont régulièrement utilisées en Europe, afin de collecter durablement des données d'abondance relative et de distribution de cétacés à moindre coût (Reid et al. 2003; Evans & Hammond 2004). Les plus longues séries furent générées depuis les années 1960 autour des îles Britanniques par la fondation *Sea Watch*. De nombreuses plateformes sont utilisées par des volontaires afin de collecter les observations de cétacés. Plus de 53 000 observations ont été enregistrées, dont 16 000 sont assorties d'une quantification de l'effort d'observation. Depuis 1979, l'équipe d'observation des oiseaux marins en mer (*Seabirds at Sea Team*, SAST) du Comité Mixte de Conservation de la Nature (*Joint Nature Conservation Committee*, JNCC) centralise des données d'observations d'oiseaux et de mammifères marins réalisées à bord de plateformes d'opportunité autour du Royaume-Uni (Reid et al. 2003; <http://jncc.defra.gov.uk>). Près de 13 000 observations de cétacés ont été réalisées (Reid et al. 2003). Toutes les initiatives d'utilisation de plateformes d'opportunité sont encouragées, sur des navires de recherche, de surveillance des pêches, de prospection sismique ou de transport de passagers.

JNCC et SAST incitent les observateurs à quantifier leur effort d'observation ainsi que les conditions environnementales. Les données ainsi rapportées à l'effort d'observation permettent de générer des données d'abondance relative et de distribution, qui furent utilisées pour l'élaboration d'un atlas des cétacés dans le nord-ouest de l'Europe (Reid et al. 2003).

Les réseaux d'observations d'oiseaux marins génèrent des données d'observations de cétacés dans toute l'Europe, notamment aux Pays-Bas (Camphuysen 2004). Il s'agit par exemple du groupe néerlandais pour les oiseaux marins (*Nederlandse Zeevogelgroep*), qui collecte des observations de mammifères marins depuis 1972. Près de 3 000 observations de marsouins communs ont été réalisées, indiquant le retour des populations de marsouins le long des côtes néerlandaises, alors qu'ils avaient disparus de ces zones dans les années 1960.

Depuis la fin des années 1980, le centre de recherche et de technologie de la côte ouest (*Research and Technology Centre West Coast, FTZ*) basé en Allemagne, incite à la collecte d'observations de cétacés à bord de plateformes d'opportunité (Siebert et al. 2006). Entre 1988 et 2002, 791 observations de marsouins communs ont été réalisées et associées à des données de suivis dédiés et d'échouages permettant de mettre en évidence la forte augmentation de l'abondance des marsouins en été le long des côtes allemandes.

La coalition de recherche atlantique (*Atlantic Research Coalition, ARC*) regroupe quatre structures dans trois pays d'Europe :

- le programme de recherche sur les dauphins du golfe de Gascogne (*Biscay Dolphin Research Programme, BDRP*) et l'observatoire marin de Plymouth à Santander (*Plymouth to Santander Marine Survey, PSMS*), basés au Royaume-Uni ;
- le groupe irlandais sur les baleines et dauphins (*Irish Whale and Dolphin Group, IWDG*) ;
- et la société pour l'étude et la conservation de la faune marine (*Sociedad para el Estudio y la Conservacion de la Fauna Marina, AMBAR*) basée en Espagne (Brereton et al. 2001).

L'ARC coordonne, avec ces quatre structures, l'organisation de suivis réalisés à bord de ferries à travers le golfe de Gascogne et la Manche ainsi qu'en mer d'Irlande (figure I.9). Les traversées sont réalisées tout au long de l'année, même si l'effort est plus important en été.



Figure I.9 : Routes empruntées par les suivis réalisés par l'ARC sur des plateformes d'opportunité (Brereton et al. 2001).

A bord de ces ferries, l'effort d'observation est enregistré, ainsi que les conditions météorologiques et les observations de tous les cétacés avec la plus grande précision possible (Brereton et al. 2001).

Depuis 2003, des observateurs embarquent sur les navires océanographiques de l'IFREMER afin de réaliser des observations de mammifères marins lors de campagnes scientifiques d'évaluation des stocks de poissons (Certain et al. 2008). Ainsi, chaque année au mois de mai depuis 2003, des observateurs de prédateurs supérieurs embarquent à bord des campagnes PELGAS (PELagiques GAScogne) visant à évaluer les stocks de petits poissons pélagiques (Petitgas et al. 2003; Certain et al. 2008). Le schéma d'échantillonnage est le même d'année en année (figure I.10). Les observations sont réalisées selon le plan d'échantillonnage du bateau et les observateurs ne décident pas du trajet du bateau. Néanmoins, l'échantillonnage en radiales du plateau continental convient parfaitement à l'observation des cétacés et la pression d'observation est constante du lever au coucher du soleil. Des observateurs embarquent désormais à bord des campagnes Evaluation des ressources Halieutiques de l'Ouest Europe (EVHOE) au mois d'octobre et de campagnes internationales de chalutage de fond (*International Bottom Trawling Surveys*, IBTS) au mois de janvier. Le schéma d'échantillonnage de ces deux dernières campagnes n'est pas basé sur des transects, mais sur des stations tirées au hasard ; les observations de cétacés et d'oiseaux de mer sont surtout faites en route entre ces stations de chalutage.

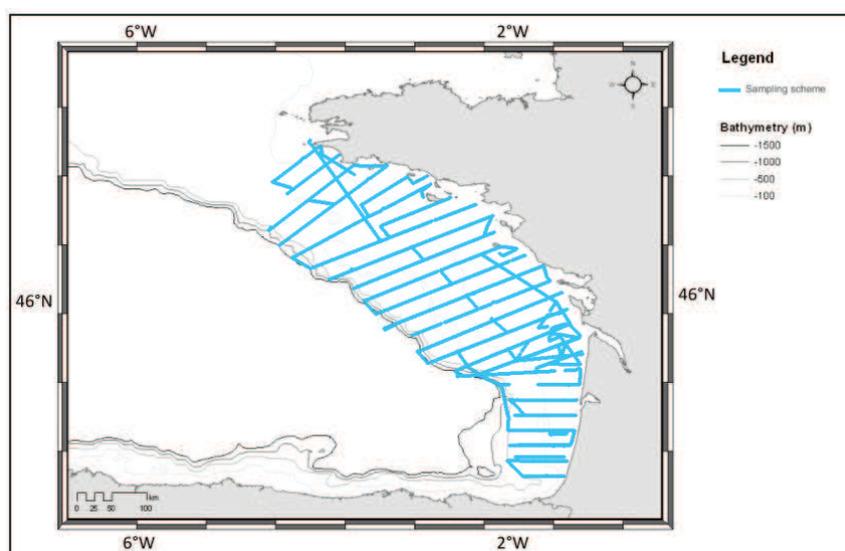


Figure I.10 : Schéma d'échantillonnage des campagnes PELGAS dans le Golfe de Gascogne (2005).

La plus grande initiative de monitoring acoustique en Europe est en cours de réalisation en mer Baltique pour l'étude des marsouins communs, en collaboration entre huit pays : le programme de

surveillance par acoustique statique du marsouin commun de la mer Baltique (*Static Acoustic Monitoring of the Baltic Sea Harbour Porpoise*, SAMBAH) (www.sambah.org/). Cette population a beaucoup décliné durant les dernières décades et nécessite une évaluation de son statut actuel. En raison des faibles densités, les stratégies basées sur l'observation visuelle produisent trop peu de données pour être utiles. C'est pour cela qu'un réseau d'enregistreurs autonomes destinés à détecter les marsouins communs (C-PODS) est en cours de mise en place en mer Baltique. Ce réseau a pour objectif d'estimer la densité, l'abondance et la distribution des marsouins, ainsi que les variations saisonnières de ces paramètres en mer Baltique. Le deuxième objectif est d'identifier des habitats préférentiels des marsouins, ainsi que des sites d'interactions avec les activités humaines. Ces connaissances sont indispensables à la mise en place de plans de gestion. Les 318 C-PODS à déployer doivent collecter les enregistrements acoustiques entre 2011 et 2013, selon un plan d'échantillonnage sans *a priori* sur la distribution des marsouins (figure I.12).

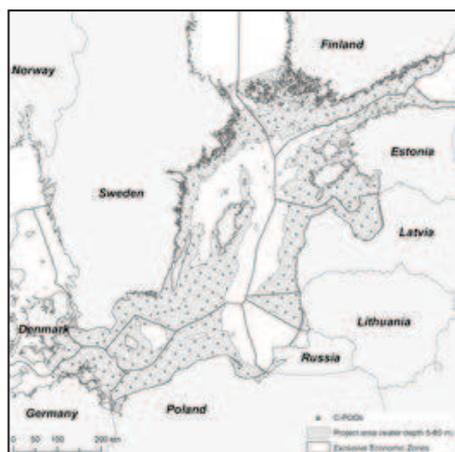


Figure I.12 : Plan d'échantillonnage des C-PODS pour le programme SAMBAH en mer Baltique (www.sambah.org).

Tous les pays bordant le golfe de Gascogne, la Manche et la mer du Nord possèdent des réseaux nationaux de collecte d'échouages. Le plus ancien est le réseau britannique mis en place en 1913. Néanmoins, le programme d'investigations des cétacés échoués (*Cetacean Strandings Investigation Program*, CSIP) mis en place à travers tout le pays ne connaît une pression d'observation stable et homogène que depuis 1990. Les données sont centralisées par la société zoologique de Londres (*Zoological Society of London*) (<http://ukstranding.org>).

Le réseau d'échouages allemand centralisé par le FTZ assure depuis 1990 la collecte de mammifères marins échoués le long des côtes allemandes et ainsi que de nombreuses analyses biologiques et histopathologiques des causes de mortalités et de l'état de santé des animaux (Siebert et al. 2006).

Le réseau néerlandais est un consortium de plusieurs structures qui regroupent de nombreux volontaires. La pression d'observation est plus importante dans le sud du pays que dans les îles peu habitées de la Frise, au nord des Pays-Bas. Les données sont centralisées au Muséum National d'Histoire Naturelle de Leiden et disponibles en ligne (www.walvisstrandingen.nl).

Le réseau d'échouages en Belgique est organisé par l'Unité de Gestion du Modèle Mathématique de la mer du Nord (UGMM), basé à Lièges. Le réseau collecte les données sur le littoral belge et assure leur mise à disposition pour la recherche scientifique (www.mumm.ac.be).

Le Réseau National Echouage (RNE) français est considéré comme stable depuis 1980. Il est organisé, animé et centralisé au CRMM, à La Rochelle. Près de 200 volontaires interviennent le long des côtes françaises (ce réseau sera décrit plus en détail dans la section VI.IV.3.D.)



Figure I.13 : Découverte d'un dauphin commun sur les plages françaises par les pompiers (env. 1970) (crédit photo CRMM).

I.III.5 LE CHOIX D'UNE STRATEGIE DE MONITORING

Chacune des techniques de suivi présente des avantages et des inconvénients, qui doivent être évalués pour chaque région ou chaque espèce ciblées (tableau I.3).

Si les suivis dédiés permettent d'évaluer l'abondance absolue et la distribution des populations de cétacés, leur principal défaut est la faible résolution temporelle, à cause de leur coût élevé. Dans le contexte du monitoring, ces suivis dédiés ne fournissent pas de mesures répétées envisageables à long terme et ne constituent donc pas des outils de suivis très pertinents. La lacune des suivis basés sur les observations faites depuis la côte est leur faible couverture géographique. La photo-identification associée avec les analyses de CMR n'est pas applicable à toutes les espèces et nécessite un effort de terrain rapidement inaccessible à mesure que l'on s'attache à estimer des populations de grande taille et à large distribution géographique. Si les suivis acoustiques proposent une large couverture temporelle, leur principal inconvénient est la nature de la variable collectée. La relation entre la fréquence des détections et le nombre d'animaux n'est pas définie. Le suivi des échouages permet un suivi à long terme et sur une grande couverture spatio-temporelle. Néanmoins, l'absence de stratégie d'échantillonnage des populations reste un véritable inconvénient et la relation entre les statistiques d'échouages et les variations affectant les populations en mer est inconnue.

La longévité et la pertinence des outils de suivis étant directement liés à leur faible coût, il est indispensable de valoriser les données issues des outils de moindre coût. Puisque la collecte des échouages rassemble de nombreuses qualités indispensables au monitoring des cétacés, il est nécessaire d'en combler les lacunes. Il s'agit donc de comprendre la relation entre les animaux échoués et les populations en mer, afin de démêler la part des variations observées dans les données d'échouages qui serait liée aux variations de conditions environnementales et celle liée aux variations de l'abondance et de la mortalité des animaux en mer.

- **Avant de choisir un outil de suivi, il convient de bien définir la ou les espèces cibles, la zone à suivre, les objectifs du monitoring et les moyens techniques et financiers disponibles** (Evans & Hammond 2004)

Tableau I.3 : Comparaison des différentes stratégies de monitoring des cétacés (les paramètres en rouge sont des limites à l'utilisation comme outil de monitoring).

Outil de suivi	Variable échantillonnée	Coût	Couverture spatiale	Résolution intra-annuelle	Résolution interannuelle	Résolution écologique	Informations obtenues	Stratégie échantillonnage
Survol aérien dédiés	Individus/km ²	Important	Moyenne	Jours à semaines	Plusieurs années	Métopopulation Multispécifique	Distribution abondance absolue	Oui
Bateaux dédiés	Individus/km ²	Important	Importante	Jours à semaines	Plusieurs années	Métopopulation Multispécifique	Distribution Abondance absolue	Oui
Plateformes d'opportunité	Individus/km ² Individus/h	Faible	Moyenne à importante	Jours à mois	Annuelle	Métopopulation Multispécifique	Distribution Abondance relative	Non
Depuis la côte	Individus/h sur un site	Faible	Faible	Jours à semaines	Annuelle	Métopopulation Multispécifique	Distribution Abondance relative	Oui
Photo identification et CMR	Individus identifiables	Moyen	Faible	Jours	Annuelle	Unité sociale	Abondance absolue	Oui
Acoustique passive	Détections/h	Important	Faible	Mois à année	Annuelle	Population Monospécifique	Présence/Absence	Oui
Acoustique embarquée	Détections/km² Détections /h	Moyen	Moyenne à importante	Jours à semaines	Annuelle	Métopopulation Monospécifique	Distribution Abondance relative	Non
Suivi des échouages	Individus/km linéaire/unité temps	Faible	Importante	Année	Annuelle	Métopopulation Multispécifique	Distribution Abondance relative	Non

I.IV- OBJECTIFS

L'objectif général de ce travail consiste en la création d'indicateurs de populations de cétacés en mer basés sur les échouages, en vue de leur intégration dans des stratégies de monitoring.

Puisque les échouages génèrent des données de faible coût, il s'agit d'en définir et d'en améliorer la pertinence écologique et la crédibilité statistique, afin de construire des outils de monitoring efficaces. La compréhension du processus d'échouage et de sa représentativité permettra l'établissement d'indicateurs des populations de cétacés. Ces indicateurs constitueront les outils indispensables à l'établissement de stratégies de monitoring basées sur les échouages, en répondant aux trois piliers d'un outil de suivi efficace (figure I.4).

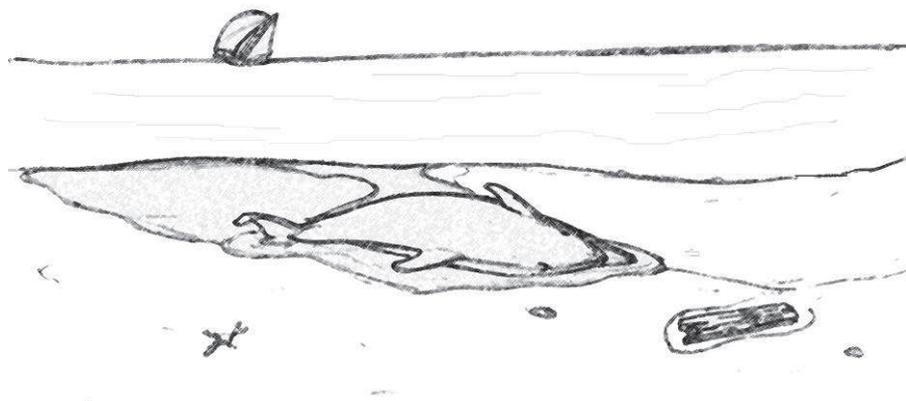
Il s'agira d'établir la part des cétacés morts en mer retrouvés échoués et d'identifier les zones de provenance de ces animaux. Une situation théorique d'uniformité spatio-temporelle des mortalités, dite hypothèse nulle, permettra de créer une situation théorique, selon laquelle les dauphins retrouvés échoués proviennent d'une distribution uniforme et sont soumis aux variations des conditions de dérive uniquement. Cette hypothèse nulle permettra de quantifier et cartographier les conditions de dérive des animaux. Ainsi, la probabilité qu'un cétacé mort en mer de s'échouer pourra être définie, et des comparaisons spatiales et temporelles de cette probabilité pourront être réalisées. Moyennées sur la période 1990-2009, ces simulations constitueront la climatologie des échouages attendus selon l'hypothèse nulle. La probabilité d'échouage permettra de définir des séries temporelles d'échouages attendus sous le seul effet de la dérive, à partir de l'hypothèse d'uniformité spatiale et temporelle de la mortalité. Il sera ensuite possible de corriger les séries temporelles de cétacés échoués par les échouages attendus expliqués par les seules conditions de dérive.

Les zones de mortalité en mer des cétacés échoués seront corrigées par la probabilité de s'échouer et permettront de cartographier les zones de mortalité en mer, indépendamment de la probabilité qu'auront ces animaux de s'échouer et des conditions de dérive. Cette étape permettra de calculer le nombre de cétacés morts en mer, qu'ils soient retrouvés échoués ou non.

La distribution en mer des échouages observés sera comparée à la distribution en mer des échouages attendus sous l'hypothèse nulle. Cette différence entre la distribution de la mortalité observée et attendue constituera l'anomalie de mortalité. Les indicateurs construits lors de ces différentes étapes seront comparés à d'autres jeux de données de distribution ou de causes de mortalité.

- **Ainsi, la relation entre échouages et cétacés en mer devrait être définie, la signification écologique améliorée qualitativement et quantitativement et la crédibilité statistique améliorée, afin de fournir un outil de monitoring pertinent.**

II. STRATEGIE GENERALE



II.I- ZONES D'ETUDE ET ESPECES ETUDIEES

II.I.1 ZONES ET PERIODES D'ETUDE

La zone d'étude se situe dans l'Atlantique nord-est. Pour les marsouins communs, elle couvre les eaux du golfe de Gascogne, de la Manche et de la mer du Nord (figure II.1). Les données d'échouages utilisées proviennent des côtes du Royaume-Uni, des Pays-Bas, de Belgique et de France, mais les travaux seront rapidement complétés par les données provenant d'Allemagne et du Danemark. Pour les dauphins communs, la zone d'étude couvre le golfe de Gascogne et la Manche. Les données d'échouages proviennent des côtes britanniques de la Manche et des côtes françaises (figure II.1).

Ces zones ont été définies selon l'aire de distribution de ces espèces et selon les aires de calcul du modèle de prédiction de dérive MOTHY.

Les analyses ont été menées de 1990 à 2009, car la pression d'observation de tous les réseaux de collecte d'échouages est stable depuis 1990.

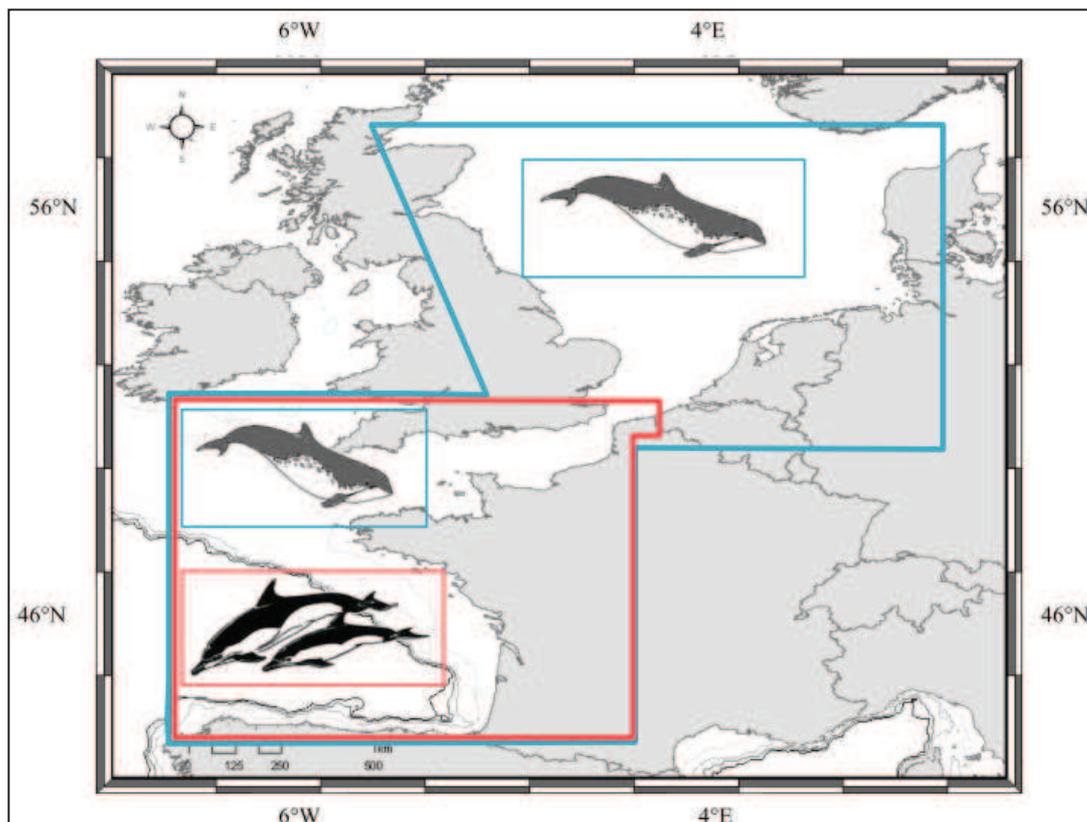


Figure II.1 : Zones d'étude des deux espèces : le marsouin commun (en bleu) et le dauphin commun (en rouge).

II.1.2 ESPECES ETUDIEES

A. Le marsouin commun (*Phocoena phocoena* ; Linnaeus 1758)

Le marsouin commun est l'unique représentant de la famille des *Phocoenidae* en Atlantique nord, qui rassemble six espèces dans le monde (figure II.2). C'est le plus petit cétacé des côtes européennes puisqu'il mesure à l'âge adulte entre 130 et 190 cm, pour un poids de 50 à 70 kg (Shirihai & Jarrett 2007).



Figure II.2 : Marsouin commun (crédit photo CRMM).

Son aire de distribution concerne principalement les zones côtières et peu profondes de l'Atlantique nord et du Pacifique nord (Shirihai & Jarrett 2007).

Dans les eaux côtières de l'Atlantique nord-est, le marsouin commun est l'espèce la plus abondante et sa population a été estimée en 2005 à 385 617 individus (CV=0,20) à la suite de la campagne dédiée SCANS II (Hammond 2006). Son aire de distribution s'étend de la mer du Nord au golfe de Gascogne, avec des concentrations élevées principalement observées dans l'ouest de la mer du Nord, en mer Celtique et le long des côtes danoises et du nord de l'Allemagne (figure II.3) (Reid et al. 2003; Hammond 2006). Peu de marsouins furent été observés lors de la campagne SCANS II dans le golfe de Gascogne. Pourtant, les nombreux échouages enregistrés le long des côtes françaises et les captures accidentelles signalées par les pêcheurs et les programmes de surveillance des pêches suggèrent que la distribution des marsouins communs s'étend jusqu'au sud du golfe de Gascogne (Van Canneyt et al. 2010). En mer, étant donné sa petite taille, le marsouin est relativement difficile à observer (Desportes & Collet, 1996). Il évolue souvent en solitaire ou par paire, ce qui ne facilite pas sa détection en mer.

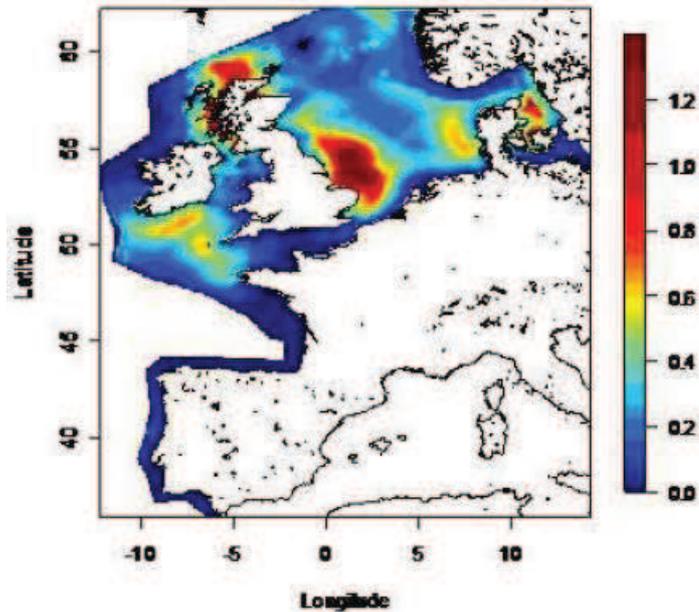


Figure II.3 : Distribution du marsouin commun en Atlantique nord-est, d'après la campagne SCANS II en 2005 (Hammond, 2006).

Les poissons benthiques et pélagiques (*Chupeidae*, *Gadidae*, *Merluccidae*, *Carangidae*...) sont majoritaires dans le régime alimentaire du marsouin dans le golfe de Gascogne (Spitz et al. 2006). Toutefois, il existe des variations spatiales, temporelles et saisonnières parfois importantes de la proportion de chaque proie à l'échelle européenne (Santos et al. 2004).

Le marsouin reste encore une espèce vulnérable car essentiellement côtière et donc exposée aux activités humaines. Les captures accidentelles dans les engins de pêche sont la menace la plus importante dans la zone d'étude (Baker & Martin 1992; Jefferson & Curry 1994; Kirkwood et al. 1997; Tregenza et al. 1997; Vinther 1999; Haelters et al. 2006; Leeney et al. 2008; Osinga et al. 2008; Herr et al. 2009). Toutefois, la dégradation de son habitat, la pollution ou encore les nuisances sonores dues au trafic maritime intense sont autant de menaces additionnelles pesant sur l'espèce (Berggren et al. 1999; Jepson et al. 1999; Bennet et al. 2001; Weijs et al. 2009, 2010).

Le marsouin est inscrit en Annexe II de la Convention sur le commerce international des espèces de faune et de flore sauvages menacées d'extinction (CITES). L'espèce est également placée en Annexe II de la Directive Habitat (EU). Sa présence permet donc de définir des Zones Spéciales de Conservation. Les marsouins communs sont également inscrits dans la Convention pour la Conservation des Espèces Migratrices, la Convention de Berne relative à la conservation de la vie sauvage et du milieu naturel de l'Europe, l'Accord sur la conservation des petits cétacés de la mer Baltique, du nord-est de l'Atlantique et des mers d'Irlande et du Nord (*Agreement on the Conservation*

of *Small Cetaceans of the Baltic, North East Atlantic and North Seas* (ASCOBANS),...) et la Convention pour la protection du milieu marin de l'Atlantique nord-est ("Convention OSPAR") (Hoyt 2005; Reijnders et al. 2009).

B. Le dauphin commun (*Delphinus delphis* ; Linnaeus, 1758)

Le dauphin commun est parmi toutes les espèces de petits delphinidés celle qui se trouve la plus largement répandue dans les eaux tropicales, subtropicales et tempérées des deux hémisphères (Shirihai & Jarrett 2007) (figure II.4). Les mâles sont généralement plus grands que les femelles. En Atlantique nord-est, l'espèce peut atteindre une longueur maximale de 260 cm pour un poids de 130 kg (Perrin, 2002), mais en moyenne la taille des adultes est comprise entre 170 et 240 cm pour un poids de 80-90 kg.



Figure II.4 : Dauphins communs dans le golfe de Gascogne (crédit photo Hélène Peltier).

Les dauphins communs sont largement présents dans tous les océans entre les latitudes de 40°N et 40°S. En Atlantique nord-est, son aire de distribution s'étend des Iles Britanniques jusqu'au Gabon, soit de 55°N à l'équateur (Shirihai & Jarrett 2007). C'est aussi une espèce qui utilise une grande diversité d'habitats puisque les dauphins communs sont observés de la zone océanique à la bande côtière. La campagne SCANS II en 2005 estimait la population côtière de dauphins communs en Europe à 63 366 individus (CV=0,46) (Hammond 2006). Au-delà du talus continental, l'abondance des dauphins communs a été estimée à 118 264 (CV=0,38) (CODA final report 2009). C'est l'espèce la plus abondante de ces zones océaniques. La distribution des dauphins communs s'étend principalement en Manche ouest, en mers Celtique et d'Irlande et sur le talus continental du golfe de Gascogne (figure II.5). C'est également la première espèce rencontrée dans les eaux du golfe de

Gascogne (McLeod et al. 2003; Kiszka et al. 2007; Certain et al. 2008) et recensée en échouages le long des côtes atlantiques britanniques et françaises (Leeney et al. 2008; Van Canneyt et al. 2010).

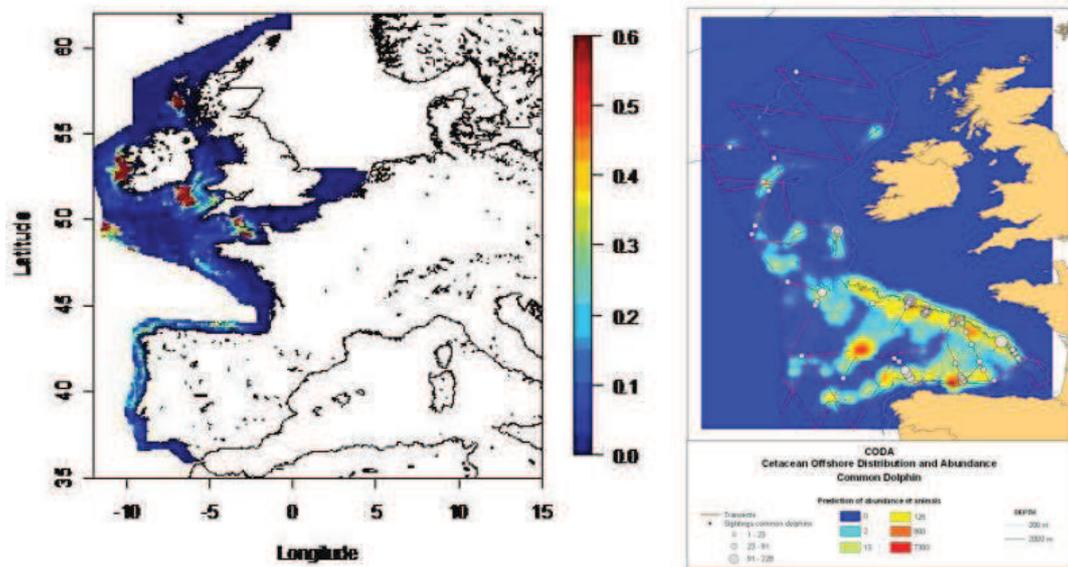


Figure II.5 : Distribution des dauphins communs dans les eaux européennes : côtières (campagne SCANS II, à gauche) et océaniques (suivi CODA, à droite) (Hammond 2006; CODA final report 2009).

Le dauphin commun est un delphinidé grégaire, qui vit en bande de quelques dizaines (unité sociale de base) à plusieurs milliers d'individus (Shirihai & Jarrett 2007). Il semble que le comportement de ségrégation selon l'âge ou le sexe varie selon les populations étudiées.

Dans le golfe de Gascogne, les régimes alimentaires des dauphins communs côtiers et océaniques sont complètement différents. En zone côtière, les dauphins communs s'alimentent principalement de Clupéiformes (anchois *Engraulis encrasicolus*, sardines *Sardina pilchardus* et sprats *Sprattus sprattus* et de maquereau *Scomber scombrus* (Meynier et al. 2008)). D'importantes variations spatio-temporelles, saisonnières, selon le sexe ou le statut de maturité sont observées, mais les poissons gras sont toujours très majoritaires dans son alimentation. En zones océaniques, les dauphins communs se nourrissent majoritairement de *Myctophidae* (Pusineri et al. 2007) qui sont également des proies grasses.

La principale cause de mortalité des dauphins communs dans l'Atlantique nord-est est la capture accidentelle de ces animaux dans les engins de pêche (Kuiken et al. 1994; Kirkwood et al. 1997; Northridge et al. 2006, 2007; Rogan & Mackey 2007; Leeney et al. 2008; Murphy et al. 2009; Morizur et al. 2011a).

L'espèce est inscrite à l'Annexe II de la CITES, à la Convention de Berne relative à la conservation de la vie sauvage et du milieu naturel de l'Europe, à la Convention pour la Conservation des Espèces Migratrices, à la Convention pour la protection du milieu marin de l'Atlantique du nord-est ("Convention OSPAR") et à ASCOBANS (Hoyt 2005).

- **Le choix de construire les indicateurs à partir des échouages de dauphins communs et de marsouins communs est motivé tant par leur large distribution, que par leur abondance relative élevée et par les enjeux de conservation qui les concernent.**

II.II- STRATEGIE EXPERIMENTALE

L'objectif de ce travail est de comprendre les relations entre les populations de petits cétacés et les échouages collectés le long des côtes du golfe de Gascogne, de la Manche et de la mer du Nord, puis de développer des indicateurs d'état des populations de cétacés basés sur ces échouages. La construction de ces indicateurs est basée sur la modélisation des trajectoires de dauphins morts, réalisée grâce au modèle de prédiction de dérive Modèle Océanique de Transport d'HYdrocarbures (MOTHY), développé par Météo France. La construction de ces indicateurs se déroule en plusieurs étapes (figure II.6):

1-Le modèle MOTHY initialement prévu pour prédire la dérive de nappes d'hydrocarbures, puis de containers doit être paramétré pour prédire la dérive de petits cétacés.

2-La deuxième étape de ce travail vise à la compréhension du processus d'échouage, depuis la mort des cétacés en mer jusqu'à la découverte de l'animal échoué. Il s'agit de calculer la proportion d'animaux à chaque étape du processus. Ceci a été réalisé par l'utilisation de cétacés capturés accidentellement et rejetés marqués en mer, dont la trajectoire a été prédite par le modèle de prédiction de dérive MOTHY.

3- Il s'agit ensuite de créer une « hypothèse nulle », c'est-à-dire une situation théorique sous laquelle les échouages sont issus d'une répartition spatio-temporelle uniforme des mortalités soumis uniquement à l'effet de la dérive. Ces échouages sont appelés « échouages attendus » Cette situation de l'hypothèse nulle permet de comparer les conditions de dérive tout au long de l'année et d'une façade maritime à l'autre le long des côtes du golfe de Gascogne, de la Manche et de la mer du Nord. Moyenné sur la durée totale de l'étude (1990-2009), ceci constitue la climatologie des échouages.

4- Ces échouages attendus ont été comparés aux échouages de marsouins communs observés le long des côtes du golfe de Gascogne, de la Manche et de la mer du Nord, puis de dauphins communs observés le long des côtes du golfe de Gascogne et de la Manche. Cette différence constitue l'anomalie d'échouages. Cette anomalie permet d'identifier les périodes et les grands secteurs où les animaux morts en mer s'écartent de l'hypothèse d'uniformité des mortalités.

5- L'origine probable des dauphins communs retrouvés échoués le long des côtes du golfe de Gascogne et de la Manche est cartographiée par la modélisation de leur trajectoire à rebours, pondérée par un modèle de distribution des durées de dérive des carcasses.

6- Ces cartes de mortalités sont pondérées par la probabilité de s'échouer, dans le but de construire des cartes de mortalité en mer, affranchies des conditions de dérive. Ceci permettra d'améliorer la signification écologique des échouages par rapport aux populations en mer.

7- Les mortalités en mer d'animaux échoués sont comparées aux animaux morts en mer devant s'échouer sous la seule influence des conditions de dérive. Cette différence constitue l'anomalie de mortalité et identifie les zones en mer où le nombre d'animaux morts observés est différent du nombre d'animaux morts devant s'échouer sous l'hypothèse nulle. Cette étape a été réalisée pour les dauphins communs dans le golfe de Gascogne et la Manche. Ceci constitue la spatialisation des anomalies d'échouage et vise à améliorer la crédibilité statistique des échouages et leur signification écologique.

8- Ces indicateurs potentiels sont comparés à d'autres sources de données (source de mortalité ou de distribution), afin de valider leur utilisation comme indicateur des populations de cétacés.

- **A travers ces étapes, plusieurs indicateurs seront retenus comme étant les plus pertinents pour les populations de cétacés.**

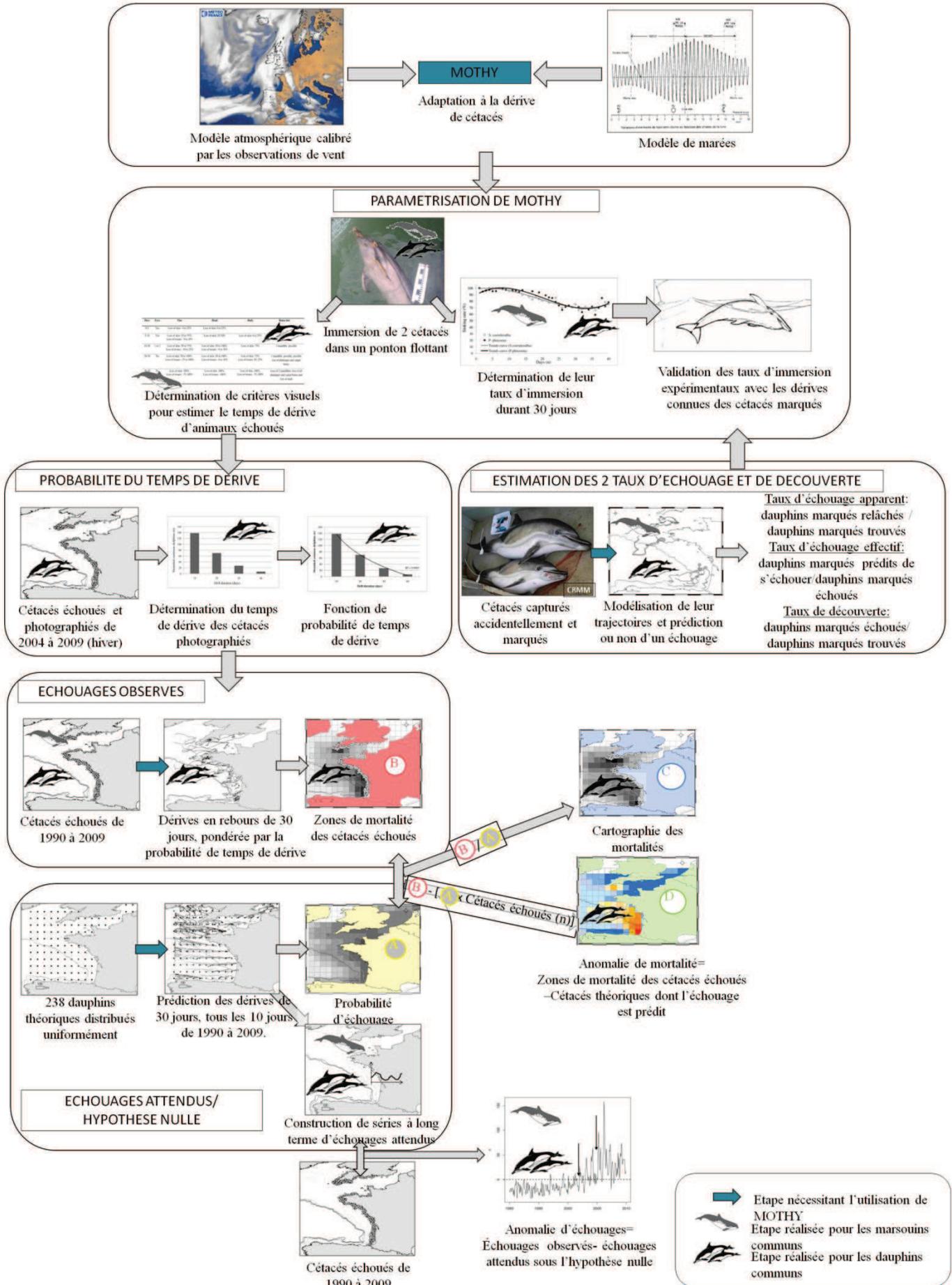
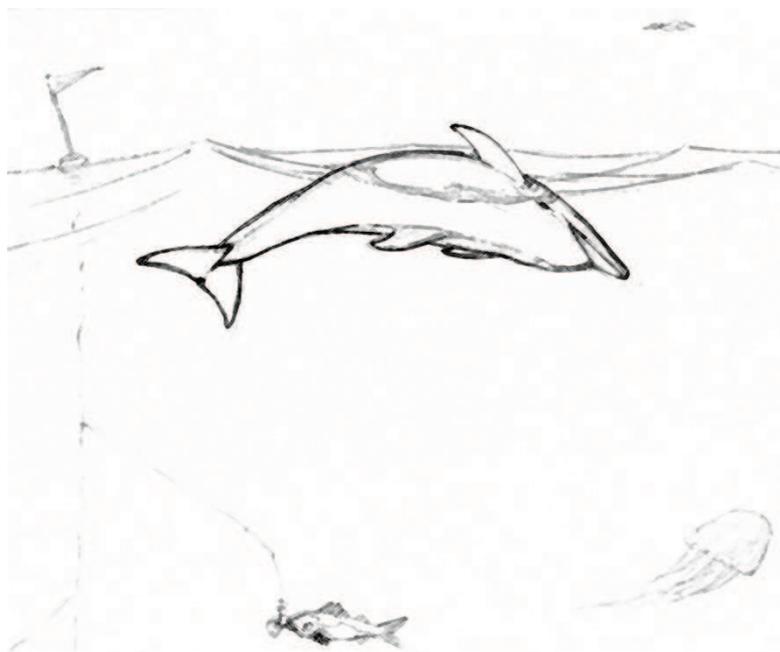


Figure II.6 : Stratégie générale de la thèse, à travers différentes étapes.

III.

LA SIGNIFICATION DES ECHOUAGES COMME INDICATEURS DES
POPULATIONS DE CETACES EN MER : MODELISER LA DERIVE
DES CADAVRES DE CETACES.

*THE SIGNIFICANCE OF STRANDING DATA AS INDICATORS OF
CETACEAN POPULATIONS AT SEA: MODELLING THE DRIFT OF
CETACEAN CARCASSES*



III.I.1 OBJECTIFS ET EXPERIMENTATION GENERALE

L'objectif principal de cet article est de définir quantitativement la signification écologique des échouages, en estimant la part des animaux morts en mer qui s'échouent et sont découverts (figure III.1).

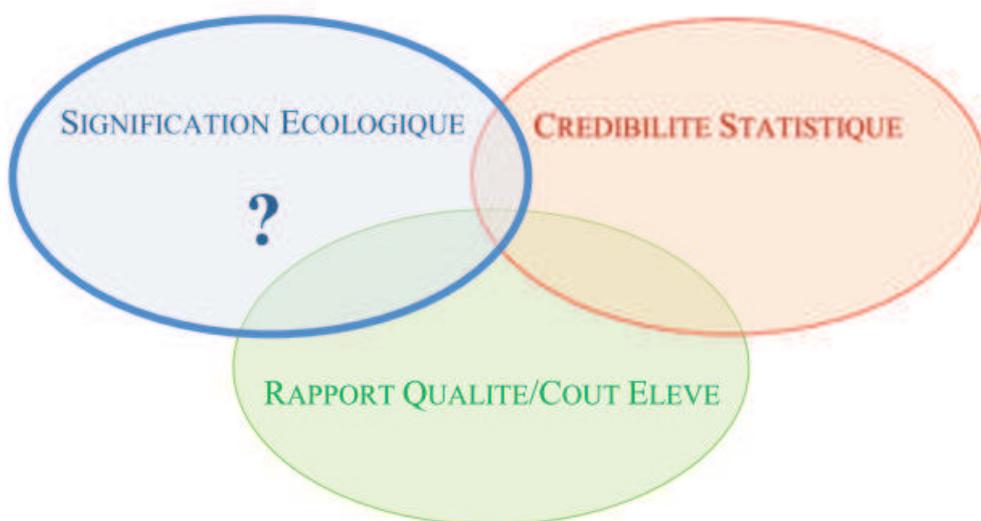


Figure III.1 : Objectif de l'article, parmi les trois piliers de l'efficacité d'une stratégie de monitoring.

Ce premier article vise à mettre au point la paramétrisation de MOTHY pour la dérive de cétacés (figure III.2). Il a également pour objectif d'estimer les différents taux permettant de quantifier la part des échouages morts en mer qui sont échoués et découverts. Cet article met au point la méthode pour cartographier les zones de mortalité en mer des cétacés échoués et applique cette méthode aux dauphins communs échoués en hiver (janvier à mars) de 2004 à 2009.

La zone d'étude couvre les côtes françaises du golfe de Gascogne et de la Manche.

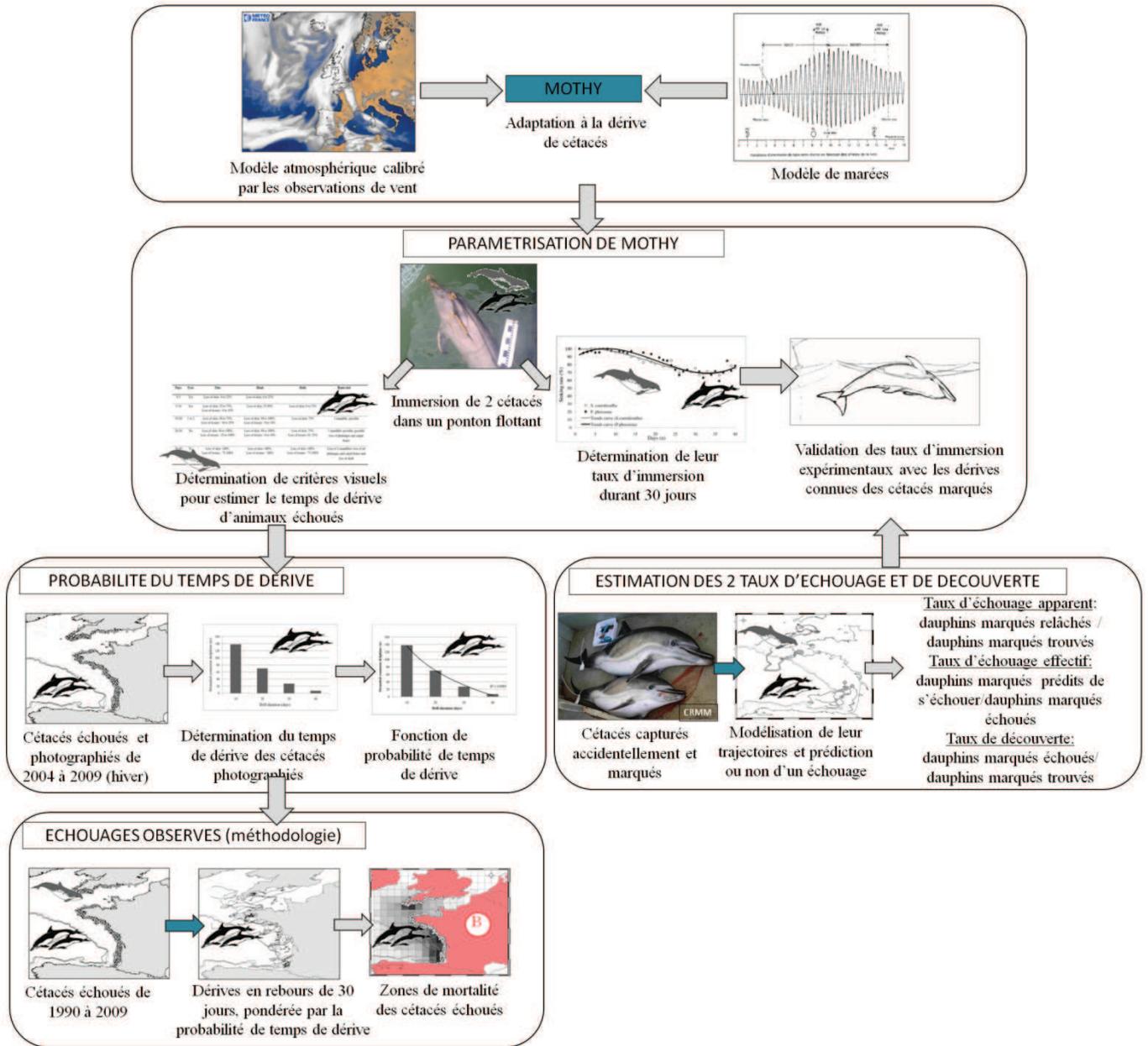


Figure III.2 : Schéma d'expérimentation générale.

La première étape de ce travail a été de définir les principaux processus qui induisent un échouage (figure III.3).

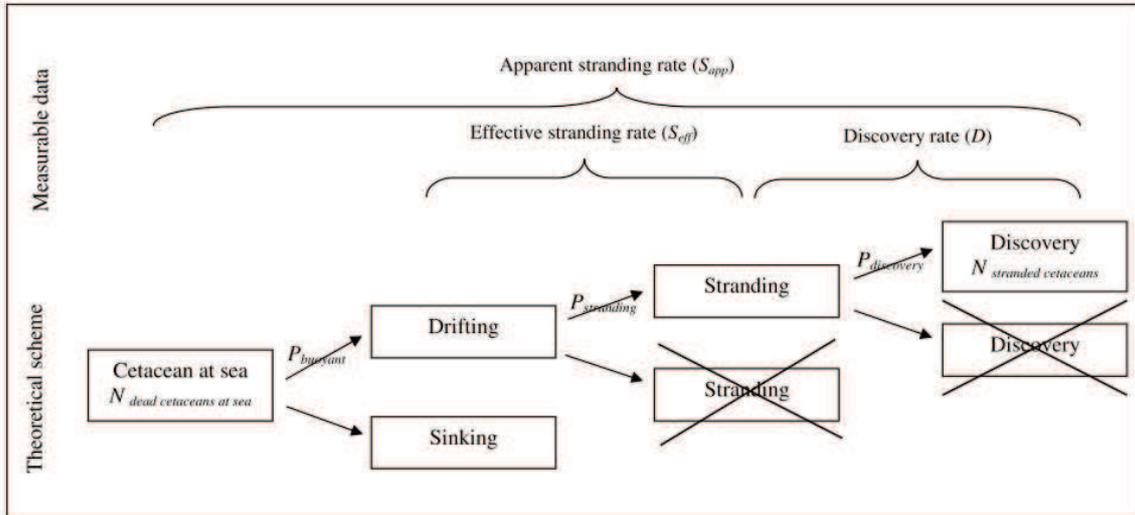


Figure III.3 : Schéma théorique du processus d'échouage.

Un animal mort en mer a une probabilité $P_{buoyant}$ de flotter et de dériver. Les conditions de dérive entraînent ou non un échouage, ce qui implique une probabilité de s'échouer $P_{stranding}$. La persistance des carcasses échouées et la fréquentation des plages permettent aux cétacés échoués d'être découverts selon $P_{discovery}$. Les taux d'échouage effectif (S_{eff}), apparent (S_{app}) et le taux de découverte (D) seront estimés expérimentalement. Finalement, le nombre d'animaux échoués répond à l'équation :

$$N_{stranded\ cetaceans} = P_{buoyant} * P_{stranding} * P_{discovery} * N_{dead\ cetaceans\ at\ sea}$$

Lors des campagnes d'observation des pêches, 100 petits cétacés (86 dauphins communs et 14 marsouins communs) ont été capturés accidentellement et marqués avec des bracelets caudaux numérotés. Leur dérive depuis leur point de lâcher ont été simulées grâce au modèle de prédiction de dérive MOTHY. L'échouage a été prédit pour 62 d'entre eux et seuls 8 ont été retrouvés.

Le taux d'échouage apparent a été défini comme le nombre d'animaux marqués retrouvés échoués (T_s) divisé par le nombre total d'animaux marqués (T). Ce taux a été estimé à :

$$S_{app} = 0,08 \text{ (CI 95\% [0,03; 0,13])}$$

Le taux d'échouage effectif a été calculé en divisant le nombre d'animaux marqués retrouvés échoués (T_s) par le nombre d'animaux marqués dont l'échouage est prédit par MOTHY (T_p). Ce taux a été estimé à :

$$S_{eff} = 0,62 \text{ (CI 95\% [0,52; 0,72])}$$

Sous l'hypothèse que tous les animaux flottent et peuvent potentiellement s'échouer ($P_{buoyant}=1$), alors la probabilité qu'un animal échoué soit découvert est estimé à :

$$p_{discovery}=0,129 \text{ (CI 95\% [0,047; 0,206])}$$

Cette hypothèse semble peu vraisemblable. La connaissance de la pression d'observation du RNE le long des côtes françaises suggère que $p_{discovery}$ varie vraisemblablement de 0,7 dans les zones les moins fréquentées, à 1 le long des plages dont le ramassage des cadavres est mécanisé.

Ainsi, sous l'hypothèse que tous les cétacés échoués sont découverts, soit $0.7 < p_{discovery} < 1$, alors la probabilité qu'un cétacé mort flotte et puisse dériver est évaluée à :

$$0.129 < p_{buoyant} < 0.184.$$

Le principal paramètre à estimer dans le modèle MOTHY est le taux d'immersion. Afin de définir expérimentalement la flottabilité de petits cétacés, un marsouin commun et un dauphin bleu et blanc ont été placés dans un ponton flottant dans le port de commerce de La Rochelle. Leur taux d'immersion a été mesuré chaque jour durant 40 jours et estimé à 90% pour le marsouin commun et à 94% pour le dauphin bleu et blanc, qui de part sa morphologie est assimilable aux dauphins communs. Le taux d'immersion moyen de 92% a été validé par les trajectoires connues d'animaux bagués. La distance moyenne entre les points d'échouage réels d'animaux marqués et la prédiction de leur échouage par MOTHY est de $27,1 \pm 24,5$ kilomètres.

Une analyse de sensibilité de MOTHY a été réalisée et indique que le taux d'immersion est le paramètre le plus sensible du modèle.

Le suivi quotidien de l'état de décomposition de ces animaux a permis l'établissement de critères visuels permettant de définir le temps de dérive d'animaux retrouvés échoués. Les temps de dérive de 242 dauphins communs échoués et photographiés entre 2004 et 2009 en hiver, ont été estimés. L'histogramme du nombre de dauphins communs en fonction du temps de dérive a été construit et une fonction de lissage logarithmique y a été appliquée (figure III.4)

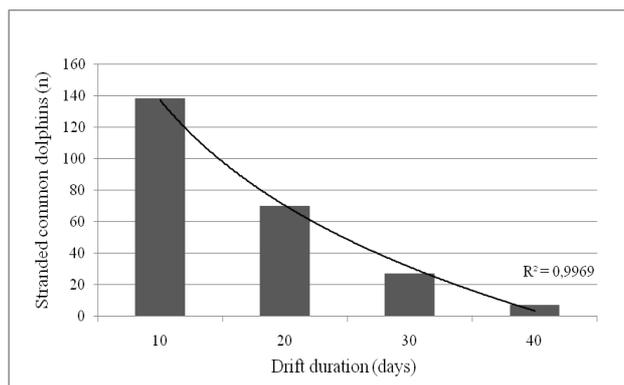


Figure III.4 : Fréquence des temps de dérive de dauphins communs échoués et photographiés en hiver de 2004 à 2009.

La trajectoire en rebours (du point d'échouage vers la zone probable de mort en mer) a été calculée durant 30 jours pour 829 dauphins communs échoués entre 2004 et 2009 durant les mois d'hiver (figure III.5). Chaque point de la trajectoire est pondéré par la probabilité que l'animal provienne de ce point ; cette probabilité est directement issue de la fonction de lissage appliquée sur les fréquences de temps de dérive.

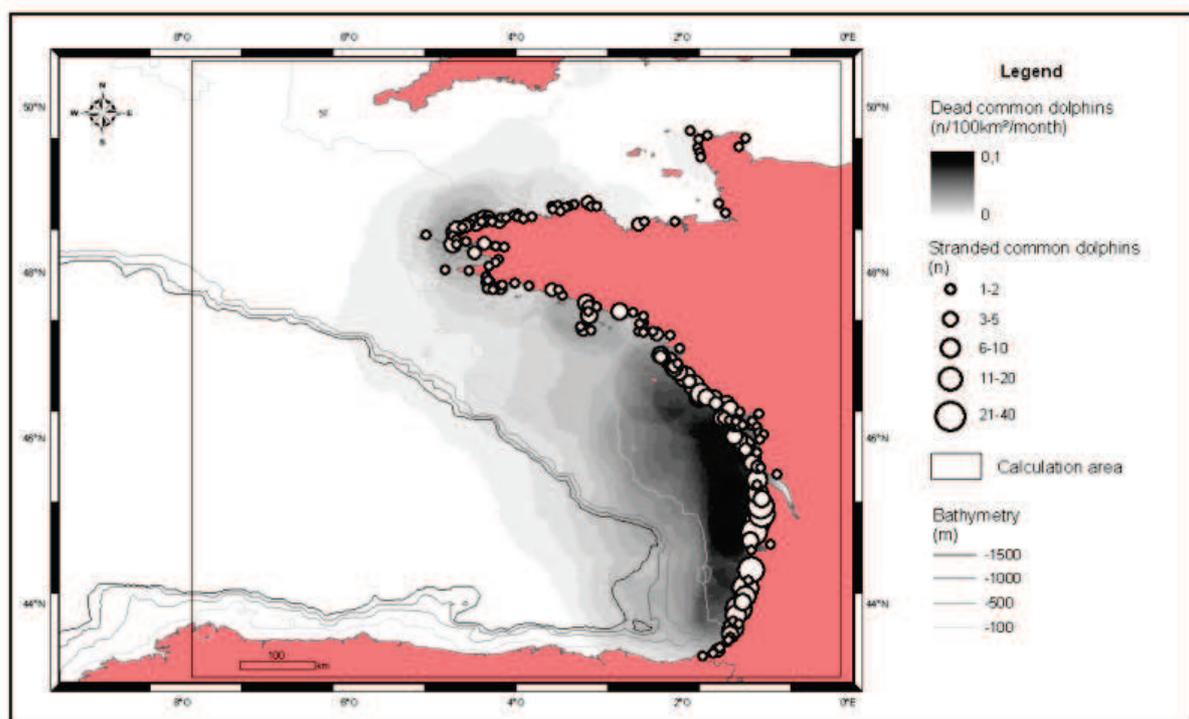


Figure III.5 : Zones de mortalité probable des dauphins communs retrouvés échoués le long des côtes françaises entre 2004 et 2009 en hiver (n=829).

Cet article permet de paramétrer et d'adapter le modèle MOTHY à la prédiction de dérive de petits cétacés. Les taux d'échouage apparent et effectif semblent de bons indicateurs et améliorent la signification écologique des échouages, principalement quantitativement. Cet article propose également une méthode de spatialisation des zones de mortalité des cétacés retrouvés échoués, ce qui améliorera qualitativement la signification écologique des échouages.

L'article a été soumis à *Ecological Indicators*.

— III.II- THE SIGNIFICANCE OF STRANDING DATA AS INDICATORS —
OF CETACEAN POPULATIONS AT SEA:
MODELLING THE DRIFT OF CETACEAN CARCASSES

Peltier, H.¹, Dabin, W.², Daniel, P.³, Van Canneyt, O.², Dorémus, G.², Huon, M.¹, Ridoux, V.^{1,2}

¹ Laboratoire Littoral Environnement et Sociétés, UMR 6250, Université de La Rochelle, 2 rue Olympe de Gouges, 17000 La Rochelle, France

² Observatoire *Pelagis*, UMS 3419- Université de La Rochelle-CNRS, Université de La Rochelle, 5 allées de l'océan, 17000 La Rochelle, France

³ Météo France, Dprevi/MAR, 42 avenue Coriolis, 31057 Toulouse, Cedex, France

Corresponding author : Hélène Peltier, Laboratoire Littoral Environnement et Sociétés, UMR 6250, Université de La Rochelle, 2 rue Olympe de Gouges, 17000 La Rochelle, France.

+33 5 46 50 76 48

hpeltier@univ-lr.fr

Abstract:

Stranded marine mammals are an important source of information and biological samples on cetacean population. Nevertheless, collecting stranding data remains opportunistic and its representativity must be improved, both qualitatively and quantitatively. Drifts of small cetaceans found by-caught in fishery observation projects and subsequently released dead with a numbered tag fitted to the tail fluke were predicted by using the *Météo-France* drift model MOTHY and allowed us to assess the proportion of dead dolphins recovered by volunteers of the French stranding network. Only 8% of dolphins were recovered ashore. The spatial representativity of strandings was assessed by performing back-calculation of carcass drift with the same model in order to map the likely origin of stranded cetaceans. As a first step, external visual criteria of time-after-death (supposed to be equivalent to drift duration) were obtained from series of photographs of dead small cetaceans maintained in a floating cage for 40 days and from tagged by-caught dolphins recovered stranded after a drift in real condition. Then, pictures of 242 stranded common dolphins (*Delphinus delphis*) were used to establish the average distribution of dolphin time-after-death in this area. Finally, 40 days-long reverse drifts of the 829 common dolphins recorded in the winter months of 2004 to 2009 were weighted by the modelled distribution of time-after-death in order to map the areas of likely origin. It appeared that most stranded common dolphins recorded along the French Atlantic coast originated from the continental shelf, mostly in the south of the Bay of Biscay. These results open new perspective on the use of stranding data and biological samples as sources of indicators in monitoring strategies.

Keywords: Strandings; indicators; common dolphins; drift model; stranding rate.

III.II.1 INTRODUCTION

Monitoring wild species is increasingly needed in the context of biological conservation (Asseburg et al., 2006; Mace and Baillie, 2007; Sergio et al., 2006, 2008; Thomas, 1996). Monitoring was defined by Elzinga et al., (2001) as “the collection and analysis of repeated observations or measurements to evaluate changes in condition and progress toward meeting a management objective”. The efficiency of a monitoring plan is based on three expected performances: ecological relevance, statistical credibility and cost-effectiveness (Caughlan and Oakley, 2001; Hinds, 1984). Nevertheless, the monitoring of marine vertebrates through the collection of at-sea data remains expensive, putting management objectives at risk. That is why indicators of populations are used, as a low cost simplification of the recorded parameters (Elzinga et al., 2001). In other words, indicators are measures established from verifiable data that include more information than data themselves do (Bubb et al., 2005). They are considered as communication tools between scientists and policy-makers (Mace and Baillie, 2007; Müller and Lenz, 2006; Schiller et al., 2001; Turnhout et al., 2007).

As part of national and international regulations (European Union Habitats Directive, Marine Strategy Framework Directive and Common Fisheries Policy; US Endangered Species Act and Marine Mammal Protection Act; ...) the population status of cetaceans must be monitored. Several parameters can be measured to reach this goal. Absolute abundance, evaluated by dedicated surveys like SCANS and SCANS-II (Small Cetacean in the European Atlantic and North Sea, carried out in 1994 and 2005 (Hammond et al., 2002, 2011 in prep.), relative abundance and distribution, evaluated by dedicated and opportunistic surveys (Certain et al., 2008) as well as demographic and health status, evaluated from the analysis of biological samples (McFee et al., 2006; Siebert et al., 2006).

In the aim of developing cost-effective monitoring strategies for cetacean conservation status, it is proposed to examine the potential of stranding data to provide indicators of cetacean populations. With over 14, 000 entries, the stranding data base documented since 1970 by the French stranding network provides one of the largest dataset on cetaceans in Europe. Stranding data would rank high in cost-effectiveness compared to most other sources of data on cetaceans, because they are not related to any expensive field work at sea. As a result of their comparatively low cost per unit effort, stranding data can be collected across wide spatial and temporal ranges and at fine resolution. For scientific purposes, the term “stranding” is commonly used for either live or dead specimen (Geraci and Lounsbury, 2005). In this study, only dead stranded cetacean have been considered, since they represent 95.8% of stranding records in the region of interest over the years 1990-2008 (CRMM, unpublished reports).

However, the ecological relevance of stranding data is unknown, mostly because the geographical origin of a sample is not accessible, and their statistical credibility is disputed, because sampling is

mostly opportunistic in nature. It is commonly admitted that stranded animals represent a minimum measure of at-sea mortality (Epperly et al., 1996). Thus, stranding data were often considered as non representative of populations or communities at sea, mostly because of the lack of sampling strategy (Epperly et al., 1996; Siebert et al., 2006).

Considering that extensive stranding data is available in an increasing number of countries and that their best scientific utilization is encouraged by several intergovernmental dispositions (International Whaling Commission scientific report 2010; various agreements under the Convention for Migratory Species; International Council for the Exploration of the Sea), we consider it highly important to explore and delineate their ecological significance and statistical credibility in a context of monitoring and conservation. In the present work, priority was given to the common dolphin (*Delphinus delphis*), as it represents 53% of all cetacean stranding records along the French Atlantic coasts (CRMM, unpublished reports) and the most frequently encountered cetacean over the continental shelf (Certain et al., 2008). Additionally, in the northeast Atlantic Ocean, the species is frequently by-caught in several fisheries (Kirkwood et al., 1997; Lopez et al., 2003; Rogan and Mackey, 2007; Leeney et al., 2008, Murphy et al., 2009). This paper is aimed at improving the ecological significance of cetacean stranding data by a better understanding of dead cetacean drifts at sea. Firstly, the quantitative significance of stranding events was assessed, by estimating the fraction of cetacean carcasses drifting at sea that would be washed ashore along the French Atlantic coasts. Then, the likely areas of origin of stranded common dolphins were modelled to understand the qualitative (here mostly spatial) significance of stranding data. The drift prediction model MOTHY was the major tool of this study.

III.II.2 MATERIALS AND METHODS

A. General experiment design

A conceptual scheme of the stranding process was established to help elaborating questions (figure III.6) on the basis of equation 1:

$$N_{stranded\ cetaceans} = p_{buoyant} * p_{stranding} * p_{discovery} * N_{dead\ cetaceans\ at\ sea}$$

where $p_{buoyant}$ is the probability that a carcass is positively buoyant and can drift, $p_{stranding}$ the probability that a drifting carcass reach the coast within 40 days, $p_{discovery}$ the probability that a stranded cetacean be discovered and reported to authorities.

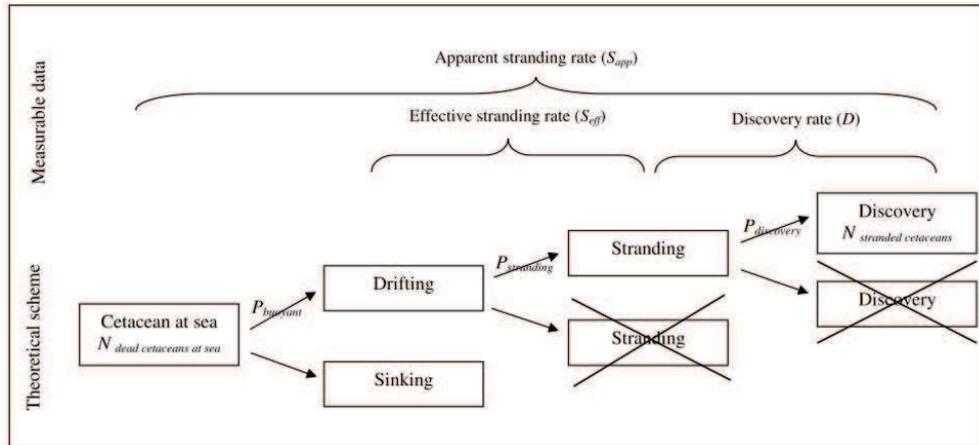


Figure III.6: Theoretical scheme of the stranding process.

Variations in the number of dead cetaceans at sea depend on abundance and mortality rates within the population. The number of dead cetaceans that reach the coastline and get stranded depend on several physical parameters such as general currents, distance to coast, atmospheric pressure, wind speed and carcass buoyancy,... (Epperly et al., 1996; Evans et al., 2005; Flint and Fowler, 1997; Leeney et al., 2008; McFee et al., 2006). In particular only carcasses with positive buoyancy can float and drift; carcasses with negative buoyancy will sink to the seabed and would be fairly quickly decomposed by necrophagous animals (Jones et al., 1998; Baco and Smith, 2003; Smith and Baco, 2003); if they drift carcasses can be washed ashore within 40 days or pushed off-shore depending on winds and currents. The discovery and reporting of beached carcasses depends on observation effort and public awareness (Evans et al., 2005; Fowler and Flint, 1997; Hlady and Burger, 1993).

Not all factors of equation 1 are directly measurable; therefore we defined other metrics that could be estimated experimentally or by drift modelling (figure III.6). The apparent stranding rate (S_{app}) was defined as the number of discovered animals divided by the number of dead dolphins at sea; this ratio was estimated by the tagging experiment. This apparent stranding rate is constituted of an availability rate that is the proportion of carcasses that float and therefore can drift ($= p_{buoyant}$), the effective stranding rate (S_{eff}), which is the number of stranded individuals divided by the number of floating dead dolphins ($S_{eff} = p_{stranding}$; $p_{stranding}$ is determined by the drift modelling exercise), and the discovery rate (D ; $D=p_{discovery}$) that can be defined as the number of animals discovered compared to all stranded animals. S_{app} and S_{eff} were determined experimentally or by modelling, whereas the proportion of carcasses with positive buoyancy ($p_{buoyant}$) and the discovery rate ($p_{discovery}$) could not be determined. The difference between S_{app} and S_{eff} is explained jointly by $p_{buoyant}$ and $p_{discovery}$ and, as a first working assumption, we considered discovery rate to be 1 (all stranded cetaceans are reported to the authorities), which introduces a negative bias as an unknown proportion of stranded cetaceans are obviously not reported.

This paper follows three steps.

To determine S_{app} and S_{eff} , by-caught small cetaceans were tagged during fishery observation programs and their trajectories were modelled by using a drift prediction model for floating objects. Immersion of the drifting object (= buoyancy⁻¹, when buoyancy is positive), which is central for calibrating the model, was experimentally determined from two small cetacean carcasses maintained in a floating cage until complete disintegration. In order to quantify uncertainty in several MOTHY parameters, their sensibility was estimated.

This same experiment also allowed visual criteria to be defined to assess drift duration. To do this, decomposition kinetics of small cetaceans were described on the basis of external criteria and calibrated by comparisons with tagged carcasses left drifting in real condition for known durations.

Then, drift durations of photographed stranded common dolphins reported from the French Atlantic coast in the winters 2004-2009 were estimated from the visual criteria established as above. A distribution of drift durations could then be constructed from all individual dolphins for which photos were available, and then applied to all common dolphins reported between January and March, from 2004-2009. Doing this we were able to map the likely origin of these animals.

B. Cetacean stranding data and tagged carcasses

Since 1970, the French stranding network has been collecting stranding data thanks to the involvement of over 200 trained volunteers. Measurements, pictures, necropsies and tissue or organ sampling are part of the standard examination and follow published protocols (Kuiken and Hartmann, 1993). Only strandings of common dolphins reported in January, February and March of 2004-2009 were used in this study as the winter season corresponds to the bulk of common dolphin stranding events reported annually in this area.

Fishery observers in charge of collecting data on cetacean by-catches in pelagic trawl fisheries were able to fit common dolphin carcasses with an identification tag around the caudal peduncle prior to discarding them at sea. Drop-off characteristics were recorded (GPS fixes, date, hour, species, tag number). The tags weighed *c.* 6 g, were neutrally buoyant and assumed not to modify neither drift nor decomposition rates of dolphin carcasses.

C. The drift prediction model MOTHY

The drift of cetacean carcasses was modelled with the drift prediction model MOTHY (*Modèle Océanique de Transport d'HYdrocarbures*), initially developed by *Météo-France* (Daniel et al., 2002) to predict the drift of oil slicks and adapted later on to solid objects (containers, timbers and other navigational hazards, or human bodies) in the context of maritime safety. MOTHY predicts

trajectories of floating objects by calculating the vertical profile of currents and the wind effect on the emerged part of the object. MOTHY can be used forward (from drift start to landing point) or backward (from landing location to drift origin). Predicted hourly locations are provided. The model was calibrated by a few well-documented container losses (Daniel et al., 2002). The model has already been used to predict the drift of human bodies, lost boats or dead whales at authorities' request.

D. Model parameterizations

The bathymetry used by MOTHY was compiled from data provided by SHOM (*Service Hydrographique et Océanographique de la Marine*) at a resolution of 0.08°. The study area covered the Bay of Biscay and the Channel (8°30'W-4°00'E; 43°00'N-52°00'N).

Atmospheric data, provided by the European Centre for Medium-Range Weather Forecasts (ECMWF), combines forecast outputs and data assimilation processes. Tides are modelled using a purely hydrodynamic tidal model. Water velocity is generated by a coupling between a 2D hydrodynamic limited area ocean model and a 1D eddy viscosity model (Daniel et al., 2002).

Object characteristics (thickness and immersion rate), date, first GPS location and duration of the drift are needed. These parameters were adapted to small cetacean (size: 2 m; thickness: 0.32m; first or last drift date and location documented on a case by case basis), and immersion rate was experimentally estimated.

In order to calculate the sensibility of MOTHY parameters, the 30 day backward trajectories of 10 theoretical animals were predicted. MOTHY parameters were chosen following small cetacean characteristics. The thickness was estimated at 32 cm and the mean immersion rate at 90% according to the small cetacean carcass decomposition experiment. These 10 drift predictions were considered as reference trajectories. The sensibility of 4 parameters was tested and estimated as the distance between reference drift origin and drift origin with changes in one parameter, and expressed as percent of reference drift length. Parameters were tested one by one. Thickness was tested for 4 cetacean sizes: 25 cm for harbour porpoise, 48 cm for bottlenose dolphin, 60 cm for pilot whale and Risso's dolphin and 80 cm for Minke and beaked whales. The release hour was tested for 8 situations: more or less 6 hours (\pm half tide period), more or less 12 hours (\pm tide period), more or less one day and more or less 3 days.

E. Determination of immersion rate

An experiment was conducted to determine floatability and decomposition pattern of small cetacean on the basis of one harbour porpoise (*Phocoena phocoena*) and one striped dolphin (*Stenella coeruleoalba*) placed in a floating cage. No common dolphin fresh carcasses were available at the beginning of the experiment and we made the assumption that decomposition processes would not

vary much between similar-sized species. The device was located in La Rochelle commercial harbour (France) and consisted in a floating pontoon covered and fitted underneath with a cage of 5 cm mesh-size net. The experiment was conducted during winter months to be consistent with common dolphin stranding records in the area. The two small cetaceans were fresh (less than 1 day *post-mortem*) and adult-sized. They were weighed and their initial volume (V_i) measured by water displacement in a tank before being set into the floating cage. The carcasses were examined once a day and pictures were taken of the carcasses in their floating position from above and in profile along with a length gauge positioned in the picture.

Carcass emerged volume (V_e) was calculated by an integral calculation of the emerged volume for each possible value of thickness (H), from 0 to H maximal value (H_{max}).

This integral was simplified as shown in equation 2:

$$V_e = (L_1 \times L_2 \times H_{max}) / 4,$$

where L_1 is maximal length, L_2 is maximal width and H_{max} is maximal thickness (figure. III.7).

Immersion rate was calculated by using equation 3:

$$\text{Immersion rate} = 1 - (V_e / V_i).$$

The series of daily measurements was smoothed by a second order polynomial trend curve.

At each daily examination of the carcasses, decomposition state was described and documented with pictures in order to associate drift duration with decomposition visual criteria (see item G, below).

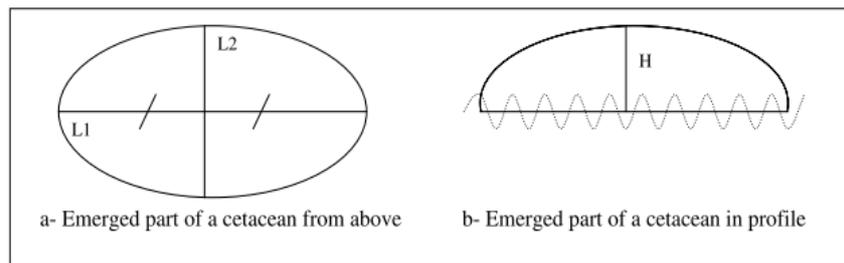


Figure III.7: Measurements taken on cetaceans during the small cetacean carcass decomposition experiment.

F. Determination of stranding rates (S_{app} and S_{eff})

S_{app} was determined by the ratio between the number of tagged carcasses reported stranded and the total number of tagged carcasses dropped-off during fishery observation operations (Equation 4).

$$S_{app} = T_s/T;$$

where T_s is the number of tagged carcasses reported stranded and T is the total number of tagged carcasses dropped-off.

The drift of by-caught dolphins fitted with individual identification tags was predicted by the MOTHY model over 40 days, a drift duration suggested by the decomposition results obtained from the floating cage experiment, to determine if they were deemed to get stranded. A mean immersion rate was used, also based on the results of the floating cage experiment.

Effective stranding rate was estimated by using equation 4:

$$S_{eff} = T_p/T = p_{stranding};$$

where T_p is the number of tagged dolphins predicted to strand by MOTHY.

Hence, under the assumption that $p_{discovery} = 1$ (all stranded dolphins are reported), $p_{buoyant} = T_s/T_p$. Conversely, under the assumption that $p_{buoyant} = 1$ (all carcasses are positively buoyant and can drift), $p_{discovery} = T_s/T_p$. In other words, under these two assumptions, dead dolphins are either predicted to drift but are not always reported to authorities or a proportion of dead dolphins does not drift because they sink but those which reach the coasts are always reported to authorities; the true situation necessarily lies in between.

For S_{app} and S_{eff} , a 95% confidence interval was calculated by bootstrap simulations for binomial distributions using the software R, with a logistic parameterization (Ihaka and Gentleman, 1996).

G. Determination of drift duration visual criteria

The immersion and decomposition experiment generated daily pictures of small cetacean carcasses with controlled drift duration. We defined several visual criteria (percent of skin, tissue or bones left on fins, head or whole body) that were determined for increasing soaking time in the floating cage. External body parts were visually monitored: head, eyes, fins and body external appearance; a 20 cells grid adjusted on cetacean bodies and applied on pictures was used to measure the percentage of skin and tissue loss, at a resolution of 5% interval. Decomposition kinetics determined on these visual criteria during the decomposition experiment were calibrated with decomposition states observed in by-caught and tagged dolphins, which drifted for known durations, in real conditions.

H. Determination of mortality likely origin

The visual criteria for drift duration determined in the decomposition experiment were applied to all stranded common dolphins. Stranded common dolphins photographed between 2004 and 2009 in winter (January to March) were selected from field observers known to take pictures of every stranded cetacean irrespective of their decomposition state. Drift durations were then estimated by using the above-described visual criteria. The distribution of drift durations was modelled with a smoothing function and assumed to be valid for all stranded common dolphins.

The trajectory of each common dolphin found stranded in the winters 2004 to 2009 was back-calculated for 40 days and each 10 hour segment of a trajectory was weighed by the probability given by the smoothing function that the drift started at that time. The density of dead dolphins at sea was calculated within a 0.5° radius around each 10 hour segment of drift by using kernel density estimation with ArcGis 8.2. These densities were smoothed across the whole study area.

III.II.3 RESULTS

A. Determination of immersion rate

Immersion and decomposition of the two experimental cetaceans were monitored daily until full decomposition (figure III.8). Both specimens showed similar immersion patterns. The carcasses did not sink during the experiment. Immersion rates were almost 100% during the first 10 days, before decreasing during the following 20 days. Mean immersion rates over 40 days was 90% for the harbour porpoise and 94% for the striped dolphin. These results were used to parameterize the drift prediction model MOTHY and a constant mean immersion rate of 92% was retained.

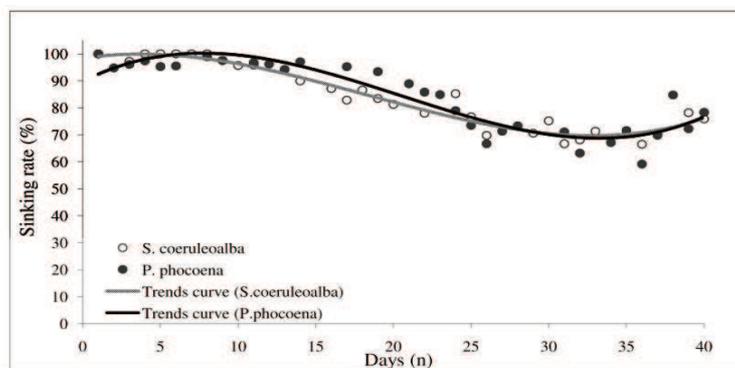


Figure III.8: Buoyancy rate of harbor porpoise (n=1; filled circles and black line) and striped dolphin (n=1; open circles and grey line) over 40 days: raw data and trends for each species.

Thickness was the parameter that generated the smallest changes in drift origins (Table III.1). Changes between parameters and reference trajectories were estimated between 2.14% (SE=1.95%) and 5.4% (SE=3.11%) in drift length. Differences of ± 72 hours and 24 hours in release hours entailed more than 10% changes in drift lengths. Half-tide and tide cycle uncertainty in release hours suggested changes between 2.83% (SE=2.52%) and 5.26% (SE=2.67%) in drift length. Immersion rates of 75% and 100% led to differences of 13.19 % (SE= 7.12%) and 15.81% (SE=7.78%) in drift length respectively.

Table III.1: Sensibility of several MOTHY parameters. Variations are distances between origins of reference and modified trajectories, expressed in percent of reference trajectory length. ‘n’ is the number of trials.

Parameter tested		Mean (%)	Standard error (%)	n
Thickness	25 cm	2.14	1.95	10
	48 cm	3.46	3.97	10
	60 cm	3.97	2.52	10
	80 cm	5.40	3.11	10
Release hour	+ 6 hours	2.83	2.52	10
	+ 12 hours	5.13	5.07	10
	+ 24 hours	6.49	4.41	10
	+ 72 hours	14.33	5.10	10
	-6 hours	3.45	2.67	10
	-12 hours	5.26	6.68	10
	-24 hours	12.80	17.03	10
	-72 hours	13.94	10.21	10
Release position	0.05° Northern	3.21	2.85	10
	0.10° Northern	6.01	5.48	10
	0.05° Southern	8.27	17.48	10
	0.10° Southern	9.15	17.21	10
Immersion rate	75%	13.19	7.12	10
	80%	8.45	4.70	10
	85%	5.78	4.23	10
	95%	5.99	3.06	10
	100%	15.81	7.78	10

B. Tagged dolphin carcasses

A total of 86 common dolphins and 14 harbour porpoises were tagged by fishery observers after being found dead in fishing gears. Due to the low number of harbour porpoises, results were pooled in a single small cetacean category. Only 3 animals were tagged in 2004, 48 in 2005, 27 in 2006, 15 in 2007, 2 in 2008 and 5 in 2009 (Table III.2). Catches occurred mainly in winter, with 88% of them being by-caught from January-March. Tagged carcasses were released at sea on average 41 ± 31.5 kilometres from the nearest coast (figure III.9); 8 of them were recovered stranded (4 common dolphins and 4 harbour porpoises; Table III.2, Table III.3, figure III. 10 to 12).

Table III.2: Characteristics of small cetaceans by-caught during fishery observation campaigns (n=100).

Species	Drop-off date	Drop-off latitude	Drop-off longitude	Number of marked animals (n)	Predicted stranding	Observed stranding	Distance from the coast (km)
<i>D. delphis</i>	08/02/04	45.0000	-2.5	2	N	N	102.7
<i>D. delphis</i>	13/03/04	45.75	-2.17	1	Y	Y	77.6
<i>D. delphis</i>	07/02/05	45.1667	-2.1333	6	N	N	76.5
<i>D. delphis</i>	16/02/05	45.3333	-1.6833	3	N	N	40.9
<i>D. delphis</i>	17/02/05	45.5833	-2.2	3	N	N	77.6
<i>D. delphis</i>	21/02/05	47.7667	-5.1833	11	N	N	54.2
<i>D. delphis</i>	21/02/05	47.8793	-5.3127	3	N	N	46
<i>D. delphis</i>	22/02/05	47.8184	-5.3447	6	N	N	48.8
<i>D. delphis</i>	24/02/05	47.1667	-3.6167	1	N	N	61
<i>D. delphis</i>	27/02/05	49.0861	-5.1066	1	Y	N	63
<i>D. delphis</i>	02/03/05	45.9114	-4.7199	1	N	N	23.6
<i>D. delphis</i>	14/03/05	45.3667	-2.3333	2	N	N	101.5
<i>D. delphis</i>	15/03/05	45.5167	-2.5	4	Y	N	99.1
<i>D. delphis</i>	14/04/05	47.8333	-5.2	3	Y	N	39.8
<i>D. delphis</i>	05/05/05	46.7833	-2.5833	1	Y	N	33.5
<i>D. delphis</i>	29/07/05	43.85	-2.18	3	Y	N	14.6
<i>D. delphis</i>	07/02/06	46.165	-2.628	5	Y	N	65.3
<i>D. delphis</i>	08/02/06	46.147	-2.502	2	Y	N	73.6
<i>D. delphis</i>	09/02/06	44.6333	-1.35	1	Y	Y	29
<i>P. phocaena</i>	09/02/06	46.165	-2.628	1	Y	Y	11
<i>D. delphis</i>	09/02/06	45.99	-2.445	2	Y	N	7
<i>D. delphis</i>	10/02/06	46.624	-2.1725	1	Y	N	78
<i>D. delphis</i>	10/02/06	46.657	-2.0652	1	Y	N	19
<i>P. phocaena</i>	10/02/06	44.55	-1.3666	2	Y	N	7
<i>D. delphis</i>	23/02/06	44.5333	-1.3666	1	Y	N	11
<i>D. delphis</i>	24/02/06	46.584	-2.137	1	Y	N	18
<i>D. delphis</i>	24/02/06	46.602	-2.106	2	Y	Y	15
<i>D. delphis</i>	24/02/06	44.525	-1.3833	1	Y	N	10
<i>D. delphis</i>	24/02/06	46.518	-2.24	1	Y	N	27
<i>P. phocaena</i>	24/02/06	44.55	-1.3833	2	Y	N	10
<i>P. phocaena</i>	13/03/06	44.5558	-1.357	1	Y	N	14
<i>P. phocaena</i>	15/03/06	44.6233	-1.4166	1	Y	N	10
<i>P. phocaena</i>	15/04/06	44.6166	-1.2916	2	Y	N	3
<i>D. delphis</i>	09/01/07	45.1	-1.6666	1	Y	Y	31
<i>P. phocaena</i>	15/01/2007	44.8333	-1.4666	1	Y	N	18
<i>P. phocaena</i>	25/01/2007	44.6833	-1.4666	1	Y	N	16
<i>D. delphis</i>	02/02/2007	49.833	-3.8666	2	Y	N	114
<i>D. delphis</i>	03/02/2007	49.1166	-4.8333	5	Y	N	58
<i>D. delphis</i>	04/02/2007	49.5	-3.8666	2	Y	N	78
<i>P. phocaena</i>	14/02/2007	44.8333	-1.2833	1	Y	N	6
<i>P. phocaena</i>	21/02/2007	47.66	-4.116	1	Y	N	15
<i>P. phocaena</i>	27/03/2007	44.1366	-2.003	1	Y	N	55
<i>D. delphis</i>	01/04/2008	47.7333	-3.95	1	Y	N	10
<i>D. delphis</i>	04/05/2008	46.4666	-2.5	1	N	N	49
<i>P. phocaena</i>	06/01/2009	45.2	-2.15	1	Y	N	78
<i>D. delphis</i>	14/02/2009	49.2833	-4.3333	1	Y	N	68
<i>P. phocaena</i>	18/02/2009	44.4333	-1.2833	1	Y	N	3
<i>P. phocaena</i>	24/03/2009	44.4633	-1.2833	1	Y	N	3
<i>P. phocaena</i>	14/10/2009	48.91688	-4.525	1	Y	N	32

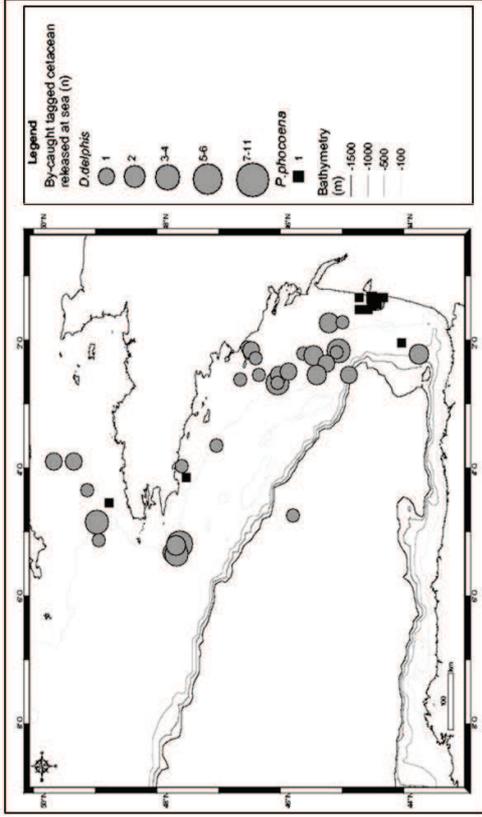


Figure III.9 : Release locations of tagged by-caught small cetaceans during fishery observation surveys (n=100).

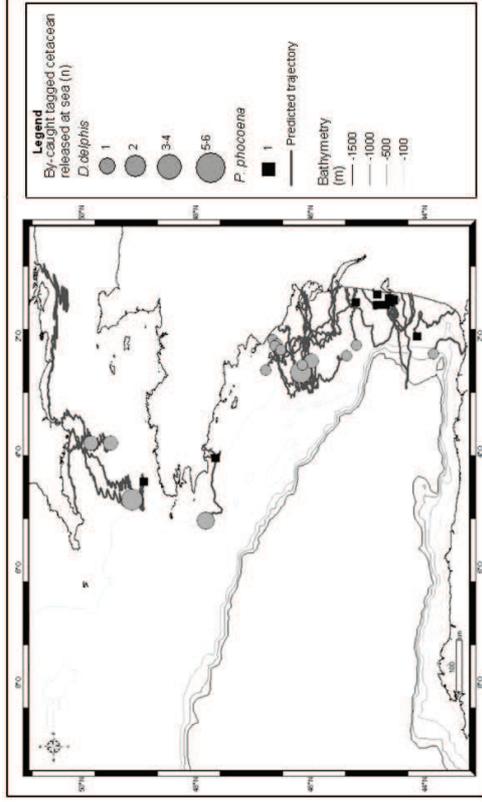


Figure III.10 : Trajectories of tagged by-caught cetaceans predicted to strand by the drift model MOTHY (n=62).

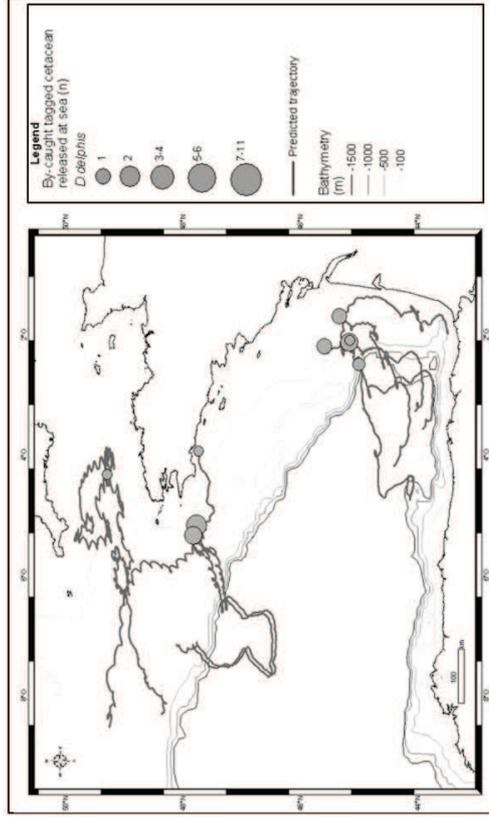


Figure III.11 : Trajectories of tagged by-caught cetaceans not predicted to strand by the drift model MOTHY (n=38).

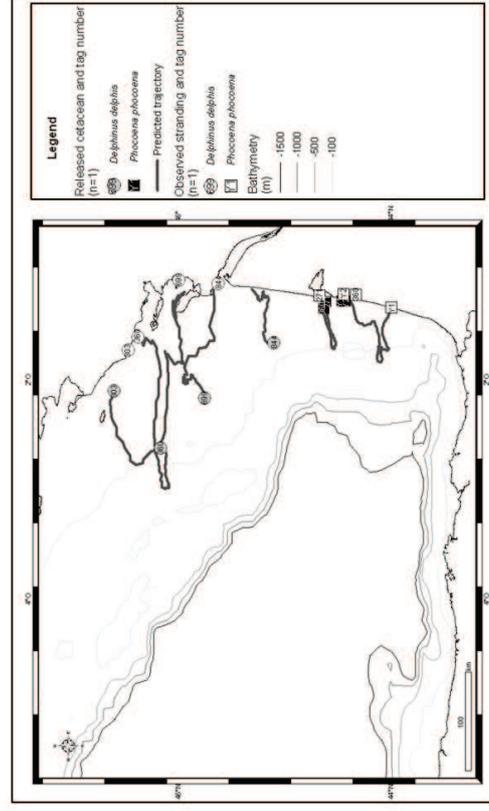


Figure III.12 : Trajectories of tagged by-caught cetaceans recovered ashore (n=8).

Table III.3: Characteristics of tagged by-caught small cetaceans recovered ashore (n=8).

Species	Tag	Distance from the coast	Duration of real drift (days)	Duration of predicted drift - Duration of real drift (days)	Distance between predicted stranding and real stranding (km)
<i>D.delphis</i>	699	77.6	9	0	9.5
<i>P.phocoena</i>	312	11.1	25	-8	36.4
<i>D.delphis</i>	303	77.7	13	2	65.4
<i>D.delphis</i>	360	28.8	9	1	1.4
<i>P.phocoena</i>	271	3.2	13	-12	4.5
<i>D.delphis</i>	844	31.5	9	1	50.2
<i>P.phocoena</i>	Y1	3	10	5	42.5
<i>P.phocoena</i>	Y2	3	13	-12	7

C. Drift simulations

The drift of each by-caught tagged animal was computed during 40 days by MOTHY parameterized for small cetaceans (object length: 2.0 m; object thickness: 0.32m; object immersion rate: 92%). Stranding was predicted for 62 animals out of 100, of which 14 (100%) were harbour porpoises and 48 (56%) common dolphins (figure III.10); all others were predicted not to reach the coast during the 40 days time frame (figure III.11). The average time between carcass drop-off from fishing vessel and reporting date was 12.6 ± 5.3 days, whereas the average drift duration estimated by the model was 9.7 ± 6.1 days (Table III.3). Distances between stranding locations predicted by MOTHY and observed stranding locations were on average 27.1 ± 24.5 kilometres. Conversely, no carcass predicted not to strand was found stranded.

D. Stranding rates (S_{app} and S_{eff})

Apparent stranding rate was $S_{app}=0.08$ (CI 95% [0.03; 0.13]) and effective stranding $S_{eff} = 0.62$ (CI 95% [0.52; 0.72]). As a consequence, under the assumption that $p_{discovery} = 1$, the probability that a dead dolphin would float and drift is $p_{buoyant}=0.129$ (CI 95% [0.047; 0.206]). Conversely, under the assumption that $p_{buoyant}=1$, the probability that a stranded dolphin would be reported is $p_{discovery}=0.129$ (CI 95% [0.047; 0.206]).

E. Visual criteria for drift duration

Analysis of pictures taken during the immersion experiment allowed several relevant criteria of drift duration to be determined. Decomposition statuses of recovered tagged cetaceans were consistent with the decomposition pattern of experimentally monitored small cetaceans. The visual criteria were pooled in consistent sets of characteristics allowing time after death (or drift duration) to be assessed at intervals of five (for fresh animals) to ten days (for more decomposed individuals) (Table III.4).

Table III.4: External visual criteria of small cetacean drift duration, based on results of the decomposition experiment in a floating cage (n=2) and on tagged by-caught cetaceans recovered ashore (n=8).

Days	Eyes	Fins	Head	Body	Bones lost
0-5	Yes	Loss of skin: 0 to 25%	Loss of skin: 0 to 25%	-	-
5-10	Yes	Loss of skin: 25 to 75%, Loss of tissues : 0 to 10%	Loss of skin: 25-50%	Loss of skin: 0 to 25%	-
10-20	1 or 2	Loss of skin: 50 to 75%, Loss of tissues : 10 to 25%	Loss of skin: 50 to 100%, Loss of tissues : 0 to 10%	Loss of skin: 75%	1 mandible possible
20-30	No	Loss of skin: 50 to 100%, Loss of tissues : 25 to 100%	Loss of skin: 50 to 100%, Loss of tissues : 0 to 10%	Loss of skin: 75%, Loss of tissues 10- 25%	1 mandible possible, possible loss of phalanges and carpal bones
30-40	No	Loss of skin: 100%, Loss of tissues : 75-100%	Loss of skin: 100%, Loss of tissues : 100%	Loss of skin: 100%, Loss of tissues : 75-100%	Loss of 2 mandibles, loss of all phalanges and carpal bones and loss of skull

F. Mapping areas of dolphin mortality likely origin

From 2004 to 2009, pictures of 242 common dolphins were obtained from January to March, by a selection of observers known to photograph all stranding events irrespective of their condition.

Drift durations of these animals were estimated by using the visual criteria described above and in table 3 and a logarithmic smoothing function was adjusted on the frequency distribution of drift durations (figure III.13). More than 57% stranded common dolphins had been drifting for less than 10 days, and 86% less than 20 days.

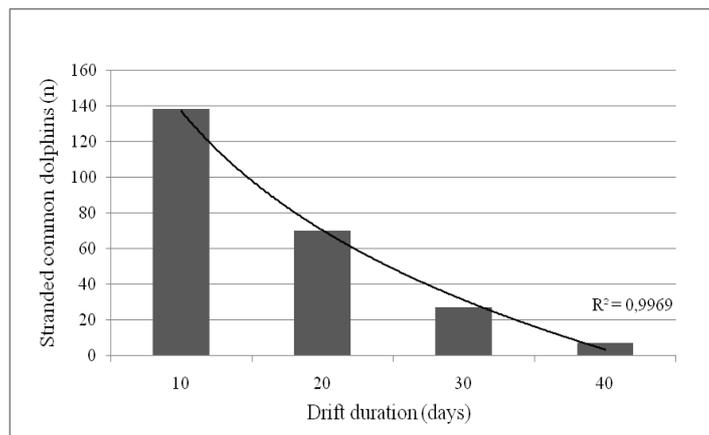


Figure III. 13: Frequencies of photographed common dolphin drift durations in winter between 2004 and 2009 (n=242) and logarithmic trends curve ($y=-96.3\ln(x)+136.9$).

From 2004 to 2009, 829 stranded common dolphins were recorded during the winter months. The spatial distribution of death locations for all these animals was predicted by MOTHY. Each 10 hour segment of an individual drift was weighted by the probability that its drift lasted this particular duration. The distribution of likely mortality locations of these animals showed that stranded dolphins came mainly from areas of the continental shelf: 57% came from within the 100m isobaths and 87% from within the 500m isobaths (figure III.14). The areas of higher mortality densities were in coastal waters, mostly in the southern Bay of Biscay between 45-47°N.

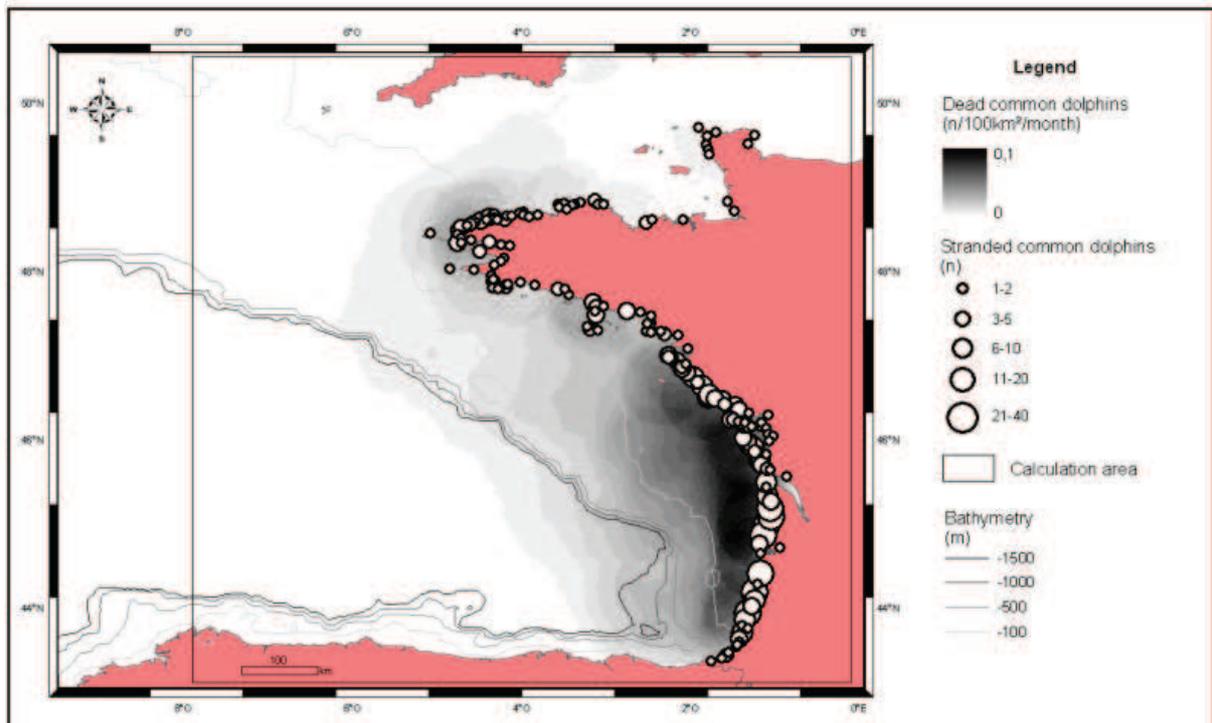


Figure III.14: Likely mortality areas of common dolphins found stranded along the French Atlantic coast in winter between 2004 and 2009 (n=829), back-calculated by using the drift model MOTHY and kernel density estimation.

III.II.4 DISCUSSION

A. General

This work is the first part of an initiative aimed at investigating ecological significance and statistical credibility of stranding record time series. As a first step, the specific objective was to better understand the drifting process in order to relate stranding locations distributed along the coastline to the likely areas where dolphins had died. The work was based on the use of the drift model MOTHY

developed by *Météo-France*, well fitted to large dimension objects and parameterized for small cetaceans (Daniel et al., 2002). Cetacean carcass immersion rates and *post-mortem* drift durations were the main entry parameters for computing drift trajectories. The average immersion rate was estimated and visual criteria for assessing drift duration were developed experimentally and validated by the use of dolphin carcasses by-caught in fishery operations, individually tagged, dropped off at sea and later reported stranded after a drift in real condition. Henceforth, a frequency distribution of drift durations was established and used to back-calculate the likely origin of all common dolphins found stranded along the French Atlantic coasts during the winters 2004-2009. As much as 57% and 87% of all stranded common dolphins were estimated to originate from within the 100 m and 500 m isobaths respectively.

This work is innovative in many respects and few previous works were available from which to build upon the protocols. The low sample sizes of the decomposition experiment and, to a lesser extent, of the tagged carcass experiment are the main limitations of the present work. However, the good consistency between the two profiles obtained for immersion rates and between computed and observed stranding locations of tagged carcasses are convincing. The average distance between the MOTHY predicted and the true stranding locations was 27.1 ± 24.5 km. This uncertainty could be explained by some aspects of MOTHY simulations. The model mostly takes into account the effects of wind and tide on a floating object (Daniel et al., 2002); in contrast, general circulation and details of coastal currents are not considered. Another limitation that has direct effect on the determination of likely areas of origin is the duration of the drift. The photographic approach to determining drift duration was validated with the tagged dolphin experiment, and temporal resolution was of 5 days for individuals of less than 10 days after death and of 10 days thereafter, a resolution that might be considered as fairly coarse, notably compared to forensic methodologies, and that would be directly converted into spatial uncertainty when calculating the drift trajectories. However, in the context of monitoring and management of pelagic small cetacean populations, the relevant spatial scale is often regional rather than local and a spatial resolution of a few 10s km remains very useful. The sensibility of thickness highlighted the possibility of using this model for predicting the drift of other species, from harbour porpoises to beaked whales with very limited differences with common dolphin drift parameterization. The uncertainty around date of stranding should not exceed 24 hours, and 0.05° for release position. Immersion rate was one of the most sensitive parameter and its experimental determination and calibration with tagged small cetaceans reduced uncertainty. Finally the sensibility of parameters generated limited errors in predicted drift and seemed negligible compared to the resolution of most dataset relevant to cetacean ecology and conservation. In particular, it is consistent with spatial resolution commonly used to model distributions of top marine predators (e.g. Certain et al., 2011), their prey and human activities (ICES statistical grid cells).

B. Comparisons with previous experiments

Understanding drift trajectories of various objects was attempted in at least three general fields: safety at sea, ecology of marine organism larval stages and wildlife conservation.

The use of drift models was firstly motivated by safety considerations. Models were developed to simulate the drift of human bodies, in the context of forensic science (Ebbesmeyer and Haglund, 1994; Giertsen and Morild, 1989) or to predict drift of oil spills, to anticipate and organize protection actions like in the *Exxon Valdez* and *Prestige* incidents (Daniel et al., 2004; Venkatesh, 1990).

Since 1997, Hinrichsen simulated the drift of fish larvae in the Baltic Sea with 3D physical oceanographic model coupled with field sampling programs, to understand the effect of retention and dispersion of fish larvae on their recruitment (Hinrichsen et al., 1997, 2001, 2002, 2003, 2005). In the same context, Allain et al. (2007) used a hydrodynamic model to explore and simulate physical and biological interaction mechanisms affecting anchovy larval survival (*Engraulis encrasicolus*) to provide recruitment predictions for fishery management in the eastern North Atlantic (Allain et al., 2007).

Several studies were conducted to estimate mortalities of marine vertebrates, mainly during acute mortality events (Table III.5). Some experiments were aimed at determining the proportion of dead animals that came ashore in order to deduce mortality rate. In most cases, seabirds, sea otters or artifacts were found stranded, tagged and released at sea so that stranding rate could be estimated by the ratio between the number of recovered individuals and the number of individuals previously released at sea (Bibby, 1981; Bibby and Lloyd, 1977; Degange et al., 1994; Flint and Fowler, 1997; Hlady and Burger, 1993; Hope Jones et al., 1978; Lloyd et al., 1974; Piatt et al., 1990). Effects of physical parameters on stranding processes were tested (Bibby, 1981; Bibby and Lloyd, 1977; Degange et al., 1994; Flint and Fowler, 1997; Hlady and Burger, 1993; Hope Jones et al., 1978; Lloyd et al., 1974; Piatt et al., 1990). Different experimental schemes were conducted to estimate drift and discovery rates. Hence, Garshellis et al. (1997) used a probabilistic approach to evaluate mortality of sea otters. In 2006, Hart et al. interpreted sea turtle stranding patterns, in the light of drift and current model outputs (Hart et al., 2006). Haelters et al. used a hydrodynamic drift model to determine the origin of stranded harbour porpoises along Belgium coastline (Haelters et al., 2006). Harris and Wanless in 1996 estimated the effect of a late winter wreck on monitored populations of shags and guillemots and used yearly counts of birds ringed at the colony to evaluate their mortality, survival and breeding success (Harris and Wanless, 1996). In our study, the use of by-caught dolphins tagged during fishery observation programs led to describe and quantify the mechanisms that link dolphin mortality at sea to reported strandings along the French coast, at a spatial and temporal scale that is consistent with habitat utilization by these mobile species and by human activities with which they interact.

Table III.5: Review of publications concerning stranding and discovery rates of marine predators.

References	Species	Location	Experiments	Stranding rate
Bibby, 1981	Gulls <i>Larus spp</i>	Noth Sea	Determining the proportion of dead birds at sea which come ashore and are found: 600 gulls leg or bill tagged and released at sea.	-0,3% of leg tagged recovered -19,3% of bill tagged recovered
Bibby and Lloyd, 1977	Gulls <i>Larus spp</i>	Irish sea	Determining the proportion of dead birds at sea which come ashore and are found: 347, 300 and 305 ringed seabirds released at sea in three experiments, in seven locations, at 10 to 50 km.	-11 to 58% of ringed seabirds recovered, mostly in a month
Degange et al., 1994	Sea otters <i>Enhydra lutris</i>	Alaska (United States of America)	During the Exxon Valdez oil spill, estimated the proportion of the total number of dead sea otters recovered: 25 tagged dead otters released at 200 meters from the shore	-20% of otters recovered
Epperly et a., 1996	Sea turtles	North Carolina (United States of America)	Evaluate the fishery induced mortality of sea turtles through stranding data. 29 by-caught turtles on 6% of trawlers: 89-181 by-caught turtles.	-7-13% of turtles found stranded
Flint and Fowler, 1997	Seabirds	Alaska (United States of America)	Drift bloe experiment to simulate seabird drift: -152 drift blocks released at 6 km from the coast during onshore wind events -150 drift blocks released at the same location during offshore wind events	-61% recovered during onshore wind events -0,7% recovered during offshore wind events
Garshelis, 1997	Sea otters <i>Enhydra lutris</i>	Alaska (United States of America)	Probabilistic approach for estimating the mortality of sea otters: use of all recovered otters in several situations.	-Stranding rate estimated at 60 to 90% -Discovery rate estimated at 70 to 95%
Hart et al., 2006	Sea turtles	South Atlantic Bight	Interpretate sea turtle stranding data highlighted by drift bottle experiments and 3D physical oceanographic model.	-Stranding rate estimated at 20%
Harris et Wanless, 1996	Guillemot and Shag <i>Phalacrocorax aristotelis and Uria aalge</i>	Great-Britain	Estimating the effect of a late winter wreck on populations of Guillemots and Shag: use of ringed birds in colonies to estimate stranding rate and biological parameters.	-Discovery rate estimated at 25 to 50%
Hlady and Burger, 1993	Seabirds	British Columbia (Canada)	Use of wooden drift-blocks simulating carcasses, to estimate the proportion of oiled seabirds which might come ashore following an oil spill. -300 drift blocs released at one to two kilometers from the shore, half in winter and half in summer. -75 drift blocs released at 35 to 116 kilometres from the coast.	-Inshore winter release: 53% recovered -Inshore summer release: 43% recovered -Offshore release: 9,7% recovered
Hope Jones et al., 1978	Seabirds	Channel	Evaluate the number of seabirds killed by the Amocco Cadiz oil spill: -48 gulls released at sea at 30 km, 15 and 7,5 kilometres from the coast	-6% of birds released at 30 km recovered -30% of birds released at 15 km recovered -30% of birds released at 7,5 km recovered
Lloyd et al., 1974	Gulls and guillemots <i>Uria spp and Larus spp</i>	Irish Sea	Estimate the mortality of seabirds during a heavy mortality event: 300 stranded gulls and 19 guillemots tagged and released at sea.	-7,5% recovered
Piatt et al., 1990	Gulls and guillemots <i>Uria spp and Larus spp</i>	Alaska (United States of America)	Estimate the mortality of seabirds during Exxon Valdez oil spill: 100 stranded sea birds (89 guillemots) tagged and released at sea.	-3% recovered

In the present work, apparent stranding rate was estimated at 0.08 (CI 95% [0.03; 0.13]), whereas literature suggests an average stranding rate of 0.34 ± 0.23 for marine vertebrates (Table III.5). It appeared that stranding rate can vary from 0.7% to 61% at the same location, depending on wind direction (Flint and Fowler, 1997). Wind intensity and direction are essential in the stranding process (Bibby and Lloyd, 1977; Burger and Fry, 1993; Duguay and Wisdorff, 1988; Epperly et al., 1996; Evans et al., 2005; Flint and Fowler, 1997; Hart et al., 2006; Hlady and Burger, 1993). Drift speed was estimated between 2.5 and 4% of wind velocity (Bibby, 1981; Bibby and Lloyd, 1977). Increased distance of release location to shore explained an increasing proportion of non stranded dead animals (Bibby and Lloyd, 1977; Hlady and Burger, 1993; Hope Jones et al, 1978). In our study, we examined drift condition by pooling winter stranding data collected in six consecutive years, hence smoothing the year-to-year heterogeneity in drift condition. The map of likely origin could therefore be considered as a climatology of the origin of small cetaceans found stranded along the French Atlantic coast.

The knowledge of French stranding network observation pressure suggested that discovery rate range of possible hypothesis was 0.7 to 1. This implied that $P_{buoyant}$ ranged from 0.129 to 0.184. In other words, 83.1% to 81.6% of dead cetacean would sink. *In situ* experiments showed that cetacean carcasses sunk on the sea floor were rapidly consumed by fish and invertebrate scavengers (Jones et al., 1998; Baco and Smith, 2003; Smith and Baco, 2003). In the longest experiment the carcass was reduced to its skeleton within five days. Such a fast decomposition suggests that sinking carcasses would never refloat and get stranded. It can be considered that sinking dead cetaceans are lost for the stranding process. In contrast, under the assumption that all dead cetaceans float and drift, the probability that a stranded cetacean be discovered was 0.129. This would suggest that 83.7% of stranded animals would not be recovered and reported to authorities. The non recovery of stranded animals could be explained by tides refloating carcasses before observation or mistakes in stranding prediction by MOTHY, due to variable or erroneous immersion rate. A marine mammal skin study determined that at the sea surface, the buoyancy of harbour porpoises and bottlenose dolphins was positive (Kipps et al., 2002) and these results can be applied to common dolphins. This is consistent with the immersion experiment conducted during this study. However, considering that the observed buoyancy was so close to neutrality, it can be envisaged that small changes in dolphin body composition may be enough to make their carcass slightly negatively buoyant and make them sinking instead of drifting; in this instance the carcass would not follow the drift model predictions and would be destroyed by benthonic scavengers fairly quickly (Jones et al., 1998). On another hand, the persistence time of stranded animals on the coast can be affected by scavengers: in seabirds for instance, the fresher the carcasses, the lower their recovery rate (Van Pelt and Piatt, 1995). Ford et al. (1996) showed that 50% of stranded seabirds disappeared in two days due to scavengers (Ford et al., 1996). The impact of scavengers on carcasses can bias the determination of drift duration using

external criteria; however in our study area where birds, foxes, dogs and boars are known to feed on stranded cetaceans, none of these scavengers would be able to prevent a dolphin or porpoise carcass from being reported. Discovery rate can vary in time and space; it is higher during nice days and week-ends (Evans et al., 2005) and carcasses are more likely to be discovered on sandy beaches than on rocky shores (Evans et al., 2005; Fowler and Flint, 1997; Hlady and Burger, 1993). Nevertheless, the assumption that 83.7% of stranded cetaceans would not be reported seems very unlikely because of the increased use of French coastal areas and the high human frequentation on beaches. Additionally, the daily and systematic collection of anthropogenic and natural wastes is mechanized in several sections of the French coastline which means that in these areas all cetacean carcasses should be reported.

C. Cetacean monitoring and conservation aspects

To improve the representativity of stranding data, we need to understand the relationship between strandings and small cetacean population and mortality at sea. Common dolphins are highly impacted by fishery activities and the extent of the catches has long been debated, even since the implementation of E.U. compulsory fishery observation programs (Lopez et al., 2003; Murphy et al., 2009; Rogan and Mackey, 2007). The stranding rate calculated here showed that stranding numbers represented only a small fraction of cetaceans that died over the shelf. The quantitative relationship between dead dolphins at sea and beached cetaceans was thus estimated and is a significant improvement in understanding the ecological significance of stranding data. It can be suggested that in the present study area, numbers of stranded common dolphin reported in winter (207 individuals on average from 2004-2009, of which a minimum of 50% were removed as by-catch in fisheries, CRMM unpublished results) would be about one order of magnitude below true numbers of common dolphins dying at sea (*c.* 2 000 individuals *per* winter, of which at least *c.* 1 000 by-caught). If confirmed in the future, this extrapolation would be in line with figures produced annually by fisheries observation programs (Morizur et al., 2009).

The mortality area identified in this study was consistent with the spatial distribution of live common dolphin populations in shelf habitats (Certain et al., 2008 and 2011). The map of stranded common dolphin likely origin showed a decreased density as distance from the coast increased. This is partly consistent with results in previous studies, which showed that release distance was negatively correlated with carcass recovery, and, additionally, could also be related to spatial differences in mortality rates, notably as a result of spatial patterns in fishing effort of fleets known to be involved in cetacean by-catches.

Finally, through this experiment, the spatial significance of stranding was improved which constitutes an important step in marine mammal monitoring and conservation strategies. As stranded cetacean are the major source of biological samples for ecological studies, this approach would also help better

characterizing the spatial origin, and the likely population, of individual dolphins used in the data set. Hence the opportunistic nature of biological samples obtained from stranded cetacean can be retrospectively corrected by spatially stratifying the sample set.

D. Conclusions and further developments

Stranding rate as well as mapping of common dolphin mortality area at sea allowed to numerically and spatially assessing common dolphin mortality. The 30-years stranding record baseline of the French stranding network could be reinterpreted in the light of these results. Variations in seasonal mortality could be quantified and spatialized year round. Spatializing dolphin mortality at sea and estimating how many dolphins dying at sea are reported stranded are crucial to improving the monitoring value of stranding data sets (Crowder et al., 1994; Hart et al., 2006).

The upgrading of stranding data significance provides new perspectives for their use as a source of population indicators, in long term monitoring programs. The three basic properties of monitoring programs (ecological relevance, statistical credibility and cost-effectiveness) are now better satisfied by stranding surveys. The ecological significance of strandings was improved which constitutes a major step in their use as population indicators.

Acknowledgments:

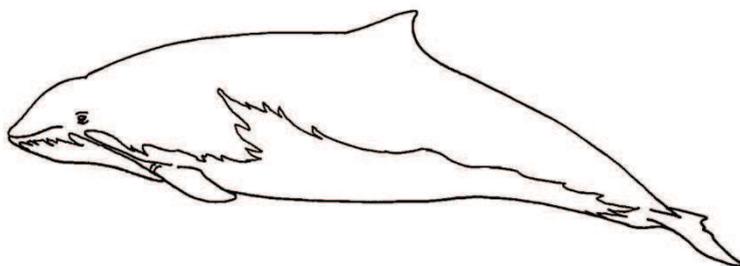
We are particularly grateful to the fishermen involved in different fishery observation programs and dedicated observers on board. We thank all agencies involved in these programs: *Comité national des Pêches Maritimes et des Elevages Marins*, *Direction des Pêches Maritimes et de l'Aquaculture*, *Institut Français de Recherche et d'Exploitation de la MER*, and *Institut des Milieux Aquatiques*. We thank the commercial harbor of La Rochelle (France) and all participants of the small cetacean carcass decomposition experiment and data analysis: Jérôme Spitz, Gérard Gautier, Ewan Trégarot, Anne Spitz, Stéphane Dixneuf. We warmly thank all members of the French stranding scheme for their continuous effort in collecting stranding data.

CRMM is funded by *Ministère de l'Ecologie, du Développement Durable, du Logement et du Transport*, and by *Communauté d'Agglomération de la Ville de La Rochelle*, with support of *Région Poitou-Charentes* and the European Union. The PhD thesis of H. Peltier is supported by the *Centre National de la Recherche Scientifique* and by *Région Poitou-Charentes*.

IV.

L'HYPOTHESE NULLE ET L'ANALYSE DES ANOMALIES
D'ECHOUAGE DE MARSOUINS COMMUNS
PHOCOENA PHOCOENA DANS LA MER DU NORD ET LE GOLFE DE
GASCOGNE.

*THE NULL HYPOTHESIS AND THE ANALYSIS OF STRANDING
ANOMALIES OF HARBOUR PORPOISE PHOCOENA PHOCOENA
IN THE NORTH SEA AND THE BAY OF BISCAY.*



IV.I RESUME ETENDU

L'objectif de cet article est d'améliorer la crédibilité statistique des échouages, c'est-à-dire la mise en place de stratégies analytiques pour leur analyse (figure IV.1).

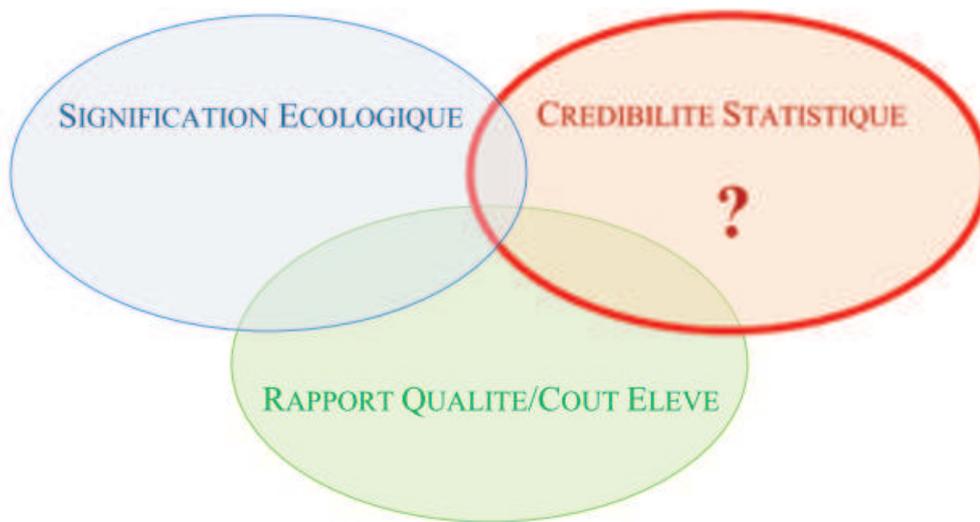


Figure IV.1 : Objectif de l'article, parmi les trois piliers de l'efficacité d'une stratégie de monitoring.

La zone d'étude couvre le golfe de Gascogne, la Manche et la mer du Nord et concerne le marsouin commun. La grande distribution des marsouins entraîne des enjeux de conservation divers dans toute l'Europe et son étude dans cet article a suscité un vif intérêt auprès des pays partenaires. Ceci a ainsi permis de rassembler les séries de données de 1990 à 2009 en provenance du Royaume Uni, de Belgique et des Pays-Bas, et prochainement d'Allemagne et du Danemark.

Afin de tester la variabilité des échouages liée aux conditions de dérive, l'hypothèse nulle a été construite. Il s'agit de définir une situation théorique sous laquelle les échouages enregistrés à la côte seraient uniquement liés aux conditions de dérive, sous l'hypothèse de l'uniformité spatiale et temporelle des mortalités de cétacés. L'hypothèse nulle va permettre de calculer la probabilité qu'un cétacé mort en mer de s'échouer ($P_{stranding}$) et ainsi de générer des séries temporelles d'échouages attendus sous cette hypothèse. Ces échouages seront soustraits aux échouages de marsouins communs observés le long des côtes européennes, afin de construire des séries d'échouages affranchis des

conditions de dérive, que l'on nommera les anomalies d'échouages. Ainsi, il sera possible d'observer les variations d'abondance relative ou de mortalité des marsouins communs (figure IV.2).

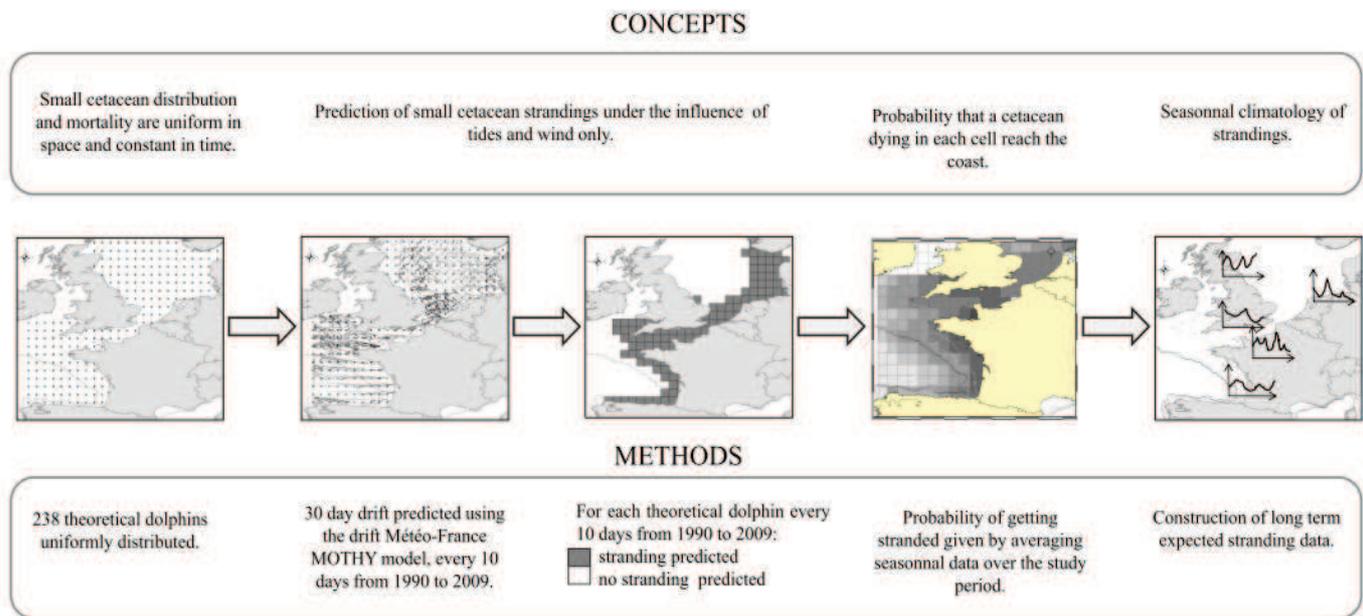


Figure IV.2 : Schéma d'expérimentation générale.

La prédiction par MOTHY de trajectoires des 238 cétacés théoriques distribués uniformément a permis de cartographier les probabilités d'échouage dans la zone d'étude (figure IV.3), au fil des saisons, moyennées sur la période 1990-2009.

Les probabilités d'échouage les plus importantes sont observées en zones côtières et dans la Manche, où ces probabilités restent constantes tout au long de l'année. $P_{stranding}$ est maximal en hiver, surtout dans la partie est de la mer du Nord, alors qu'en été ou au printemps, $P_{stranding}$ est nul dans certaines zones centrales de la mer du Nord ou dans les eaux profondes du golfe de Gascogne. Les zones de fortes valeurs de $P_{stranding}$ s'étendent en hiver et se rétractent le long des côtes en été.

L'exposition des différentes portions de littoral aux échouages a été calculée et les valeurs varient dans un rapport de 1 à 7 le long des côtes européennes (figure IV.4). Les plus fortes densités d'échouages sont attendues le long des côtes danoises, tandis que les plus faibles densités sont attendues dans le sud-ouest de la mer du Nord.

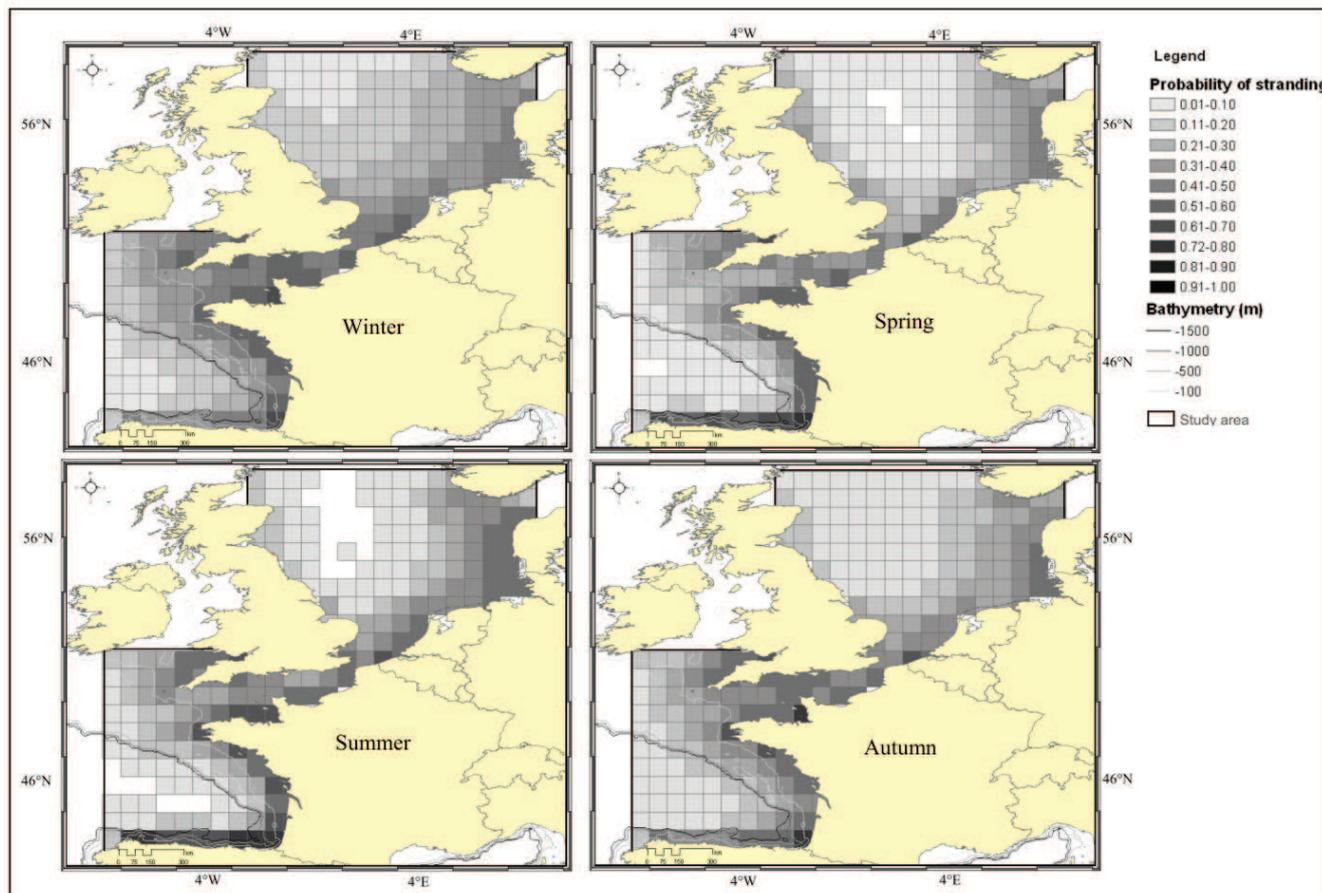


Figure IV.3 : Probabilités d'échouage dans le golfe de Gascogne, la Manche et la mer du Nord selon les saisons.

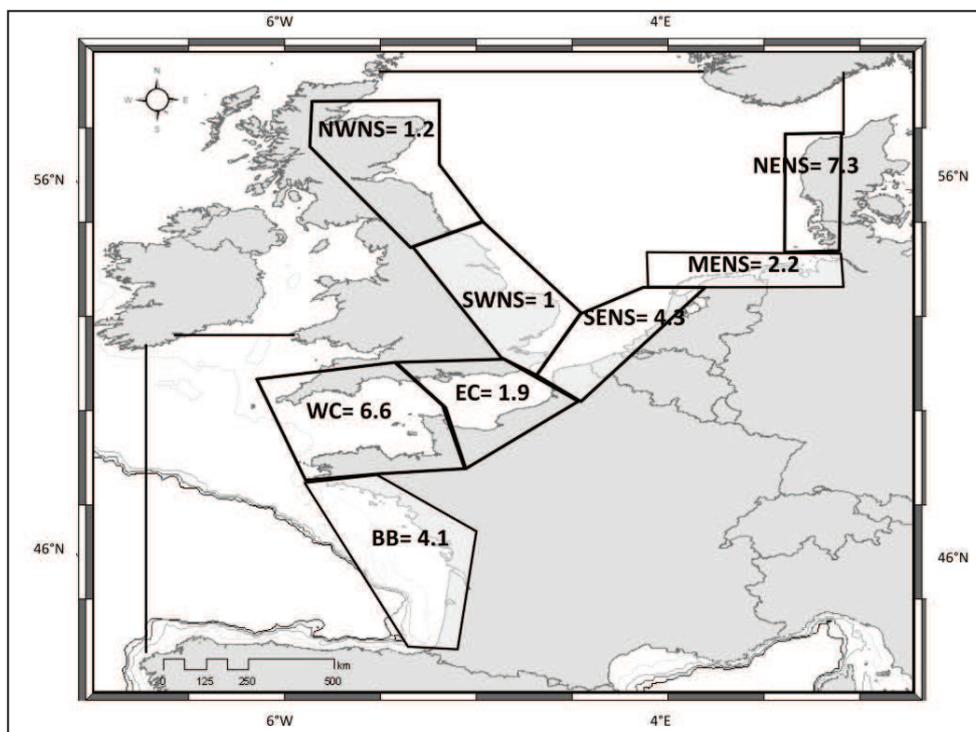


Figure IV.4 : Exposition aux échouages de 8 grandes zones européennes.

Les séries à long terme d'échouages attendus sous l'hypothèse nulle ont été soustraites aux échouages de marsouins communs observés le long des côtes européennes (figure IV.5). Pour l'instant, seuls les échouages provenant des réseaux néerlandais, belges, britanniques et français ont été utilisés, mais les données allemandes et danoises devraient être incorporées fin 2011 (dès qu'elles auront été reçues !).

Dans la plupart des zones, les anomalies d'échouages sont négatives avant le début des années 2000. Ceci signifie que le nombre d'échouages observés est inférieur à celui attendu sous l'hypothèse nulle. Des changements rapides, ou points de rupture, ont été détectés et marquent une augmentation des nombres de marsouins morts en mer à des moments différents selon les zones considérées.

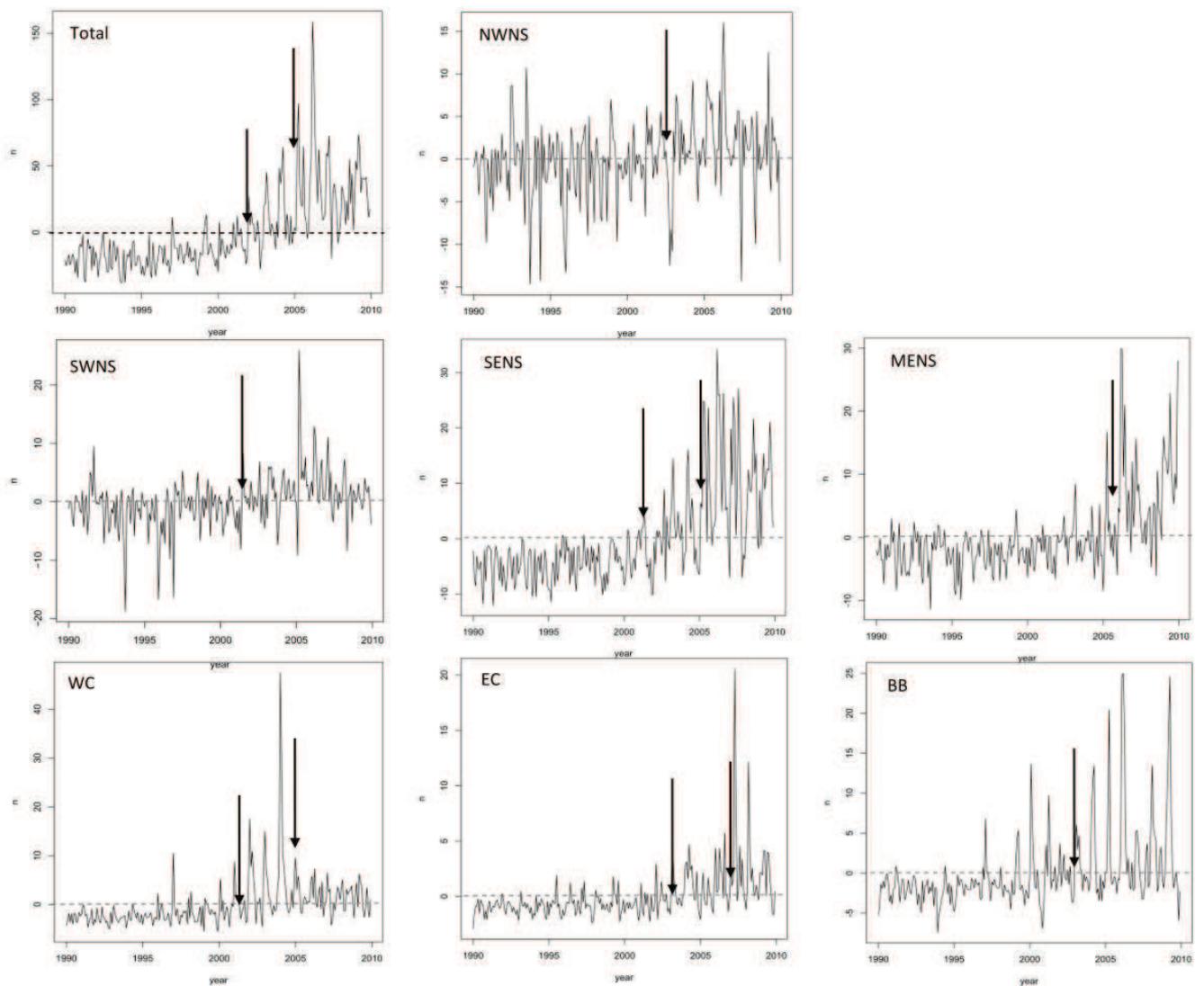


Figure IV.5 : Anomalies d'échouages sur la période 1990-2009 et changements détectés dans les séries (flèches noires).

Ces analyses montrent que les mortalités de marsouins sont restées assez stables dans l'ouest de la mer du Nord. L'augmentation des anomalies d'échouages a d'abord été observée dans le sud de la mer du Nord, puis en Manche ouest, en Manche est, dans le golfe de Gascogne et enfin dans l'est de la mer du Nord. Ceci est localement cohérent avec les observations en mer de marsouins communs mais aussi globalement avec l'hypothèse de changement de distribution des marsouins communs émise à l'issue des campagnes SCANS I et II en 1994 et 2005 (Hammond 2006).

L'utilisation de corrélogrammes permet de mettre en évidence les tendances et les schémas saisonniers dans les séries temporelles (figure IV.6). Les tendances sont indiquées par une succession de corrélations diminuant à chaque pas de temps. La saisonnalité est détectée par des corrélations plus importantes au pas de temps d'une année.

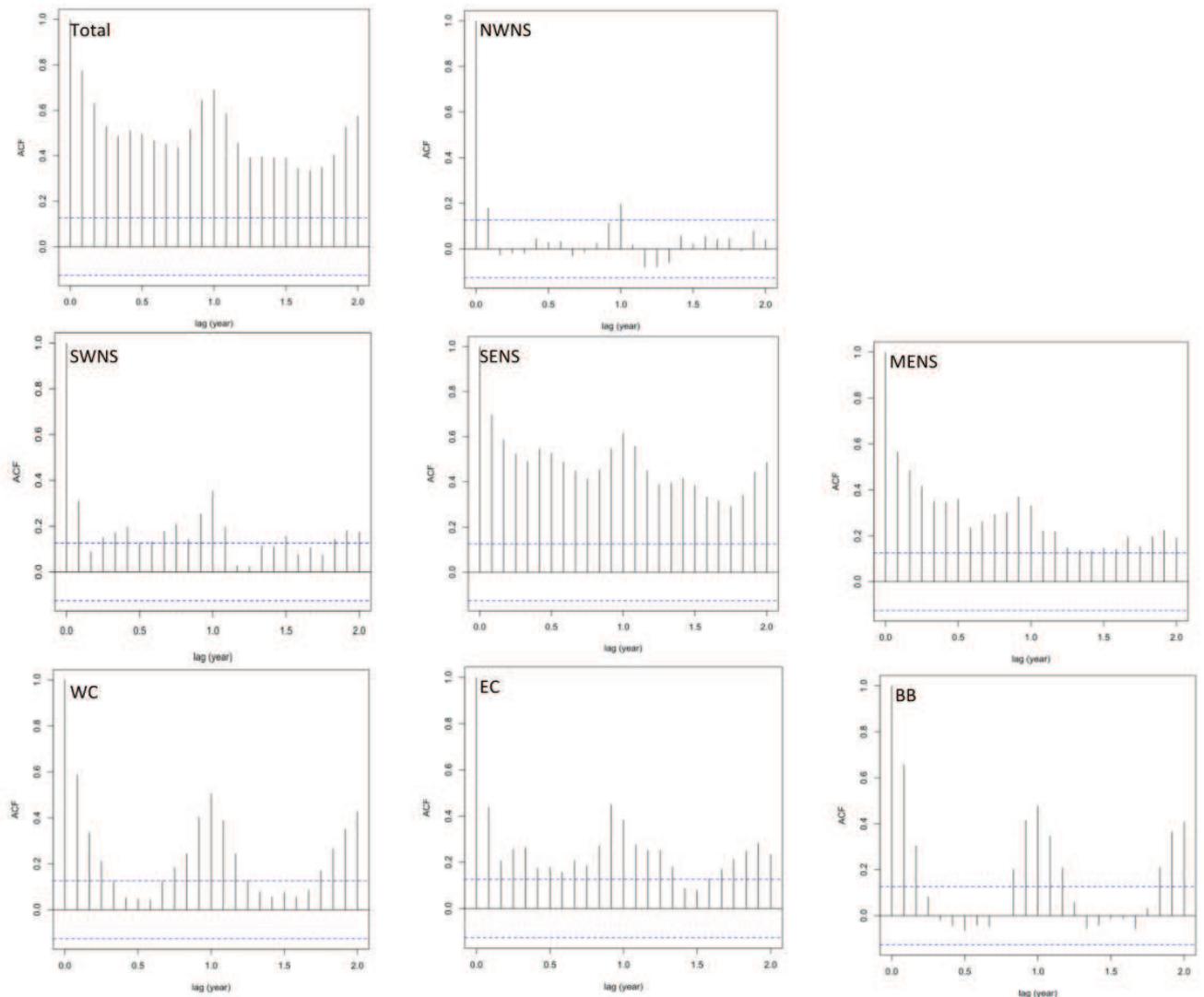


Figure IV.6 : Corrélogrammes des anomalies d'échouages.

Ces corrélogrammes indiquent une tendance positive à long terme de l'anomalie d'échouages dans l'est de la mer du Nord et de la Manche. La saisonnalité est le signal dominant dans les eaux de la Manche ouest et du golfe de Gascogne. Dans l'ouest de la mer du Nord, le signal semble détendancé, et il persiste une très faible saisonnalité.

La comparaison des schémas mensuels des échouages observés, attendus et des anomalies indiquent qu'à l'échelle de toute la zone d'étude, l'anomalie d'échouage est positive au printemps (mars et avril) et négative à l'automne (figure IV.7). Dans l'ouest de la Manche et le golfe de Gascogne, la saisonnalité de l'anomalie d'échouage est positive en hiver (janvier à avril) et négative de juin à décembre. Dans l'est de la mer du Nord, la saisonnalité centrée sur la fin de l'hiver et l'été est peu marquée, mais n'est pas totalement expliquée par les conditions de dérive.

Ainsi, les conditions de dérive ne parviennent pas à expliquer les variations à long terme dans les échouages observés le long des côtes européennes, ni la forte saisonnalité mesurée dans le golfe de Gascogne et la Manche ouest. Dans l'est de la mer du Nord, l'augmentation des échouages de marsouins est le signal dominant, même si une légère saisonnalité est détectée. L'ouest de la mer du Nord est la région la plus proche de l'hypothèse nulle, ce qui est cohérent avec la distribution des marsouins observées lors des campagnes SCANS, qui montrent une stabilité des populations de marsouins dans cette zone.

- **Ce travail a permis la mise au point d'un nouvel indicateur des mortalités de cétacés. Cet indicateur a été testé avec les marsouins communs dans toute l'Europe et comparé à différentes campagnes d'observation. Cet indicateur est un outil de détection de variations de l'abondance ou des mortalités de cétacés, affranchis des conditions de dérive.**

Cet article sera soumis lorsque les données des réseaux allemands et danois auront été reçues et incorporées.



Figure IV.7 : Décomposition mensuelle des échantages observés (noir), attendus (gris) et des anomalies (blanc) dans les 8 grandes zones.

IV.II THE NULL HYPOTHESIS AND

THE ANALYSIS OF STRANDING ANOMALIES OF HARBOUR
PORPOISE *PHOCOENA PHOCOENA* IN THE NORTH SEA AND THE
BAY OF BISCAY.

Peltier H. ¹, Dabin, W. ², Deaville, R. ³, Jepson P. ³, Haelters, J. ⁴, Siebert U. ⁵, Keijl, G. O. ⁶, Jensen, L.F. ⁷, Van Canneyt, O. ², Daniel, P. ⁸, Ridoux, V. ^{1,2}

(Temporary author list)

¹ Laboratoire Littoral Environnement et Sociétés, UMR 6250, Université de La Rochelle, 2 rue Olympe de Gouges, 17000 La Rochelle, France

² Observatoire *PELAGIS*, UMS 3419- Université de La Rochelle-CNRS, Université de La Rochelle, 5 allée de l'océan, 17000 La Rochelle, France

³ Institute of Zoology, Zoological Society of London, Regent's Park, NW1 4RY London, United-Kingdom

⁴ Management Unit of the North Sea Mathematical Models (MUMM), Royal Belgian Institute of Natural Sciences (RBINS), 3^e en 23^e Linieregimentsplein B-8400 Oostende, Belgium.

⁵ Research and Technology Centre, Christian-Albrechts-University of Kiel, Hafentörn 1, 25761 Büsum, Germany

⁶ Netherlands Centrum voor Biodiversiteit Naturalis, Postbus 9517, 2300 RA Leiden, Netherlands.

⁷ Fisheries and Maritime Museum, Esbjerg, Denmark.

⁸ Météo France, Dprevi/MAR, 42 avenue Coriolis, 31057 Toulouse, Cedex, France

Abstract

Marine mammal ecological indicators for monitoring strategies are expected to combine three major characteristics: ecological significance, statistical credibility and cost-effectiveness. Strategies based on stranding network rank high in cost-effectiveness, but their ecological significance and statistical credibility are disputed. Our present goal is to improve the value of stranding data as part of monitoring strategies by constructing the spatial and temporal null hypothesis for stranding records. The null hypothesis is defined as: small cetacean distribution and mortality are uniform in space and constant in time. We used the *Météo-France* drift model MOTHY to map stranding probabilities and predict stranding patterns of small cetacean carcasses under H_0 across the North Sea, the Channel and the Bay of Biscay, for the period 1990-2009. Carcasses originating from the shelf of the Bay of Biscay, the Channel and the eastern North Sea are more likely to be found stranded than carcasses from the oceanic Bay of Biscay and the western North Sea. The difference between these strandings expected under the null hypothesis and observed harbor porpoise strandings collected across Europe is defined as the stranding anomaly. This anomaly constituted the stranding data series corrected for drift conditions. Seasonal decomposition of stranding anomaly suggested that drift conditions did not explain observed seasonal variations of harbor porpoise strandings. Stranding anomaly along the western Channel and Bay of Biscay coasts were dominated by seasonal patterns, whereas positive trends in stranding anomalies were observed along eastern North Sea coasts. Observed data from the western North Sea coasts were close to predictions under the null hypothesis. Long term stranding anomalies showed increased porpoise strandings since the early 2000's. Increased stranding anomaly appeared first in the southern North Sea, then along the Channel and Bay of Biscay coasts, and finally along the eastern North Sea. The hypothesis of changes in harbor porpoise distribution was consistent with several local visual surveys and mostly with the two SCANS surveys carried out in 1994 and 2005.

Keywords: null hypothesis, stranding anomaly, harbor porpoises, indicator, Europe.

IV.II.1 INTRODUCTION

Top predators have long been considered as conservation priorities (Thomas 1996; Asseburg et al. 2006; Sergio et al. 2006, 2008; Mace & Baillie 2007). There are intrinsic rationales for the conservation of top-predators. They include the generally low resilience of these species, which results from their low fecundity, and their position at the top of the food webs, which makes them more prone to being exposed to many man-induced pressures (direct takes, competition with fisheries, by-catches, bio-accumulation of persistent contaminants). Additional rationales include the benefits that one can expect for the ecosystems from a top-predator oriented conservation strategy. Because top predators rely on lower trophic levels for their food, their conservation implies a sustainable management of their prey and the preservation of ecosystem processes that determine the development of forage organisms. Finally, because most top predators have extensive home ranges their conservation should envisage large marine subareas. In the end, because of their iconic nature, the presence of top predators can be a lever by which many less popular organisms can benefit from the protection afforded to the habitats shared with top predator ‘flagship’ species (Leader-Williams & Dublin 2000; Boyd et al. 2006; Iverson et al. 2006; Sergio et al. 2006, 2008; Wanless et al. 2007; Heithaus et al. 2008; Wallach et al. 2009). The need and efficacy of conservation plans have to be assessed by implementing monitoring programmes.

Monitoring was defined as “the long term collection and analysis of repeated observations or measurements to evaluate changes in condition and progress toward meeting a management objective” (Elzinga et al. 2001). The efficiency of a monitoring plan is based on three expected performances: ecological relevance, statistical credibility and cost-effectiveness (Hinds 1984; Caughlan & Oakley 2001). Nevertheless, collecting data often remains very expensive, putting management objectives at risk (Caughlan & Oakley 2001). Indicators are therefore being used as a simplification of recorded parameters. Indicators were defined as “measures established from verifiable data that include more information than data themselves do” (Bubb et al. 2005). As a low cost simplification of the monitored parameters, indicators allow communication between scientists and policy-makers (Schiller et al. 2001; Müller & Lenz 2006; Mace & Baillie 2007; Turnhout et al. 2007).

Marine mammals are protected by many international and national regulations (European Union Habitats Directive, Marine Strategy Framework Directive and Common Fisheries Policy; US Endangered Species Act and Marine Mammal Protection Act; ...) and most of them are listed as critically endangered, endangered, vulnerable or data-deficient in the IUCN Red Lists. Several parameters can be measured to provide relevant information on marine mammal population status: absolute abundance, relative abundance, distribution, demographic parameters and health status. Most of these parameters (absolute and relative abundance and distribution) require extensive data to be collected at sea, generally at expensive costs. However, the efficiency of monitoring plans is also

based on cost-effectiveness, and the development of low-cost indicators for assessing cetacean population status is of great interest. Hence, the present study was aimed to examine the potential of stranding data to provide indicators for cetacean populations. For scientific purposes, the word “stranding” is commonly used for either live or dead specimen (Geraci & Lounsbury 2005); in the present work, we will only be considering dead specimens secondarily washed ashore.

It is commonly admitted that stranding data are quite inexpensive to collect, because they do not rely on the implementation of expensive field work conducted at sea. Therefore, many attempts for testing the value of strandings as a source of indicators of mortality at-sea were made, mostly for seabirds (Lloyd et al. 1974; Bibby & Lloyd 1977; Piatt et al. 1990; Hlady & Burger 1993; Piatt & Ford 1996), sea otters (Degange et al. 1994; Garshelis 1997), sea turtles (Epperly et al. 1996; Hart et al. 2006) and cetaceans (Pyenson 2010, 2011; Williams et al. 2011). In most European countries, marine mammal strandings have been recorded for decades. These data bases jointly constitute one of the largest dataset about cetaceans in European waters. Thanks to their fairly low running costs, national stranding schemes have developed in most European countries and cover extensive spatial (1000s km coastline) and temporal (several decades) ranges that are consistent with the characteristics of cetacean populations (extensive population home ranges, low recovery rates). Historically, stranding networks were first established to make inventories of cetacean species assemblages living off-shore and then to document many biological and ecological features, including life history parameters (Stolen & Barlow 2003; Murphy et al. 2009). More recently cetacean stranding networks have been aimed at contributing monitoring strategies by collecting data on *inter-alia* spatio-temporal patterns of occurrence, cause of death, health status, ecological traits and population structure (Kirkwood et al. 1997, 1997; Jepson et al. 1999; Wilkinson & Worthy 1999; Siebert et al. 2001, 2006; Spitz et al. 2006). Nevertheless, the use of stranding data is often limited by the opportunistic nature of sampling and the difficulty to relate patterns and figures observed in strandings with processes affecting populations (Evans & Hammond 2004). Nonetheless, the scientific use of stranding as a source of populational indicators is encouraged by a variety of intergovernmental dispositions or recommendations (International Whaling Commission scientific report 2010; various agreements under the Convention for Migratory Species; International Council for the Exploration of the Sea; the OSPAR Convention; the Marine Mammal Protection Act...). Therefore, it becomes particularly important to delineate their ecological significance and statistical credibility. The main goal of the current study is to improve the statistical credibility of stranding records in a monitoring perspective.

The harbour porpoise (*Phocoena phocoena*) is listed in many international conventions, directives and agreements (Conservation of Migratory Species of Wild Animals, Convention on the Conservation of European Wildlife and Natural Habitats, EU Habitats and Species Directive, Protocol for Special Protected Areas and Biological Diversity, Convention on International Trade in Endangered Species of Wild Fauna and Flora, Agreement on the Conservation of Small Cetaceans of the Baltic, North East

Atlantic and North Seas (ASCOBANS),...) (Hoyt 2005; Reijnders et al. 2009). Moreover, the harbour porpoise is the major species in tens proposals of marine protected areas in European waters (Hoyt 2005). Needs in harbour porpoises monitoring are increasing, for example through conservation plans in the North Sea or recovery plans in the Baltic Sea conducted under the ASCOBANS agreement (Reijnders et al. 2009). Indeed, the harbour porpoise is impacted by anthropogenic disturbances, mostly fishery activities (competition and bycatch) (Jefferson & Curry 1994; Kirkwood et al. 1997; Tregenza et al. 1997; Vinther 1999; Baker et al. 2007; Leeney et al. 2008; Osinga et al. 2008; Haelters & Camphuysen 2009; Herr et al. 2009) and organic pollutants and heavy metals contamination (Berggren et al. 1999; Jepson et al. 1999; Bennet et al. 2001; Pierce et al. 2008; Weijs et al. 2009, 2010). The existence of pressing conservation issues and the broad distribution of the harbour porpoise in European waters prompted us to concentrate the present study on this species. The study area covered the north-eastern Atlantic waters of the Bay of Biscay and the North Sea, from the French coasts to Danish waters, hence encompassing an extensive part of the species distribution in European waters.

Cetacean stranding records follow a complex function of cetacean abundance and mortality rate at sea, drift processes and reporting condition (Peltier et al., in review), which makes difficult the interpretation of observed stranding patterns because several different factors may be involved in observed variations of stranding frequency. Here we explore how drift varies spatially and temporally and assess its contribution to variation in cetacean stranding numbers. By using the drift model MOTHY developed by MétéoFrance, the French meteorological agency, we propose to examine how harbour porpoise (and by extension any small cetacean) stranding should be distributed if variations were only due to drift conditions (abundance, mortality rate and reporting rate being set uniform and constant). Doing this, we build the null hypothesis of stranding records and can make predictions of *inter-alia* stranding long term series and seasonal variations at various spatial scales across study area, against which observed stranding data, provided by six contiguous national stranding schemes (UK, Denmark, Germany, The Netherland, Belgium and France) can be statistically compared in a rigorous hypothesis testing procedure.

IV.II.2 MATERIALS AND METHODS

A. General experiment design

The study area covered the Bay of Biscay, the Channel and the North Sea, and ranged from 1990 to 2009. Small cetacean stranding time series and seasonal patterns calculated under the null hypothesis reflect stranding variations expected under the effect of tides and wind only, with the assumption that

dead cetacean occur uniformly in time and space. They were constructed following four steps (figure IV.8).

Firstly, the hypothesis of spatial and temporal uniformity of dead harbour porpoises was represented by 238 theoretical cetaceans uniformly distributed in a gridded map of the study area, with cells of 0.75° longitude and latitude size. Their drift was computed for 30 day every 10 days from 1990 to 2009, by using the drift prediction model MOTHY. For each theoretical cetacean, the value of 1 was attributed to its cell of origin if it was predicted to strand and 0 if not. Every 10 days, from 1990 to 2009, as many as 720 gridded maps of 0 and 1 were built. Overall, yearly, seasonal or monthly averages of these maps represent the probability that a cetacean dying in each cell reach the coast and get stranded, under the influence of tides and wind only at these different time scales. Finally, these simulations allowed the construction for large coastal subareas of 20 year time series of strandings and seasonal patterns predicted under the null hypothesis. These predictions were compared to observed strandings along European coasts in order to highlight differences with the hypothesis of uniformity in abundance and distribution of dead cetaceans, and thus underline the biological component of harbour porpoise stranding records.

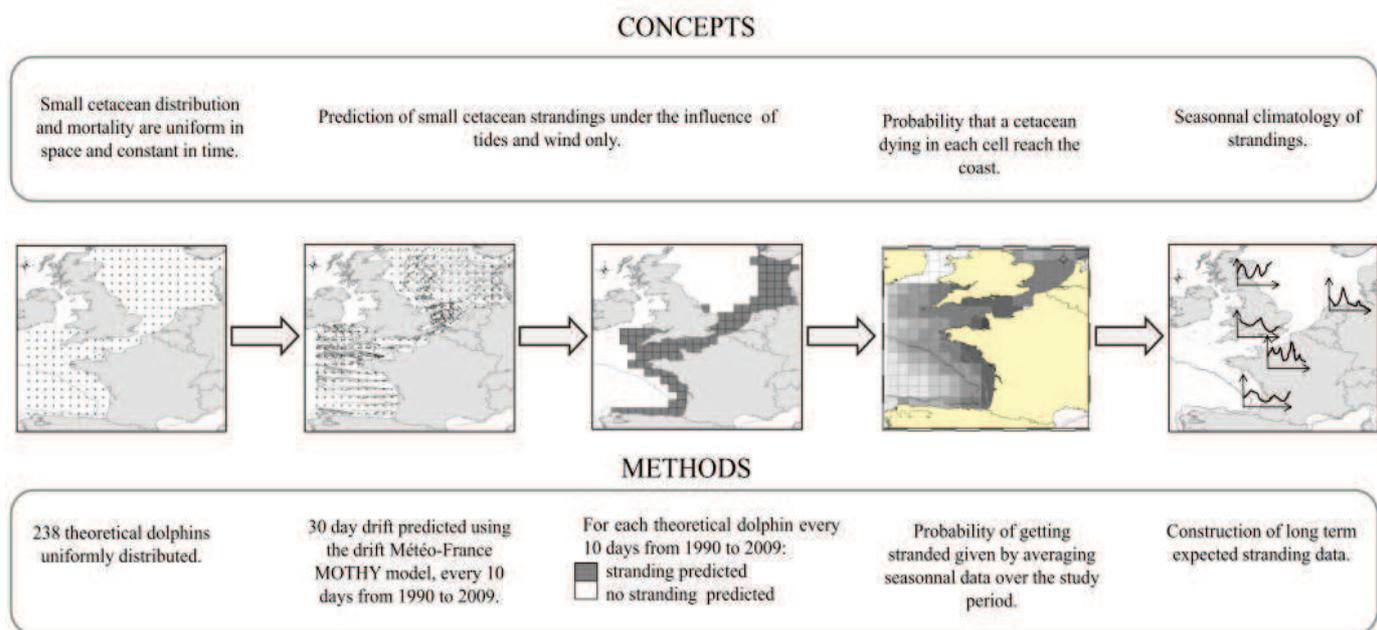


Figure IV.8: Theoretical scheme of the experiment.

B. Definitions

We defined the probability of strandings ($P_{stranding}$) as the probability that a cetacean dying at sea reach the coast and get stranded. This probability was calculated for each of the 238 cells of the study area, for every season.

Expected strandings are strandings predicted under the hypothesis of spatial and temporal uniformity of dead cetaceans. They vary with drift conditions only.

Observed strandings are strandings collected by all European stranding networks operating across study area.

The difference between observed and expected strandings was named anomaly of strandings. This anomaly represents differences between observed stranding data and stranding predicted under the null hypothesis. Positive (*vs* negative) anomalies suggest that more (*vs* less) strandings were observed than expected under the null hypothesis.

We concluded to the existence of seasonality, or of a seasonal pattern, when monthly numbers of stranding events averaged over 20 years showed maximum (*vs.* minimum) figures during several consecutive months.

Long term data were used to describe the 20 year time series at either annual or monthly resolutions.

C. Construction of the null hypothesis

- Drift prediction model MOTHY

The drift of cetacean carcasses was modelled with the drift prediction model MOTHY (*Modèle Océanique de Transport d'HYdrocarbures*), initially developed by *Météo-France* (Daniel et al., 2002) to predict the drift of oil slicks and adapted later on to solid objects (containers, timbers and other navigational hazards, or human bodies) in the context of maritime safety. MOTHY predicts trajectories of floating objects by calculating the vertical profile of currents and the wind effect on the emerged part of the object. MOTHY can be used forward (from drift start to landing point) or backward (from landing location to drift origin). Predicted hourly locations of the drifting object are provided by the model. The model was calibrated by a few well-documented container losses (Daniel et al., 2002).

The bathymetry used by MOTHY was compiled from data provided by SHOM (*Service Hydrographique et Océanographique de la Marine*) at a resolution of 0.08°. The study area covered the Bay of Biscay, the Channel and the North Sea (8°50'W-10°00'E; 43°00'N-59°00'N).

Atmospheric data, provided by the European Centre for Medium-Range Weather Forecasts (ECMWF), combines forecast outputs and data assimilation processes. Tides are modelled using a purely hydrodynamic tidal model. Water velocity is generated by a coupling between a 2D hydrodynamic limited area ocean model and a 1D eddy viscosity model (Daniel et al., 2002).

Object characteristics (thickness and buoyancy), date, starting location and duration of the drift are needed. These parameters were adapted to small cetacean (size: 2 m; thickness: 0.32m; first (or last in the case of back-calculation) drift date and location documented on a case by case basis), and immersion rate was experimentally estimated at 90% (Peltier et al, in review).

- Drift calculations

The hypothesis of spatial and temporal uniformity of dead porpoises at sea was represented by a grid of 238 theoretical small cetaceans uniformly distributed cells of 0.75° longitude and latitude (figure IV.8).

Drifts were calculated for 30 days every 10 days, from 1990 to 2009.

- Stranding climatology

Gridded maps were constructed every 10 days from 1990 to 2009. For each cell, 1 was attributed if the theoretical cetacean dying in this cell was predicted to strand and 0 if not. A total of 720 maps were obtained. They were averaged by months or seasons over 20 years to construct climatology maps of stranding probability for small cetacean at various time frames, including month, season and year.

Finally, time series of expected strandings were constructed with a 10 day resolution, along the European coast divided in eight subareas (Bay of Biscay, western Channel, eastern Channel, south-western North Sea, north-western North Sea, south-eastern North Sea, mid-eastern North Sea and north-eastern North Sea). The number of stranded cetaceans expected per coastal kilometre per year was an indicator of the exposure of each stretch of coasts across study area to small cetacean strandings under the null hypothesis.

Seasonal patterns of expected strandings were constructed by averaging monthly numbers over 20 years for each large area to compare their exposure along the whole year and detect long term and seasonal patterns in expected stranding time series under drift conditions alone.

D. Harbour porpoise stranding data

Harbour porpoise stranding time series were obtained from six European countries: Denmark, Germany, the Netherlands, Belgium, United Kingdom and France from 1990 to 2009. Date of

stranding, location and cause of death were collected. Live stranding events were not considered as the location is not supposed to be entirely determined by drift.

- United Kingdom stranding network

The British stranding network is the oldest organisation that collects marine mammal carcasses. This network was generalised to the whole United-Kingdom in 1990, through the establishment of the Cetacean Strandings Investigation Program that centralises and organises interventions. Many volunteers carry out examination of top predator stranding events following a standardized protocol.

- Danish and German stranding networks

These two national stranding schemes are to join the project later in the year.

- Dutch stranding network

The Dutch strandings network consists of a consortium of a large number of organizations and volunteers. Coverage of the coast is very good along the southwestern and western coasts of the country (100%) and on the westernmost Frisian island of Texel (coverage estimated 80%), but rather poor in the Wadden Sea and the remainder of the Frisian Islands, of which some are uninhabited. The central digital database is kept by the National Museum of Natural History *Naturalis* in Leiden. Data and photographs are made visible on the internet (www.walvisstrandingen.nl).

- Belgian stranding network

Strandings were collected in Belgium since 1970's, but the dedicated and government supported network was established in 1992. It is organised and centralised by the Management Unit of the North Sea Mathematical Models (MUMM). MUMM maintains a single database which can be consulted online.

- French stranding network

The French stranding network is co-ordinated by the *Centre de Recherche sur les Mammifères Marins* (CRMM) at the University of La Rochelle, France; CRMM/ULR, that is now part of the Joint Service Unit *Pelagis*, UMS 3419 ULR/CNRS, dedicated to monitoring marine mammal and seabird populations). It is constituted of around 260 trained volunteers distributed along the whole French coast who collect data according to a standardized observation and dissection protocol (Kuiken & Hartmann 1993). The network was established in the early 1970's and its organisation and procedures are considered unchanged since the mid 1980's. Data are centralized into a single database held by CRMM/ULR.

- Time series analysis

Observed and expected harbour porpoise strandings were compared and their differences were analysed after expected stranding time series had been calibrated on observed stranding time series for each large area such as to obtain equal cumulated numbers in both series.

Firstly, the difference between observed and expected stranding time series was tested by Wilcoxon test for non-parametric paired samples, for each large area.

Secondly, the seasonality of these differences was described over 20 years, with a correlogram produced by an autocorrelation function (ACF), using the software R (Ihaka & Gentleman 1996; Cowpertwait & Metcalfe 2009). This analysis disentangles seasonal signal and trends and detects autocorrelations in time series at different lags. A lag corresponds to the temporal resolution of the time series, here one month. In this case, a year would be represented by 12 lags. The ACF analysis showed the degree of autocorrelation in time series at each lag (from 0 to 24), and revealed the existence of seasonal signal in long term series.

Changes in difference between time series were detected using an algorithm for detecting breaks in time series, based on the F-statistics (Zeileis et al. 2002, 2003). This algorithm detects structural changes in a linear regression by testing the regression coefficients and can be applied to time series.

IV.II.3 RESULTS

A. Climatology of small cetacean stranding events in northwest European waters

- Stranding probability ($P_{stranding}$)

Seasonal maps obtained by averaging gridded maps of 0 and 1 over 20 years were pooled by seasons. Seasons were defined on the basis of the proportion of cells with $P_{stranding} = 0$ (figure IV.9). Months from December to March were gathered together into a winter season, because all cells were non-null. The spring season was constituted of months from April to June, because cells with $P_{stranding} = 0$ represented 5-10% of the study area. July and August presented a proportion of null cells over 10% and constituted the summer season. Finally, months from September to November were pooled into an autumn season, because $P_{stranding} = 0$ in less than 5% of all cells.

Finally, four seasonal maps were constructed and represented the climatology of probability that small cetaceans dying in each cell reach the coast and get stranded, during seasons averaged over 20 years (figure IV.9). The probability that dolphins get stranded is always higher in coastal area. In the Bay of Biscay, highest $P_{stranding}$ were observed from the coast to the continental slope. In the English Channel

$P_{stranding} > 0.2$ over the whole year. North Sea showed the strongest seasonal patterns and the western part of the North Sea showed the lowest probability of stranding at all seasons.

The areas with highest probabilities of stranding expand in winter and shrink in the summer as a result of seasonal variation in prevailing wind force. During winter months only 12.5% of the whole study area presented $P_{stranding} < 0.1$. Highest probabilities of strandings (> 0.3) covered 63% of the study area, over the continental shelf of the Bay of Biscay, the English Channel and the eastern half of the North Sea. These areas retracted during spring months to 52% and a broad area of low stranding probability appeared in the central North Sea. In the summer months, around 10% of the study area showed $P_{stranding} = 0$, suggesting that a cetacean dying in these areas would never get stranded and cells with $P_{stranding} > 0.3$ covered no more than 49% of the study area. These cells were observed over the continental shelf in the Bay of Biscay and in the western half of central North Sea. Autumn drift conditions showed $P_{stranding} > 0.3$ across 57% of the study area.

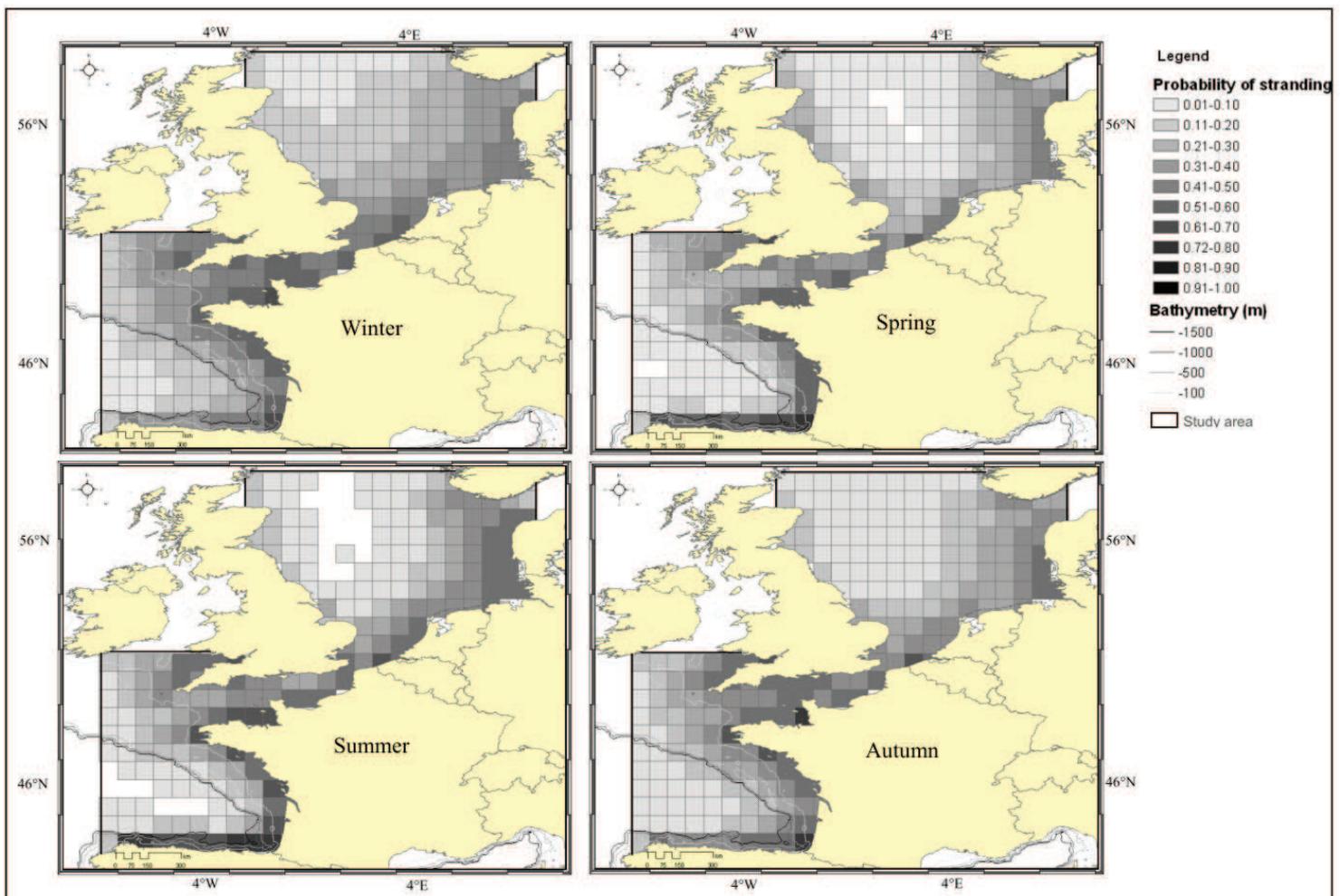


Figure IV.9: Seasonal maps of stranding probability in the study area. The darker the colour the higher the probability that animals dying in the corresponding cell would reach the coast.

○ Exposure of European coasts to small cetacean strandings

Expected stranding time series under the effect of tides and wind were built. For each large area, the number of expected strandings per coastal kilometre per year was calculated. To facilitate comparison between large subareas, an arbitrary value of 1 expected stranding.km⁻¹.year⁻¹ was given to the stretch of coast that showed the lowest number of expected strandings, in this case the south-western North Sea coast. Exposure to small cetacean stranding varied from 1 to 7.3 across study area. Expected numbers were calculated at 7.3 stranding.km⁻¹.year⁻¹ along the north-eastern North Sea coast and 6.6 along the western Channel coast (figure IV.10). In the Bay of Biscay and the south-eastern North Sea, stranding events expected were respectively 4.1 and 4.5 times higher than along the south-western North Sea coasts. In the rest of the study area, expected strandings were between 1.2 and 2.2 times higher.

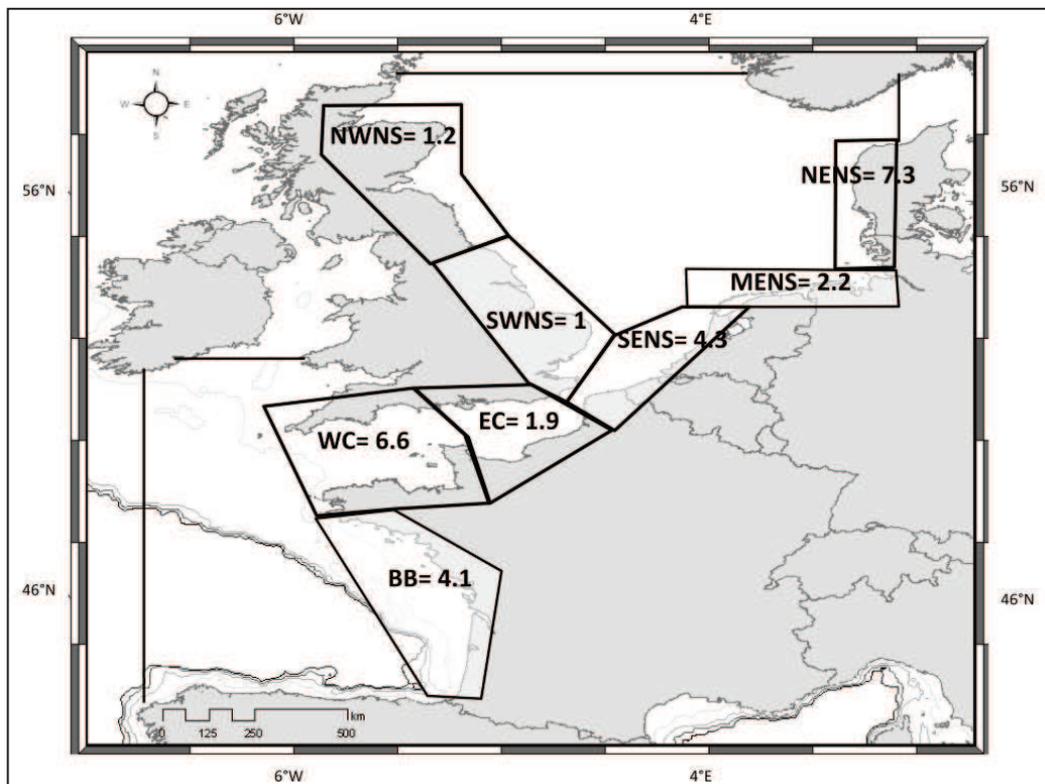


Figure IV.10: Exposure of seven large subareas to stranding event (strandings.km⁻¹.year⁻¹). BB: Bay of Biscay, WC: western Channel, EC: eastern Channel, SWNS: south-western North Sea, NWNS: north-western North Sea, SENS: south-eastern North Sea, MENS: mid-eastern North Sea, NENS: north-eastern North Sea.

○ Seasonal patterns of exposure to strandings

Monthly numbers in expected stranding in numbers.km⁻¹.year⁻¹ were averaged over 20 years to detect seasonal patterns in expected time series (figure IV.11). Seasonality was detected in expected strandings in the Bay of Biscay and western Channel subareas. Maxima were observed between October and February and numbers decreased between May and August down to 34-50% of highest numbers. In these three regions, variances were very low (1.9 in the Bay of Biscay, 0.4 in eastern Channel and 1.1 in western Channel).

Seasonal patterns along western and eastern North Sea coasts were opposite, regardless of north-south divisions. In south-western and north-western North Sea, expected strandings increased in winter to reach maxima in May. They were more irregular during the rest of the year. In south-eastern, mid-eastern and north-eastern North Sea, monthly expected strandings were irregular but minima were observed in April and May.

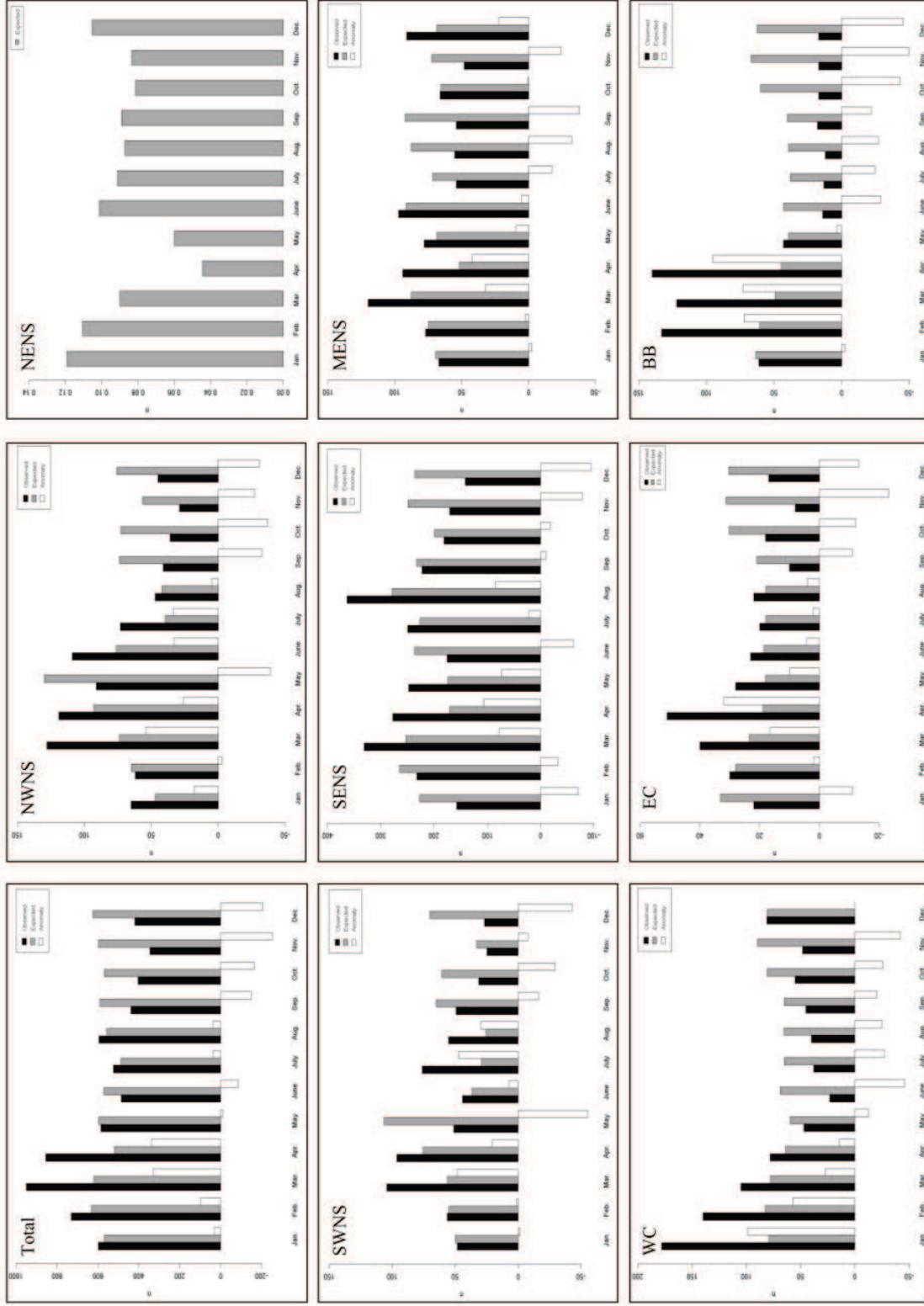


Figure IV.11: Monthly decomposition of observed strandings (black bars), expected strandings (grey bars) and stranding anomaly (white bars) (n). (BB: Bay of Biscay, WC: western Channel, EC: eastern Channel, SWNS: south-western North Sea, NWNS: north-western North Sea, SENS: south-eastern North Sea, MENS: mid-eastern North Sea, NENS: north-eastern North Sea).

B. Description of harbour porpoise stranding patterns in northwest European waters

○ Spatial patterns in observed harbour porpoise stranding data

A total of 6927 stranded harbour porpoises were used in this study from across the whole study area (figure IV.12): 901 in the mid-eastern North Sea, 2745 in the south-eastern North Sea, 845 in the north-western North Sea, 662 in south-western North Sea, 289 in eastern Channel, 878 in western Channel and 607 in the Bay of Biscay, over the study period 1990-2009. The average frequency of stranding events was 0.09 harbour porpoise stranded. $\text{km}^{-1}.\text{year}^{-1}$, coastline being measured in straight line along the main orientation of the sub-area.

The highest frequency of stranded harbour porpoises was observed along the south-eastern North Sea coast, where it reached 0.4 strandings. $\text{km}^{-1}.\text{year}^{-1}$. High frequency was observed along the mid-eastern North Sea with 0.15 strandings. $\text{km}^{-1}.\text{year}^{-1}$. North-western parts of the North Sea and the Channel showed lower frequencies with 0.09 strandings. $\text{km}^{-1}.\text{year}^{-1}$. Finally the lowest frequencies were found in the south-western North Sea (0.06 stranding. $\text{km}^{-1}.\text{year}^{-1}$), in the Bay of Biscay (0.05 stranding. $\text{km}^{-1}.\text{year}^{-1}$) and along the eastern Channel coast (0.03 stranding. $\text{km}^{-1}.\text{year}^{-1}$).

There appears to be good consistency across national boundaries, suggesting that possible differences in reporting effort between countries would not be a major source of heterogeneity.

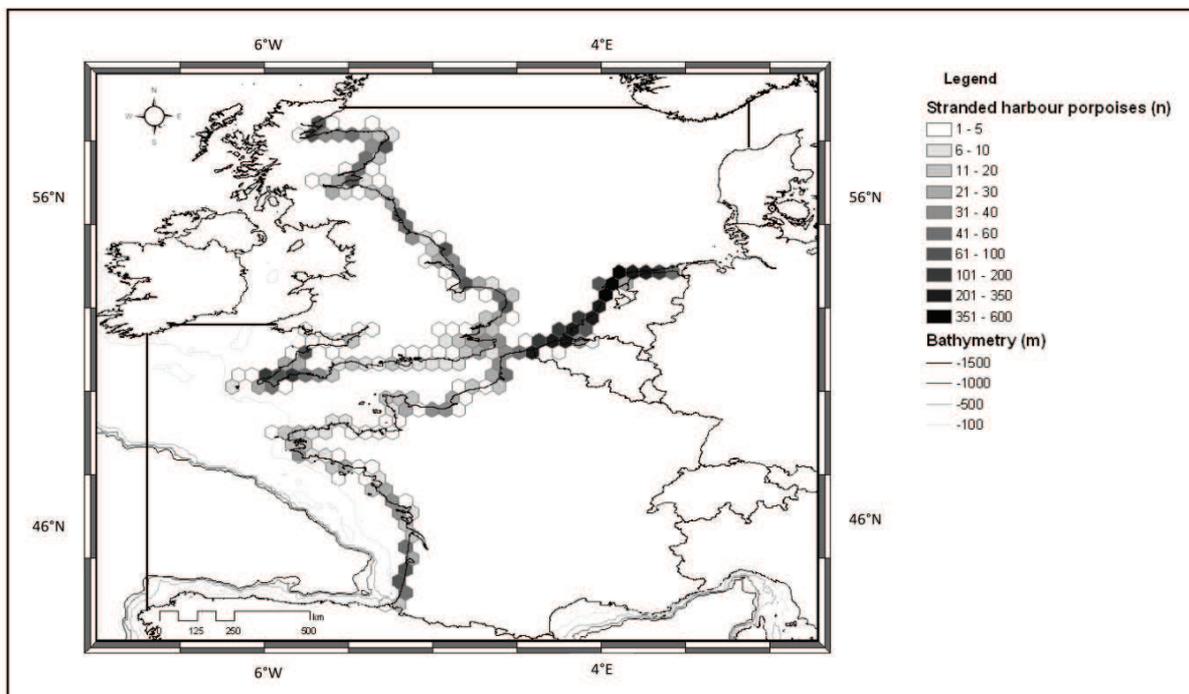


Figure IV.12: Harbour porpoise strandings collected by European stranding schemes (n).

○ Long term trends in observed harbour porpoise stranding data

Over the whole study area, porpoise strandings showed a strong increase over the study period, mostly since 2000 (figure IV.13). The maximum of 950 porpoises found stranded in a year was reached in 2006. In the last 3 years, numbers showed a slight decrease. In the north-western North Sea, porpoise strandings were increasingly observed since 1990, with a maximum of 77 strandings reached in 2006. Along the south-western North Sea coast, 10 to 40 strandings were observed every year between 1990 and 2000, and numbers highly increased from 2000 on. In the mid-eastern and south-eastern North Sea, averages of 15 and 35 strandings.year⁻¹ respectively were observed in the 1990's. Since 2000, higher numbers were recorded. Along the eastern Channel, less than 10 strandings.year⁻¹ were observed until 2001. Since 2002, numbers increased to 59 porpoises stranded in 2007. Around 10 porpoises were found stranded in the western Channel every year between 1990 and 1996, before increasing to a maximum of 151 strandings in 2004. Since 2005, numbers decreased. Along the Bay of Biscay, an average of 4 porpoises.year⁻¹ was observed stranded from 1990-1996. From 1997 on, numbers increased to 101 strandings recorded in 2006 and lower numbers were observed since then (around 63 strandings.year⁻¹).

○ Seasonal patterns in observed harbour porpoise stranding data

Harbour porpoise stranding numbers were summed by month to highlight seasonal distribution of strandings across study area: as many as 45% of porpoise total numbers were observed between January and April (figure IV.11). The very high variance (34523.3) showed that there were high variations in porpoise strandings within a year. In the whole North Sea, highest numbers were observed in March and April (twice higher than during the rest of the year). During the summer, high stranding numbers were recorded in one month: June in the north-western and mid-eastern North Sea, July in the south-western North Sea and August in the south-eastern North Sea. Variances ranged from 481.3 in mid-eastern North Sea to 1100.8 along south-eastern North Sea coasts. In the Channel, seasonal patterns showed highest values from January to April. In winter, the maximum value was observed in January in the western part and decreased regularly until June, whereas numbers increased from January to April in the eastern Channel. Variances were 2168.1 in western Channel and 145.3 in eastern Channel. Along the Bay of Biscay coasts, highest porpoise numbers were observed from January to April, and very few were recorded the rest of the year. The high variations between winter and summer were suggested by a very high variance (2612.6).

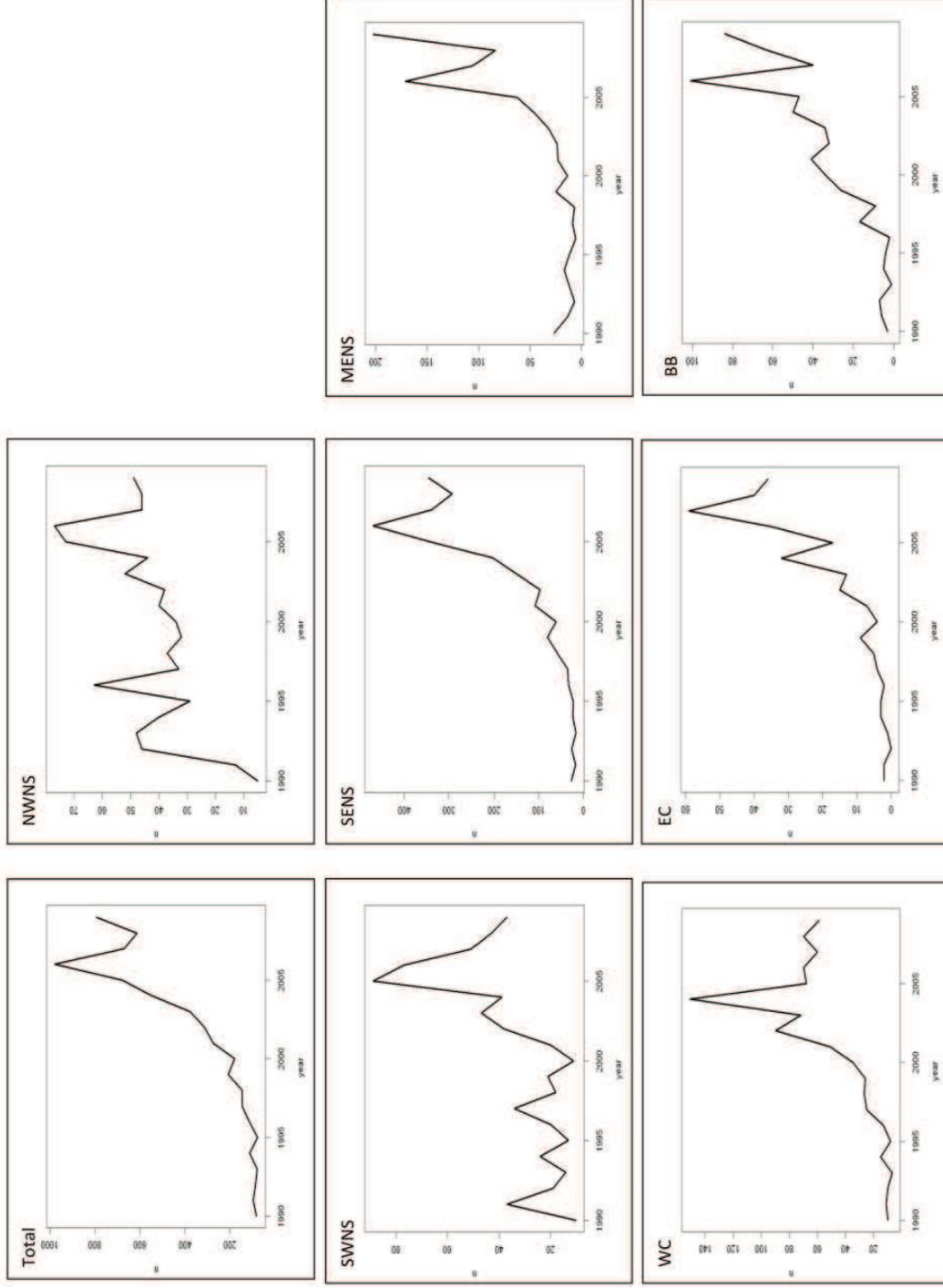


Figure IV.13: Annual numbers of observed harbour porpoise strandings (n).

C. Comparisons of observed versus expected harbour porpoise strandings

○ Stranding anomaly: spatial comparisons

We compared expected strandings.km⁻¹.year⁻¹ in the 8 large European regions to observed strandings.km⁻¹.year⁻¹ collected by stranding networks in these subareas. Difference was not statistically significant ($P=0.480$).

○ Anomaly of strandings: long term trends

The stranding anomalies time series were tested with a Wilcoxon test for non-parametric paired samples. At the European scale, the difference between observed and expected harbour porpoise strandings was significant ($P=0.014$). This result was found in all regions ($P<10^{-3}$ in each case) except along the south-western and north-western North Sea coasts ($P=0.379$ and 0.199 , respectively).

At a European scale, stranding anomaly showed a regular increase and two breakpoints were detected in 2001 and 2004 (figure IV.14). Changes were detected by determining breakpoints, to identify changes in trends, both generally (across study area) and locally (across regions). Trends in anomalies became positive after the first breakpoint and a strong increase started with the second breakpoint.

The Bay of Biscay, the Channel, the mid-eastern and the south-eastern North Sea showed negative anomaly from 1990 to 2000 and became positive thereafter. Since 2005, these anomalies became strongly positive and high values were observed showing that there were much more porpoises observed stranded than expected under the null hypothesis. Along the western Channel coast, high anomalies were observed during a short period from 2002 to 2005. Since 2005, these values became more regular and closer to 0. Stranding anomaly in the eastern Channel appeared to decrease during the last two years, whereas high numbers have still been found in the Bay of Biscay and in the south-eastern and mid-eastern North Sea. The north-western and south-western North Sea coast showed different profiles and numbers were steadier over the study period. The decrease in stranding anomalies observed in recent years for several regions, was not identified as a breakpoint by the analysis, possibly because not enough years after the apparent start of this putative new trend are available to date.

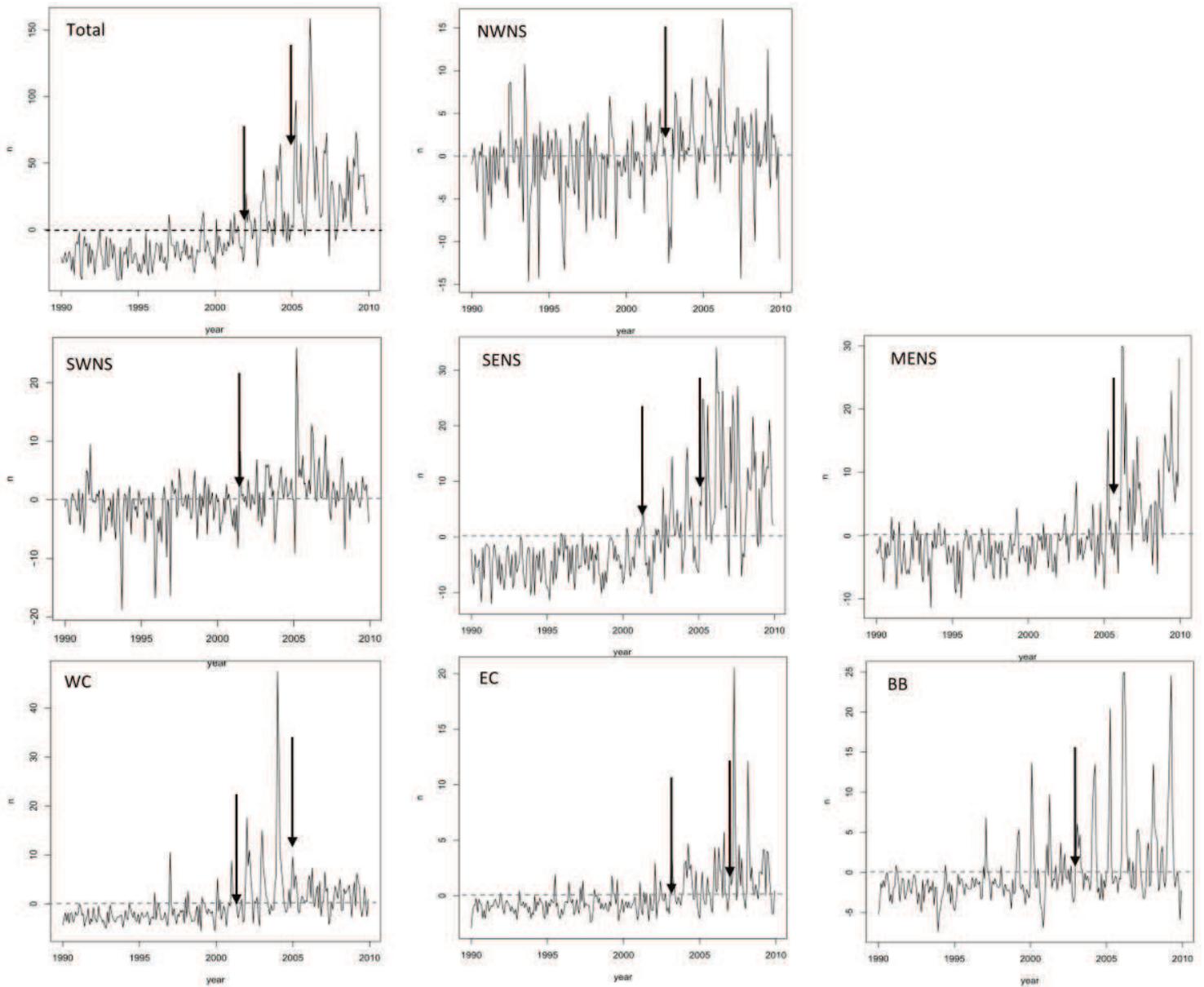


Figure IV.14: Long term harbour porpoise stranding anomaly in large subareas (n). Black arrows represent detected ruptures in time series. BB: Bay of Biscay, WC: western Channel, EC: eastern Channel, SWNS: south-western North Sea, NWNS: north-western North Sea, SENS: south-eastern North Sea, MENS: mid-eastern North Sea, NENS: north-eastern North Sea.

○ Anomaly of strandings: seasonal patterns

Correlograms allow autocorrelations in times series to be assessed for increasing time lags. At lag 0 autocorrelation is always 1.

Correlogram of the stranding anomaly at European level showed a slow decrease with time (figure IV.15). The maximum correlation was found at a time-lag of 12 months, reflecting a positive linear relationship between variables separated by 1 year, highlighting the strong seasonal component of stranding data. The same general pattern was also observed along the south-eastern and mid-eastern North Sea coasts.

Very slight trends were detected in the Channel, as shown by the autocorrelations always > 0 , irrespective of time lag. Nevertheless a strong seasonality was detected with a 12-months period. Furthermore, the Bay of Biscay showed a negative correlation focused on 6-months periodicity, explained by a strong seasonal pattern and the lack of detectable trend in the time series. Finally, the north-western and south-western North Sea coast did suggest neither strong seasonal pattern nor trend, except a positive autocorrelation at lag 1 year, suggesting a slight 12-months pattern.

In the whole study area, the monthly decomposition of stranding anomalies showed that they were maximum in March and April, and minimum from October to December (figure IV.10). The strongest seasonality was observed in both Channel regions and in the Bay of Biscay, with positive anomalies in winter and negative in summer, autumn and early winter. In all North Sea regions, this scheme was not as strong as in Channel and Bay of Biscay. Even if positive anomalies were still observed in winter, they remained irregular, with irregular changes in anomaly sign. The differences between observed and expected stranding seasonality were significant in the western Channel and the Bay of Biscay ($P=0.019$). In eastern Channel and in the whole North Sea, these differences were not significant ($P>0.785$).

Both analytical tools showed that seasonality detected by correlograms in some regions reached a maximum in winter.

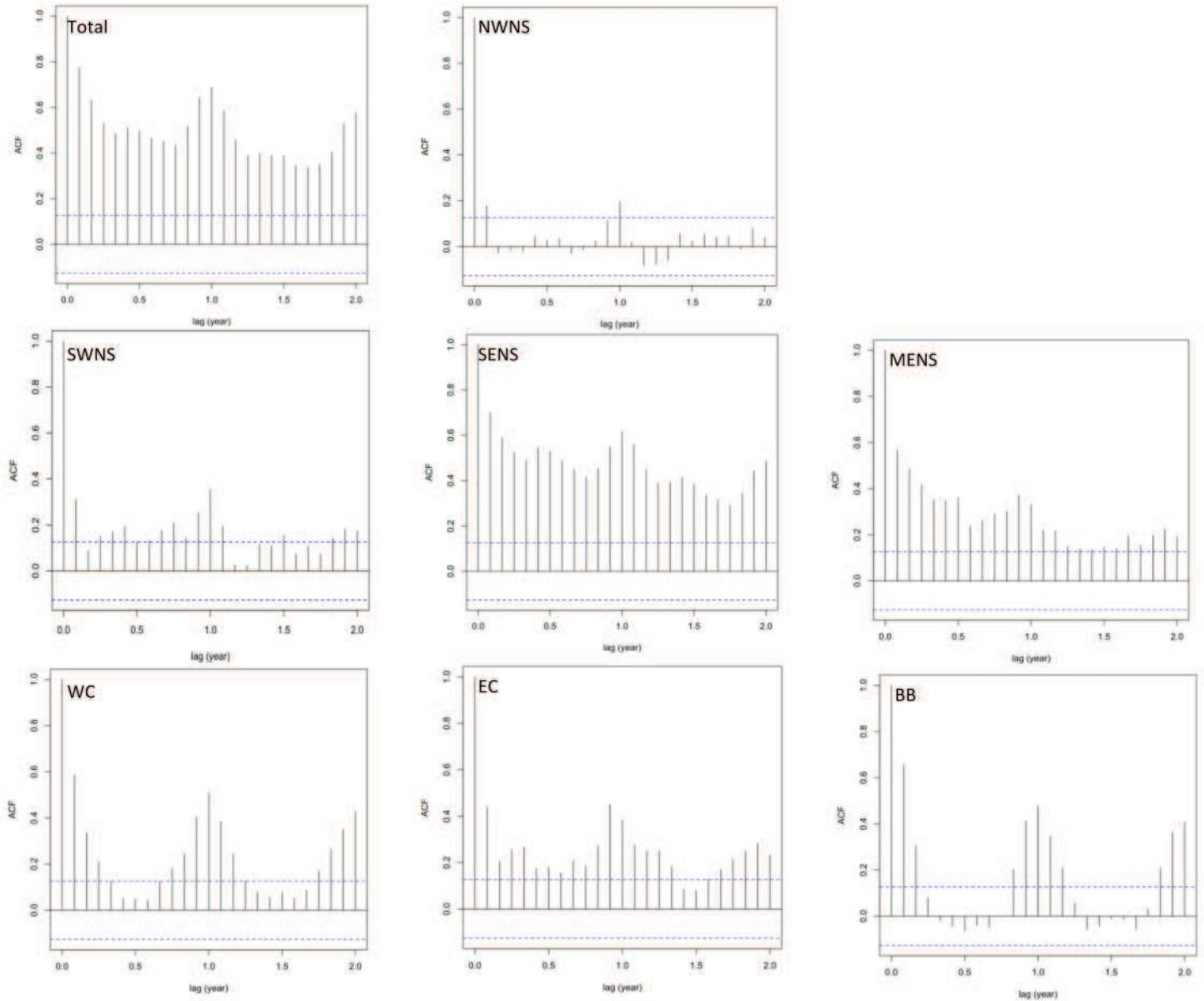


Figure IV.15: Correlograms of harbour porpoise stranding anomaly in large subareas. If autocorrelation falls outside the dotted lines, it is considered to be significant 0 at a 5% probability level. BB: Bay of Biscay, WC: western Channel, EC: eastern Channel, SWNS: south-western North Sea, NWNS: north-western North Sea, SENS: south-eastern North Sea, MENS: mid-eastern North Sea, NENS: north-eastern North Sea.

IV.II.4. DISCUSSION

A. General

This work is an entirely novel approach to analysing and interpreting small cetacean stranding data. Firstly we constructed stranding time series expected under the assumption that dead small cetacean be uniformly distributed in time and space and therefore that spatio-temporal patterns in stranding frequency would entirely result from drift conditions. This expected stranding data set was defined as the null hypothesis of stranded small cetaceans and was constructed by computing of the drift of 238 theoretical small cetaceans regularly spaced across the study area, every 10 days over 20 years. The exposure to strandings in 8 large European subareas was shown to vary by a factor of 1 to 7 depending on the orientation of the coast relative to prevailing winds. Secondly, expected small cetacean stranding time series and seasonal patterns were compared to observed harbour porpoise stranding data on the assumption that any departure from the null hypothesis would help disentangle the complexity of observed stranding records and express their biological component, *i.e.* spatio-temporal patterns in harbour porpoise density and mortality rate. At the present stage of its development, this approach does not help disentangling the effects of cetacean density and mortality rates on stranding patterns.

Two important aspect of the approach are its large spatial scale (from northern North Sea to southern Bay of Biscay) and long temporal span (20 years). Uncertainty in carcasses drift modelling was estimated at a few 10s kilometres (Peltier et al., in review), well below study area and sub-region sizes. In addition, the size of the study area encompasses a large proportion of the harbour porpoise population distribution in north-western Europe and a scale at which massive changes in distribution were shown between 1994 and 2006 by the SCANS and SCANS II surveys (Hammond et al. 2002; Hammond 2006). Furthermore, genetic analyses suggested that harbour porpoises from Bay of Biscay to the North Sea may constitute a single continuous system under isolation by distance (Fontaine et al. 2007; Reijnders et al. 2009). The long duration of the analyses potentially allows changes in trends to be differentiated from higher frequency noise in stranding data. To cover this large geographical scope and temporal span we have lumped together data sets from seven distinct national stranding schemes. Although this is an obvious strength of the study, it also introduces a source of heterogeneity that is difficult to assess as a result of the specific history and management of each of these schemes and the levels a public awareness on these issues (with is central in the reporting process) that have evolved at different rates between countries (possibly also within countries).

The determination of 8 large subareas according to coast-line orientations rather than European boundaries smoothed stranding patterns collected at country scale, but is considered to be much more relevant on an ecological point of view than statistics analysed on a national basis. Nevertheless,

increased porpoise strandings observed since 2000 along the Dutch, Belgian and northern French coasts (Camphuysen et al. 2008; Haelters & Camphuysen 2009; Van Canneyt et al. 2010) are consistent with changes detected in the regions created for the present studies. Increased strandings along western North Sea and Channel were also consistent with trends in stranding numbers collected along UK coasts since late 1990's (Leeney et al. 2008; Deaville & Jepson 2010). Seasonal patterns in stranding data analysis carried out at national level may be slightly different to the patterns observed in the present work, but the predominant seasonality with maxima in winter months remained strong in western North Sea, Channel and Bay of Biscay (Leeney et al. 2008; Van Canneyt et al. 2010; Deaville & Jepson 2010). Both stranding maxima reached in March and September along Belgian and Dutch coasts were identified in our south-eastern North Sea area (Camphuysen et al. 2008; Haelters & Camphuysen 2009).

The main tool used in this study was the drift prediction model MOTHY. MOTHY characteristics imposed a limitation to the number of theoretical cetaceans (238) whose drift could be modelled at any single date and therefore constrained the resolution of the grid to 0.75° in latitude and longitude. Given the resolutions used to model distributions of top marine predators, their prey and human activities (*e.g.* ICES statistical grid cells) the resolution of the present work is largely consistent with most other relevant source of information. Another constraint of MOTHY relates to the geographical extent of the study. The limits of the study area are the limits within which atmospheric data could be obtained in a single consistent format from the European Centre for Medium-Range Weather Forecasts (ECMWF). A secondary effect of these limits is also that, since drift cannot be modelled from outside the computing area, predictions of stranding in coastal zone located close to the limits are incomplete. For instance, although the northern Spanish coast is located within the computation area, a large proportion of the carcasses recorded there would originate from outside the study area because of the prevailing westerly winds. This is why we did not attempt to incorporate Spanish stranding records in this work.

Very few studies were conducted to improve the representativity of strandings, but a few attempts were made to identify mortality origins of cetacean carcasses. Following the discovery of many stranded porpoises with bycatch evidences along the Belgian coasts, a model driven by the tide and realistic atmospheric forcing was used to identify their mortality areas (Haelters et al. 2006).

The null hypothesis is used in ecology to construct a situation where nothing happens and to test the effect of several controlled parameters (Strong 1980). This hypothesis is used to disentangle the part of process appear at random (Clarke et al. 2008). It was used to construct theoretical fish communities and test one by one several parameters (Costa de Azevedo et al. 2006) or to test the hypothesis that tree diversity in isolated islands resulted processes occurring at random (Leigh et al. 1993). This work

is the first attempt to use a similar approach in the analysis of cetacean stranding data, in the aim of disentangling biological processes from drift-related processes.

B. Drift conditions in Europe

The monthly climatology of stranding probabilities in European waters showed a clear seasonal pattern as a result of the strong difference observed between winter and summer drift conditions. Cells located in coastal areas provided strandings year round, as exemplified in the Channel. Conversely, cells located further offshore in the Bay of Biscay and in the western central North Sea could seasonally be too far away to allow any carcass originating from these cells to reach a coast within 30 days. Understanding how the probability of stranding varies seasonally and spatially is essential to appreciate the geographical representativeness of data collected from stranded cetaceans. Here, highest probabilities to get stranded appear close to the coasts in the summer and extend over the shelf in the winter.

Seasonal wind climatology only partially drives seasonal stranding patterns. Similar patterns were found along the Bay of Biscay and the Channel coasts with maxima expected in winter and minima in summer, but the amplitude of the seasonal patterns was much larger in observed stranding data than in expected stranding data. Opposite patterns are observed between western (maxima in May) and eastern (minima in April-May) coast of the North Sea. In northwest Europe, strongest wind systems are observed in winter, from October to February (Duguay & Wisdorff 1988; Coelingh et al. 1996; Siegismund & Schrum 2001; Le Brun 2002). Main wind orientation is from the north-west in the Bay of Biscay and west-south-west in the Channel and the North Sea (Duguay & Wisdorff 1988; Coelingh et al. 1996; Siegismund & Schrum 2001; Le Brun 2002). Wind climatology explained the seasonality in stranding probability and expected stranding, mostly in the Bay of Biscay and the North Sea.

C. Interpretation of harbour porpoise stranding time series

Positive (*vs.* negative) standing anomalies suggested that observed stranding numbers were higher (*vs.* lower) than expected. In other words, departures from predictions made under the null hypothesis (uniformity of distribution in space and time) reveal the spatio-temporal patterns of the biological components of harbour porpoise stranding records.

With the exception of the western North Sea, long term stranding anomalies were always significantly different from 0, indicating that drift alone cannot explain inter and intra-annual variations in harbour porpoise stranding frequency. On average, expected minima and maxima ranged from 1 to 3, whereas observed numbers ranged from 1 to 10 and stranding anomalies ranged from 1 to 500. Seasonality analyses (correlograms and Wilcoxon tests) showed that in the Bay of Biscay and western Channel, the seasonal pattern was predominant and not explained by drift conditions. A slight trend can be

detected by ACF, but the seasonal signal dominated stranding anomaly in this area. In eastern Channel and eastern part of North Sea, the long term trends was predominant and the small seasonal signal was partially explained by drift conditions. Difference between expected and observed strandings was not significant, but a seasonal residual pattern was detected by correlogram. Stranding anomalies were positive in late winter to spring in most areas; a secondary maximum was found from July to September in the south- and north-western North Sea only. In western North Sea, a slight seasonal pattern was described, but no trend was detected in stranding anomaly.

In the whole study area, an increasing trend was observed except in the Bay of Biscay and the north-western and south-western North Sea. These results suggested that dead harbour porpoise numbers increased since 1990 and were observed during the whole year. These results were consistent with several previous studies based on at-sea sighting analysis, suggesting that harbour porpoises were observed year-round and increased in the past 10 years mostly in North Sea (Camphuysen 2004; Siebert et al. 2006; Thomsen et al. 2006; Robinson et al. 2007; Weir et al. 2007; Haelters & Camphuysen 2009; Reijnders et al. 2009). In the Bay of Biscay and western Channel, seasonality was the predominant signal. Only winter maxima increased since 2000, whereas the difference was always negative in the summer for the whole 20 years long study period. This could be explained by a change in harbour porpoise distribution in the summer. The use of platform-of-opportunity data collected mostly in the summer showed that porpoises are observed in the western Channel and very few sightings are recorded in the Bay of Biscay proper (Kiszka et al. 2007; McLeod et al. 2009). Furthermore, fishery observation surveys indicated that mortality induced by fishery activities appeared to decline in summer months (Peltier et al., *in review*, CRMM unpublished reports, Morizur et al. 2011a, 2011b).

Finally, south-western and north-western North Sea coasts presented more similarity with the null hypothesis than any other region in the study area. Observed and expected time series were not significantly different and this difference is quite randomly distributed around 0 along the study period. In all other regions, observed porpoise strandings were lower than expected under the null hypothesis before 2000 and higher thereafter. This would suggest that harbour porpoises were not uniformly distributed in time and space in European waters since 1990, except along the western North Sea coasts. In other words changes occurred in abundance and/or mortality of harbour porpoises in northwest European waters. This conclusion was consistent with the hypothesis suggested after the SCANS and SCANS-II surveys carried out in 1994 and 2005 (Hammond et al. 2002; Hammond 2006). These surveys suggested a southern switch in harbour porpoise distribution rather than a change in their abundance. The difference in time series calculated in the study area suggested an

increase of dead porpoises since 2000. The change in the sign of stranding anomalies could be due to a change in abundance of dead porpoises in our calculation area.

In 1994 (at the time of the first SCANS survey) abundance and mortality of porpoises in north-western North Sea seemed to be fairly stable and close to the null hypothesis and were lower in the rest of study area, as suggested by generally negative stranding anomalies in all regions except NWNS. These results were in line with SCANS results, with highest densities of porpoises observed in the north-western North Sea (Hammond et al. 2002). Since 2000, increasing dead porpoise numbers (increasing stranding anomalies) were observed first in the south-eastern and south-western North Sea, then in the western Channel, the eastern Channel, the Bay of Biscay and finally in the eastern North Sea, as shown by breakpoint analysis. In 2005 (second SCANS survey), high stranding anomalies were observed in Bay of Biscay, western Channel, south-eastern and eastern North Sea, whereas lower numbers were observed in the eastern Channel and the south-western North Sea. These results were very consistent with SCANS II results, even if no harbour porpoises were observed in the Bay of Biscay during this survey (Hammond 2006). This can be explained by the low encounter rate observed in summer in the Bay of Biscay (Kiszka et al. 2007; McLeod et al. 2009); probably due to a strong seasonal pattern in distribution or habitat use in the Bay of Biscay. Since 2005, stranding anomaly decreased in all regions, except in the Bay of Biscay and eastern North Sea. Increase in harbour porpoise stranding anomaly occurring earlier in the western Channel than in the eastern Channel would suggest that the southward movement of animals would have occurred along both sides of the British Isles.

D. Strandings as a monitoring tool

The comparison and the relevance of results obtained in this study compared to sighting surveys conducted in the North Sea and adjacent waters considerably improves the interest of using strandings as a monitoring tool. The analysis of stranding anomalies rather than raw data cleared the stranding signal from the effect of drift conditions. The link between strandings and cetacean at sea became clearer and simplified the understanding of stranding time series. Dedicated surveys provided snapshot pictures of small cetacean distribution and absolute abundance at decadal interval. The monitoring of strandings and the analysis of stranding anomalies would provide continuous distribution and relative abundance information, cleared from biases related to variations in drift condition. The improvement of the knowledge of the relationship between strandings and cetacean at sea constitutes a major step in the use of strandings as indicators of at-sea populations. Monitoring stranding data could provide maps of the likely origin of porpoises at sea, to identify high mortality areas and incidences with human activities (Peltier et al., in review). Stranding data will never provide absolute abundance results, but the cost of dedicated surveys is too high to provide cetacean monitoring data (Hammond 2006). The combined use of both tools would be relevant in the

development of an efficient monitoring strategy, notably in context of the Conservation Plan for Harbour Porpoises in the North Sea, carried out by ASCOBANS (Reijnders et al. 2009).

Finally, the use of stranding anomaly as an indicator of cetacean mortality could become an efficient tool for environmental watch and to detect variations in strandings according to changes of abundance or mortality of cetaceans at sea. Cause of death could be identified by carcass examination and stranding anomalies could be calculated for each cause of death. It would provide relevant information on spatial and temporal variations in death causes, improve the efficiency of stranding monitoring and allow early decision making in case of unusual mortality events.

IV.II.4 CONCLUSION

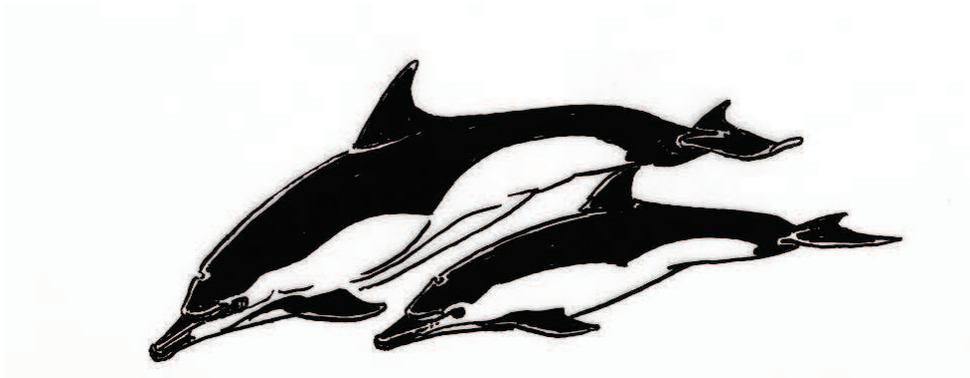
It is commonly admitted that stranding schemes provide low-cost indicators and yield reasonable data on the frequency of occurrence of species in the regions they cover (Maldini et al. 2005; Pyenson 2010, 2011). Thus, strandings provide similar rank-order relative abundances as live surveys (Pyenson 2010, 2011). Consequently, stranding data could provide relevant low-cost information on cause of death, mortality areas at sea (Peltier et al., in review), relative abundance, distribution, specific richness and numbers cleared from drift variations as well.

This study constitutes a significant improvement in stranding data statistical credibility in the context of monitoring population and providing indicators. The construction of new indicators for wildlife monitoring strategies is still an issue of major concern in conservation biology, in particular in the context of the ever increasing number of proposed Marine Protected Areas.

V.

LES ANOMALIES D'ECHOUAGES COMME INDICATEURS DES
POPULATIONS DE DAUPHINS COMMUNS, *DELPHINUS DELPHIS*,
DANS LA MANCHE ET LE GOLFE DE GASCOGNE.

*PATTERNS OF STRANDING ANOMALIES AS INDICATORS FOR
COMMON DOLPHIN, DELPHINUS DELPHIS, POPULATION IN THE
CHANNEL AND THE BAY OF BISCAY*



V.I. RESUME ETENDU

L'objectif de cet article est de développer de nouveaux indicateurs visant à améliorer la signification écologique et la crédibilité statistique des échouages (figure V.1), sur la base de l'exemple du dauphin commun en atlantique du nord-est.

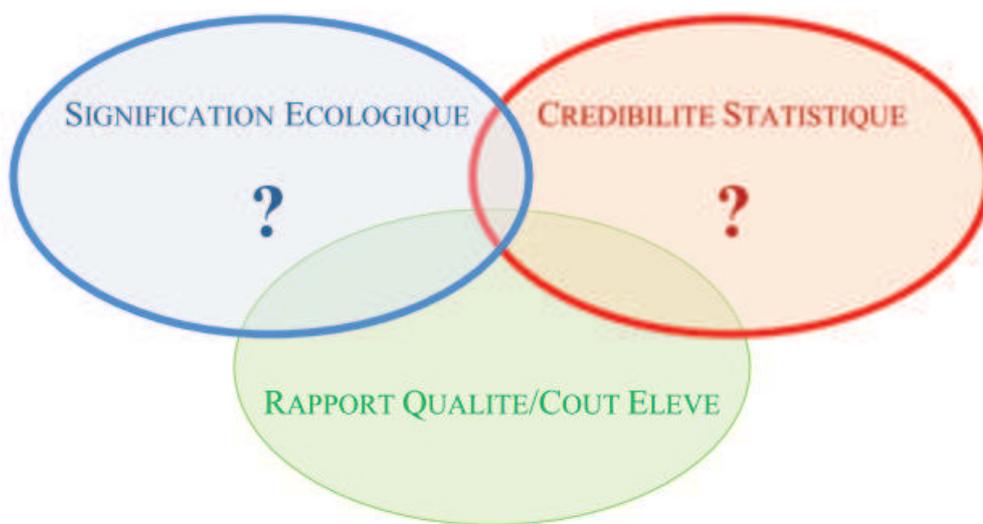


Figure IV.1 : Objectif de l'article, parmi les trois piliers de l'efficacité d'une stratégie de monitoring.

La zone d'étude couvre le golfe de Gascogne et la Manche et les échouages collectés couvrent la période de 1990 à 2009. Les échouages utilisés ont été collectés par les réseaux d'échouage français et britannique.

Le premier objectif de ce travail est d'estimer l'anomalie d'échouage des dauphins communs dans le golfe de Gascogne et la Manche (figure V.2). Le deuxième objectif est de cartographier les zones de mortalité en mer des dauphins communs retrouvés échoués entre 1990 et 2009 et durant les épisodes d'échouages multiples. Cette étape a été réalisée selon la méthodologie décrite dans le chapitre III. Les zones de mortalité ainsi définies ont été pondérées par la probabilité qu'un dauphin mort en mer se échouerait. Ainsi, cette étape permettra de mettre en évidence les zones de mortalité des dauphins morts en mer. Ces dauphins doivent potentiellement pouvoir être retrouvés échoués et donc dériver. Le nombre de dauphins morts en mer a été corrigé par la probabilité qu'ont ces animaux de flotter, qui a été estimée entre 12,9% et 18,4% dans le premier article présenté (section III). Ainsi, le nombre total de dauphins communs morts en mer a été estimé. L'apport des estimations d'abondance absolue de dauphins communs par les campagnes SCANS-II et CODA a permis d'estimer les taux de mortalité de

cette population. Enfin, le nombre de dauphins théoriques en mer attendus de s'échouer sous les seules conditions de dérive ont été soustraits aux zones de mortalité des dauphins échoués. Ceci constitue l'anomalie de mortalité.

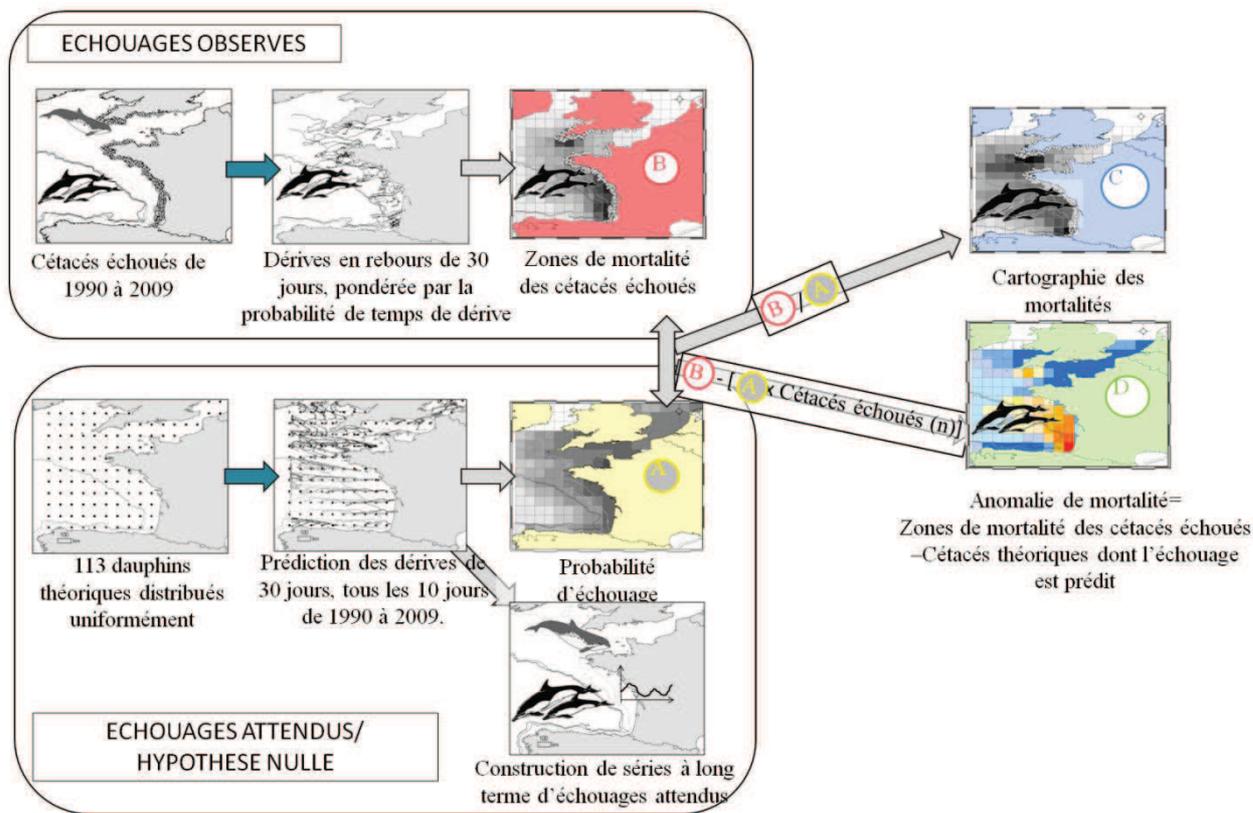


Figure V.2 : Schéma d'expérimentation générale.

Les échouages de dauphins collectés entre 1990 et 2009 le long des côtes du golfe de Gascogne et de la Manche montrent des effectifs maximaux entre 2000 et 2004, très irréguliers depuis 20 années (figure V.3A). L'anomalie d'échouages de dauphins communs ne montre aucune tendance depuis 20 ans, mais des effectifs très importants survenant sur un ou deux mois tout au plus (figure V.3B).

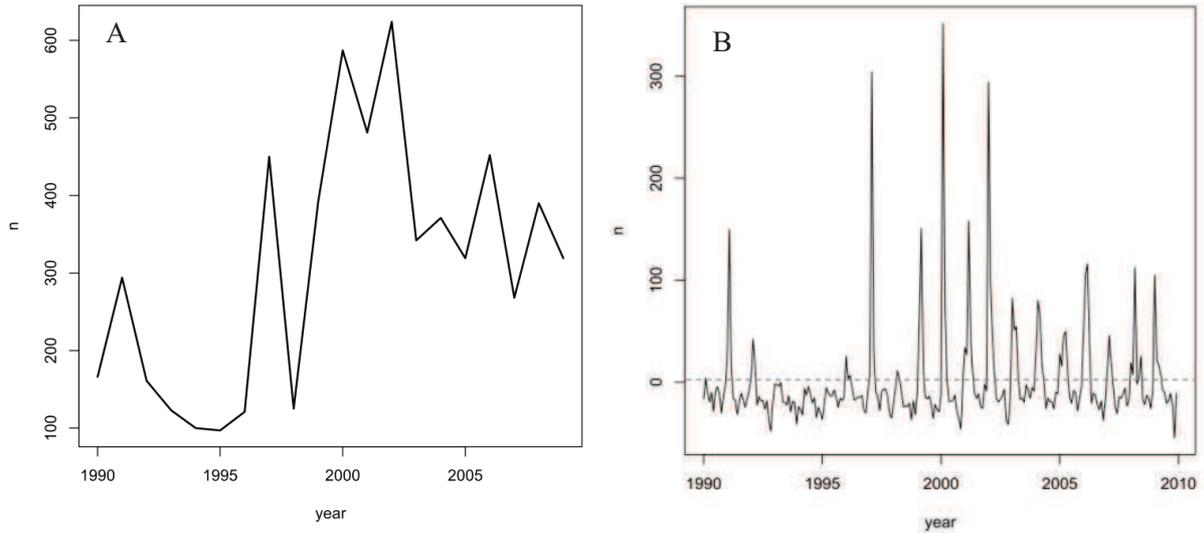


Figure V.3 : Séries à long terme de 1990 à 2009 d'échouages observés (A ; résolution annuelle) et de l'anomalie d'échouage (B ; résolution mensuelle) de dauphins communs.

La décomposition saisonnière des échouages observés indiquent une forte saisonnalité avec des valeurs maximales atteintes en hiver (figure V.4). L'amplitude des variations varie de 1 à 20, alors que la décomposition saisonnière des échouages attendus varie de 1 à 2. Ainsi, la forte saisonnalité des échouages de dauphins communs n'est pas due aux variations des conditions de dérive. L'anomalie d'échouage est positive en hiver et négative en été.

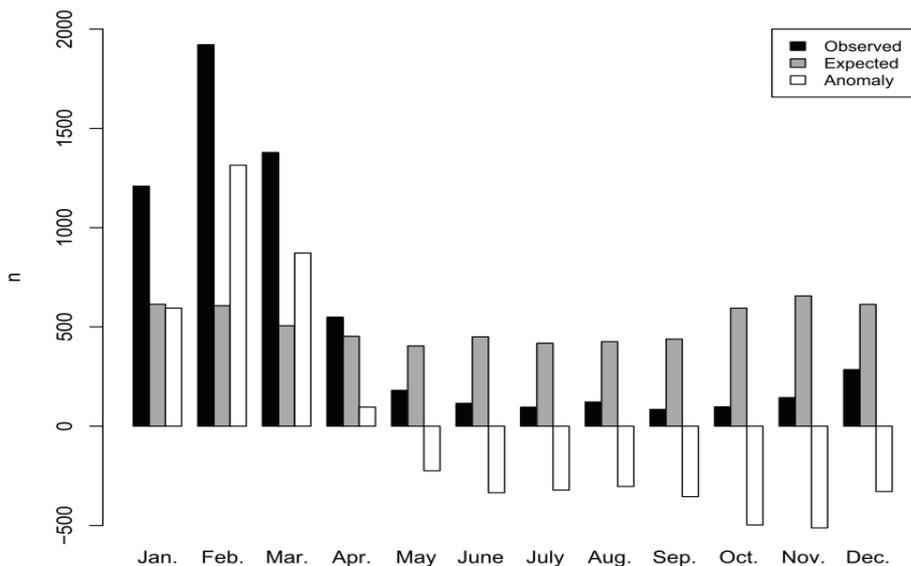


Figure V.4 : Décomposition mensuelle des échouages de dauphins communs (barres noires), des échouages attendus (barres grises) et de l'anomalie d'échouage (barres blanches).

La spatialisation des zones de mortalité des dauphins communs échoués le long des côtes du golfe de Gascogne et de la Manche indique que 58% des dauphins retrouvés échoués proviennent de la zone néritique du golfe de Gascogne et 27% de l'ouest de la Manche (figure V.5). Les plus fortes densités sont observées dans le sud du golfe de Gascogne et le long des côtes de Cornouailles.

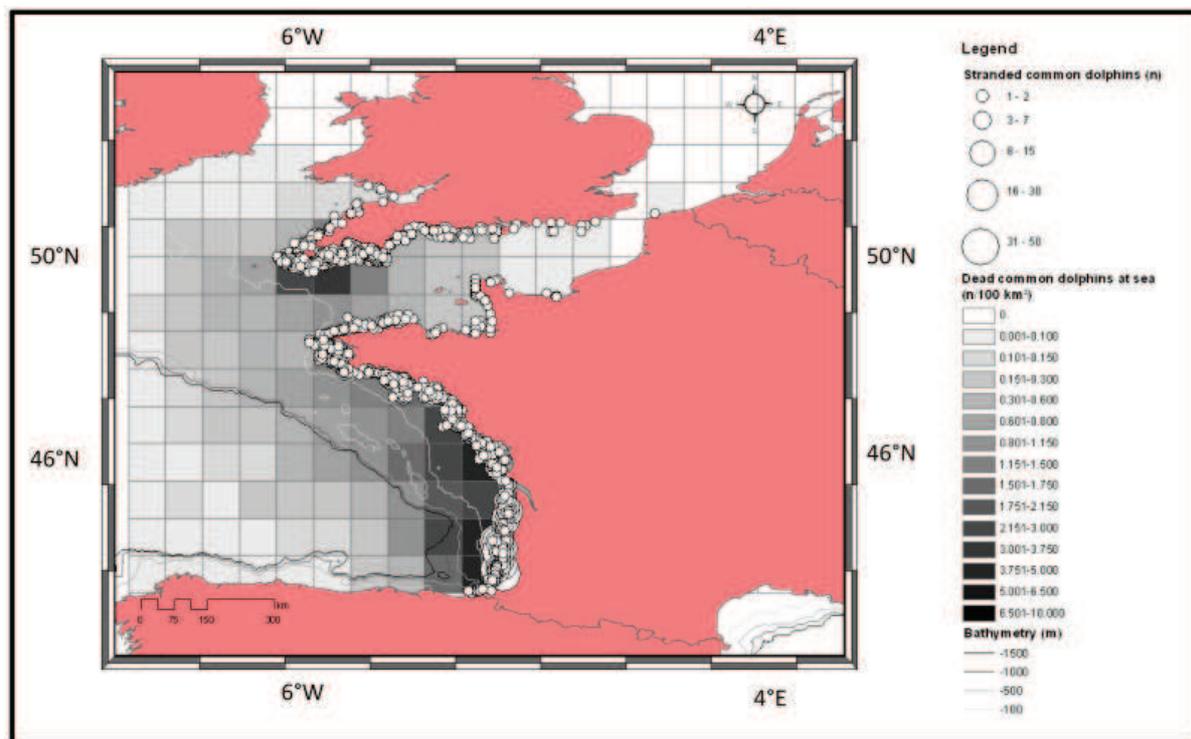


Figure V.5 : Zones de mortalité en mer des dauphins communs retrouvés échoués le long des côtes du golfe de Gascogne et de la Manche, de 1990 à 2009.

Durant les périodes d'échouages multiples, 76% des dauphins communs retrouvés échoués proviennent de plateau continental du golfe de Gascogne (figure V.6 A).

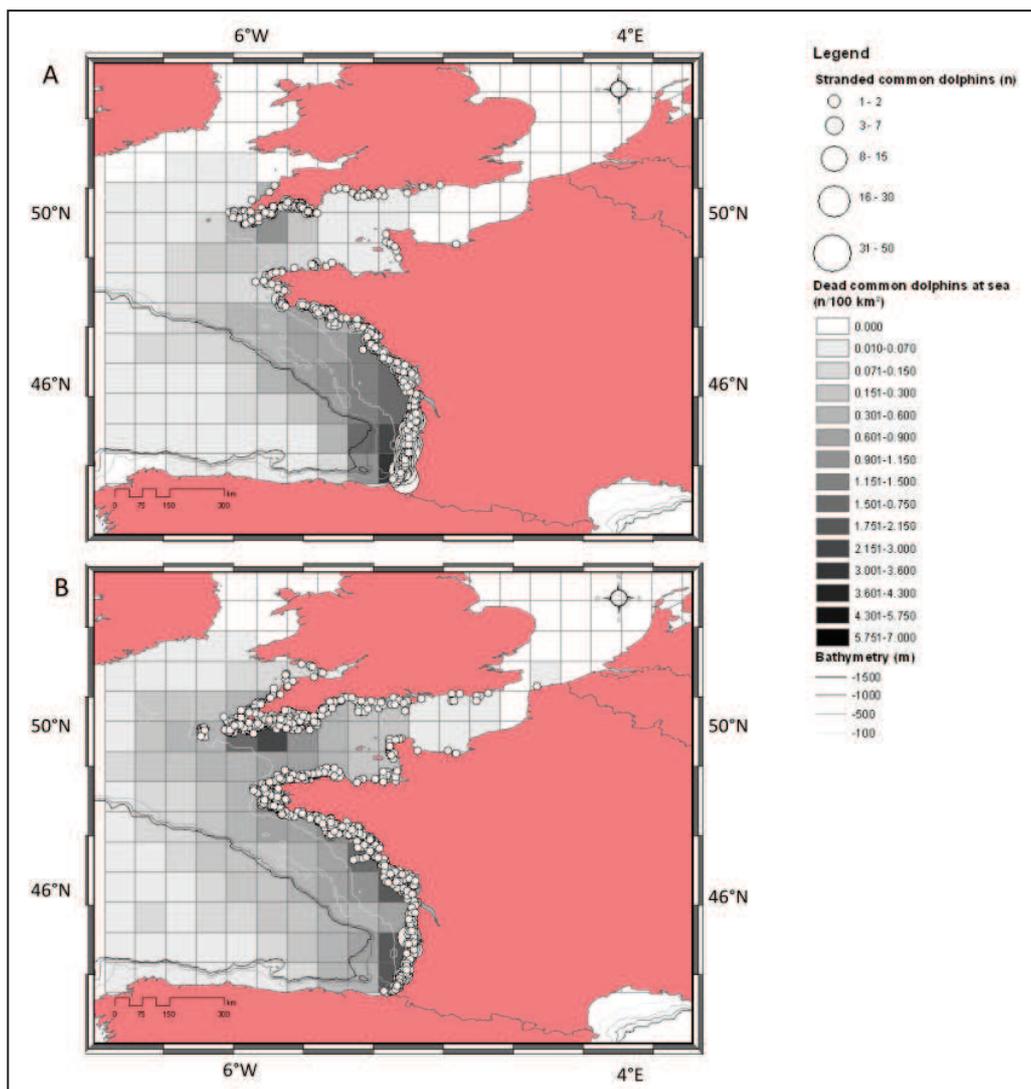


Figure V.6 : Zones de mortalité en mer des dauphins communs retrouvés échoués le long des côtes du golfe de Gascogne et de la Manche durant les périodes d'échouages multiples (A) et en dehors de ces événements (B), de 1990 à 2009.

La cartographie des dauphins morts en mer indique que les plus fortes densités de dauphins morts sont observées sur le plateau continental et le talus du sud du golfe de Gascogne (65%) and 27% dans l'ouest de la Manche (figure V.7). Durant les périodes d'échouages multiples, cette proportion atteint 76% dans le golfe de Gascogne néritique (figure V.8).

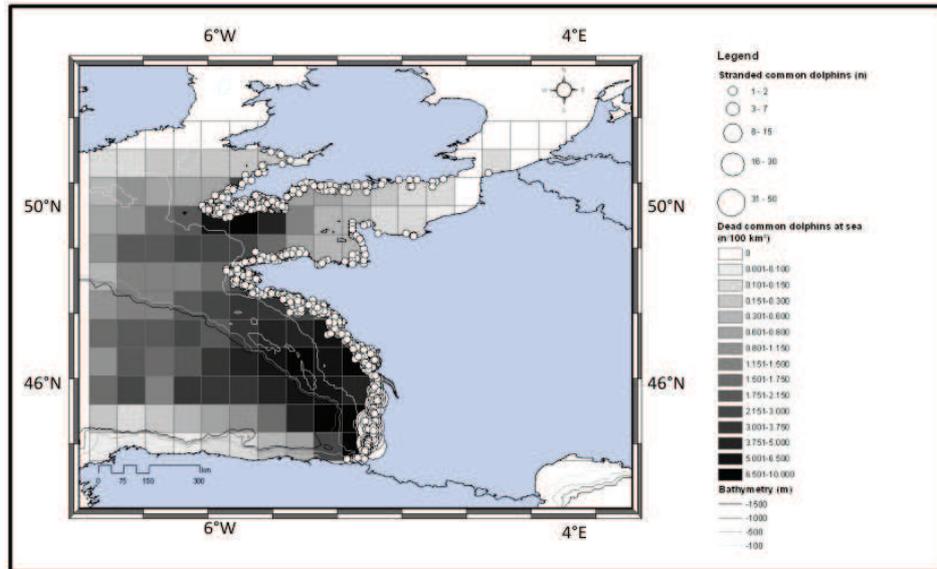


Figure V.7 : Cartographie des mortalités de dauphins communs dans le golfe de Gascogne et la Manche de 1990 à 2009.

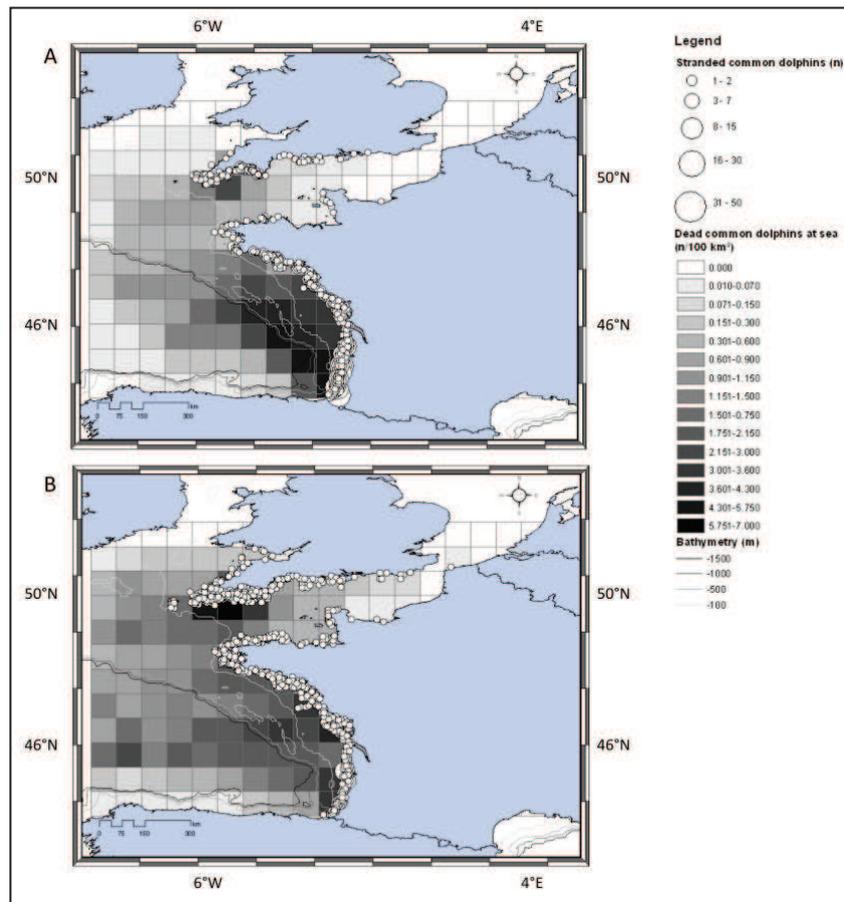


Figure V.8 : Cartographie des mortalités de dauphins communs dans le golfe de Gascogne et la Manche durant les périodes d'échouages multiples (A) et en dehors de ces événements (B), de 1990 à 2009.

Cette approche a permis d'estimer le nombre total de dauphins morts en mer, en pondérant ces effectifs par la probabilité qu'ont les carcasses de cétacés de flotter. Le nombre de dauphins communs morts dans la zone d'étude a été estimé à 15 530 sur l'ensemble de la zone d'étude, entre 1990 et 2009. Sous l'hypothèse que seulement 12,9% à 18,4% des cétacés morts en mer flottent et peuvent donc dériver, le nombre total de dauphins communs morts en mer a donc été estimé entre $4\,220.\text{an}^{-1}$ et $6\,019.\text{an}^{-1}$. Plus de 75% des dauphins communs retrouvés échoués sont collectés durant les échouages multiples, essentiellement liés aux interactions avec les pêcheries. Il peut donc être supposé que les dauphins morts durant cette période permettent une approximation des mortalités liées aux pêcheries. Ces valeurs sont bien plus élevées que celles suggérées par les campagnes d'observation des pêches, puisqu'il est communément admis qu'environ 1 000 dauphins communs sont capturés chaque année (Northridge et al. 2006; OBSMAM Report 2008), mais ces dernières sont basées sur peu d'observations et génèrent une forte incertitude, puisque la réglementation européenne 812/2004 impose la présence d'observateurs sur seulement 5% des bateaux de pêche (OBSMAM Report 2008, 2009). De plus, cette réglementation ne s'applique que pour les bateaux de pêche de plus de 12 mètres, or la plupart des bateaux européens se situent en dessous de cette limite et ne sont donc pas observés. De plus, l'Espagne ne dispose pas de programmes d'embarquement d'observateurs.

L'utilisation des estimations d'abondance réalisées durant les campagnes SCANS-II (63 366 dauphins communs dans les eaux néritiques européennes) et CODA (245 230 dauphins communs dans les eaux océaniques) ont permis d'estimer le taux de mortalité des dauphins communs. Le taux de mortalité des dauphins communs dans l'ensemble de la zone a donc été estimé entre 1.4% et 1.9%. Sous l'hypothèse de deux unités de gestion pour les dauphins communs dans les eaux européennes, le taux de mortalité est compris entre 4,4% et 6,3% dans l'unité néritique, et entre 0,6% et 0,8% dans l'unité océanique.

L'anomalie de mortalité indique que les plus fortes anomalies positives se situent dans le sud du golfe de Gascogne. Le suivi mois par mois de ces anomalies de mortalité indique que l'anomalie positive s'étend dans le sud du golfe de Gascogne en hiver, puis se restreint au plateau continental et s'étale vers le nord entre mai et juin (figure V.9). Durant l'automne, l'anomalie se restreint à l'ouest de la Manche. Ces résultats sont cohérents avec les zones connues d'interactions avec les pêches et les observations réalisées lors des suivis dédiés et des observations faites à bord des plateformes d'opportunité (Reid et al. 2003; Kiszka et al. 2007; McLeod et al. 2009).

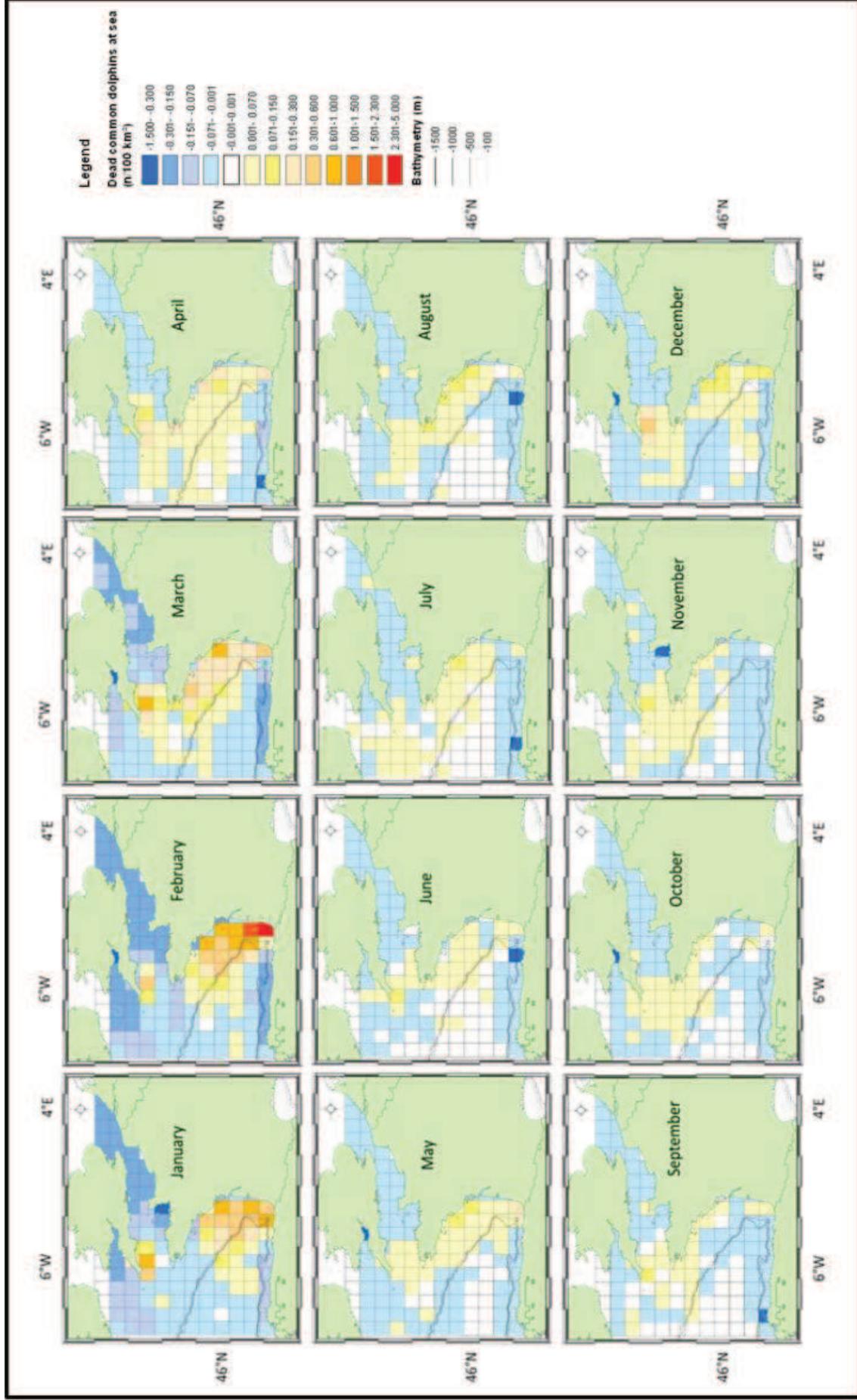


Figure V.9 : Cartes mensuelles d'anomalies d'échouages dans le golfe de Gascogne et la Manche, de 1990 à 2009.

- **Cet article permet ainsi l'élaboration de deux nouveaux indicateurs des populations de cétacés. La cartographie des mortalités en mer, qui renseignent sur la spatialisation des dauphins morts en mer et permettent de calculer le taux de mortalités des cétacés, en association avec d'autres jeux de données. Cet indicateur améliore sensiblement la signification écologique des échouages. Les anomalies de mortalités permettent de détecter des changements de distribution et d'abondance des mortalités de cétacés par rapport à l'hypothèse nulle et améliorent la crédibilité statistique des échouages.**

Cet article nécessite la publication de l'article précédent (chapitre IV) pour la mise au point de la méthodologie de construction de l'hypothèse nulle.

—— V.II PATTERNS OF STRANDING ANOMALIES AS INDICATORS ——
FOR COMMON DOLPHIN, *DELPHINUS DELPHIS*, POPULATION
IN THE CHANNEL AND THE BAY OF BISCAY

Peltier H.¹, Dabin, W.², Deaville, R.³, Jepson P.³, Van Canneyt, O.², Ridoux, V.^{1,2}

¹ Laboratoire Littoral Environnement et Sociétés, UMR 6250, Université de La Rochelle, 2 rue Olympe de Gouges, 17000 La Rochelle, France

² Observatoire *PELAGIS*, UMS 3419- Université de La Rochelle-CNRS, Centre de Recherche sur les Mammifères Marins, Université de La Rochelle, 5 allées de l'océan, 17000 La Rochelle, France

³ Institute of Zoology, Zoological Society of London, Regent's Park, NW1 4RY London, United-Kingdom

Abstract

Stranding of marine mammals is an important source of information on cetacean population status and biological samples. Nevertheless, collecting stranding data remains opportunistic and their representativeness must be improved. The use of strandings as monitoring tool would go through three steps: to improve their ecological significance, their statistical credibility and justify their cost-effectiveness. The aim of this study was to improve the ecological significance and statistical credibility of strandings, through the determination of mortality areas for common dolphins found stranded along the Channel and Bay of Biscay coasts. Then, the numbers of dead dolphins per unit area were weighted by the probability that dolphin dying at sea get stranded in order to map mortality of common dolphins, irrespective of drift conditions. The difference between mortality maps and the theoretical distribution of cetacean predicted to get stranded under the null hypothesis (hypothesis of spatial and temporal uniformity of dead cetaceans) constituted the mortality anomaly. The main areas of likely mortality of stranded dolphins were estimated to be the neritic Bay of Biscay (58%) and the western Channel (27%). Mortality maps suggested that common dolphins died mostly in the neritic Bay of Biscay (65%) and during strong mortality events this proportion reached 76%. The number of common dolphins dying in the Bay of Biscay and the Channel was estimated between 4,220 dolphins.year⁻¹ and 6,119 dolphins.year⁻¹. The anomaly of mortality was maximal in the southern Bay of Biscay, highlighted as an area of high relative abundance or strong mortality for common dolphin. The monthly decomposition of this anomaly showed that positive mortality anomaly was located in the southern Bay of Biscay in winter and expanded northward over the whole Bay of Biscay and western Channel in spring and summer. In the autumn, areas of positive mortality anomaly retracted in the western Channel. These results were consistent with current knowledge on common dolphin distribution in these areas. This new approach allowed developing two new indicators of cetacean population based on strandings that are the mortality maps and the mortality anomaly. They will highly improve the relevance of using stranding schemes as monitoring tools.

Keywords: Indicators, mortality anomaly, cartography of mortality, common dolphins, Bay of Biscay, Channel.

V.II.1 INTRODUCTION

Environmental monitoring has been defined as “the collection and analysis of repeated observations or measurements to evaluate changes in condition and progress toward meeting a management objective” (Elzinga et al. 2001). Monitoring top predators is a major concern in the context of biodiversity conservation (Thomas 1996; Asseburg et al. 2006; Boyd et al. 2006; Sergio et al. 2006, 2008; Mace & Baillie 2007; Wanless et al. 2007). An optimum monitoring method would be articulated around three axes: its ecological significance, its statistical credibility and its cost-effectiveness (Hinds 1984). The ecological significance implies that monitoring data must be simple and well-defined measurements, and ensures that measured ecological process responds to changes in the population being considered. However monitoring wild species in their habitat remains very expensive (Elzinga et al. 2001) and high cost of monitoring techniques is a hindrance to efficiency (Caughlan & Oakley 2001). This is particularly true for marine megafauna because of the very high costs of any dedicated cruise at sea, if large oceanic areas are to be covered on a regular basis. The use of indicators is therefore needed.

Indicators are defined as “measures established from verifiable data that include more information than data themselves do” (Bubb et al. 2005). They are often developed by scientists (Schiller et al. 2001) and constitute communication tools between scientist and policy-makers or stake-holders (Müller & Lenz 2006; Mace & Baillie 2007; Turnhout et al. 2007). Many regulatory frameworks (European Union Habitats Directive, Marine Strategy Framework Directive and Common Fisheries Policy; US Endangered Species Act and Marine Mammal Protection Act; ...) require that population status of marine top predators be assessed. Absolute abundance can be evaluated from dedicated surveys, relative abundance and distribution from dedicated or opportunistic surveys, and demographic parameters or health status from the analysis of biological samples. For marine mammals most of these samples are collected on stranded carcasses, the term “stranding” being used either for live or dead specimen (Geraci & Lounsbury 2005). If it is commonly admitted that strandings can provide relevant information, their use as a source of ecological indicators is still limited because of the reported lack of sampling strategy (Epperly et al. 1996; Siebert et al. 2006). The ecological relevance of stranding data is poorly understood, mostly because the geographical origin of a sample is unknown, and their statistical credibility is disputed, because sampling is mostly opportunistic in nature. Yet, it is commonly admitted that stranded animals represent a minimum measure of at-sea mortality (Epperly et al., 1996). Strandings are underused resources (Pikesley et al. 2011) and the collection of stranding data for decades in Europe constitutes an underexploited monitoring dataset at large spatial and temporal scale. Stranding data can provide relevant information on relative occurrence of cetacean species and composition of communities (Maldini et al. 2005; Pyenson 2010, 2011). Attempts for using stranding data to elaborate indicators of at-sea mortality were made mostly in seabirds (Lloyd et al. 1974; Bibby & Lloyd 1977; Piatt et al. 1990; Hlady & Burger 1993; Piatt &

Ford 1996), sea otters (Degange et al. 1994; Garshelis 1997), sea turtles (Epperly et al. 1996; Hart et al. 2006) and more recently cetaceans (Maldini et al. 2005; Pyenson 2010, 2011; Williams et al. 2011). The scientific use of stranding as a source of marine mammal population indicators is encouraged by several intergovernmental dispositions (International Whaling Commission scientific report 2010; various agreements under the Convention for Migratory Species; International Council for the Exploration of the Sea; Marine Mammal Health and Stranding Response Act) (Wilkinson & Worthy 1999). The low cost of monitoring plans based on strandings is a very important feature and it motivated the development of indicators based on stranding data. However, “the art of developing indicators is to simplify without losing scientific credibility” (Bubb et al. 2005). In other words, developing indicator implies understanding the relationship between the indicator and the population being dealt with. The development of new indicators based on strandings needs to link stranding data with population at sea, thus to improve the ecological significance of strandings by new approaches and to compare indicator conclusions with other monitoring techniques.

The present study focuses on common dolphins (*Delphinus delphis*) in the Bay of Biscay and the English Channel. The species is the most frequently encountered small cetacean over the continental shelf (Kiszka et al. 2007; Certain et al. 2008; McLeod et al. 2009) and it represents the most common species recorded in strandings along the Bay of Biscay (53%) and Channel coasts (Leeney et al. 2008). Additionally in the eastern North Atlantic, common dolphins are frequently impacted by fishery activities, but this threat is still insufficiently documented and assessed (Kuiken et al. 1994; Kirkwood et al. 1997; Morizur et al. 1999a, 1999b, 2011a; Northridge et al. 2006, 2007; Rogan & Mackey 2007; Leeney et al. 2008; Murphy et al. 2009; IWC/SC 2011).

The goal of this study was to analyse common dolphin stranding time series in the northeast Atlantic by comparing French and UK datasets of observed stranding to predictions of stranding under the assumption that stranding frequency was only driven by drift conditions (defined as the null hypothesis, Peltier et al., in prep) and by modelling the likely area of mortality. The spatial and temporal comparisons between strandings expected under the null hypothesis and observed strandings would improve the statistical credibility of strandings as they allow the use of a formal statistical analysis of stranding time series (Peltier et al. in prep) and understanding the areas of origin would improve their ecological significance as it would allow stranding reported from along the coasts to be interpreted in the light of ecological processes and human activities occurring across their area of likely origin. This totally new approach is dedicated to developing indicators based on strandings that would provide relevant information to monitor common dolphin populations and identify changes in their condition at sea.

Specific objectives include the following suite: describing common dolphin stranding data in the study area; analysing long term time series and seasonal patterns of stranding anomalies; mapping across study area the probability that a carcass get stranded; back-modelling the areas of origins of observed stranding; establishing maps of mortality and mortality anomalies.

V.II.2 MATERIALS AND METHODS

A. General experiment design

The study area encompasses the Channel and the Bay of Biscay and was sub-divided into four sub-areas (eastern Channel, EC and western Channel, WC; British and French coasts pooled together), northern Bay of Biscay, NBB (48.5°N to 47°N); southern Bay of Biscay SBB (47°N to 43.5 °N) and was based on stranding datasets reported from 1990-2009 by the French and UK stranding schemes (figure V.10). It followed two main steps (figure V.12).

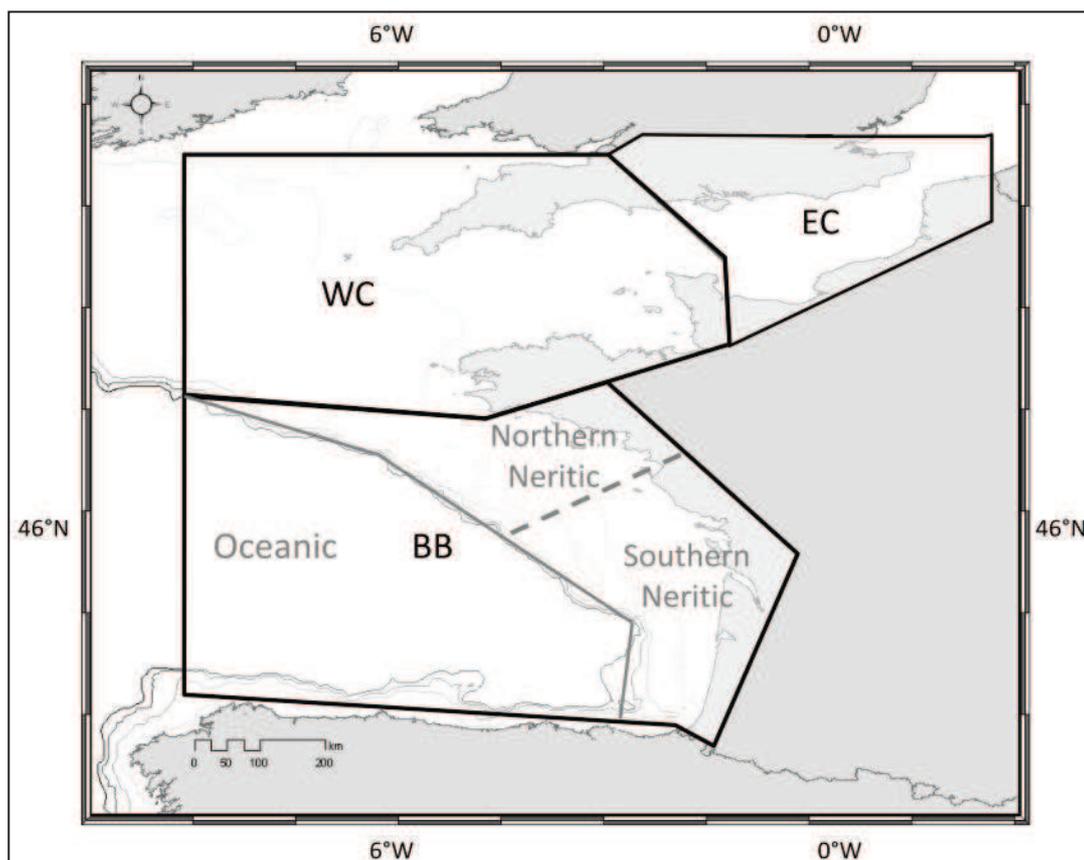


Figure V.10: Study area and sub-regions. EC: Eastern Channel, WC: Western Channel, BB: Bay of Biscay.

Firstly, strandings expected under the null hypothesis were calculated along the Bay of Biscay and Channel coasts following Peltier et al., *in prep*. The null hypothesis was constructed under the assumption of spatial and temporal uniformity of dead small cetaceans at sea. Theoretical dolphins were distributed uniformly in the study area and their drifts were calculated for 30 days every 10 days from January 1990 to December 2009. Trajectories were computed by using the drift prediction model MOTHY, developed by *Météo-France* (Daniel et al. 2002). Predicted strandings constituted the stranding dataset as expected under the null hypothesis. Moreover, these drifts allowed maps of the probability to get stranded to be established for the Bay of Biscay and the Channel, both as year round and monthly climatologies averaged over the study period. Expected strandings were compared to common dolphin strandings observed along the Bay of Biscay and the Channel coasts between 1990 and 2009. Stranding anomaly is defined as the difference between observed and expected stranding numbers. Time series of stranding anomalies were analysed by an autocorrelation function (ACF) to detect any trend or seasonal pattern.

Secondly, stranded dolphin mortality areas were identified by back calculating the drift of stranded common dolphins. Each trajectory was weighted by a drift duration probability determined from carcass decomposition condition (Peltier et al., *in review*). Anomalies in mortality areas of stranded common dolphins were mapped to highlight any spatial structure. Mortality maps allowed estimating number of dead dolphins at sea. The additional use of absolute abundance estimations provided by published dedicated surveys made possible estimating mortality rate.

All maps were constructed with the same spatial coverage and grid resolution of 0.75° .

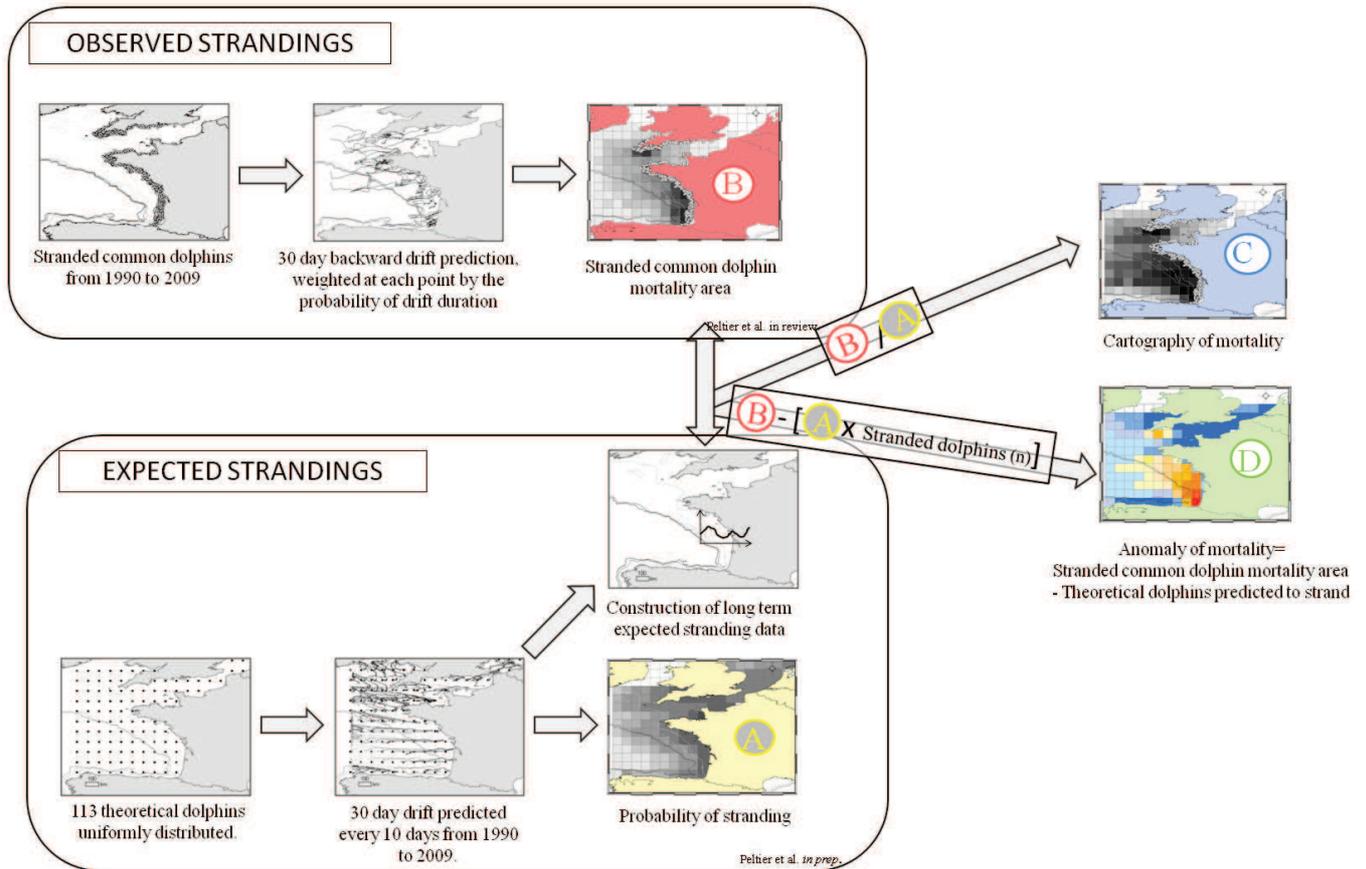


Figure V.12: Theoretical scheme of the experiment.

B. Definitions

We defined the probability of strandings ($P_{stranding}$) as the probability that a cetacean dying at sea reach the coast and get stranded. This probability is calculated for each of the 113 cells constructed in the study area, at every season.

Expected strandings are strandings predicted under the hypothesis of spatial and temporal uniformity of dead cetaceans. They are representative of drift conditions only.

Observed strandings are strandings collected by the French and British stranding schemes in the study area.

We concluded to the existence of seasonality, or of a seasonal pattern, when monthly numbers of stranding events averaged over 20 years showed maximal (vs minimal) figures during several consecutive months.

Long term data described the 20 year time series of common dolphin strandings, at either annual or monthly resolutions.

Terms “unusual mortality events” or “multiple strandings” were used to define high numbers of strandings that occurred in a restricted geographical and temporal range with a common cause of death. The threshold was set at 30 strandings over 10 consecutive days.

The difference between observed and expected strandings predicted under the null hypothesis was defined as the anomaly of strandings. Positive (*vs* negative) anomalies suggest that more (*vs* less) strandings were observed than expected under the uniformity hypothesis and drift conditions.

The difference between theoretical dolphins at sea predicted to strand under the null hypothesis and stranded dolphin mortality areas constituted the mortality anomaly.

C. The drift prediction model MOTHY

The drift of cetacean carcasses was modelled with the drift prediction model MOTHY (*Modèle Océanique de Transport d'HYdrocarbures*), initially developed by *Météo-France* (Daniel et al., 2002) to predict the drift of oil slicks and adapted later on to solid objects. MOTHY predicts trajectories of floating objects by calculating the vertical profile of currents and the wind effect on the emerged part of the object. MOTHY can be used forward (from drift start to landing point) or backward (from landing location to drift origin) (Daniel et al., 2002). Atmospheric data were provided by the European Centre for Medium-Range Weather and tides are modelled using a purely hydrodynamic tidal model. Object characteristics were adapted to small cetacean (size: 2 m; thickness: 0.32m) and immersion rate was experimentally estimated at 90% (Peltier et al, in review).

D. Construction of the null hypothesis

The null hypothesis consisted in a hypothesis of spatial and temporal uniformity in dead dolphins at sea (Peltier et al., *in prep.*). This uniformity was represented by a grid of theoretical cetaceans. Their 30 day drift was predicted every 10 days by the drift prediction model MOTHY from 1990 to 2009, and stranding predictions defined stranding probability (figure V.12, map A). These probabilities were averaged on either of monthly or yearly basis.

Stranding predictions were used to construct stranding time series, expected under the null hypothesis.

E. Common dolphin strandings

The 1990-2009 time series data of common dolphin observed stranded along the Bay of Biscay and the Channel coast were provided by the British and French stranding schemes. In this study, only dead

stranded cetacean have been considered, since they represent 95.8% of stranding records in study area over the years 1990-2009 (CRMM and CSIP, unpublished reports).

- UK stranding scheme

The British stranding network is the oldest organisation that collects marine mammal carcasses. This network was generalised to the whole United-Kingdom in 1990, through the establishment of the Cetacean Stranding Investigation Program (CSIP) that co-ordinates and scientifically supervises the stranding scheme. Many volunteers contribute to examining top predator stranding following the standardized protocol.

- French stranding scheme

The French stranding network is co-ordinated by the *Centre de Recherche sur les Mammifères Marins* (CRMM) at the University of La Rochelle, France; CRMM/ULR). It is constituted of around 260 trained volunteers distributed along the whole French coast who collect data according to a standardized observation and dissection protocol (Kuiken & Hartmann 1993). The network was established in the early 1970's and its organisation and procedures are considered unchanged since the mid 1980's. Data are centralized into a single database held by CRMM/ULR.

F. Stranding anomalies

Expected and observed common dolphin strandings were tested by Wilcoxon test for non-parametric paired samples. Then, the difference between observed and expected strandings was constructed and constituted the stranding anomaly. Ruptures in this stranding anomaly time series were detected by using an algorithm for detecting breaks in time series (Zeileis et al. 2002, 2003). Stranding anomalies were analysed by an autocorrelation function (ACF), using the software R. The ACF analysis showed the degree of autocorrelation in the time series at each lag (from 1 to 24 months), and revealed the existence of any seasonal signal and trends in long term series.

G. Mortality areas of stranded common dolphins

A 30 day long backward drift was calculated for each common dolphin found stranded along the Bay of Biscay and the Channel coasts. Each 10 hour segment of trajectories was weighted according a drift duration function estimated from a set of 242 photographed common dolphins (Peltier et al., in review). The obtained gridded maps represent the likely mortality areas of common dolphins found stranded (figure V.12, map B).

H. Mapping common dolphin mortality

Maps of stranded common dolphin mortality areas (figure V.12, map B) were weighted by the probability of dolphins dying in each cell to get stranded (figure V.12, map A) to produce the map of common dolphin mortality (figure V.12, map C). This calculation dealt with floating dolphins only. In practice, for each cell floating dead common dolphin numbers was estimated by using equation 1:

$$\text{Floating dead common dolphins} = \text{Stranded common dolphin number} \times \text{Probability of stranding}^{-1}$$

I. Estimation of total dead dolphins at sea and mortality rates

The probability that dolphins dying at sea would float ($P_{buoyant}$) was estimated between 12.9% and 18.4% under the assumption that between 70% and 100% of stranded carcasses were reported (Peltier et al., in review). The total number of dead dolphins at sea that float or sink was estimated following equation 2:

$$\text{Total dead common dolphins} = \text{Floating dead common dolphins} \times P_{buoyant}^{-1}$$

where $0.129 < P_{buoyant} < 0.184$.

J. Mortality anomalies

Finally, maps of anomaly of mortality (figure V.12, map D) were constructed following equation 5 in each cell:

Anomaly of mortality = origin of stranded common dolphin at sea – dolphins predicted to strand under null hypothesis.

V.II.3 RESULTS

A. Cartography of stranding probability

Monthly maps represent the probability that a small cetacean dying in each cell reach the coast and get stranded (figure V.13). In the Channel, the probability of stranding remained over 0.3 during the whole year. In the Bay of Biscay, highest stranding probability areas expand over the slope from November to February and shrinks to coastal areas in the summer. From April to September, cetaceans dying in some offshore cells of the Bay of Biscay would never reach the coast.

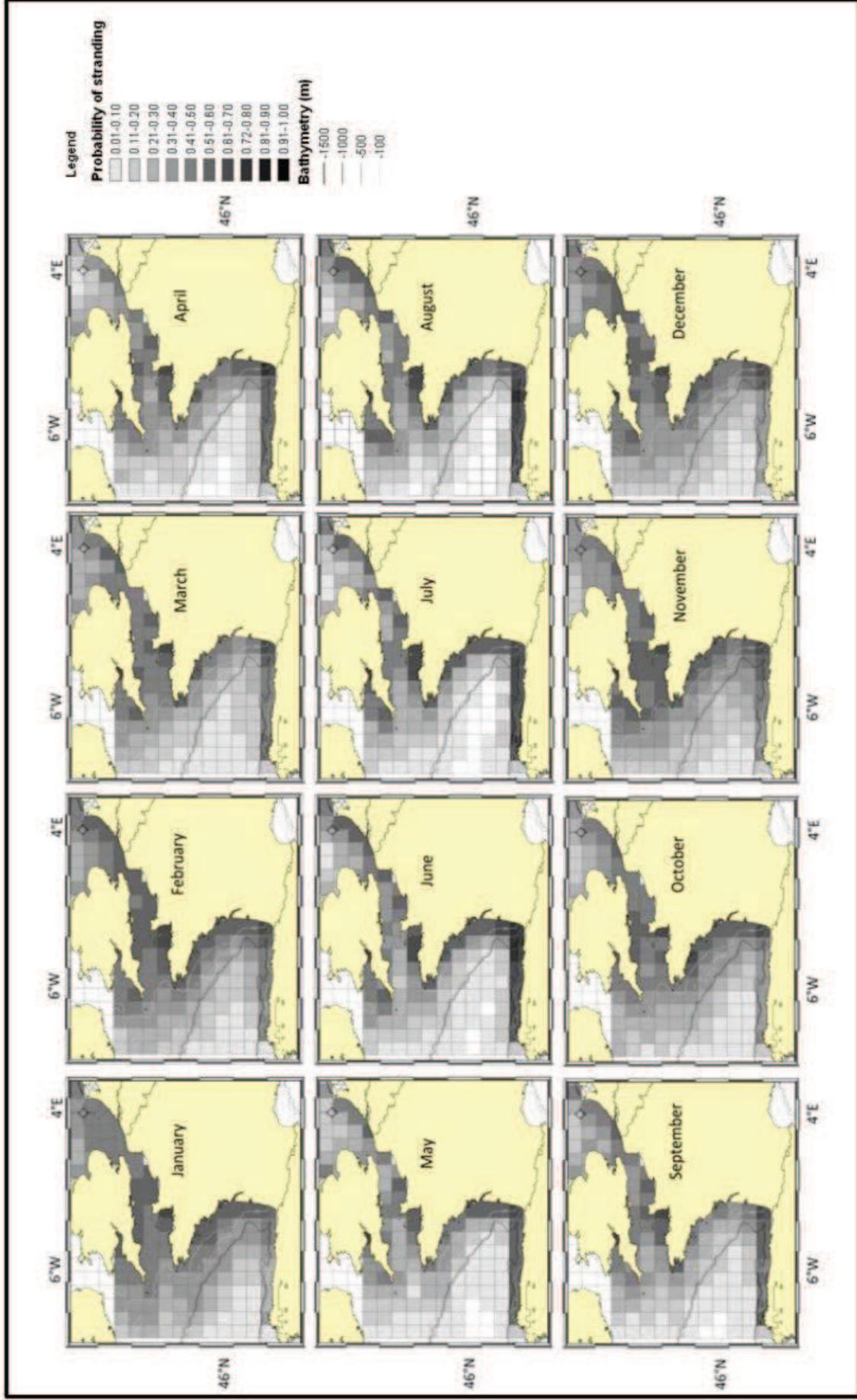


Figure V.13: Monthly maps of stranding probability in the study area. The darker the colour, the highest the probability of stranding.

B. Common dolphin stranding data

A total of 6182 common dolphin strandings were collected by the UK and French stranding networks along the Bay of Biscay and Channel coasts. Very few of them were reported from the eastern Channel (0.5%) mainly in winter and, therefore, this sub-region was not considered any further in this study.

Annual stranding numbers were very irregular between 1990 and 2009 (figure V.14). From 1990 to 1992, around 200 strandings of common dolphins per year were recorded. Until 1996, an average of about 100 dolphins was observed stranded every year. In 1997, 450 common dolphins were collected, but only 125 in 1998. Since 1999, around 400 common dolphins were recorded, with highest numbers in 2000 and 2002 (587 and 624 strandings respectively).

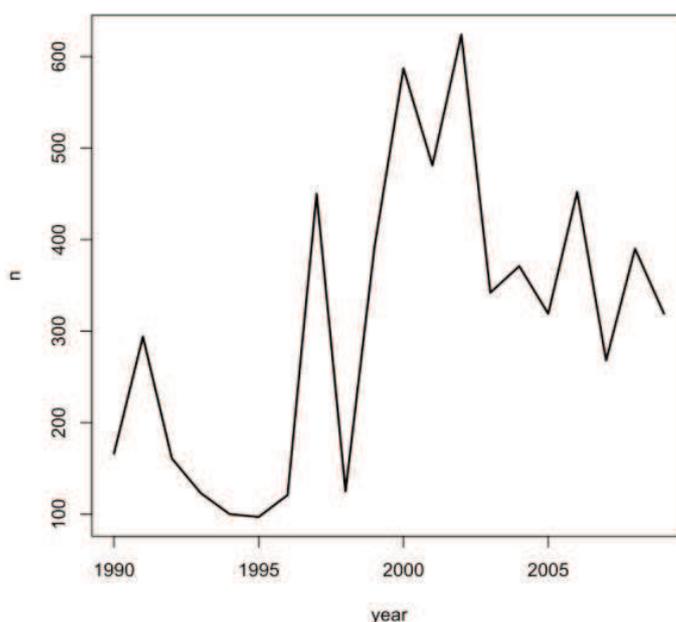


Figure V.14: Annual numbers of observed common dolphin strandings (n).

An extreme seasonal pattern was found, characterized by highest values in winter (figure V.15). Months of January to March represented as much as 73% of all common dolphin strandings in a year. Very low numbers were observed in the other months. The main 3 sub-regions: western Channel, northern Bay of Biscay and southern Bay of Biscay (eastern Channel excluded, as indicated above) showed quite similar seasonal patterns, with highest stranding numbers observed during winter months from January to March (65% of total strandings in western Channel, 61% in northern Bay of Biscay

and 81% in southern Bay of Biscay. The relative similarity of seasonal patterns in the different sub-regions justified that all following analyses be carried out across the whole study area.

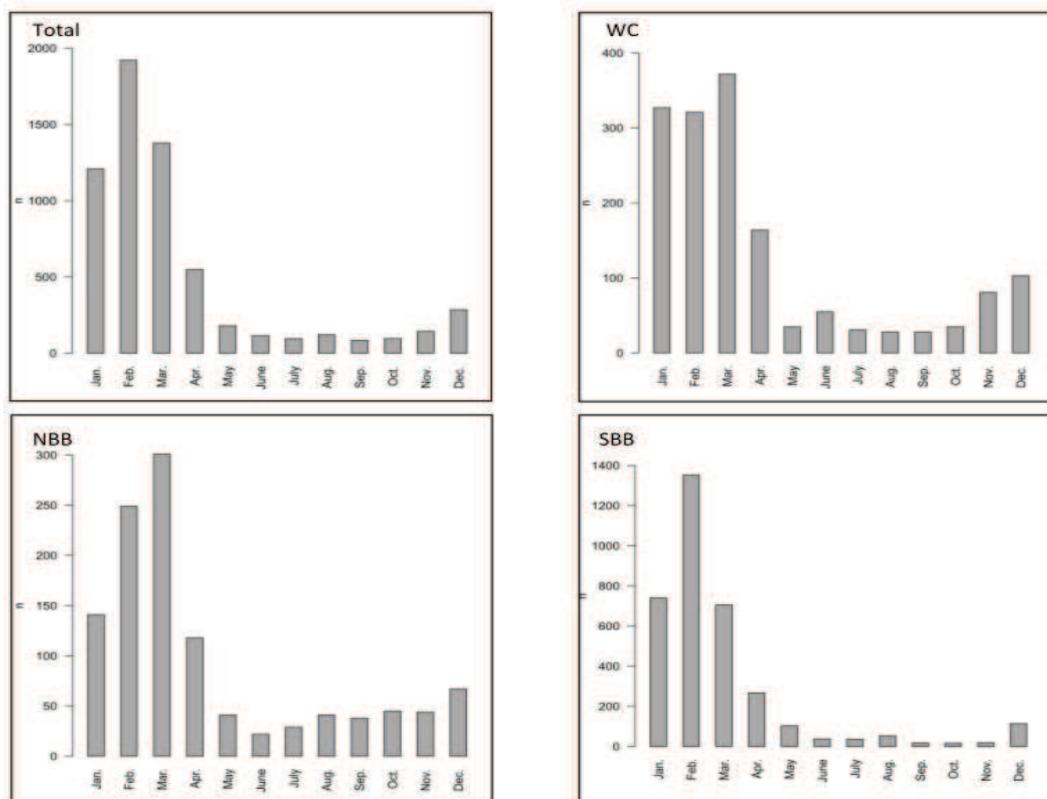


Figure V.15: Annual numbers of observed common dolphin strandings (n).

C. Stranding anomalies: time series analysis

Long term time series of stranding anomaly, established at a monthly resolution, significantly differed from 0 (figure V.16) ($P=0.023$). Stranding anomaly was negative, except during acute stranding events that lasted for about 1 month at a time. This suggests that abundance and mortality of common dolphins were lower than predicted under the hypothesis of uniformity during the whole year, except during these events. In these episodes, observed strandings were strongly higher than expected strandings. No breakpoint was detected in this difference, mostly because high stranding numbers appeared as punctual events.

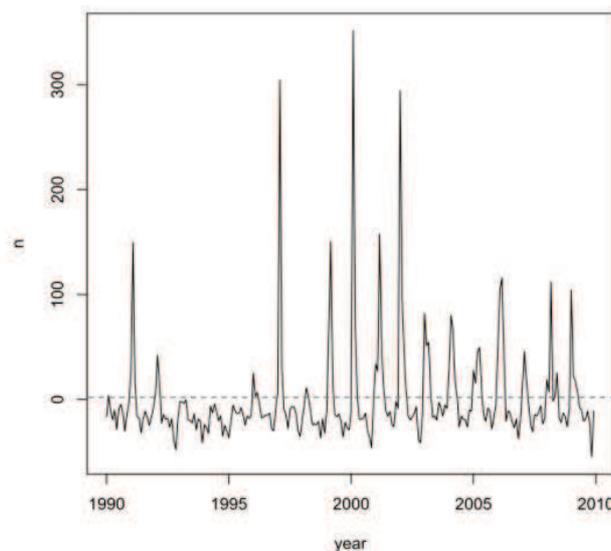


Figure V.16: Long term common dolphin stranding anomaly (n).

The ACF analysis confirmed the lack of trend in the stranding anomaly (figure V.17). Positive autocorrelations at lags 11-13 suggested a positive linear relationship between variables separated by 12 month period. In contrast, a negative linear relationship was detected between records separated by 6 month period, which is in line with the time series being mostly dominated by the seasonal pattern.

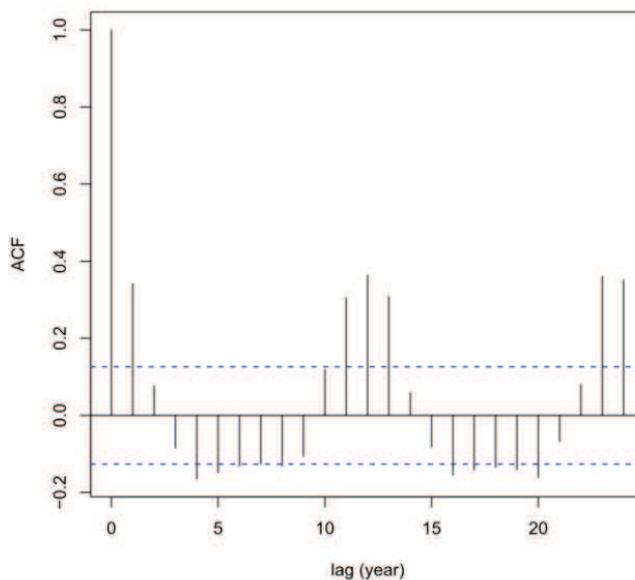


Figure V.17: Correlograms of common dolphin stranding anomaly.

Strandings expected under the null hypothesis showed a slight seasonality, with maxima predicted from October to March. Minima observed in the summer represented 61% of maxima (variance = 8909) (figure V.18). Observed and expected strandings were statistically different ($P=0.002$). Stranding anomaly monthly decomposition showed that stranding anomaly was strongly positive between January and March and negative the rest of the year.

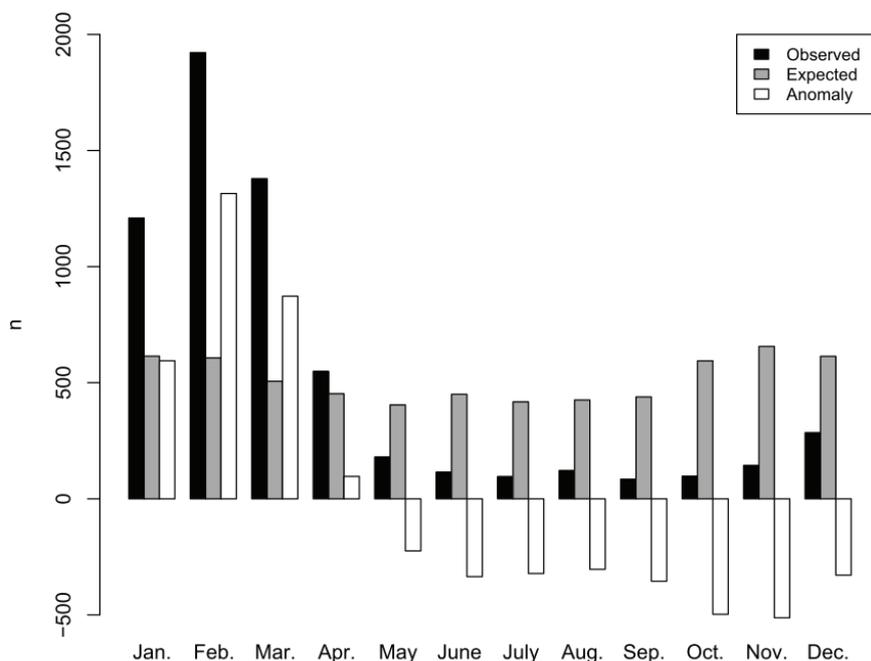


Figure V.18: Monthly decomposition of common dolphin observed strandings (black bars), expected strandings (grey bars) and stranding anomaly (white bars).

D. Mortality areas of stranded common dolphins

Backward drifts of 6182 stranded common dolphins were weighted by the drift duration probability for stranded common dolphins. Maps of mortality areas of stranded common dolphins showed that the origin of carcasses found along the Bay of Biscay and the Channel coast came mostly from the continental shelf (figure V.19). Highest densities were observed very close from the coast, particularly in the southern Bay of Biscay and along the coasts of southern Cornwall. As much as 58% of stranded dolphins were estimated to originate from within the 500m-isobath in the Bay of Biscay. The western Channel was the origin of around 27% of stranded dolphins. The rest originated from the oceanic Bay of Biscay and the eastern Channel.

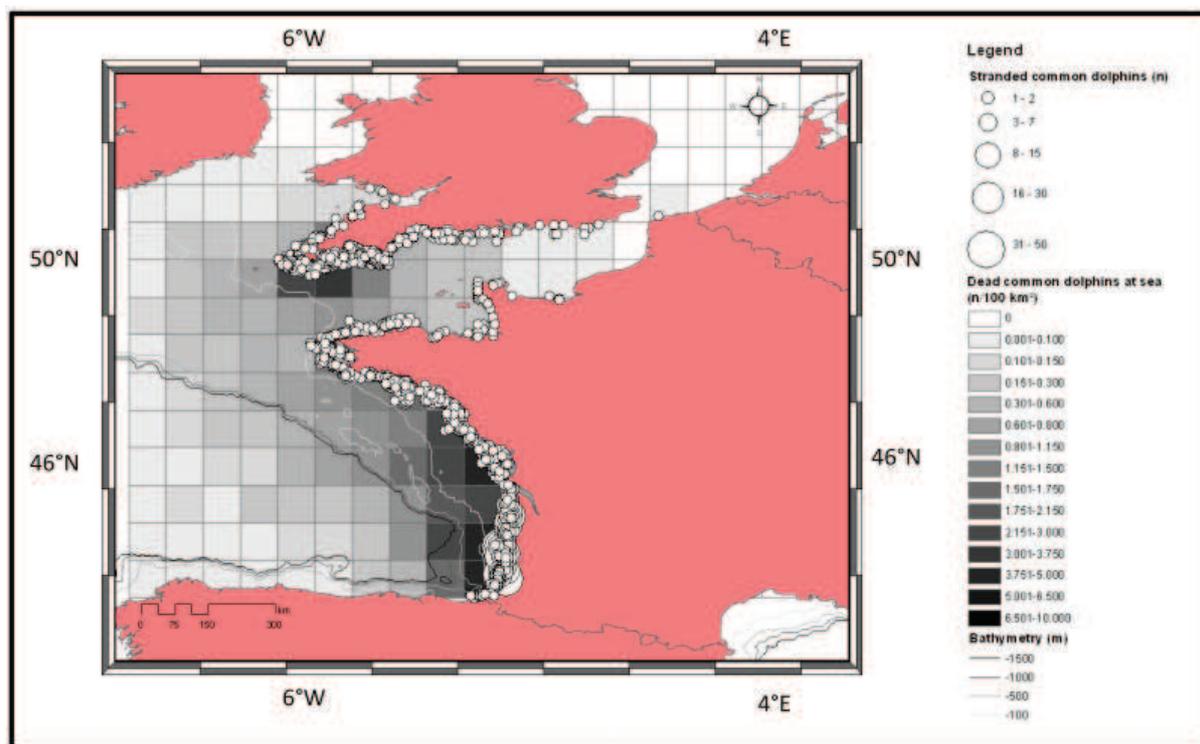


Figure V.19: Stranded common dolphin mortality areas between 1990 and 2009.

Mortality areas were estimated during unusual mortality events, or multiple strandings of more than 30 strandings over 10 days (figure V.20A). During these events, 76% of stranded common dolphins came from within the 500m-isobath of the Bay of Biscay and only 14% from the western Channel. Very few stranded animals were estimated to originate from areas out of the continental slope. Out of these unusual mortality events, mortality origin of stranded animals was more widely distributed as 49% of stranded common dolphins originated from the continental shelf of the Bay of Biscay and as much as 40% from the western Channel (figure V.20B). As much as 8% of stranded animals were estimated to originate from the oceanic part of the Bay of Biscay, i.e. off the 500m-isobath. Only 3% of stranded common dolphins originated from the eastern Channel.

Average mortality areas of stranded animals were analysed with a monthly resolution (figure V.21). In January, 59% of common dolphins found stranded were estimated to originate from the shelf of the Bay of Biscay within the 500m-isobath, 26% from the western Channel, 9% from deeper waters of the Bay of Biscay and the remain from the eastern Channel. In February, as much as 76% of stranded common dolphins originated from the neretic Bay of Biscay, but only 14% from western Channel waters. Around 58% of stranded dolphins came from the Bay of Biscay continental shelf in March, and 37% originated from the western Channel. From May to September, almost all stranded common dolphins were estimated to originate from waters within the 500 m isobaths over the whole study area. Highest densities were observed in very coastal waters, along the Bay of Biscay and the Cornish

coasts. In October and November, as much as 40% of stranded dolphins originated from western Channel.

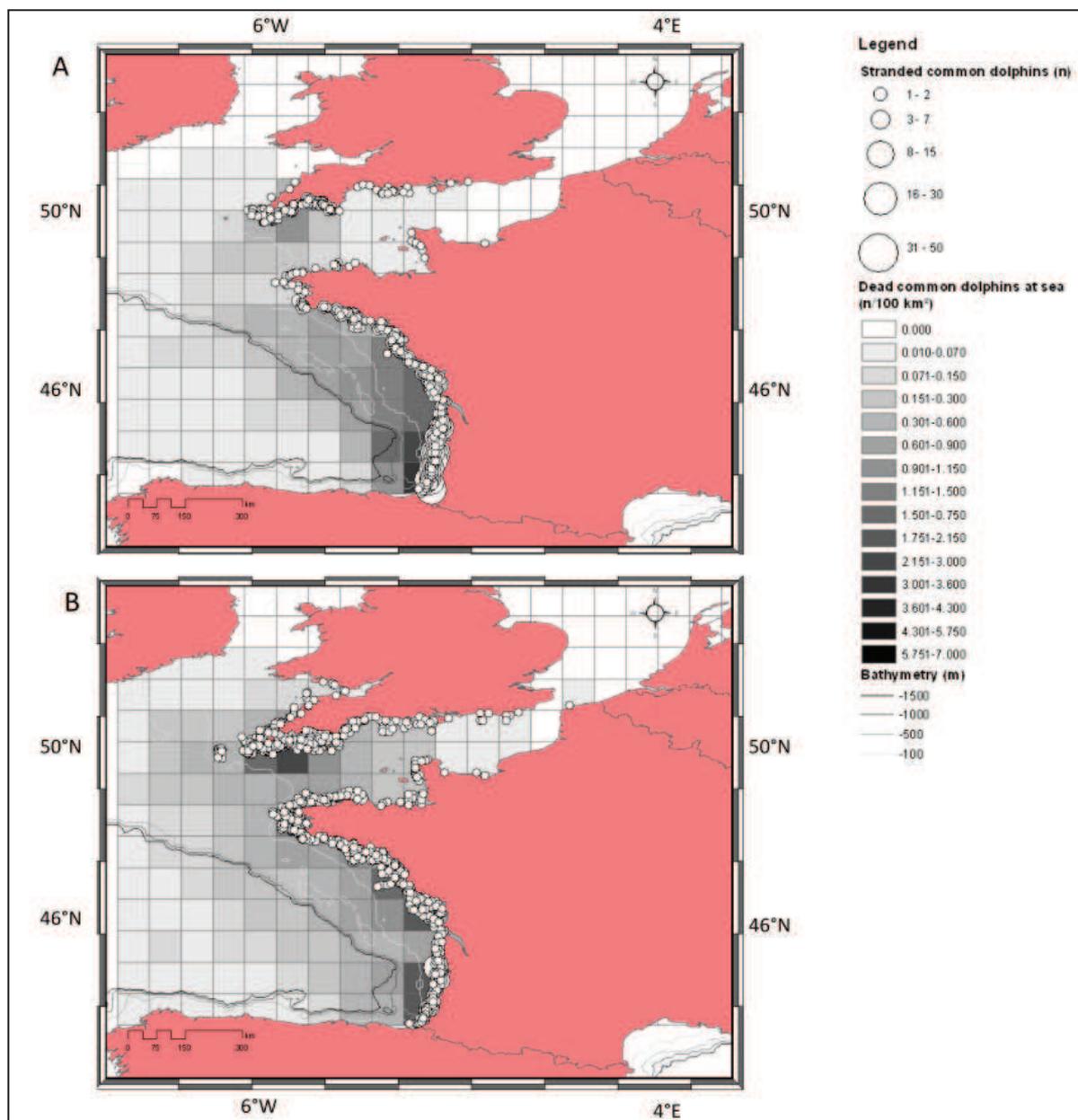


Figure V.20: Stranded common dolphin mortality areas between 1990 and 2009, during multiple stranding events (A) and out of these events (B).

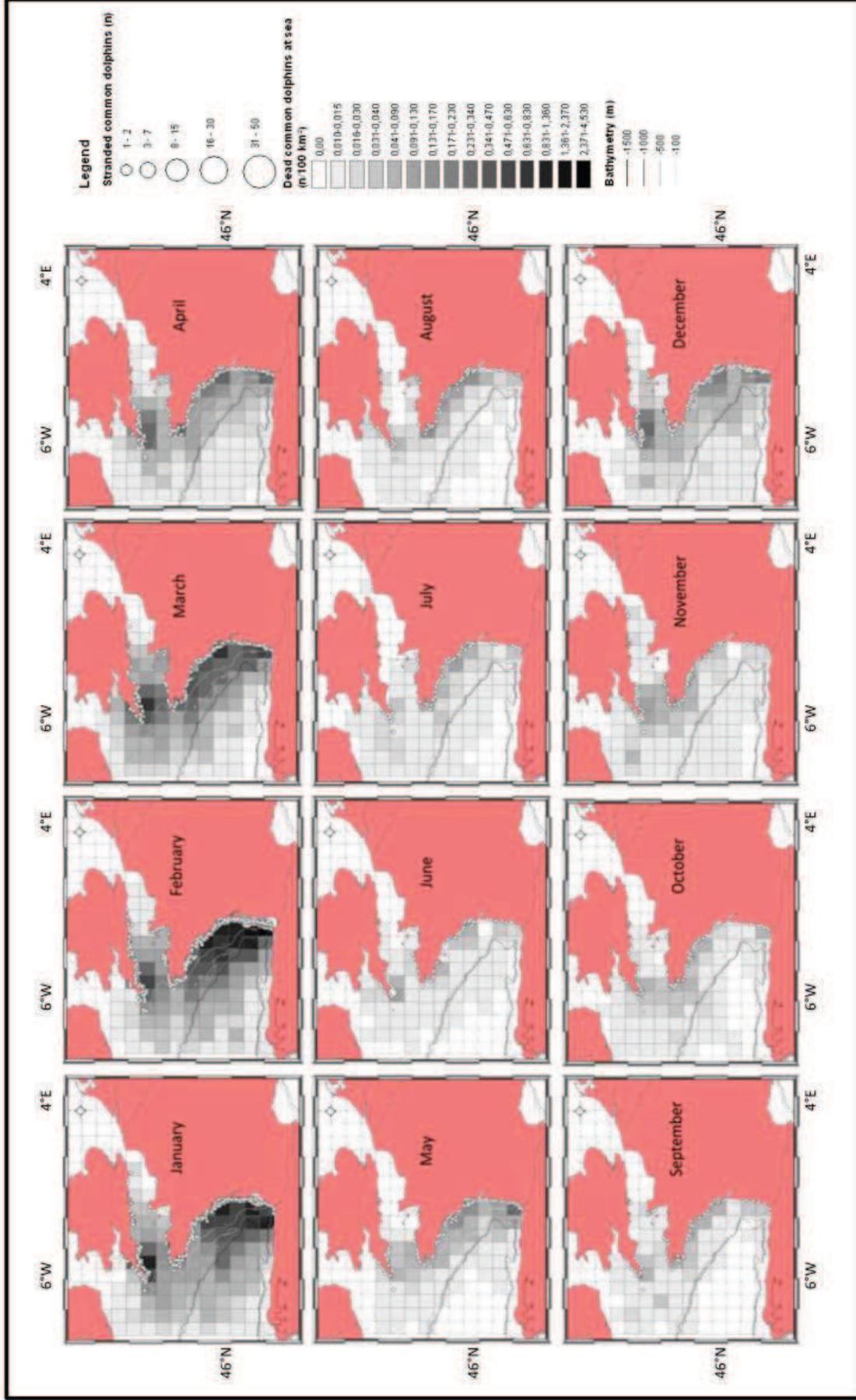


Figure V.21: Monthly stranded common dolphin mortality areas between 1990 and 2009.

E. Mortality maps

Maps of stranded common dolphin likely origin were divided by the probability that a dolphin dying in each cell reached the coast and get stranded in order to represent numbers of common dolphins dead at sea, corrected for stranding probability. Mortality maps from 1990 to 2009 showed that high densities of dead common dolphins were observed in the whole Bay of Biscay and western Channel, but mostly on the continental shelf (figure V.22). About 65% of common dolphins died within the 500 m isobaths and 12% in the deep waters of the Bay of Biscay.

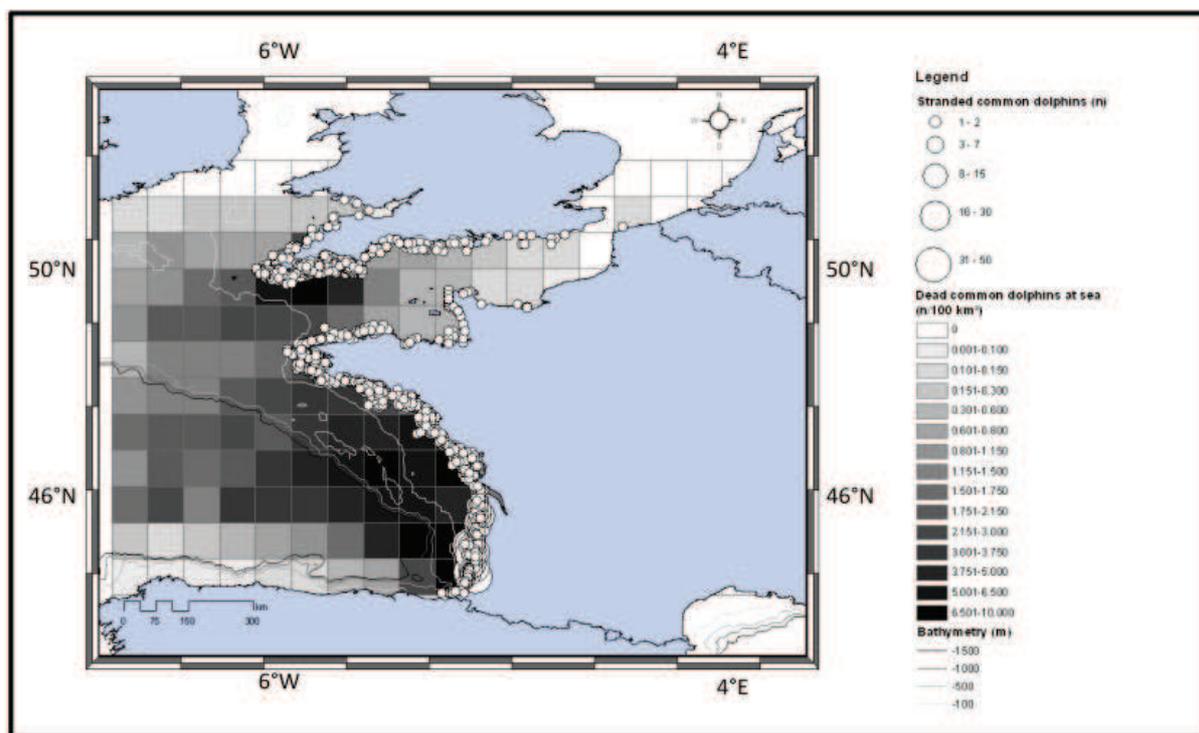


Figure V.22: Cartography of mortality of common dolphins between 1990 and 2009.

During unusual mortality events, common dolphin mortality was concentrated over the continental slope of the Bay of Biscay (76%) (figure V.23A) and 12% died in the western Channel. Out of these events, dead dolphins were quite uniformly distributed in the study area even if higher densities were observed in the western Channel (31% of dead dolphins) (figure V.23B). Only 51% of common dolphins were estimated to die within the 500 m isobaths of the Bay of Biscay and 16% out of the continental slope. Remains were located in the eastern Channel.

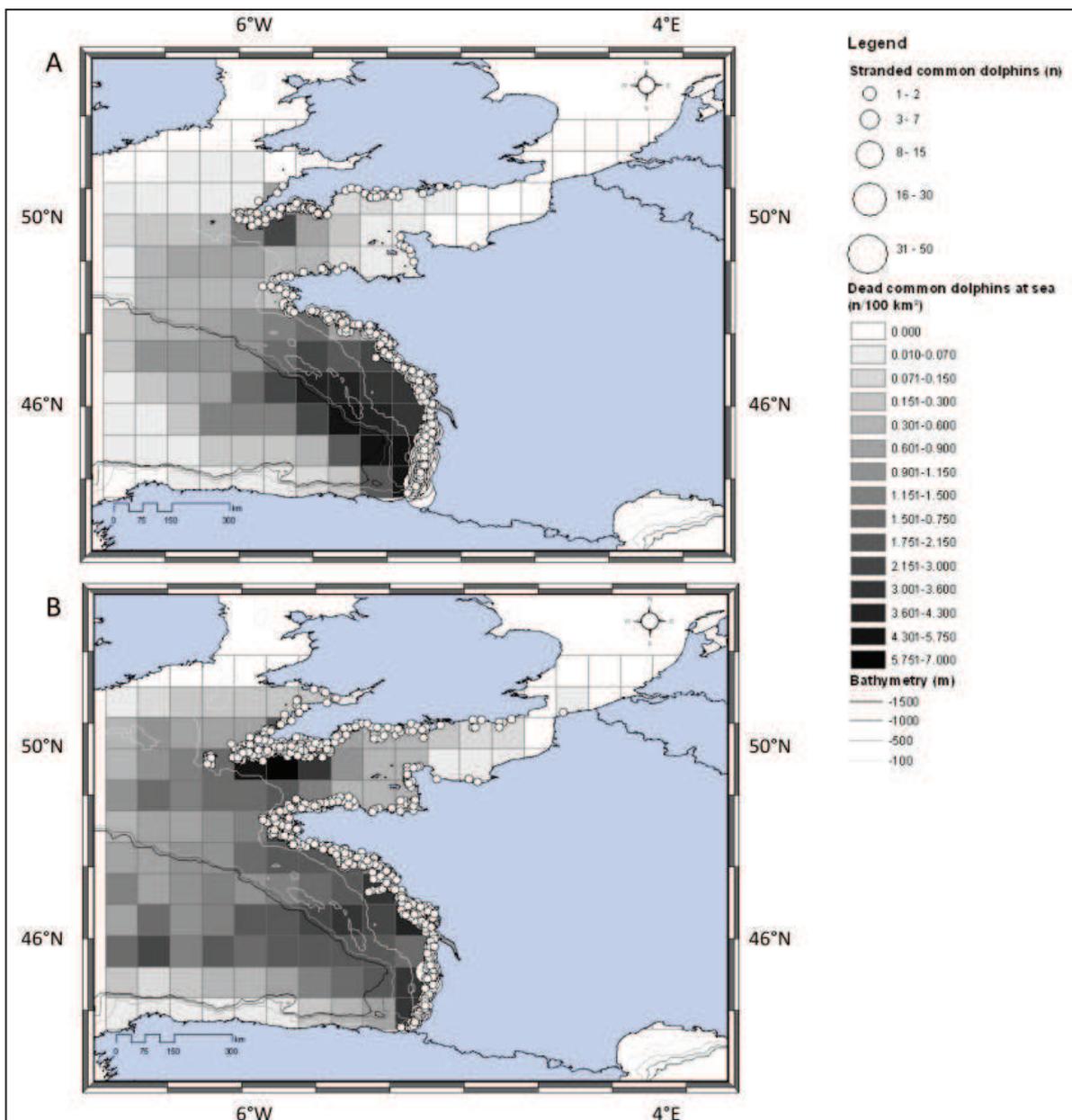


Figure V.23: Cartography of mortality of common dolphins between 1990 and 2009 during multiple stranding events (A) and out of these events (B).

From January to March, dolphin mortality was expected to occur over the whole study area, mostly in the southern Bay of Biscay over the continental slope and in Cornwall (figure V.24). In February and March, high mortality areas were also detected in deeper waters. During the rest of the year, dead dolphins at sea were more uniformly distributed. In April and December, lower densities of dead dolphins were found even if a hotspot remained south of Cornish coasts. From May to October, mortality areas of common dolphins were mostly found in coastal waters and over the western Channel and very few dolphins were estimated dying in deep waters of the Bay of Biscay.

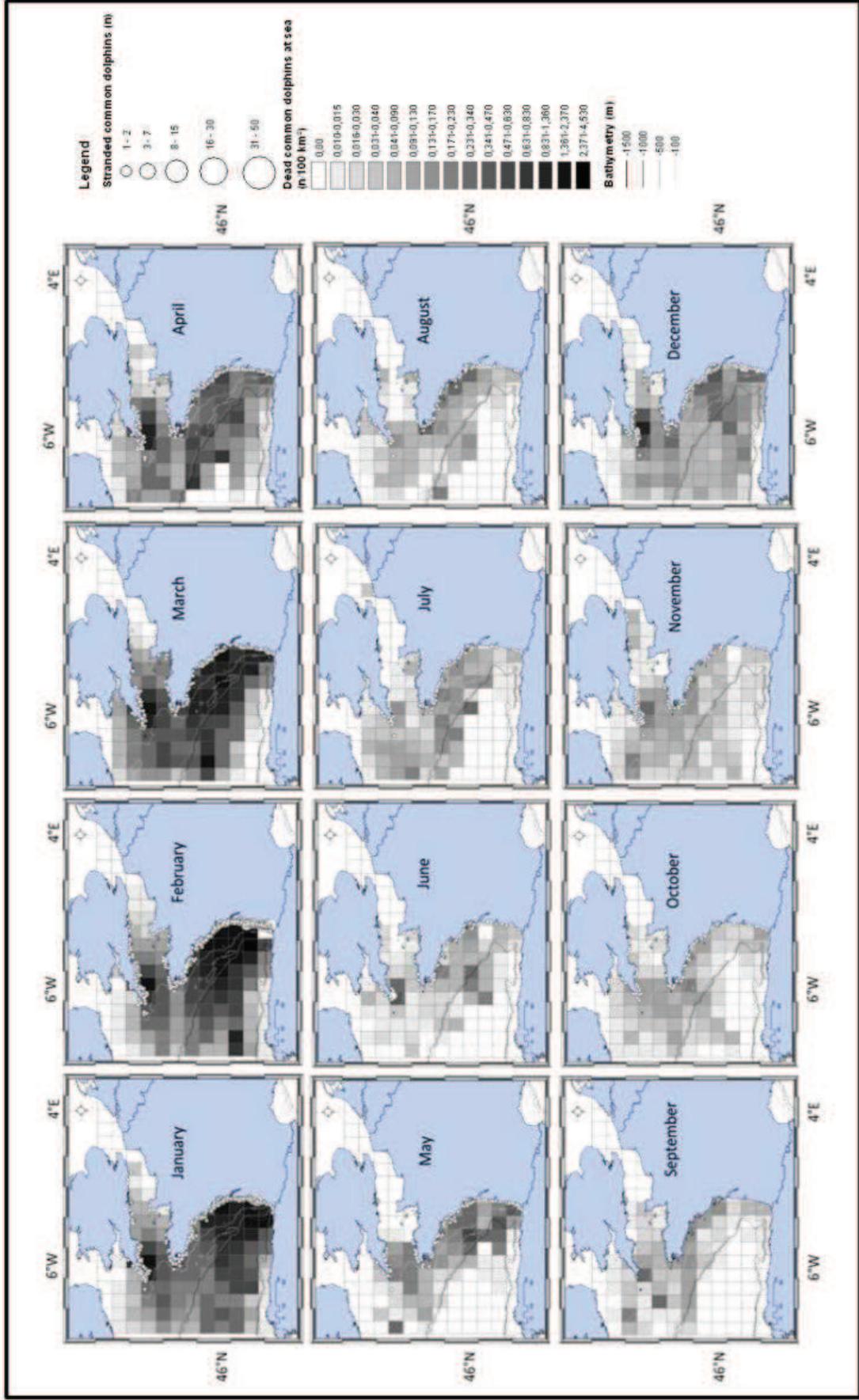


Figure V.24: Cartography of monthly mortality of common dolphins between 1990 and 2009.

F. Dead dolphins at sea

Over the study period, the number of floating dead dolphins in the study area was estimated at 15,530 dolphins of which 10,251 were in the neritic part of the Bay of Biscay and western Channel and 5,189 in oceanic Bay of Biscay. The total number of dead common dolphins at sea ranged from 4,220.year⁻¹ to 6,019.year⁻¹ in the study area, from 2,785.year⁻¹ to 3,973.year⁻¹ in Bay of Biscay and Channel neritic waters and from 1,410.year⁻¹ to 2,011.year⁻¹ in oceanic Bay of Biscay. The remains were found in the eastern Channel.

G. Anomalies of mortality

Differences between observed and expected strandings, here defined as mortality anomalies, were mapped (figure V.25A). From 1990 to 2009, average mortality anomalies were statistically different from 0 ($P=0.023$). In the southern coastal Bay of Biscay and in southern Cornwall, numbers of dead dolphins were much higher than expected under the null hypothesis, whereas mortality anomalies were only slightly positive in the rest of the Bay of Biscay. In the eastern Channel and southern Irish Sea, numbers of dead dolphins were lower than expected.

During acute mortality events, the distribution of mortality was significantly different than over periods of normal stranding frequency ($P<10^{-5}$). During these events highest positive differences were observed in the southern Bay of Biscay over the continental shelf (figure V.25B); whereas in the oceanic part of the Bay of Biscay and in the Channel, observed dead dolphin densities were lower than expected, except along the southern Cornish coasts. Out of these acute stranding episodes, mortality areas were less spatially contrasted, with mortality anomalies in the Bay of Biscay being only slightly positive (figure V.25C). Areas of moderate positive anomalies expanded westward to the calculation limits (8.5°W) and into the western Channel. Along southern Cornwall, mortality anomalies remained strongly positive, whereas the rest of the Channel, eastward to Dover Strait, showed strongly negative anomalies.

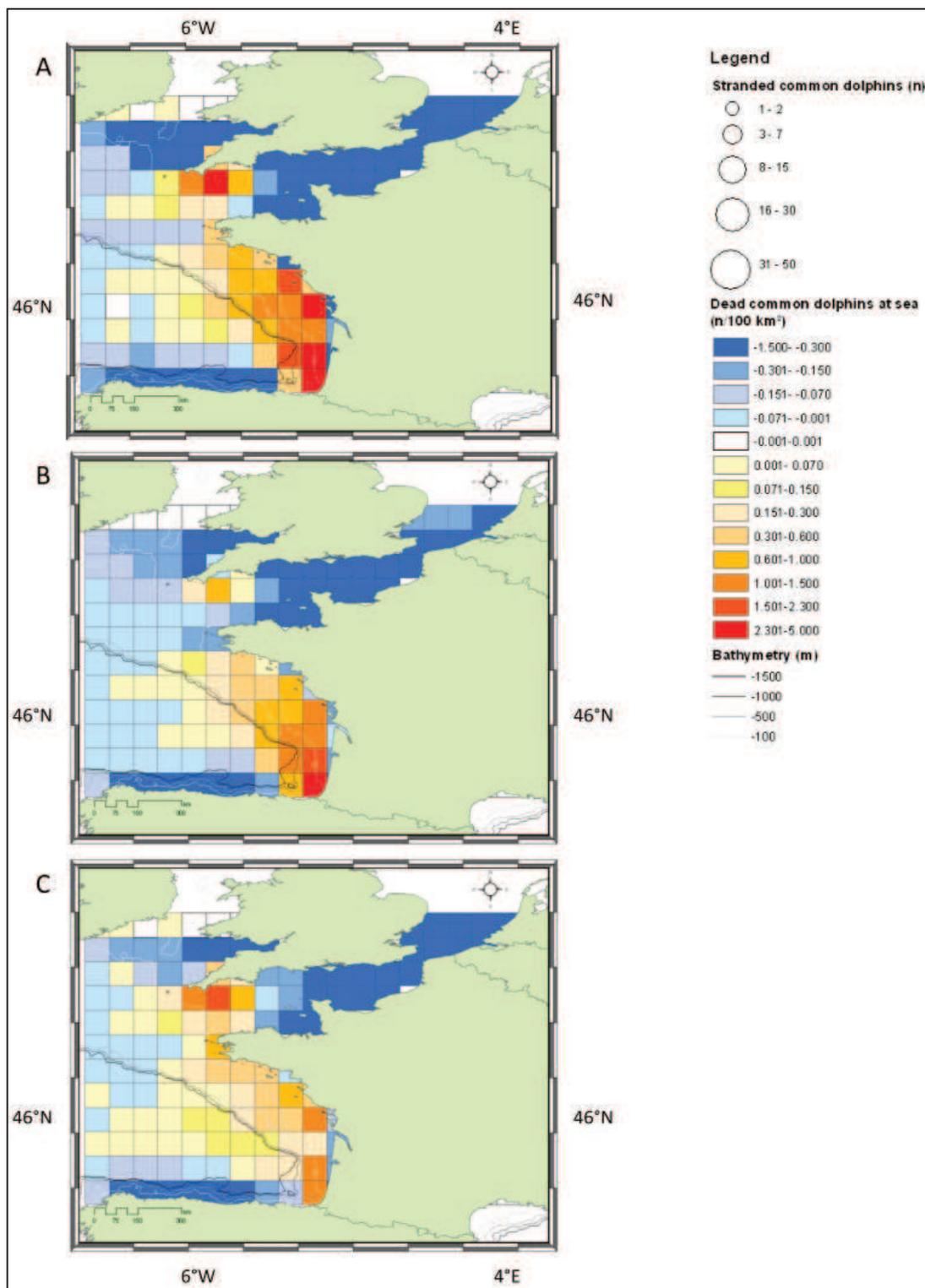


Figure V.25: Anomaly of strandings between 1990 and 2009, from 1990 to 2009 (A), during multiple stranding events (B) and out of these events (C)

Monthly variation in mortality anomalies were statistically significant from 0 for the whole year ($P < 0.001$), except in July ($P = 0.225$). In January, positive anomalies were found in the southern Bay of Biscay, from the coast to over the slope, and off southern Cornwall (figure V.26). Differences were negative in the rest of the calculation areas. In February, positive anomalies were found in the south-eastern Bay of Biscay and expanded northward covering the whole Bay of Biscay in March. Positive anomalies decreased in March and April, and shrank to coastal waters of the Bay of Biscay and the western Channel. From May to November, spatial patterns in anomalies of dolphin mortality become poorly defined throughout study area, and regions of slightly positive anomalies expand to the whole continental shelf, from southern Ireland to northern Bay of Biscay. From December onwards, areas of positive mortality anomaly concentrate again in the southern Bay of Biscay and western Channel.

Negative difference observed along the Spanish coast are an artefact due to Spanish stranding data not being incorporated in the analysis.

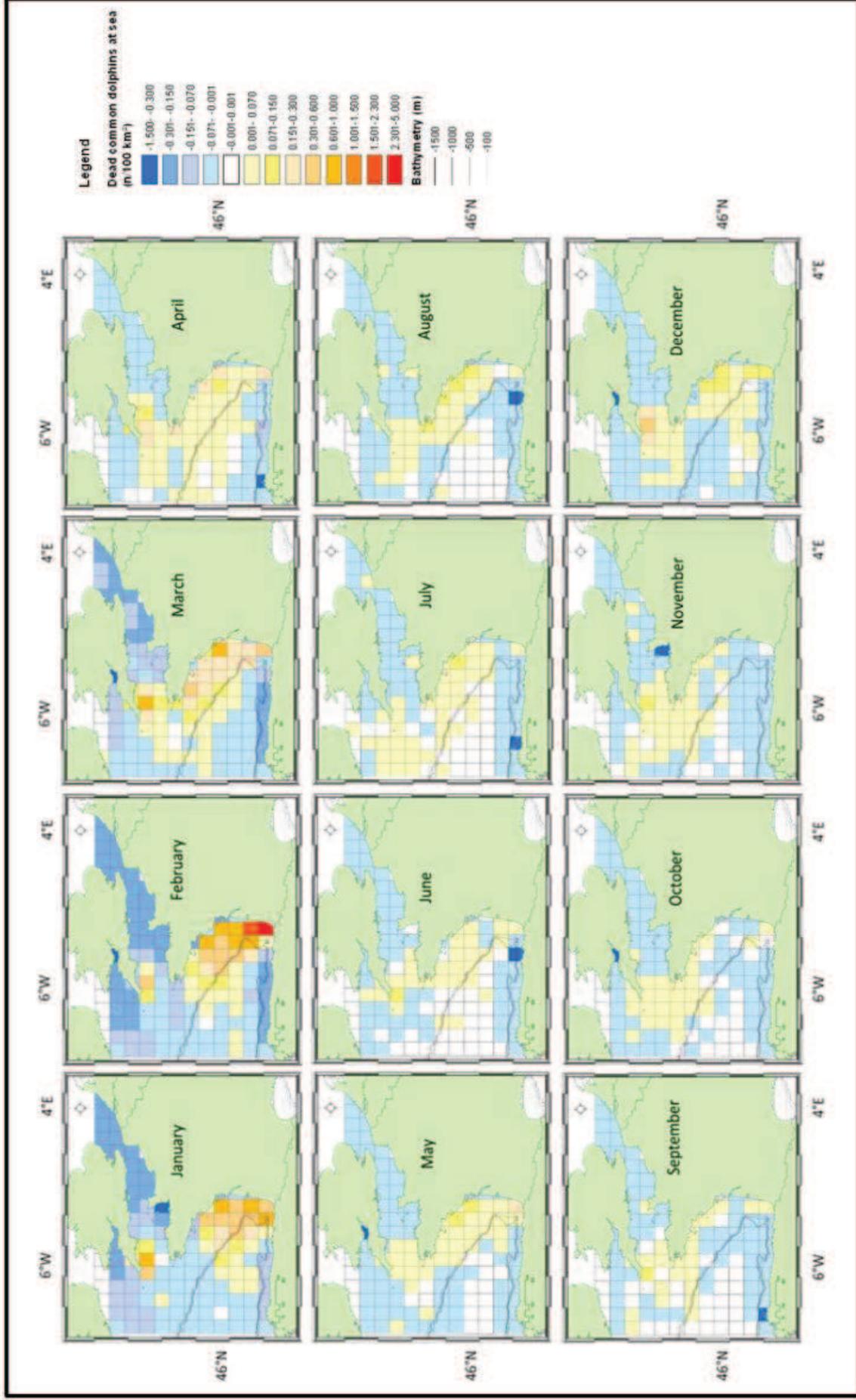


Figure V.26: Monthly anomaly of strandings between 1990 and 2009.

V.II.4 DISCUSSION

A. General

The aim of this study was to improve the ecological significance of strandings as population indicators, as well as their statistical credibility through the case study of common dolphins in the Bay of Biscay and English Channel. The ecological significance was improved by the calculation of mortality areas of common dolphins found stranded along the French and English coasts. To do this, their backward trajectories were calculated by using the drift prediction model MOTHY. These trajectories were weighted by a drift duration probability function fitted to experimental data (Peltier et al. in review). Likely mortality areas of stranded common dolphins were estimated to be mainly located in neritic waters of the southern Bay of Biscay and off Cornwall southern coasts. During strong mortality events, around 80% of stranded animals were estimated to originate from the continental shelf of the Bay of Biscay. Mortality areas of stranded common dolphins were then corrected for the probability of getting stranded, in order to map areas of mortality and anomalies in mortality throughout study area. Over the study period, dead dolphins were estimated to be distributed across the whole area, but during acute stranding episodes, dolphins were estimated to die mostly over the slope and shelf of the southern Bay of Biscay.

To improve statistical credibility of stranding data, long term series of strandings expected under the null hypothesis were constructed. Stranding anomalies were calculated, constituting stranding data corrected for drift conditions. The strong seasonality of stranding anomalies suggested that the huge stranding numbers observed in winter could not be explained by drift conditions; indeed drift condition alone would predict a ratio of approximately 1 to 2 between lower (summer) and higher (winter) stranding numbers, whereas observed values vary from 1 to 20. Mortality anomalies could be mapped across the whole computation area and showed that dead dolphin numbers were higher than expected under the null hypothesis in neritic waters of the southern Bay of Biscay and south of Cornwall. More dead dolphins were observed in winter (from December to March) in the southern shelf and slope of the Bay of Biscay and in western Channel. Spatial patterns of dolphin mortality were less defined during the rest of the year and areas of mortality moved geographically to south of Ireland and to the northern Bay of Biscay.

There is a large potential for this new approach in interpreting stranding data both temporally and spatially. It can be applied to all small cetacean species and can cover large spatial and temporal ranges. For the first time, stranding data allowed mortality to be mapped. Nevertheless a correction must be applied to dead dolphin numbers. It has been shown that between 12.9% and 18.4% of cetacean carcasses could float and therefore drift (Peltier et al., in review), whereas carcasses with a negative buoyancy would sink and be rapidly consumed by bottom dwelling carrion eaters (Jones et al.

1998; Baco & Smith 2003; Smith & Baco 2003). Furthermore, drift duration probability used to weight backward trajectories of stranded common dolphins was calculated from experimental data collected in winter (Peltier et al., in review). This function was appropriate for drift back-calculations in winter in the Bay of Biscay. The assumption was made that a temperature difference of 3°C between sea surface temperatures in the Bay of Biscay and in the English Channel during winter (<http://envlit.ifremer.fr>) might not significantly change the decomposition kinetic or buoyancy of common dolphins.

Another mechanism likely generated some blurring of mortality maps at all seasons along the prevailing wind direction (which is on an average westerly direction). The drift duration probability function, which was used in weighing the trajectories back-calculated over 30 days, implies that locations calculated for increasing drift durations have decreasing but non null probability to occur, until the very end of the trajectories. Using the actual drift duration for each carcass (would it be measurable for all individuals) would reduce uncertainty along the drift track, since we would replace the weighted trajectory by a single position with a value of 1 individual. Since there is an obvious eastward general orientation of all drift trajectories, reducing uncertainty on drift duration would reduce mortality areas along the latitudinal axis. The same would apply for all maps based on backward drift modelling: stranded dolphin origin, mortality and mortality anomaly.

Anomalies of mortalities were mapped. Mortality anomalies can be explained by the inter- and intra-annual distribution of common dolphins or of mortality, either natural or man-induced. Combined with other spatial dataset such as the distribution of fishery activities or other human pressures and the distribution of common dolphins obtained from visual surveys, maps of mortality and mortality anomalies derived from stranding data could be interpreted in the aim of disentangling variations in abundance and mortality.

B. The potential of stranding data as indicators of common dolphin populations

Maps of mortality anomaly represented changes in relative abundance or mortality of common dolphins. Summer mortality anomalies were only slightly positive in the Bay of Biscay and the Celtic shelf and slightly negative elsewhere. This would suggest that common dolphin abundance or mortality would show only weak geographic patterns at this time of the year and within the computation area. This is consistent with opportunistic surveys, which showed that common dolphins were mostly observed in shelf and slope waters of the northern half of the Bay of Biscay between April and September (Kiszka et al. 2007; Certain et al. 2008; McLeod et al. 2009). The Channel east of 4°W is clearly an area of negative common dolphin mortality anomaly, quite in agreement with available data on the species distribution (Reid et al. 2003).

From October to March, the occurrence of common dolphins is reported to increase in the western Channel (McLeod et al. 2009), which is consistent with positive anomaly of mortality estimated between October and December. High positive anomalies were observed on the shelf of the southern Bay of Biscay and southern Cornwall. These anomalies were recorded during acute mortality events too, which occurred mostly from January to March. It is unclear to which extent high positive anomaly observed between January and March was mostly due to a local increase of common dolphin mortality or to the contraction of the common dolphin range in two hotspots, the western Channel and the southern Bay of Biscay.

Bycatch is by far the most frequent cause of death reported for stranded common dolphins (on average 75% of necropsied carcasses), mostly during multiple stranding events (Kuiken et al. 1994; Kirkwood et al. 1997; Leeney et al. 2008). Common dolphins are mostly bycaught in the seabass (*Dicentrarchus labrax*) and albacore (*Thunnus alalunga*) pelagic trawlers (Morizur et al. 1999, 2009; Northridge et al. 2006; Rogan & Mackey 2007; NECESSITY Report 2008; OBSMAM Report 2009). The number of dead common dolphins at sea ranged from 4,220.year⁻¹ to 6,019.year⁻¹. Around 75% of common dolphin strandings were discovered during multiple strandings (CRMM unpublished reports) and this proportion was applied to dead dolphins at sea. The number of dead common dolphins at sea was therefore estimated between 3,207.year⁻¹ and 4,575.year⁻¹ during multiple strandings. In 2005, common dolphin mortality in the albacore and sea bass fisheries (CIEM areas VII and VIII) was estimated at 1,567 common dolphins (CV=2.07) and 586 for the French sea bass (575 in CIEM area VIII and 11 in CIEM area VII) (Northridge et al. 2006). In areas VI, VII and VIII, 240 and 300 common dolphins were estimated to be bycaught in French sea bass pair trawlers respectively in 2007 and 2008 (OBSMAM Report 2008, 2009). These estimations resulted from extrapolation to the total fishery of bycatch numbers observed from the sampled fraction of the fleets. It is commonly admitted that in recent years around 1,000 common dolphins have been bycaught yearly in Bay of Biscay, Channel and Celtic sea waters (NECESSITY Report 2008). The estimation provided by the present study is 3 times higher than provided by bycatch assessment programs. The estimation of bycatch is largely underestimated by these programs, notably because a large majority of European fishing vessels are under the size limit at which EU regulation 812/2004 is implemented and because figures for Spanish fisheries are not available yet.

Hence, data collected during fishery monitoring programs are collected by implementing a rigorous protocol designed *a priori* (notwithstanding difficulties in their implementation); yet they produce information that is clearly negatively biased, because important segments of the relevant fisheries are not monitored. By comparison, collection of stranding data follow a protocol based on the exhaustive recording of all reported stranding events irrespective of the cause of death and the present analysis of drift processes help reducing *a posteriori* existing ambiguities of their interpretation, notably regarding

their spatial and numerical significance. Therefore, because bycatch data are sparse and hard to collect (Lewison et al. 2004) the joint use of mortality anomaly and fishery monitoring data would highly improve scientific knowledge of interactions between small cetaceans and fisheries.

C. Strandings as monitoring tools

Over the study area, 15,530 common dolphins were estimated to die and drift between 1990 and 2009. It has been shown that between 81.6% and 87.1% of carcasses sink (Peltier et al., under review), suggesting that between 84,402 and 122,388 dolphins died at sea over the period, an average of 4,220 to 6,019 common dolphins.year⁻¹. During SCANS II survey in 2005, the absolute abundance of common dolphins was estimated at 63,366 (Hammond 2006) in European neritic waters (see Annex 1). In 2007, CODA survey calculated common dolphin abundance at 245,230 animals in CODA area (see Annex 1), suggesting a total abundance of 308,596 common dolphins in European waters. The annual mortality rate can be estimated between 1.4% and 1.9%.

In the hypothesis of the existence of two management units for common dolphins (one in neritic and one in oceanic waters of northeast Atlantic) as suggested by diet analysis (Pusineri et al. 2007; Meynier et al. 2008) or by renal cadmium concentrations (Lahaye et al. 2005) and stable isotopes (IWC/SC 2009), mortality rates were estimated in both areas. In neritic waters, this rate was estimated between 4.4% and 6.3%. In oceanic waters, mortality rate ranged from 0.6% to 0.8%.

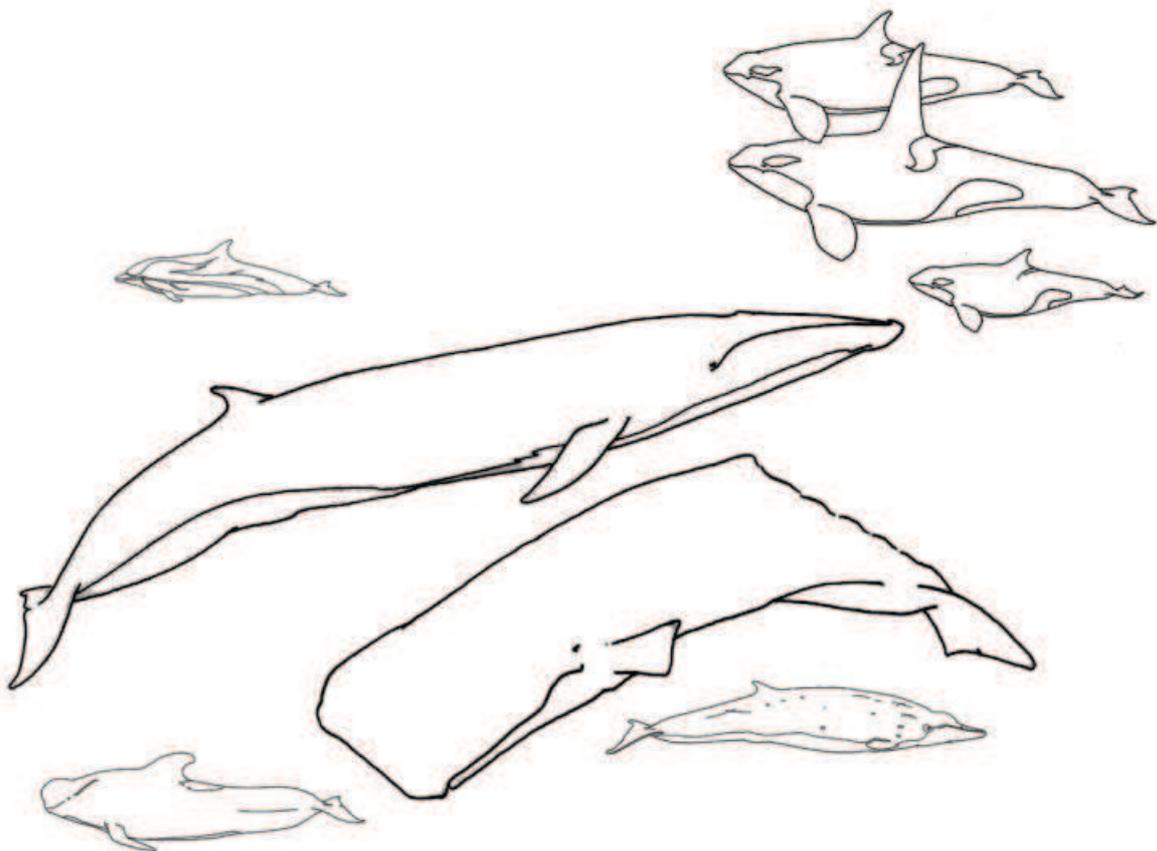
The underlying hypothesis is that common dolphin strandings recorded along Bay of Biscay and Channel coasts were reported to the whole common dolphin population, within one or two management units. Strandings collected along Spanish and Irish coasts should be taken into account and would probably increase common dolphin mortality rate.

These results showed some approximations and strong underlying assumptions. Nevertheless it constituted a new approach based on stranding data corrected by the probability of getting stranded, the rate of floating carcasses and absolute abundance of common dolphins. Mortality rate estimated in neritic waters was high, notably under the assumption of two possible management units, as recommended by a precautionary approach (Evans & Teilmann 2009). Even if no genetic structure was detected in the eastern north Atlantic (Mirimin et al. 2009; Evans & Teilmann 2009), it is demonstrated that neritic dolphins were intensively impacted by fishery activities. ICES recommendations suggested that a kill of more than 1.7% of the population would be unsustainable (ICES 2007). Estimations of mortality rates supposed to be additional mortality were highly superior to this threshold.

V.II.5 CONCLUSION

This study consisted in the development of new indicators based on stranding data. These indicators were the spatialisation of dead common dolphins and the spatialisation of the anomaly of mortality. They provide important information on natural or man-induced mortality of small cetaceans, changes in distribution of dead dolphins. Moreover, the cost-effectiveness of a monitoring strategy based on stranding is an additional asset (Caughlan & Oakley 2001). This approach consisted in developing indicators, exploring their significance and comparing them with other studies. The validation of indicators with other datasets was an essential step in their development (Dale & Beyeler 2001; Heink & Kowarik 2010b). The development of indicators was possible through the improvement of their statistical credibility by using prediction of stranding under the null hypothesis and their ecological significance by back-calculating the mortality area of stranded dolphins and further mapping mortality areas. Map-based indicators were therefore provided, which are most attractive for decision-makers and stake-holders (Bubb et al. 2005). Detecting changes in populations by using map-based indicators is fairly uncommon, especially since map-based datasets rarely deal with time series (Bubb et al. 2005).

VI. DISCUSSION GENERALE



VI.I- BILAN GENERAL

L'objectif de cette section est de proposer un résumé des résultats obtenus durant ce travail, leurs limitations et leur comparaison avec des travaux antérieurs sur les mêmes outils ou les mêmes problématiques.

VI.I.1 LES PRINCIPAUX RESULTATS

Le principal objectif de cette thèse consistait en la valorisation des données d'échouages et notamment l'évaluation de leur potentiel à générer des indicateurs des populations de mammifères marins. Cette potentialité a été explorée à travers différentes étapes :

- les estimations des taux de dérive apparent et effectif et du taux de découverte ;
- l'estimation des probabilités de s'échouer dans la zone d'étude et des séries temporelles d'échouages attendus sous l'effet de la dérive, obtenus par le calcul de l'hypothèse nulle ;
- la construction des anomalies d'échouage et de mortalité ;
- la détermination des zones de mortalité.

Un des principaux outils de ce travail est le modèle de prédiction de dérive MOTHY, utilisé dans sa version objet. Ce modèle a été appliqué à la dérive de petits cétacés, par l'adaptation de plusieurs paramètres (l'épaisseur de l'animal, son taux d'immersion et les données relatives à la dérive elle-même). Le taux d'immersion est l'un des paramètres les plus sensibles et des plus difficiles à évaluer. Ainsi, deux petits cétacés fraîchement morts ont été maintenus dans un ponton flottant dans le port de commerce de La Rochelle, afin de mesurer quotidiennement leur taux d'immersion. Sur la base de cette expérience le taux d'immersion a donc été fixé à 90% durant les 30 jours de dérive prédits. Cette estimation a été renforcée par des tests de sensibilité aux variations du taux d'immersion réalisés sur les trajectoires connues de dauphins. Le suivi de ces animaux a également permis de construire un tableau de critères visuels pour estimer le temps de dérive des petits cétacés.

Lors de campagnes d'observation des pêches et de leurs interactions avec les mammifères marins dans le Golfe de Gascogne, 100 petits cétacés capturés accidentellement ont été marqués par des bracelets caudaux. Leur trajectoire a été simulée par le modèle de dérive MOTHY et l'échouage a été prédit pour 62 d'entre eux. Parmi ces animaux, seuls 8 ont été signalés. Ainsi, le taux d'échouage

apparent a été estimé à 0,08 (IC 95% [0,03-0,13]) et le taux d'échouage effectif à 0,62 (IC 95% [0,52-0,72]). Le niveau de surveillance des plages françaises par les correspondants du RNE varie un peu d'une région à l'autre mais le taux de découverte des cadavres de cétacés oscille vraisemblablement entre 70% sur les plages les moins accessibles et presque la totalité sur les plages où le ramassage des cadavres et des autres déchets naturels ou anthropiques est mécanisé. Le taux de découverte a donc été estimé entre 0,7 et 1 et la probabilité de flotter des cadavres de petits cétacés a alors été calculée entre 0,129 et 0,184.

- **Ces résultats constituent une première étape dans l'amélioration de la signification écologique des échouages par une approche quantitative.**

La construction de l'hypothèse nulle a permis de s'affranchir des conditions de dérive dans le golfe de Gascogne, la Manche et la mer du Nord. Cette hypothèse suppose l'uniformité spatiale et temporelle de l'abondance et de la mortalité de petits cétacés en mer. La prédiction de leurs trajectoires tous les 10 jours durant 30 jours de 1990 à 2009 a permis de déterminer l'exposition aux échouages de 8 grandes zones. L'ouest de la mer du Nord est moins exposé aux échouages, alors que près de 2 fois plus d'échouages sont attendus à l'est de la mer du Nord ainsi que l'est de la Manche. Près de 4 fois plus d'échouages sont attendus dans le Golfe de Gascogne et le sud-est de la Mer du Nord et finalement près de 7 fois plus au nord-est de la Mer du Nord et l'ouest de la Manche. Ces régions présentent des profils saisonniers différents, surtout de part et d'autre de la Mer du Nord, principalement liés aux vents dominants de secteur sud-ouest dans cette zone. Les probabilités d'échouages dans ces 8 grandes zones sont plus élevées en hiver. Les zones de fortes probabilités de s'échouer s'étendent en hiver et se rétractent le long des côtes durant l'été. En cette même période, les petites cétacés mourant dans les eaux océaniques du golfe de Gascogne ou au centre de la Mer du Nord ont des probabilités faibles ou nulles de s'échouer.

Les séries de données d'échouages attendus sous l'hypothèse nulle ont été comparées aux séries temporelles d'échouages de marsouins communs (golfe de Gascogne, Manche et mer du Nord) et de dauphins communs (golfe de Gascogne et Manche). La construction d'une série temporelle des anomalies d'échouages pour chacune des deux espèces a permis de s'affranchir des conditions de dérive. Les anomalies d'échouages du marsouin commun montrent la récente augmentation des échouages depuis le début des années 2000, tout d'abord dans le sud de la mer du Nord (est et ouest), puis la Manche ouest, l'est de la Manche et de la mer du Nord et enfin le golfe de Gascogne. Cette anomalie est restée relativement stable dans le nord-ouest de la mer du Nord depuis 1990. Ces résultats sont assez cohérents avec l'hypothèse de glissement des populations de marsouins du nord de

la mer du Nord vers le sud de leur distribution européenne, émise à l'issue des deux campagnes de recensement des marsouins communs SCANS-I et SCANS-II (Hammond 2006). Les analyses d'autocorrélation suggèrent que certaines zones sont dominées par un schéma saisonnier d'échouages centré sur les mois d'hiver (golfe de Gascogne et Manche ouest) ou dominées par une tendance à l'augmentation des échouages, avec la surimpression d'un schéma saisonnier (est de la Manche, sud-est et est de la Mer du Nord).

L'anomalie d'échouages de dauphins communs montre une très forte saisonnalité centrée sur les mois d'hiver, mais peu de véritable tendance. Cette anomalie est marquée par des événements brutaux et ponctuels. Pour ces deux espèces de petits cétacés, les schémas saisonniers observés ne sont pas ou très peu expliqués par les conditions de dérive, puisque la soustraction des échouages attendus sous l'hypothèse nulle ne réduit pas significativement cette saisonnalité importante.

La différence entre les animaux morts en mer observés et attendus a été spatialisée et constitue l'anomalie de mortalité. Cette anomalie montre des zones où les dauphins morts sont plus nombreux qu'attendus sous l'hypothèse nulle (plateau continental du golfe de Gascogne et sud de la Cornouaille). Si durant les mois d'hiver (janvier à mars) ces anomalies reflètent les mortalités très importantes de dauphins communs, elles décrivent bien la distribution connue de cette espèce durant le reste de l'année.

- **Cette étape a permis l'amélioration de la crédibilité statistique des échouages par la mise en œuvre d'une démarche de test d'hypothèse.**

Des photographies de dauphins communs échoués en hiver ont été décrites à l'aide du tableau de critères visuels de temps de dérive et un histogramme du nombre de ces dauphins par intervalle de temps de dérive a pu être construit. Une fonction de lissage y a été ajustée et cette fonction a ensuite été appliquée pour pondérer les trajectoires en rebours de tous les dauphins communs échoués entre 1990 et 2009. Ceci a permis de construire les cartes de mortalité en mer des cétacés échoués. Ces cartes montrent que les cétacés échoués proviennent principalement des eaux côtières du golfe de Gascogne et de l'ouest de la Manche. Ces cartes ont été corrigées par la probabilité qu'a un dauphin mourant dans chaque cellule de s'échouer, afin de générer des cartes de mortalité en mer indépendante de la distance à la côte. Les zones de mortalité indiquent que les dauphins communs meurent dans l'ensemble du golfe de Gascogne et de la Manche ouest, principalement sur le plateau continental et le talus du sud du Golfe de Gascogne. Durant les périodes d'échouages multiples, les mortalités sont plus localisées, surtout sur le talus continental du golfe de Gascogne.

- **Cette étape a grandement contribué à l'amélioration de la signification écologique des échouages, principalement par une meilleure compréhension de la dimension spatiale du processus.**

La compréhension de la relation entre les échouages et les cétacés morts en mer constitue une étape indispensable dans le développement d'indicateurs issus des échouages. Ainsi, l'estimation des taux de dérive et de découverte a permis d'améliorer notre connaissance dans le processus d'échouage. L'hypothèse nulle a été construite afin de s'affranchir de l'effet des conditions de dérive sur les effectifs d'échouages. Ces anomalies d'échouages et de mortalité semblent être de bons indicateurs des populations de dauphins communs et détectent des zones de mortalités partiellement différentes des zones de mortalité supposées des cétacés devant s'échouer sous l'hypothèse nulle. La cartographie de la mortalité constitue un outil de veille environnementale, car elle permet de quantifier les densités et les nombres d'animaux morts en mer et d'en suivre les variations spatio-temporelles.

- **Chacune de ces étapes a participé à l'amélioration du potentiel des données d'échouages comme source d'indicateurs et de ce fait comme outil de monitoring (figure VI.1).**

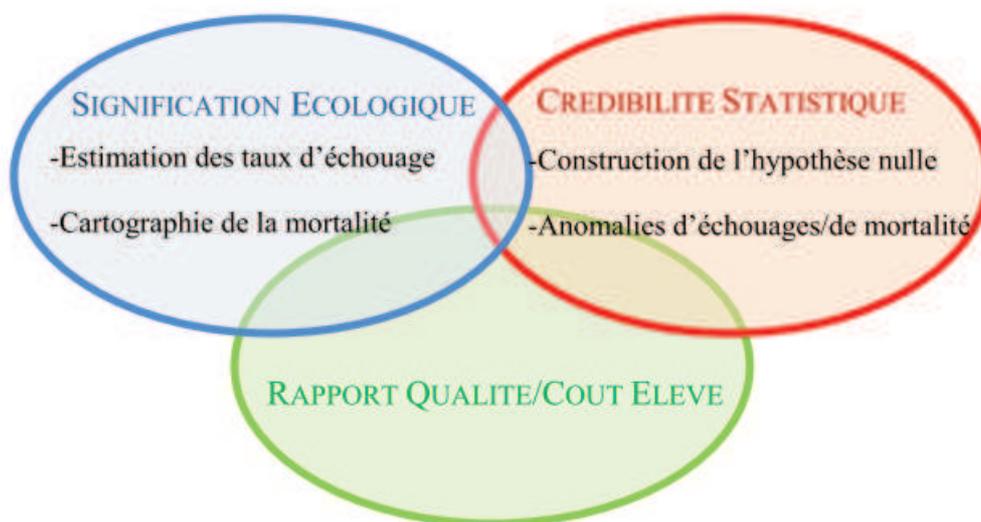


Figure VI.1 : Schéma théorique des 3 piliers d'un outil de monitoring et les avancées réalisées lors de cette thèse.

VI.I.2 LIMITATIONS

Ce travail constitue vraisemblablement la première initiative de développement d'indicateurs issus des échouages et d'amélioration de leur potentiel de monitoring.

Les possibilités de paramétrisation de MOTHY ont permis d'ajuster le plus précisément possible les caractéristiques des dérives de petits cétacés. Ainsi, la détermination expérimentale du taux d'immersion, validée par des trajectoires connues d'animaux marqués, a permis d'améliorer la fiabilité de ce paramètre. Néanmoins, les faibles nombres d'animaux dont la flottabilité a été mesurée (n=2) et de trajectoires connues (n=8) pourraient être améliorés, afin d'augmenter la confiance autour de ces résultats. Ces expérimentations pourraient être répétées également à d'autres périodes de l'année, afin de prédire des probabilités de temps de dérive différentes selon les saisons. Cette probabilité de temps de dérive a en effet été appliquée à toutes les trajectoires en rebours de dauphins communs, dans le golfe de Gascogne et la Manche. Si les différences de température en hiver entre ces deux régions sont relativement faibles, les écarts de températures saisonniers pourraient engendrer des variations dans l'état de décomposition des carcasses et donc dans la datation des cadavres. Les probabilités de temps de dérive devront ainsi être réévaluées à l'avenir pour être appliquées aux trajectoires de marsouins communs de la mer du Nord au golfe de Gascogne, afin d'en cartographier les zones de mortalité.

L'incertitude autour des trajectoires prédites par MOTHY est proche de 30 kilomètres dans le golfe de Gascogne après 30 jours de dérive. La prédiction de la dérive d'objet est réalisée selon les conditions de vent et de marées. Les phénomènes plus locaux comme la dérive littorale ou les panaches de fleuves ne sont pas modélisés. Des avancées récentes ont permis de coupler MOTHY avec le modèle de courantologie MERCATOR, mais pas à l'échelle temporelle des données d'échouages. Par souci d'homogénéité des calculs sur 20 ans, la même version sans intégration de la courantologie a été utilisée. Cet ensemble de phénomènes peut ainsi conduire à des incertitudes dans les prédictions de dérive, même si cette incertitude est finalement plus faible que la résolution de la plupart des jeux de données concernant les prédateurs supérieurs (données de captures accidentelles, distribution, calculs d'abondance...) ou des données environnementales ou d'activités humaines pertinentes pour l'interprétation des processus de mortalité et d'échouages de petits cétacés.

La grande couverture spatio-temporelle de ce modèle est incontestablement un atout majeur de ce travail, puisqu'elle permet d'utiliser les données collectées depuis plus de 20 ans et à l'échelle des populations. Cette caractéristique est également à l'origine de l'utilisation de données d'échouages provenant de nombreux pays européens.

- **La grande couverture spatio-temporelle de cette étude rend les analyses possibles à l'échelle d'une population au-delà des frontières administratives. En cela, ce travail est très innovant.**

VI.I.2 COMPARAISON AVEC LES TRAVAUX ANTERIEURS

A. Le choix du modèle de dérive

C'est le plus souvent sous l'impulsion des institutions nationales que les modèles de prédiction de dérives ont d'abord été développés (Hackett et al. 2006) : prédictions de dérive de nappes d'hydrocarbures, de bateaux à la dérive, de corps humains... Ainsi, ces modèles se sont multipliés dans les années 1990 à travers le monde, sous la pression des événements de pollution croissants (Jayko et al. 1990; Venkatesh 1990; Proctor et al. 1994; Daniel et al. 2004; Price et al. 2006).

Les modèles hydrodynamiques en mer sont souvent la combinaison de modèles océaniques, atmosphériques et de prédictions de marées (Lazure & Jegou 1998; Özgökmen et al. 2001; Cugier & LeHir 2002; Gästgifvars et al. 2006; Lazure & Dumas 2008; Rixen et al. 2008). Autour des années 2000, certains de ces modèles ont été utilisés pour comprendre et modéliser la dispersion de larves de nombreuses espèces de poissons (Van der Molen et al. 2007). En effet, le processus de dispersion est un élément majeur dans le recrutement des populations (Allain et al. 2007). Ainsi, la dispersion des larves de morues communes (*Gadus morhua*) a été étudiée par l'utilisation d'un modèle hydrodynamique 3D (Hinrichsen et al. 1997, 2001, 2002, 2003, 2005). Ce fut aussi le cas des larves de soles communes (*Solea solea*) dans le sud de la mer du Nord (Savina et al. 2010), ou encore les larves d'anchois (*Engraulis encrasicolus*) dans le golfe de Gascogne (Allain et al. 2003, 2007).

La longue migration trans-Pacifique des jeunes tortues caouannes (*Caretta caretta*) a également été étudiée, en simulant la dérive de 10 000 particules autour de sites d'émergence de ces tortues au Japon (Okuyama et al. 2011). La trajectoire des particules a été suivie dans le Pacifique durant 5 ans, afin de voir si une migration passive des jeunes tortues pouvait les mener jusqu'à des sites d'alimentation connus.

Une approche similaire a été menée pour réinterpréter les schémas d'échouages de tortues marines en Caroline du Nord (USA) (Hart et al. 2006). L'utilisation d'un modèle océanique 3D a permis d'évaluer l'effet du vent et des courants sur les échouages de tortues. Cette approche reste principalement qualitative.

Enfin, l'étude qui semble la plus proche de notre initiative, de par son modèle biologique est celle menée par Haelters en 2006. Cette étude vise à identifier les zones de mortalité de marsouins communs retrouvés échoués en grand nombre le long des côtes belges au printemps 2005, présentant des traces de captures accidentelles dans les engins de pêche. De la même façon, la dérive de particules placées dans le sud de la mer du Nord a été modélisée. Les zones de mortalité de marsouins ont été identifiées comme les zones d'origine des particules dont le modèle prédisait un échouage dans la région et aux dates des échouages de marsouins.

Néanmoins, il convient de se demander si un petit cétacé dérive à la manière d'un traceur particulière dans une masse d'eau. C'est pour cette raison que le choix a été fait d'utiliser un modèle prédisant la dérive d'objets solides. Cette approche prend donc en compte les caractéristiques de l'objet dérivant, et a grandement motivé l'utilisation de MOTHY.

Le modèle de prédiction de dérive MOTHY a tout d'abord été construit pour répondre à la demande sociétale en termes de sécurité maritime, à travers le plan POLMAR (POLlution MARine) à la suite de la marée noire de l'*Amoco Cadiz* le long des côtes bretonnes (www.meteorologie.eu.org/mothy/). Depuis, le modèle a été adapté à la prédiction de dérive d'objets. En 2010, les prédictions de dérive d'hydrocarbures constituaient un quart des modélisations, tout comme la recherche de corps humains en mer. Un tiers des simulations concernaient des bateaux à la dérive et 3% des cadavres de baleines, dans le cadre de la sécurité de la navigation. MOTHY peut potentiellement être appliqué dans le monde entier et, déjà en 2010, 59% des simulations ont été lancées en dehors de la région du golfe de Gascogne, de la Manche et de la mer du Nord (www.meteorologie.eu.org/mothy/). Il semble pour l'instant difficile d'utiliser MOTHY de manière suffisamment fiable en mer d'Irlande, car la marée n'y est pas modélisée ou en mer Méditerranée, où la courantologie complexe est très difficile à modéliser et où les prédictions sont assez incertaines pour le moment. Néanmoins, ce modèle est en développement constant et il est raisonnable de penser qu'à court terme, la dérive de cétacés pourra être modélisée en mer Méditerranée, avec une précision acceptable.

La faible sensibilité du modèle à l'épaisseur de l'objet dérivant permettrait d'utiliser les résultats issus de l'hypothèse nulle à d'autres espèces d'odontocètes. Ainsi, l'analyse des anomalies d'échouages pourrait être réalisée pour les grands delphinidés (grands dauphins, dauphins de Risso, globicéphales...) mais également pour les ziphiidés. En revanche, la forte sensibilité du taux d'immersion suggère que lorsqu'un animal dérive dans la masse d'eau sans prise au vent, il dérive beaucoup plus lentement que lorsqu'il émerge partiellement. Ceci justifie donc le fait d'utiliser un modèle de prédiction de dérive d'objets plutôt que de considérer qu'un cétacé dérive à la même vitesse que la masse d'eau dans laquelle il se trouve. Ceci est d'autant plus vrai qu'il a été démontré précédemment que le taux d'immersion des petits cétacés avoisine 90% durant 30 jours. Ceci justifie aussi le fait que ce modèle ne pourra pas être utilisé avec les paramètres actuels pour prédire la dérive de mysticètes. En effet, le gonflement de leurs sillons ventraux sous l'effet de la décomposition crée une véritable voile et abaisse considérablement leur taux d'immersion, ce qui risque de modifier de façon importante les trajectoires qui auraient été prédites avec un taux d'immersion de 90%.

B. L'estimation des taux d'échouage et de découverte

Dans le contexte des pollutions marines, de nombreuses études ont été menées pour évaluer les taux de découverte et d'échouage apparent des vertébrés marins, principalement les oiseaux de mer touchés par les pollutions aux hydrocarbures. Le principal protocole d'étude consiste en le rejet de carcasses

marquées ou d'artéfacts de vertébrés marins en mer, puis le comptage les animaux retrouvés. Dans ces études, le rapport entre ces deux valeurs constitue le taux d'échouage.

Les premières tentatives eurent lieu en mer d'Irlande, où 300 laridés et 19 guillemots ont été rejetés en mer (Lloyd et al. 1974). Seuls 7,5% ont été retrouvés. Quelques années plus tard, ce taux d'échouage a été évalué en fonction de la distance de rejet d'oiseaux marins morts en mer ; il était compris entre 11% et 58% (Bibby & Lloyd 1977) et inversement proportionnel à la distance de rejet. En mer du Nord, le taux d'échouage de laridés a été estimé entre 0,3% et 19,3%, selon le type de marques utilisées (Bibby 1981).

Une expérience semblable a été menée durant la marée noire de l'*Amoco Cadiz* avec des oiseaux marins et le taux d'échouage a été estimé entre 6 et 30%, selon la distance à la côte (Hope Jones et al. 1978).

A la suite de la marée noire de l'*Exxon Valdez* (Alaska, USA), le taux d'échouage de loutres marines *Enhydra lutris* a été évalué à 20% à la suite du rejet en mer de 25 carcasses de loutres (Degange et al. 1994) et estimé entre 60 et 90% par une approche probabiliste (Garshelis 1997). Pour les oiseaux de mer, ce taux a été estimé entre 0,7 et 61%, selon la direction des vents dominants lors d'une autre pollution aux hydrocarbures en Alaska (Flint & Fowler 1997).

Très récemment, une étude a été menée afin d'évaluer la représentativité des échouages par rapport aux mortalités de cétacés survenues lors de la marée noire occasionnée par l'explosion du forage *Deepwater Horizon* dans le golfe du Mexique en avril 2010 (Williams et al. 2011). Cette étude évaluait le nombre de morts attendu pour chaque espèce de cétacés présente dans le golfe du Mexique en multipliant les estimations d'abondance par les taux de mortalité de chaque population. Ces valeurs ont été comparées avec le nombre d'animaux retrouvés échoués, permettant ainsi d'estimer un taux d'échouage à 2% (0-6,2%), sans réelle prise en compte de la distance à la côte.

La plupart de ces expérimentations furent réalisées sur des animaux dont la composition corporelle est très différente de celle des cétacés, qui ont une épaisse couche de graisse. La présence de plumes et de fourrure peut entraîner des comportements de flottabilité différents entre tous ces modèles biologiques.

Néanmoins, le taux d'échouage apparent de 8% calculé durant cette étude est compris dans l'intervalle [0,3%-61%] trouvé dans la littérature, même s'il se situe dans sa partie basse. Il a pour avantage principal sur l'ensemble des travaux précédents de reposer sur des vrais animaux et de tenir compte de la distance à la côte et des conditions de dérive.

C. L'utilisation de l'hypothèse nulle en écologie

« *[The] null hypothesis entertains the possibility that nothing has happened* » (Strong 1980). L'hypothèse nulle consiste en l'établissement d'une situation dans laquelle le processus étudié n'existe pas. C'est la situation théorique à laquelle les situations observées vont pouvoir être confrontées. Si l'hypothèse nulle est souvent utilisée pour sa dimension statistique, elle est malheureusement souvent négligée dans sa signification première, c'est-à-dire la construction d'une situation basée sur le hasard ou une distribution théorique. Elle pourrait être utilisée dans toutes les études exploratoires, afin de s'affranchir de tous les changements liés au hasard (Clarke et al. 2008).

Une communauté théorique de poissons démersaux dans le sud-est du Brésil a été construite selon les principes de l'hypothèse nulle, sous l'effet du hasard uniquement (Costa de Azevedo et al. 2006). Cette construction a ensuite été comparée aux peuplements observés. Ainsi, à l'échelle de sous-zones, les peuplements semblent se constituer indépendamment des interactions entre les espèces et en dehors de toute contrainte. Néanmoins, à l'échelle du bassin, la communauté ne se construit pas au hasard, et les différents paramètres influents ont ainsi pu être testés un par un, par rapport à l'hypothèse nulle.

Les peuplements d'arbres dans six îles isolées du Panama ont également été reconstitués selon l'hypothèse nulle que la diversité génétique s'était faite au gré du hasard (Leigh et al. 1993). En revanche ces peuplements théoriques diffèrent de la diversité d'arbres observée et de nombreux paramètres ont ainsi pu être testés, afin d'expliquer cette diversité (vent, absence de mammifères...).

L'utilisation de l'hypothèse nulle permet ainsi de construire une situation théorique sans contrainte, afin de tester différents paramètres qui expliqueraient la différence entre ces situations théoriques et la situation observée.

- **Ce travail propose de répondre à des questions posées depuis longtemps dans le domaine de la conservation, en utilisant pour la première fois un modèle de prédiction de dérive d'objet adapté à un modèle biologique. L'utilisation du modèle MOTHY confère de nombreux avantages et permet d'adapter un modèle de dérive aux cétacés. L'élaboration de l'hypothèse nulle permet de générer une situation théorique et de mettre en place des tests d'hypothèse.**

VI.II- VERS QUELLES AUTRES UTILISATIONS ?

Cette section vise à proposer des perspectives d'utilisation des méthodes développées au long de ce travail. Il s'agit de démontrer l'intérêt de la complémentarité de ces résultats avec d'autres jeux de données et l'application des indicateurs proposés à d'autres données collectées. Ensuite, l'utilisation de ces résultats dans différents contextes de conservation de cétacés à travers le monde sera proposée.

VI.II.1 LA COMPLEMENTARITE D'AUTRES JEUX DE DONNEES

A. L'estimation du taux de mortalité

Un des indicateurs proposés par ce travail renseigne sur l'abondance et la distribution de cétacés morts en mer, à travers le cas du dauphin commun. A ce stade de développement de l'indicateur, la part de la variation de ce paramètre liée à l'abondance ou liée au taux de mortalité ne peut pas être distinguée, mais il suffirait pour cela d'y intégrer d'autres jeux de données. Les observations réalisées lors de campagnes scientifiques dans le golfe de Gascogne ont été intégrées aux cartographies des mortalités de dauphins communs (voir I.III.4).

Le taux de mortalité est défini comme :

Taux de mortalité = nombre d'animaux morts x abondance⁻¹

Les estimations d'abondance relative dans chaque cellule ont donc été fournies par les observations de dauphins communs réalisées pendant les campagnes PELGAS de 2003 à 2009. Les cartographies des mortalités de dauphins communs permettent d'estimer le nombre d'animaux morts dans chacune des cellules durant la même période. Ainsi, dans chacune des cellules pour lesquelles les deux sources de données sont disponibles, le nombre de dauphins morts (figure VI.3, carte C) a été divisé par le nombre de dauphins communs observés (figure VI.3, carte E). L'estimation de l'abondance des dauphins communs n'est pas assez robuste et afin de pouvoir malgré tout comparer les taux de mortalités d'une cellule à l'autre, la valeur de 1 a arbitrairement été attribuée à la cellule avec le taux le plus faible. Les autres estimations ont été corrigées proportionnellement. Ce sont donc des indices du taux de mortalité ou taux de mortalité relatifs qui sont proposés. Cette méthode permet de comparer les taux de mortalité relatifs d'une cellule à l'autre, mais ne constituent pas une valeur absolue.

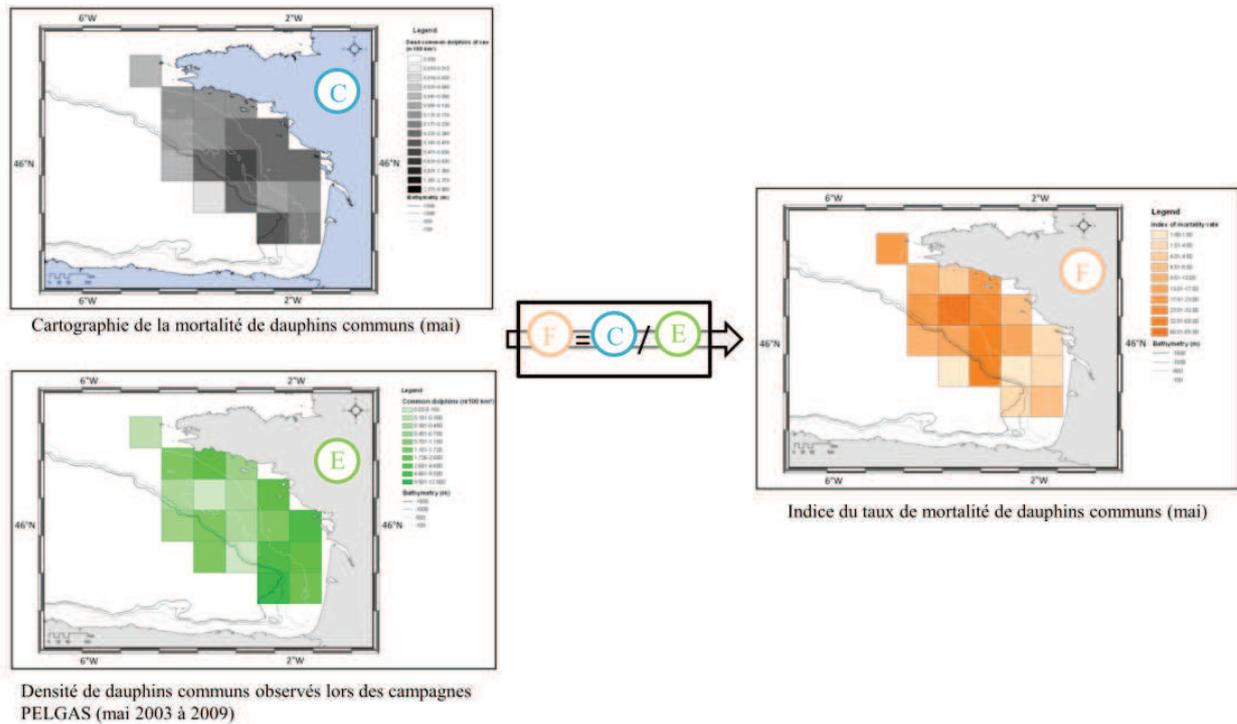


Figure VI.3 : Méthodologie et estimation d'indices de mortalité dans le Golfe de Gascogne en mai, de 2003 à 2009. Les indices du taux de mortalité (carte F) ont été estimés en divisant la cartographie des mortalités de dauphins communs en mer (carte C) par leurs densités observées en mer (carte E).

Les indices de mortalité les plus faibles sont calculés dans le sud du Golfe de Gascogne. De fortes densités de dauphins communs y sont observées. Les plus forts taux de mortalité sont observés dans le nord ouest du golfe de Gascogne. Globalement les densités de dauphins morts en mer sont faibles au mois de mai, ainsi un poids important est donné à des événements assez peu fréquents. Néanmoins, cette approche est donnée à titre d'exemple, en fonction des données de distribution de cétacés disponibles dans le golfe de Gascogne. De plus, les campagnes PELGAS ne permettent pas de calculer l'abondance absolue des dauphins communs, mais cet exemple permet d'envisager de nombreuses perspectives d'utilisation de cet outil. Le projet de mise en place de zones Natura 2000 dans les eaux françaises va financer des campagnes aériennes d'observations dédiées aux prédateurs supérieurs, en hiver et en été. Ces survols généreront des données d'abondance et de distribution qui permettront également d'améliorer les estimations de taux de mortalité de petits cétacés dans le golfe de Gascogne et la Manche.

Par ailleurs une approche similaire peut être tentée selon une série temporelle, afin de suivre l'évolution du taux de mortalité au fil des années.

B. Cartographier les causes de mortalités

Lorsque l'état de décomposition des carcasses de cétacés le permet, la cause de la mort de l'animal peut être déterminée. Dans le cadre de la veille environnementale basée sur la collecte des échouages, la spatialisation des zones de mortalité en fonction de leurs causes semble être un outil qui apportera une information pertinente dans le cadre de cette veille. Si la collecte des échouages et l'analyse de leurs causes est indispensable, il est également important de savoir quelle population est touchée et où elle se situe afin d'envisager des mesures de conservation nécessaires.

Ainsi, comme exemple, l'origine probable des animaux retrouvés échoués dont la mort est liée aux engins de pêche a été déterminée pour les dauphins communs. Le long des côtes de la Manche et du golfe de Gascogne, 1 177 dauphins communs ont été nécropsiés ou échantillonnés par les réseaux d'échouages français et britanniques. La mort de 791 d'entre eux a été causée par les engins de pêche. Les zones de mortalité en mer de ces animaux ont été estimées (figure VI.4).

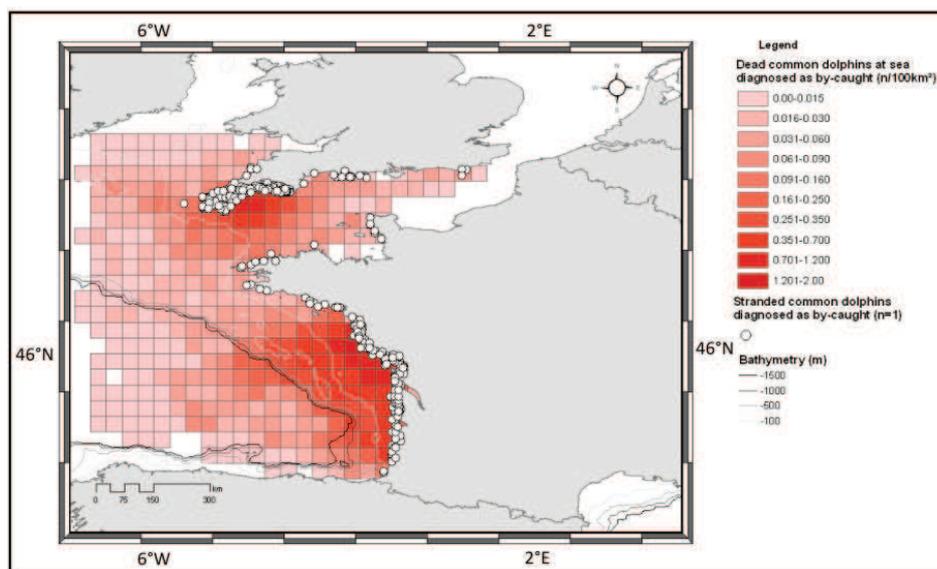


Figure VI.4 : Zones de mortalités en mer de dauphins communs retrouvés échoués, diagnostiqués comme capturés accidentellement (n=791).

Les zones de mortalités d'animaux échoués ayant été capturés accidentellement est assez proche de celles estimées durant les événements d'échouages multiples. En effet, le sud du golfe de Gascogne jusqu'à l'isobathe des 500 m et le sud de la Cornouaille présentent les plus fortes densités de dauphins capturés accidentellement. En revanche, les très fortes densités observées au large des côtes vendéennes sont représentatives d'un effort d'échantillonnage plus important. Le nombre d'animaux échoués est supérieur le long des côtes du sud du golfe de Gascogne (Gironde et Landes), mais les

examens approfondis sur les carcasses sont plus nombreux en Vendée et Charente Maritime. Ceci s'explique tout d'abord par l'installation du CRMM en Charente Maritime, qui dispose d'une salle d'autopsie et du matériel adapté et peut ainsi réaliser un grand nombre de nécropsies. La proximité des animaux échoués en Vendée favorise la récupération de ces carcasses qui seront examinées au CRMM. Ceci est plus difficile à réaliser le long des côtes landaises, d'autant que les correspondants intervenants dans cette zone sont peu nombreux. Dans le cadre d'échouages multiples, ils n'ont pas toujours le temps ni les moyens logistiques de réaliser un examen complet des carcasses. De plus, le ramassage mécanique des cadavres dans cette zone permet de collecter presque la totalité des animaux échoués, mais n'en facilite pas toujours l'examen approfondi.

Certains épisodes de fortes mortalités sont liés à des épidémies. En 1990 en Méditerranée occidentale, près de 1 000 carcasses de dauphins bleu et blanc ont été découvertes (Duignan et al. 1992). Après analyse, cette mortalité massive a été attribuée à une infection au *Morbillivirus*. Cette épidémie s'est étendue sur deux ans. Depuis, plusieurs épisodes sont réapparus en Méditerranée, notamment en 2007 (Raga et al. 2008). Ainsi, cette espèce semble être régulièrement touchée par ce virus et il serait important de savoir quelle population est concernée lors de ces épisodes. Les calculs de zones de mortalité des animaux échoués permettraient de répondre à cette question.

Ainsi, la spatialisation des causes de mortalité pourrait être un outil de veille environnementale supplémentaire, qui participerait de manière significative à la demande sociétale.

C. La spatialisation des paramètres collectés sur les échouages

Le principal reproche fait aux prélèvements collectés sur les animaux échoués est qu'on ne sait pas d'où ils proviennent (Epperly et al. 1996; Siebert et al. 2006). L'utilisation du modèle MOTHY permettrait de spatialiser tous les paramètres collectés sur les animaux échoués.

Il serait possible d'identifier l'origine des cétacés échoués selon leur sexe, leur statut reproducteur (matures et immatures), leur régime alimentaire (selon la proportion de chaque proie dans les estomacs collectés), les mesures de polluants dans les différents tissus (POPS, métaux...)... La seule contrainte est que les données collectées ou mesurées soient catégorisées. Le nombre d'animaux concerné doit donc être suffisamment important pour que la spatialisation soit écologiquement pertinente et non uniquement la représentation spatiale de quelques individus.

Exemple 1 : Les zones de mortalité de dauphins communs selon leur âge.

Les zones de mortalité des dauphins communs échoués ont été représentées selon l'âge des animaux. L'âge des dauphins communs a été estimé pour 490 d'entre eux (CRMM non publié). Les grandes catégories d'âge ont été définies selon les grandes étapes de la vie des dauphins communs. Les animaux de moins de 2 ans sont en général allaités. A partir de 2 ans, les animaux sont sevrés, mais

restent immatures sexuellement. La huitième année est généralement celle de l'accès à la maturité sexuelle. Les animaux sont actifs sexuellement entre 8 et 15 ans en moyenne et la fin de la phase reproductrice débute à partir de 15 ans (Dabin et al. 2008; Murphy et al. 2009). Pour chacune de ces quatre classes d'animaux, les zones de mortalité ont été cartographiées (figure VI.5).

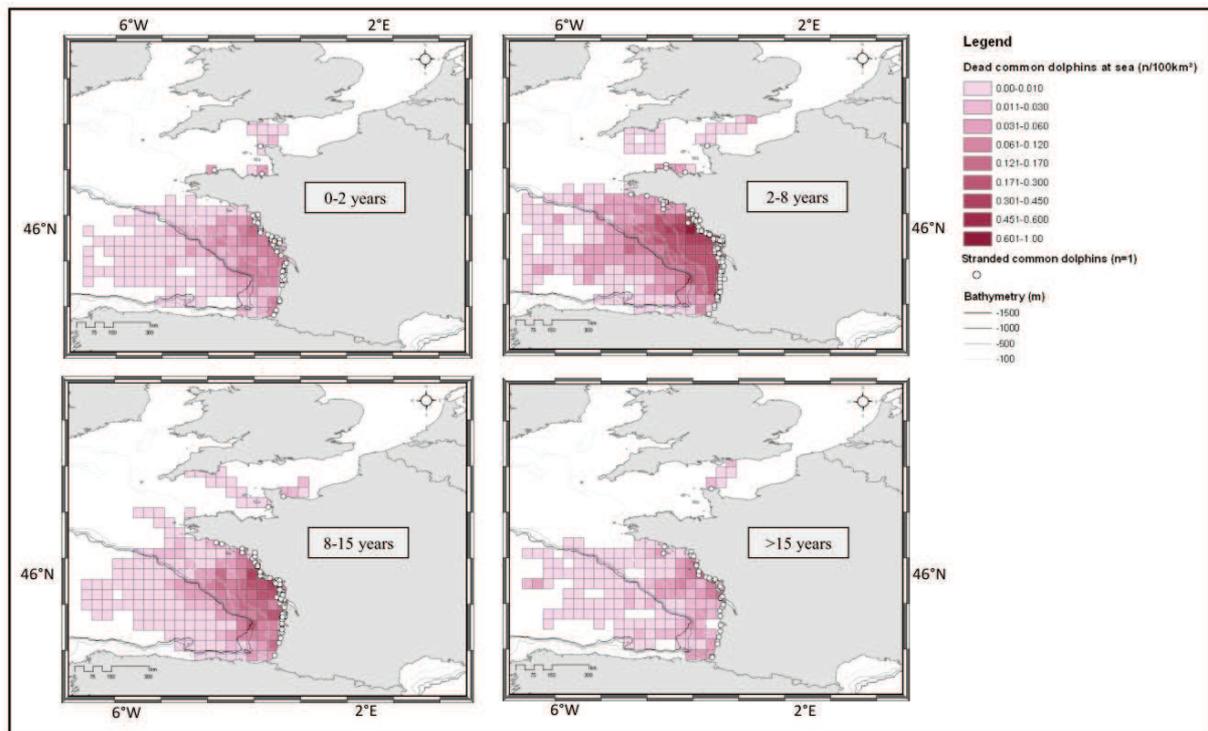


Figure VI.5 : Zone de mortalité des dauphins communs retrouvés échoués et dont l'âge a été estimé de 0 à 2 ans (n=77), de plus de 2 ans à 8 ans (n=245), de plus de 8 ans à 15 ans (n=167) et au-delà de 15 ans (n=67).

Les zones de mortalités de très jeunes dauphins communs non sevrés sont très semblables à celles des adultes matures sexuellement. Ces zones se situent principalement sur le plateau continental du golfe de Gascogne. Les densités de dauphins morts au large sont très faibles pour ces deux segments de la population. Ces jeunes étant allaités, il est normal qu'ils vivent avec les groupes d'animaux matures. En revanche, les zones de mortalité des jeunes sevrés mais immatures se situent majoritairement sur le plateau continental, mais s'étendent aussi sur le talus continental et au-delà dans le domaine océanique. Les zones de mortalités des animaux les plus âgés sont peu structurées dans le golfe de Gascogne. Cette approche suggère que les jeunes adultes occupent les eaux du plateau continental mais également au-delà, les zones profondes du golfe de Gascogne. Ceci pourrait induire des interactions avec les activités humaines différentes des autres segments de la population et mériter une attention particulière.

Exemple 2 : Les zones de mortalité de dauphins communs selon leur sexe.

Le même exercice a été réalisé selon le sexe des animaux examinés. Ainsi, les zones de mortalité en mer de 471 femelles et 384 mâles ont été déterminées (figure VI.6).

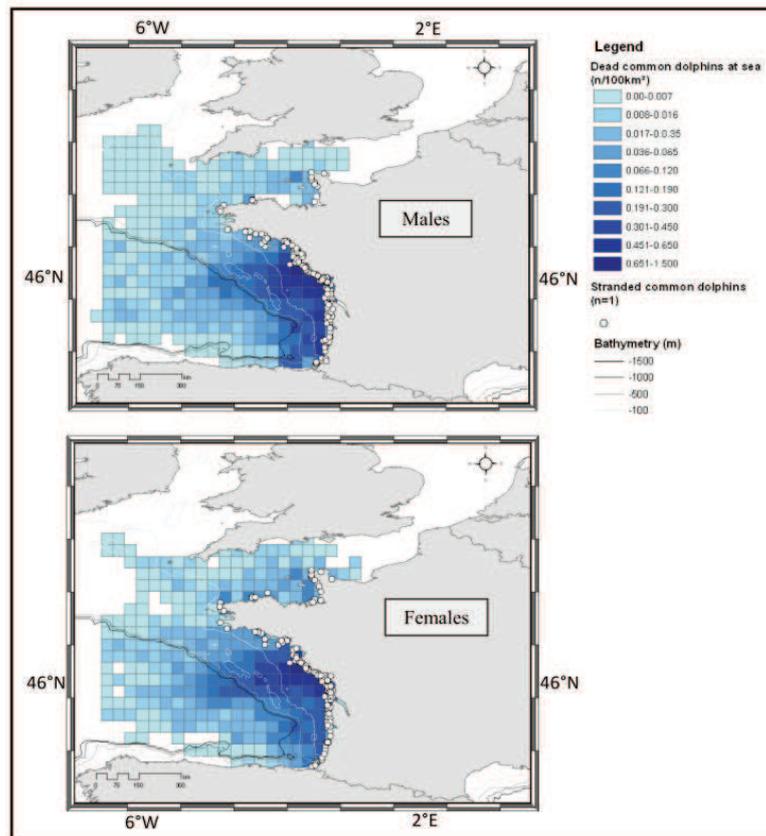


Figure VI.6 : Zone de mortalité des dauphins communs retrouvés échoués et dont le sexe a été déterminé (471 mâles et 384 femelles).

Il semble qu'il y ait peu de différence de zones de mortalité dans le golfe de Gascogne entre dauphins communs mâles et femelles, même si le sex-ratio semble être en faveur des mâles dans le sud du Golfe de Gascogne.

- Cette approche ouvre de nouvelles perspectives quant au rôle de veille environnementale des échouages. Ceci permettrait aux utilisateurs de données de retrouver les zones de mortalité des cétacés sur lesquels les prélèvements ont été réalisés.

VI.II.2 LES INTERACTIONS AVEC LES ACTIVITES HUMAINES : QUELS ENJEUX ?

A. Evaluer l'impact des interactions avec les pêcheries

Les captures accidentelles sont les premières causes de mortalité chez les cétacés (Northridge & Hofman 1999). De nombreux engins de pêche sont à l'origine de ces mortalités (les chaluts pélagiques, les sennes, les filets maillants, les palangres, les filets calés...), dans toutes les mers du monde (Northridge & Hofman 1999; Read et al. 2006; Moore et al. 2009). De très nombreuses espèces de cétacés sont concernées. Il s'agit principalement de petits cétacés (Northridge & Hofman 1999), mais les grands cétacés sont aussi régulièrement recensés, comme les cachalots ou les mysticètes (Alava et al. 2005; Cassoff et al. 2011; IWC/SC 2011).

En Manche et dans la mer du Nord, l'estimation et la réduction des captures accidentelles de marsouins communs sont devenues la première priorité pour la conservation de cette espèce (Reijnders et al. 2009). Les filets maillants, les filets calés et les trémails sont les principaux engins responsables de ces captures (Vinther 1999; OBSMAM Report 2008, 2009; Herr et al. 2009; Reijnders et al. 2009). Les espèces cibles de ces pêcheries sont assez différentes d'une région à l'autre de la mer du Nord, mais des captures sont recensées dans les pêcheries à la sole et au cabillaud dans l'ensemble de la zone (Reijnders et al. 2009). Le nombre de capture des marsouins communs est hétérogène, puisqu'il varie de 25 à 30 par an dans les filets maillants allemands, mais jusqu'à près de 6 800 dans les pêcheries danoises (Vinther 1999; Reijnders et al. 2009). Près de 500 captures sont estimées chaque année dans les pêcheries britanniques en mer du Nord, 740 dans les filets maillants en Manche et 450 à 730 dans les filets trémails de la Manche. Les pêcheries irlandaises seraient à l'origine de 1 500 captures annuelles et autour de 450 par année dans les filets maillants des pêcheries françaises (OBSMAM Report 2008, 2009). Enfin, 6700 marsouins seraient capturés annuellement en Norvège, principalement dans les pêcheries à la morue (IWC/SC 2011). Les taux de captures ont été estimés à 6,2% de la population en mer Celtique (Tregenza et al. 1997) et entre 7 et 19% dans les eaux néerlandaises (Osinga et al. 2008).

La plupart de ces estimations sont basées sur des observations faites à bord des bateaux de pêche. Or, la réglementation européenne CE812/2004 impose la présence d'observateurs qualifiés sur 5% des bateaux de pêche (exceptions : 10% sur les chaluts pélagiques de plus de 15m et 1% sur les filets calés de moins de 15m). Ainsi les estimations de captures accidentelles sont absolument indispensables pour la conservation du marsouin commun en Manche et mer du Nord, mais elles sont basées sur peu d'observations. Les facteurs d'extrapolation à toute la flottille sont très grands et la spécificité des interactions rend l'extrapolation assez difficile et les incertitudes élevées. De plus, la pression d'observation dépend largement de la bonne volonté des patrons pêcheurs. Ainsi, la couverture spatiale n'est pas homogène et est souvent concentrée sur quelques ports. Enfin, le règlement

européens n'impose pas de programme d'observations des captures accidentelles sur les navires de moins de 12 mètres, or ces derniers représentent souvent 80% des flottilles de pêches dans les pays membres de l'Union Européennes, *e.g.* 84% en France (Morizur et al. 2011a). La façon dont cette part essentielle de l'effort de pêche est prise en compte dans les extrapolations de captures accidentelles de petits cétacés est particulièrement mal connue. Enfin, l'Espagne, qui est le premier pays européen par l'importance des flottilles de pêches, n'a développé son programme d'observation des captures accidentelles de cétacés que très récemment et les chiffres ne sont pas encore bien établis. En conséquence, le niveaux de captures accidentelles de petits cétacés dans les eaux françaises sont encore imparfaitement connus et probablement sous-estimés.

Ainsi, l'utilisation des spatialisations des mortalités à partir des données d'échouages permettrait d'identifier les zones de mortalité de petits cétacés tout au long de l'année. La réalisation de nécropsies sur ces animaux permettrait de certifier la cause de la mort et d'améliorer notre compréhension dans la nature des interactions avec les pêcheries (compétition sur la ressource, compétition sur les proies de l'espèce cible...). La présence d'observateurs à bord des bateaux de pêche et le suivi des zones de mortalités des animaux échoués présentant des traces de captures accidentelles sont deux outils complémentaires, qui apportent des informations indispensables.

La combinaison de ces outils de suivi pourrait être très utile pour toutes les espèces de petits cétacés touchées par les activités de pêche. Cette approche pourrait aussi être appliquée ailleurs dans le monde, par exemple aux captures accidentelles de grands dauphins en Californie (Burdett & McFee 2004) ou encore les captures de delphinidés et de globicéphales tropicaux (*Globicephala macrorhynchus*) le long des côtes du nord-ouest de l'Afrique (Zeeberg et al. 2006).

B. Ziphiidés et nuisances acoustiques

La fin des années 1990 a vu une augmentation des échouages en masse de ziphiidés. Un échouage en masse de ziphiidés est défini comme l'échouage d'au moins deux individus, en dehors d'une mère et son jeune (Geraci & Lounsbury 2005). Certains de ces événements ont été mis en relation avec des activités navales militaires et l'utilisation de sonars à basse ou moyenne fréquence (Frantzis 1998; Jepson et al. 2005), d'autres sont associés à des campagnes de prospection sismique (Gordon et al. 2004). Le premier signalement de ce type d'interactions date de 1996, à propos d'un échouage de 12 ziphius (*Ziphius cavirostris*) en Grèce (Frantzis 1998). Cet événement était associé à l'utilisation de sonars militaires à basse fréquence par des navires militaires de diverses nationalités au cours d'un exercice naval de l'OTAN. Cette relation avait à cette époque été établie par la présence de ces bateaux près de la zone d'échouage, mais aucune analyse spécifique n'avait été réalisée sur les carcasses pour valider cette hypothèse. En 2000, plusieurs événements similaires sont survenus aux Bahamas, pendant lesquels deux espèces de ziphiidés, un dauphin tacheté (*Stenella frontalis*) et deux petits rorquals (*Balaenoptera acutorostrata*) (Balcomb & Claridge 2001) ont été retrouvés

simultanément échoués. Là encore, la qualité des carcasses n'a pas permis de réaliser des analyses permettant d'associer clairement ces échouages à des sonars à moyenne fréquence, mais la proximité de bateaux militaires et les signes de stress en profondeur observés sur les carcasses laissent penser à une relation entre ces deux événements. Quelques mois plus tard, trois *Ziphius* se sont échoués sur l'île de Madère (Portugal), en concomitance avec des opérations navales de l'OTAN (Cox et al. 2006). En 2002, 14 baleines à bec de trois espèces différentes se sont échouées aux îles Canaries (Espagne), le jour même où avaient lieu des exercices militaires (Cox et al. 2006). De nombreuses lésions hémorragiques et emboliques ont été observées (Jepson et al. 2003). Quelques mois plus tard, dans le golfe de Californie, deux *Ziphius* ont été retrouvés échoués (Cox et al. 2006). Dans les mêmes temps, des recherches sismiques étaient menées à quelques kilomètres. En 2004, plusieurs événements semblables ont été recensés au Japon et à Taiwan, soit près de 11 échouages en masse (Parsons et al. 2008). Les ziphiidés semblent ne pas être les seules espèces concernées par ces nuisances sonores, puisque plusieurs cadavres de petits cétacés échoués au Royaume-Uni ont montré des lésions similaires (embolies gazeuses, hémorragies multiples ...) (Jepson et al. 2005). Cela concernait quatre dauphins de Risso, trois dauphins communs et un marsouin commun. En 2004, plus de 150 péponocéphales (*Peponocephala electra*) ont été retrouvés échoués à Hawaï en une seule journée. Cet événement était corrélé spatialement et temporellement avec la présence de bateaux militaires de l'*U.S. Navy* (Southall et al. 2006).

A l'heure actuelle, une attention particulière est portée à ces échouages multiples de ziphiidés et d'autres petits cétacés, mais il est toujours difficile de corrélér de façon précise ces événements avec des exercices militaires ou des campagnes sismiques. Ainsi, des tentatives de prévention de ces interactions sont couramment utilisées. Elles consistent en l'embarquement à bord des bateaux utilisant des émissions acoustiques de forte puissance, d'observateurs de mammifères marins, qui doivent faire stopper les activités du bateau, le temps que les animaux s'éloignent de la zone à risque (Barlow & Gisiner 2006; Cox et al. 2006; Ryan 2009).

Ces quelques exemples montrent une relation forte entre les échouages en masse de ziphiidés et les activités navales, mais aussi les activités de prospection sismique (Gordon et al. 2004). Ces interactions semblent les plus fortes en mer Méditerranée et dans les Caraïbes (Filadelfo et al. 2009). Néanmoins, les relations entre échouages et causes de mortalité doivent être menées avec précautions. Dans l'hypothèse où les animaux meurent rapidement suite à l'exposition aux émissions sonores, le temps de dérive avant l'échouage devrait être pris en compte, mais il semble que la gravité des lésions provoquées dépende directement de la distance de l'animal à la source de l'émission et de son intensité. Ainsi, il est probable que la gamme de lésions possible s'étende du simple évitement à la mort rapide (Gordon et al. 2004). Les cétacés retrouvés vivants à la suite de lésions liées aux activités militaires ou de prospections sismiques pourraient avoir nagé plusieurs jours avant de s'échouer.

Le calcul de trajectoires en rebours pourrait être un outil majeur de compréhension du lien causal existant entre les échouages de ces espèces et l'opération acoustique suspectée. La détermination de leurs zones de mortalité par MOTHY est néanmoins soumise à la condition que les animaux doivent s'être échoués morts. Dans l'idéal, une nécropsie devra attester que les lésions de l'animal ont entraîné la mort peu de temps après l'interaction. La compréhension de cette interaction est également une préoccupation militaire, puisqu'elle fait l'objet de travaux de recherche au sein de l'OTAN, par son Centre de Recherches Sous-Marine (Ryan 2009). Ainsi, l'identification des zones de mortalité de ces animaux pourrait être un outil pertinent de veille environnementale et permettrait de mettre en évidence en routine les interactions entre ziphiidés et activités à forte nuisances sonores. Ceci semble en enjeu majeur pour la conservation des ziphiidés et est encouragé par de nombreuses institutions (*International Whaling Commission*, IUCN, ASCOBANS, ACCOBAMS, Parlement Européen, *Marine Mammal Protection Act...*) (Parsons et al. 2008).

C. L'impact de pollutions aux hydrocarbures : un questionnement d'actualité

Les premiers essais d'estimations de taux de découverte et d'échouages avaient été réalisés dans le contexte de marées noires (voir VI.I.2.B). Il semble donc indispensable d'utiliser cette approche afin de pouvoir enfin répondre à ces questionnements. Finalement, lors des récentes grandes marées noires, peu ou pas de cétacés avaient été retrouvés présentant des traces externes de pollution aux hydrocarbures (*Amocco Cadiz*, France, 1978 ; *Exxon Valdez*, Alaska, USA, 1989 ; *Erika*, France, 1999 ; *Prestige*, Espagne, 2002). Les effets sur les cétacés ont été presque négligeables en regard des mortalités survenues sur les vertébrés plus inféodés à la zone littorale et à la surface de l'océan (otaries, loutres marines, oiseaux marins...). La vulnérabilité des cétacés aux marées noires est étudiée depuis longtemps, puisqu'en 1990, Jayko et al., utilisaient un modèle de prédiction de dérive d'hydrocarbures afin d'évaluer l'interaction de possibles marées noires avec les populations de baleines au large de l'Alaska (Jayko et al. 1990).

La récente catastrophe écologique survenue en avril 2010 dans le golfe du Mexique, à la suite de l'explosion de la plateforme pétrolière *Deepwater Horizon* du groupe BP, a replacé ces pressions au devant des priorités de conservation des cétacés. Le jour même, l'Administration nationale pour l'océan et l'atmosphère des USA (*National Oceanic and Atmospheric Administration*, NOAA) mettait en place la cellule « *Cetacean Unusual Mortality Events* » (<http://www.nmfs.noaa.gov>). Ce type de cellules s'organise lors de situations anormales d'échouages, afin d'assurer une surveillance accrue des échouages et des causes de mortalités (Wilkinson 1996; Gulland 2006) (voir VI.III.4.A). La surveillance particulière liée à cette marée noire a été maintenue jusqu'en mai 2011. Durant cette période, 539 cétacés ont été retrouvés échoués. Ces effectifs sont jusqu'à six fois supérieurs à ceux observés en moyenne entre 2002 et 2009. C'est donc tout naturellement qu'une étude a été menée afin de déterminer la représentativité des échouages de cétacés par rapport aux mortalités en mer durant cet

événement (voir VI.I.2.B) (Williams et al. 2011). Cette approche très théorique ne prend pas en compte les conditions de dérive au moment de l'événement. Ceci montre l'intérêt de l'utilisation d'un modèle de dérive par rapport aux méthodes strictement numériques. Ainsi, il serait intéressant d'estimer le taux d'échouage des cétacés morts durant la marée noire du puits *Deepwater Horizon*, en construisant une hypothèse nulle pour le du Mexique. Le nombre d'animaux morts en mer pourrait ainsi être déterminé. Par les données d'abondance des cétacés dans cette zone, le taux de mortalité des cétacés pourrait être évalué avant et après cet événement et permettrait de suivre le retour à une situation normale. Le suivi de l'anomalie d'échouages permettrait de suivre les effectifs d'échouages affranchis des conditions de dérive et de comparer ces anomalies avant, pendant et après de tels événements.

- **Il apparaît que ces approches de spatialisation des mortalités des animaux échoués et de suivi de l'anomalie d'échouage pourraient répondre à de nombreuses questions de conservation, surtout concernant les interactions avec les activités humaines.**

— VI.III- L'INTEGRATION DES INDICATEURS ISSUS DES ECHOUAGES — DANS DES STRATEGIES DE GESTION.

Au cours de cette section, un bilan des indicateurs développés dans ce travail sera réalisé. L'intégration de ces indicateurs dans différentes stratégies de gestion sera proposée. La première stratégie est celle mise en place par la Loi sur la Protection des mammifères Marins, *Marine Mammal Protection Act*, mis en place au Etats-Unis. Ce cas est unique dans l'intégration des échouages de mammifères marins à une stratégie nationale. Ensuite, le Plan de Conservation des Marsouins Communs en Mer du Nord est l'une des plus grandes stratégies de gestion des petits cétacés en Europe. Enfin, la Directive Cadre Stratégie sur le Milieu Marin est en pleine élaboration et orientera la conservation des cétacés en Europe durant de nombreuses années.

VI.III.1 LA SELECTION D'INDICATEURS ISSUS DES ECHOUAGES

L'objectif de ce travail était de développer des indicateurs de populations de mammifères marins, issus des échouages. Finalement, quatre indicateurs ont été retenus, après avoir été comparés à d'autres sources de données (tableau VI.1). Ces indicateurs renseignent sur les populations de cétacés en mer de deux manières : par l'amélioration de leur crédibilité statistique et par une meilleure évaluation de leur signification écologique.

Ces indicateurs n'ont pas pour vocation d'être utilisés seuls, mais d'être couplés à d'autres sources de données déjà existantes et d'apporter une plus grande couverture spatio-temporelle à de nombreuses approches. L'utilisation d'autres jeux de données est d'autant plus importante qu'ils permettront d'éviter les interprétations erronées.

Ces indicateurs sont bien mieux adaptés aux cétacés qu'aux pinnipèdes. En effet, les zones de mortalité des pinnipèdes sont plus étroitement liées aux colonies et aux reposoirs car ces animaux ont alors des déplacements alimentaires centrés autour de ces points fixes.

L'utilisation d'indicateurs est largement préconisée dans de nombreuses stratégies de gestion, comme outil de suivi et de communication. Les chapitres suivants visent à intégrer les indicateurs issus des échouages dans des stratégies de gestion à différentes échelles.

Tableau VI.1 : Indicateurs issus des échouages développés durant ce travail.

Indicateur	Objectif	Construction	Validation	Exemple d'application
SIGNIFICATION ECOLOGIQUE				
1-Taux d'échouage effectif	Estimer la proportion d'animaux morts en mer collectés en échouages	<ul style="list-style-type: none"> -Utilisation des animaux marqués issus de captures accidentelles -Application de la probabilité d'échouage calculée sous l'hypothèse nulle et appliquée aux échouages 	Autres expériences d'estimation de taux d'échouages (voir article 1)	Cas de mortalités ponctuelles et soudaines (Exemple de la marée noire de la plateforme Deepwater Horizon dans le golfe du Mexique)
2-Cartographie de la mortalité	<ul style="list-style-type: none"> -Estimer les zones de mortalité de tous les cétacés morts -Estimer le nombre de cétacés morts en mer 	<ul style="list-style-type: none"> -A partir des données d'échouages, il s'agit de spatialiser leur origine grâce au modèle de dérive MOTHY -Ces cartes sont corrigées par les probabilités d'échouages issues de l'hypothèse nulle : le nombre de dauphins mort flottants est calculé -Si elles sont ensuite corrigées par la proportion d'animaux qui flottent (13%), le nombre total d'animaux morts en mer peut être évalué. 	<ul style="list-style-type: none"> Durant les échouages multiples : -Estimations des captures accidentelles -Zones d'interactions avec les pêcheries 	<ul style="list-style-type: none"> -Monitoring de la zone de mortalité des cétacés échoués -En association avec l'établissement de causes de mortalité : monitoring des zones de mortalités selon leurs causes -En association avec des données d'abondance : estimations régulières du taux de mortalité
CREDIBILITE STATISTIQUE				
3-Anomalie d'échouages	Détecter des anomalies dans l'abondance et ou la mortalité par rapport à l'hypothèse nulle	<ul style="list-style-type: none"> -Construire des séries d'échouages attendus sous l'hypothèse nulle -Ces séries sont soustraites aux effectifs d'échouages collectés 	Distribution des animaux en mer (voir article 2)	Veille environnementale et détection d'anomalies
4-Anomalie de mortalité	Spatialiser des anomalies dans l'abondance et ou la mortalité par rapport à l'hypothèse nulle	<ul style="list-style-type: none"> -Construire les cartes de probabilité d'échouages -Transformer ces probabilités en nombre d'animaux morts en mer, rapportés au total d'animaux échoués -Cette carte est soustraite à la cartographie de la mortalité 	<ul style="list-style-type: none"> -Distribution des animaux en mer, en dehors des fortes mortalités -Durant les fortes mortalités : interactions avec les pêcheries (voir article 3) 	Veille environnementale et spatialisation des anomalies

VI.III.2 LA LOI SUR LA PROTECTION DES MAMMIFERES MARINS, *MARINE MAMMAL PROTECTION ACT* : L'INTEGRATION HISTORIQUE DES DONNEES D'ECHOUAGES

A. Présentation du *Marine Mammal Protection Act*

Si le Congrès des Etats-Unis d'Amérique lançait en 1971 le projet d'une législation propre aux mammifères marins, c'est qu'il existait de nombreuses lacunes dans les réglementations existantes (Baur et al. 1999). Finalement, assez peu d'espèces étaient considérées par les législations alors en vigueur, qui restaient pour la plupart des réglementations propres à chaque Etat. Une même population pouvait être sous couvert de différentes lois de part et d'autre d'une frontière entre deux Etats (Baur et al. 1999). Le *North Pacific Fur Seal Act* (1966) par exemple, ne concerne que les otaries à fourrure d'Alaska (*Callorhinus ursinus*) et les loutres de mer (*Enhydra lutris*). Ainsi ce manque d'homogénéité spatiale et spécifique conduisit à l'engagement de réflexions sur la mise en place d'une réglementation fédérale commune à tous les Etats et applicable à toutes les espèces de mammifères marins. Ces réflexions aboutirent à six conclusions, qui servirent de base au *Marine Mammal Protection Act* (*MMPA*). Tout d'abord, certaines espèces ont été poussées près de l'extinction par les activités humaines. Ensuite, les stocks ne devraient pas descendre sous un niveau où ils ne seraient plus fonctionnels dans les écosystèmes, autrement dit le niveau de population optimal soutenable. Il apparaît également que les données sur les mammifères marins manquaient et qu'il fallait encourager la recherche dans ce domaine. Le *MMPA* devra inciter les autres pays du monde à augmenter l'effort de conservation. L'importance économique des mammifères marins fut également reconnue. C'est sur ces bases qu'était fondé le *Marine Mammal Protection Act*, qui entra en vigueur en 1972.

Le but final du *MMPA* est de maintenir la santé et la stabilité des écosystèmes marins. Il s'agit ainsi de maintenir ou de restaurer les populations à leur niveau optimal soutenable. Le *MMPA* a également pour objectif d'encourager les collectes de données sur les mammifères marins. Depuis sa création, il a permis de financer des travaux de recherche sur la restauration des populations de baleines franches (*Eubalaena glacialis*), de phoques moines de Hawaï (*Monachus schauinslandi*), de lamantins (*Trichechus manatus*), ou encore sur les interactions entre dauphins tropicaux et pêcheries de thons (Baur et al. 1999). Ainsi, le *MMPA* constitue une réglementation uniforme sur un territoire immense pour toutes les populations de mammifères marins.

Le *MMPA* est mis en application par deux structures gouvernementales. Le Secrétariat de l'Intérieur à travers l'*U.S. Fish and Wildlife Service* prend en charge la mise en œuvre du *MMPA* pour les loutres marines, les morses (*Odobenus rosmarus*), les ours polaires (*Ursus maritimus*), les lamantins

(*Trichechus sp.*) et les dugongs (*Dugong dugon*). L'application du MMPA aux autres espèces est assurée par le Secrétariat au Commerce, à travers la *National Oceanic and Atmospheric Administration* (NOAA). Le MMPA est organisé selon quatre actions (MMPA, 1972).

○ Conservation et Protection des Mammifères Marins. Ce plan de conservation regroupe de nombreux volets, comme le moratoire sur les prises de mammifères marins (accidentelles ou volontaires, morts ou vivants). Ce moratoire tolère quelques exceptions : les captures non létales d'animaux à des fins scientifiques, pour la prise de photos commerciales ou éducatives, à des fins pédagogiques, pour améliorer le recouvrement de certaines populations, pour assurer la protection de la population humaines ou en cas d'autodéfense. Un seuil de tolérance est accordé pour certaines captures accidentelles ou la chasse artisanale par les populations natives (les Indiens, les Aléoutes et les Eskimos). Les pêcheries ont été divisées en trois catégories, selon leur impact sur le Potentiel Biologique de Retrait (PBR) de la population concernée. Le PBR est défini par le MMPA comme le nombre d'animaux pouvant être « retirés » d'une population, tout en maintenant le niveau de population optimal soutenable. Les pêcheries qui prélèvent 50% ou plus du PBR constituent la catégorie I. Les pêcheries de catégorie II prélèvent collectivement 10 à 50% du PBR, ou plus de 1% individuellement. Celles qui prélèvent moins de 10% collectivement ou 1% individuellement constituent la catégorie III. Ce plan de conservation impose la présence d'observateurs des captures accidentelles à bord des bateaux appartenant aux pêcheries des catégories I et II. La présence d'observateurs à bord des bateaux de catégories III se fait selon la volonté des pêcheurs. Des programmes de réduction des captures sont mis en place pour les bateaux des catégories I et II : les captures doivent être réduites sous le niveau du PBR en six mois après le début du plan de réduction des captures et être proche de 0 en cinq années. Les pêcheries peuvent être reclassées, notamment grâce au suivi des échouages de mammifères marins (Burdett & McFee 2004).

Ce plan de conservation prévoit également de déterminer le statut et les tendances des stocks de mammifères marins, ainsi que l'abondance et le recrutement. Il est demandé de donner une évaluation de la confiance dans ces estimations. Un large plan de protection des habitats est également en place.

○ Commission sur les Mammifères Marins. Cette commission est composée de trois personnes, qui ont pour fonction principale d'assurer l'évaluation des stocks de mammifères marins (travaux de recherche, mesures de protection et de conservation, interactions avec les activités humaines...). Cette commission interagit avec les différents secrétariats et agences gouvernementales, pour suggérer de nouvelles mesures de conservation à mettre en œuvre. Enfin, cette commission suggère la révision des listes de la loi sur les espèces en danger (*Endangered Species Act*).

○ Plans de Conservation Spécifiques. Ces plans sont des exceptions au MMPA, qui sont définis afin d'éviter les erreurs d'interprétation. Avant la mise en place d'exceptions pour la capture d'animaux vivants dans le moratoire, le programme de déplacements de loutre de mer (*Sea Otter*

Translocation Program) avait été mis en place pour pouvoir déplacer les loutres marines risquant d'être impactées par les marées noires. Dans le cadre des interactions avec les pêches thonières, le programme international de conservation des dauphins (*International Dolphin Conservation Program*) a été mis en place. Ceci a été suivi par la création d'un plan pour les ours polaires, le programme national de conservation des grandes baleines (*National Whale Conservation Fund Act*), ou encore le traité pour les belugas du Cook Inlet (*Cook Inlet Beluga Whales Act*) (figure VI.7).

○ Le Programme de réponse aux échouages et pour la santé des mammifères marins (*Marine Mammal Health and Stranding Response*, MMHSR). Ce programme mis en place en 1991 vise à faciliter la collecte et la dissémination de données de références suffisantes sur les mammifères marins, basées sur leurs échouages (MMPA, 1972). Il vise également à corrélérer l'état sanitaire des populations avec des données environnementales et assurer le suivi des causes de mortalité. Ce programme assure l'organisation et la coordination de réseaux de collecte d'échouages à travers tout le pays. Un système de qualité (*Analytical Quality Assurance*, AQA) est en place afin de veiller à la standardisation des analyses. Le MMHSR vise à coordonner une réponse rapide et efficace en cas d'événement de mortalité inhabituelle (*Unusual Mortality Event*, UME) et organise la collecte standardisée de prélèvements biologiques, au sein de la banque nationale de tissus de mammifères marins (*National Marine Mammal Tissue Bank*). Ceci permet la mise en place de protocoles et techniques assurant la conservation des tissus à travers les Etats-Unis et établit des priorités dans les échantillonnages (espèces indicatrices, cas d'échouages en masse et d'UME, collecte de sérums, tissus pour analyses histo-pathologiques).

Le cas des événements inhabituels d'échouages, *Unusual Mortality Events* (UME) :

Le but des mesures spéciales prises en cas d'UME est de minimiser les mortalités de mammifères marin, de prodiguer les réponses adéquates et de protéger la population humaine de risques sanitaires. Il s'agit d'identifier les causes de mortalité et d'en déterminer les effets sur les populations affectées (Wilkinson 1996).

Les UME sont définis dans une liste de sept critères (Gulland 2006) :

1-Une augmentation dans la magnitude ou un changement dans la nature de la morbidité, de la mortalité ou des échouages, par rapport aux données historiques.

2-Un changement temporel de la morbidité, de la mortalité ou des échouages.

3-Un changement spatial de la morbidité, de la mortalité ou des échouages.

4-L'espèce, l'âge ou le sex ratio des animaux impactés diffèrent des animaux habituellement affectés.

5-Les animaux affectés montrent des pathologies similaires ou inhabituelles, des comportements ou un état général anormaux.

6-La morbidité, la mortalité ou les échouages concernent une population en danger ou menacée.

7-La morbidité est observée suite ou en même temps qu'un déclin continu inexplicable d'une population ou d'un stock.

Lorsqu'un de ces critères est rempli, le *Task Group on Unusual Marine Mammal Mortalities* est consulté afin de définir les mesures à mettre en place et le coordinateur régional organise les interventions. Les volontaires du réseau d'échouages concernés sont mobilisés et interviennent selon un protocole précis. Différentes agences gouvernementales sont contactées afin de réunir des fonds et des moyens logistiques pour intervenir. Les gardes côtes sont alertés et des instructions leur sont fournies pour veiller à la sécurité sanitaire. Dans certains cas, des survols aériens sont réalisés afin d'augmenter la détection des carcasses (Wilkinson 1996). Depuis la création du MMHSR en 1991, 53 UME ont été détectées. Les principales causes de mortalité sont les pathologies infectieuses, l'intoxication par des biotoxines, les interactions avec les activités humaines et enfin la malnutrition (Gulland 2006). Le prélèvement de tissus permet de définir les causes de mortalité. Quand ce n'est pas le cas, la modification de paramètres environnementaux est suggérée et d'autres jeux de données sont collectés pour tester cette hypothèse. La disponibilité de ces tissus pour des recherches scientifiques est soumise à plusieurs conditions : la présence d'un protocole d'analyse acceptable, la présence de répliquas pour les échantillons demandés et l'approbation du coordinateur régional.

B. Comment intégrer les indicateurs issus des échouages dans le *MMPA* ?

Le *MMPA* attribue un rôle important aux échouages dans la stratégie de suivi des populations de mammifères marins, mais comme proposé dans le cadre de la DCSMM, le suivi des anomalies d'échouages et de mortalités est plus pertinent, surtout dans le cadre de détection d'UME. Une des principales tâches du MMHSR est d'évaluer l'impact des mortalités observées en échouages sur les populations affectées. L'utilisation de l'indicateur 2 (tableau VI.1) qui cartographie les mortalités en mer des cétacés permettra de définir spatialement la population impactée par la mortalité, de remplacer le nombre d'animaux échoués par le nombre d'animaux morts en mer et de définir les taux de mortalité avant, pendant et après ces UME, quand des données d'abondance sont disponibles (voir VI.II.2.C).

Dans le cadre de l'évaluation des mortalités dans les engins de pêche, la catégorisation des bateaux pourrait être revue. L'utilisation de l'indicateur 2 permettrait de calculer le nombre d'animaux morts en mer, et non plus le nombre d'animaux échoués et ainsi de revoir, probablement à la hausse, la fraction du PBR retirée par de nombreuses pêcheries.



Figure VI.7 : Panneau informatif sur les mesures visant à la conservation des belugas du Cook Inlet (Alaska)

VI.III.3. PLAN DE CONSERVATION DES MARSOUINS COMMUNS EN MER DU NORD

A. Présentation du plan de Conservation des Marsouins Communs en mer du Nord

Sous l'égide de la Convention sur la conservation des espèces migratrices (Convention de Bonn), ASCOBANS a été conclu en 1991 (*Agreement on the Conservation of Small Cetaceans of the Baltic, North East Atlantic, Irish and North Seas*) (www.ascobans.org). Cet accord est ouvert à tous les pays riverains de la zone couverte par ASCOBANS (figure VI.8) ou tous les pays ayant des activités dans la zone. Originellement prévu pour la mer du Nord, la Manche et la mer Baltique, il fut étendu au nord-est de l'océan Atlantique en 2008.

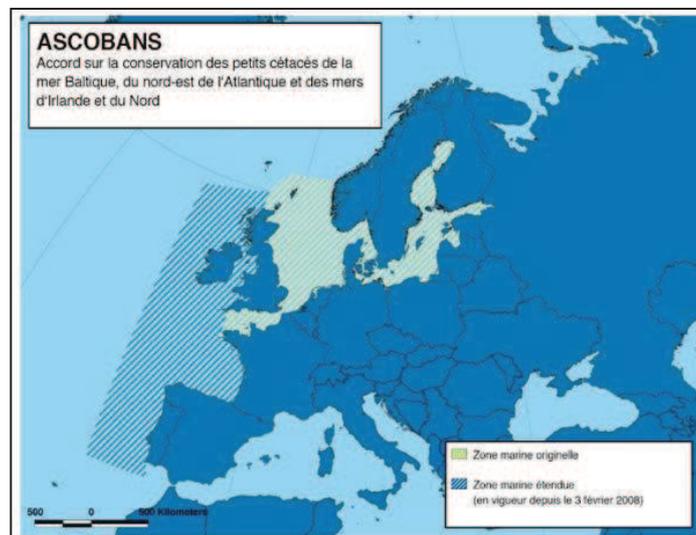


Figure VI.8 : Emprise spatiale d'ASCOBANS.

Le but général de cet accord est de réduire les nuisances anthropiques et la destruction des habitats des petits cétacés dans la zone d'ASCOBANS. Il comprend un plan de conservation et de gestion dans lequel les pays signataires s'engagent à protéger l'habitat des marsouins, réduire la pollution, collecter des données, promouvoir la recherche scientifique et sensibiliser le public. ASCOBANS a introduit deux plans de conservation régionaux concernant le marsouin commun, qui est l'espèce la plus largement répartie et la plus abondante dans la zone ASCOBANS. Le premier est le plan de restauration des marsouins communs en Baltique, dont le but est de rétablir la population de marsouins à 80% de la capacité de charge du milieu. Pour cela, les pays participant s'engagent à réduire les captures accidentelles, valoriser la recherche, établir un réseau d'aires marines protégées et coopérer avec les décideurs. Le second plan est le plan de conservation des marsouins communs en mer du

Nord. Son objectif est d'évaluer et réduire l'impact des usages ayant cours en Mer du Nord : pêche, trafic maritime, extraction d'hydrocarbures, décharges, constructions diverses et activités militaires. Les actions proposées concernent des mesures de gestion, surveillance, réduction des risques et travaux de recherche pour limiter ces menaces. Ce plan de conservation a donc pour but de déterminer et maintenir un état de conservation favorable pour les marsouins, notamment en spécifiant une série d'actions prioritaires (Reijnders et al. 2009) (Annexe 2). Ce statut est quand la population de marsouins communs peut se maintenir à un niveau permettant leur survie à long terme dans l'écosystème. Il suppose que l'habitat des marsouins n'est pas réduit et ne devrait pas se réduire dans un futur proche. L'habitat doit être de bonne qualité et pourra permettre de maintenir le niveau de la population de marsouins à long terme. Enfin, la distribution et l'abondance des marsouins communs en mer du Nord pourront être rétablies ou maintenues à leur niveau historique, quand cela est biologiquement faisable.

Ces objectifs intègrent un des buts d'ASCOBANS, c'est-à-dire de restaurer les populations de marsouins à 80% de la capacité de charge de leur milieu. Néanmoins, les données concernant les marsouins communs sont insuffisantes et les prédictions sur le futur sont difficiles à réaliser. Une part importante de ce plan de conservation vise à collecter des données sur les populations de marsouins communs. Ainsi, des stratégies de surveillance ont été mises en place, afin de suivre les tendances de l'état de conservation des marsouins communs et vérifier les progrès vers l'objectif souhaité. Ainsi, douze actions ont été mises en place (Annexe 2).

B. Comment intégrer les indicateurs issus des échouages dans le plan de Conservation des Marsouins Communs en Mer du Nord ?

Parmi les douze actions de ce plan de conservation, l'utilisation des échouages est seulement préconisée dans l'action 9, qui consiste en la collecte des données d'échouages afin d'avoir une évaluation qualitative des captures accidentelles de marsouins. Il a déjà été démontré précédemment que l'utilisation de l'indicateur 2 (tableau VI.1), soit la cartographie de la mortalité permettrait d'évaluer régulièrement les zones où ont lieu les captures accidentelles et quand les données d'abondance le permettent, de calculer le taux de mortalité des marsouins communs lié aux pêcheries. Ceci permettrait d'améliorer la qualité des données collectées sous l'action 9, d'y apporter une dimension quantitative et donc de participer à l'action 4, qui vise à évaluer les niveaux de captures de toutes les pêcheries. L'action 7 a pour but de suivre les tendances d'abondance et de distribution des marsouins communs. Si aucun des indicateurs proposés ne pourra évaluer l'abondance des cétacés, les indicateurs 3 et 4 (tableau VI.1) qui évaluent les anomalies d'échouages et de mortalités ont montré qu'ils étaient de bons indicateurs de la distribution des cétacés. Enfin, l'action 8 doit améliorer la connaissance de la structure des stocks de marsouins. Les échouages sont la principale source de données permettant de réaliser des analyses génétiques pour la structure des stocks. La spatialisation

des animaux en fonction de leur appartenance à un stock génétique permettrait de cartographier les populations de marsouins distinctes et participer à la détermination d'unités de gestion.

Ainsi, les indicateurs proposés dans cette étude pourraient être intégrés dans au moins quatre actions du plan de conservation des marsouins communs en mer du Nord. Ces indicateurs peu onéreux permettraient d'améliorer sensiblement les connaissances sur les marsouins communs, d'autant que la plupart des pays signataires d'ASCOBANS collectent les échouages depuis plusieurs dizaines d'années (voir Peltier et al, in prep ; chapitre IV de ce volume). Ceci constitue une source sous-exploitée d'informations sur les marsouins communs, qui permettrait de reconstruire l'histoire récente des populations de marsouins et de leurs interactions avec les activités humaines.

VI.III.4 LA DIRECTIVE CADRE STRATEGIE POUR LE MILIEU MARIN

A. Présentation de la Directive Cadre Stratégie pour le Milieu Marin

Le 17 juin 2008 était adoptée par le Parlement et la Commission Européenne la Directive Cadre Stratégie pour le Milieu Marin (DCSMM) (Directive 2008/56/CE). Elle fut transposée en droit français en juillet 2010. Cette nouvelle directive s'articule avec d'autres déjà existantes : la « Directive Oiseaux » (2009/147/CE), la « Directive Habitat » (92/43/CEE), la Convention sur la Diversité Biologique (93/626/CEE) et la Directive Cadre sur l'Eau (DCE : 2000/60/CE). C'est la difficulté de transposer la DCE au milieu marin qui a en partie motivée l'élaboration de la DCSMM.

Son but global est libellé de façon suivante : « Le milieu marin est un patrimoine précieux qu'il convient de protéger, de préserver et, lorsque cela est réalisable, de remettre en état, l'objectif final étant de maintenir la diversité biologique et de préserver la diversité et le dynamisme des océans et des mers et d'en garantir la propreté, le bon état sanitaire et la productivité » (Directive 2008/56/CE).

Ce but peut se décliner en 3 objectifs :

Il s'agit tout d'abord d'assurer la protection et la conservation des écosystèmes marins, par le maintien de leur bon fonctionnement ou permettre leur restauration là où de fortes dégradations sont constatées.

Il s'agit ensuite de prévenir et éliminer les pollutions.

Enfin, il faudra maintenir les écosystèmes à un niveau compatible avec le « Bon Etat Ecologique » (BEE).

Cette directive fixe un cadre et des objectifs spécifiques pour la protection ou la restauration des écosystèmes marins afin d'atteindre le BEE d'ici 2020. L'approche est réalisée par grandes régions

biogéographiques qui sont transversales aux Etats membres de l'UE (exemple pour la France en figure VI.9).

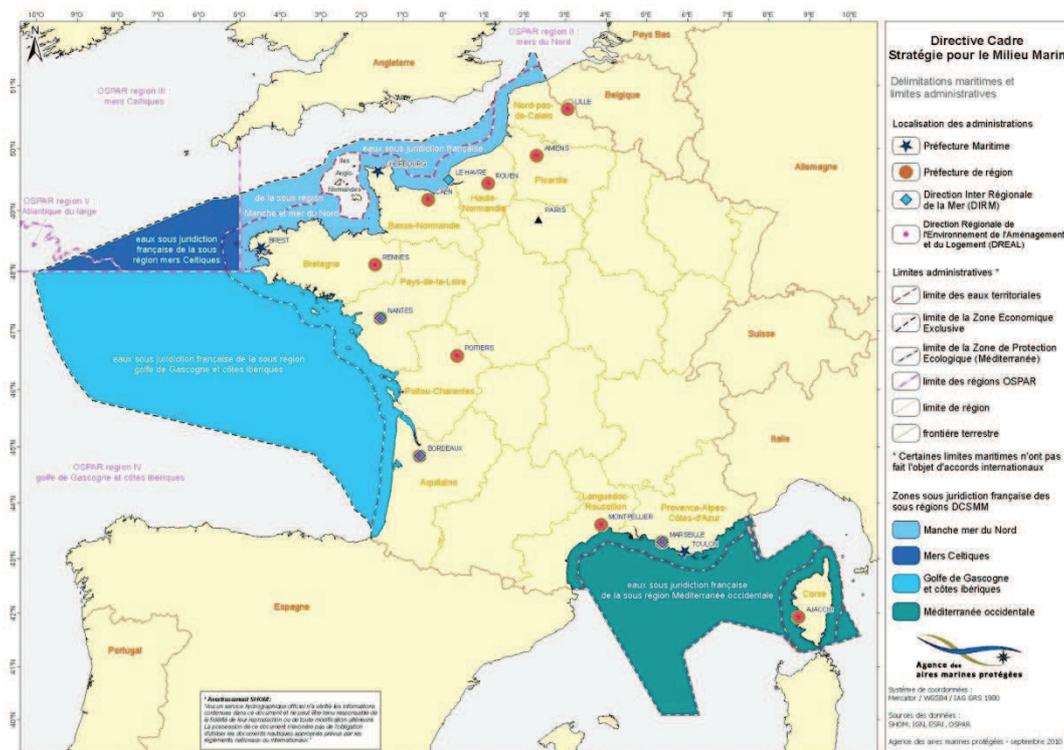


Figure VI.9 : Emprise spatiale de la Directive Cadre Stratégie pour le Milieu Marin. Superposition des eaux sous juridiction françaises et des sous-régions marines de la DCSMM : mer du Nord, mers Celtiques, golfe de Gascogne et côtes ibériques, Méditerranée occidentale.

Dans chacune des régions impliquées dans la DCSMM, un Plan d'Action pour le Milieu Marin (PAMM) devra être élaboré et mis en œuvre. Ce PAMM se compose de 5 éléments :

Tout d'abord, l'évaluation initiale de l'état écologique est absolument indispensable, notamment pour définir des objectifs de gestion et avoir un état de référence à conserver ou améliorer pour atteindre le BEE. Cette évaluation initiale est composée des spécificités et caractéristiques de ces zones, les pressions et impacts, notamment d'activités humaines sur ces systèmes et enfin une dimension socio-économique de l'utilisation de chacune de ces zones. Le BEE devra être défini, selon onze descripteurs (Annexe 3). Le terme descripteur est ici utilisé pour définir des grands objectifs de conservation. Ce n'est pas le sens habituellement associé au terme descripteur. Une série d'objectifs environnementaux et d'indicateurs associés en vue de parvenir au BEE devra être déterminée. Ces étapes devront être réalisées d'ici juillet 2012. Ces objectifs permettront la mise en place d'un système de surveillance pour l'évaluation et l'adaptation régulière des objectifs de gestion, d'ici juillet 2014. Un programme de mesures destinées à atteindre le BEE ou à le conserver devra être défini (juillet 2015) et mis en œuvre

(juillet 2016). L'objectif du rétablissement ou du maintien du Bon Etat Ecologique devra être atteint en 2020.

B. Comment intégrer dans la DCSMM les indicateurs issus des échouages ?

L'évaluation de l'état initial constitue un bilan des connaissances acquises sur les écosystèmes. Concernant les mammifères marins, il se décline en plusieurs axes : les espèces et leur distribution, leur abondance et paramètres démographiques et leur rôle dans les écosystèmes. L'évaluation initiale comprend aussi un volet sur les pressions et impacts pesants sur les mammifères marins. La cartographie des mortalités selon leurs causes (indicateur 2) permettra d'identifier des habitats critiques et d'évaluer le taux de mortalité lié à chacune de ces pressions. L'utilisation de cette cartographie permettra également pour les espèces dont l'abondance absolue est connue, d'estimer le taux de mortalité actuel. Ce taux est indispensable dans les modélisations de la démographie des populations, mais reste très difficile à évaluer. Cette estimation permettrait d'anticiper sur les trajectoires des populations de cétacés et sur les mesures à prendre pour le BEE en intégrant une vision à plus long terme.

Il est difficile de définir le BEE pour les espèces non exploitées commercialement, car il n'existe pas ou peu de données concernant leur état avant l'apparition des premières pressions anthropiques. Néanmoins, la restauration des populations à 80% de la capacité de charge de leur milieu semble être l'objectif stratégique majeur permettant de définir le BEE pour les populations de prédateurs supérieurs. La mise en place du BEE nécessitera l'élaboration de stratégies de gestion, dont l'efficacité sera évaluée par différentes stratégies de surveillance.

Tout d'abord, il semble que l'anomalie d'échouage (indicateur 3) soit un outil de surveillance plus puissant que le suivi des données d'échouages seules. Cette anomalie correspond aux données d'échouages affranchies des conditions de dérive et permet de détecter des changements importants par rapport à une hypothèse d'uniformité des mortalités en mer. La localisation de ces anomalies en mer pourra être réalisée par l'utilisation de l'indicateur 4 proposé dans le tableau VI.1. Les variations mesurées sur ces anomalies peuvent être liées aux variations d'abondance ou de mortalité de l'espèce considérée. L'utilisation de données issues des campagnes d'observation en mer dédiées ou à partir de plateformes d'opportunité permettront de démêler la part de chacun des paramètres et ainsi alerter quand les variations seront liées à une trop forte augmentation de la mortalité ou une zone de forte abondance relative (voir VI.II.1.A).

Le taux de mortalité adulte naturelle des populations de delphinidés est communément estimé à 5% (Taylor et al. 2007). Ainsi, pour les espèces dont l'abondance est (ou sera) estimée, l'indicateur 2

permettra de s'assurer que le taux de mortalité de ces espèces n'excède pas 5%. De plus, un taux de mortalité additionnel de 1,7% serait insoutenable pour les populations de cétacés. En combinant l'indicateur 2 avec l'estimation des causes de mortalités des cétacés, il pourra être défini que les mortalités liées aux activités anthropiques ne dépasseront pas ce seuil (Reijnders et al. 2009; ICES 2009).

Ces éléments pourront faire partie des indicateurs à déterminer durant la phase de mise en place des programmes de surveillance, pour l'évaluation permanente de l'état des écosystèmes, en vue d'atteindre le BEE.

- **Les quatre indicateurs proposés pourront fournir des informations précieuses dans le cadre de stratégies de management beaucoup plus larges. Ces données encore sous-exploitées pourront devenir des indicateurs peu chers et dont la longueur des séries temporelles à travers l'Europe reste inégalée. Les Etats-Unis, à travers le *MMPA* sont en avance dans la valorisation et l'importance données aux échouages en association avec de nombreuses autres sources de données. L'efficacité de cette gestion intégrée doit motiver ce genre d'approche dans les eaux européennes.**

— VI.IV- UTILISATION ET VALORISATION DE DONNEES DE — BIODIVERSITE DE FAIBLE COUT.

Les données issues des échouages sont collectées par un réseau d’observateurs pour la plupart bénévoles. Le faible coût des échouages par rapport aux autres outils de suivi des cétacés dans le golfe de Gascogne est évalué. Ce chapitre réalise par la suite une analyse des caractéristiques des réseaux de collecte de données de biodiversité, basés sur la participation de volontaires.

VI.IV.1 LE COUT DU SUIVI DES CETACES LE LONG DES COTES FRANÇAISES

Il est communément admis que la collecte des échouages permet d’acquérir des données à moindre coût (Evans & Hammond 2004; Leeney et al. 2008; Pyenson 2010). Cependant, la comparaison des coûts réels de plusieurs outils de suivi à la même échelle spatio-temporelle est assez rarement réalisée. Afin de vérifier le coût modeste généralement attribué aux données d’échouages dans des stratégies de monitoring (figure VI.9), le coût de différentes techniques de suivis des populations de cétacés a été estimé pour une année de fonctionnement sur l’ensemble de la façade atlantique française.

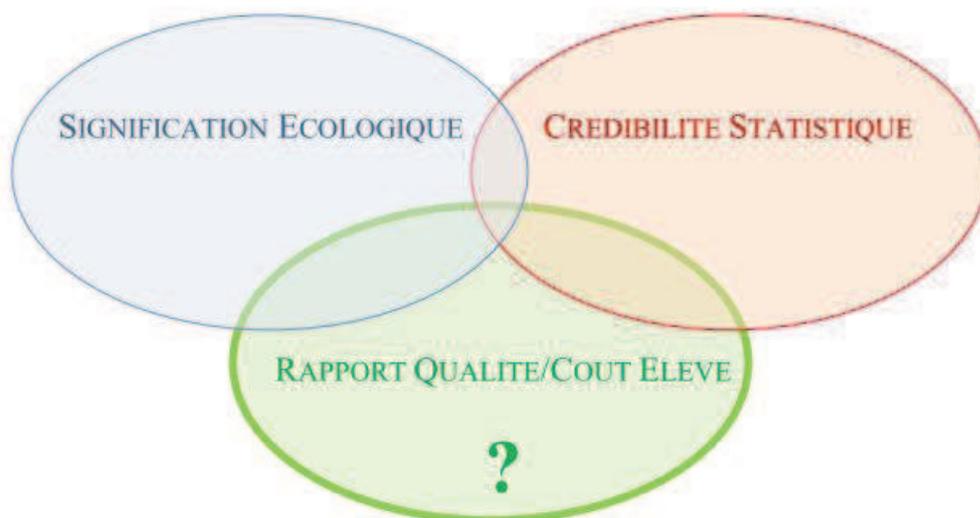


Figure VI.9 : Evaluation du faible coût des échouages dans le cadre d’une stratégie de suivi.

Quatre outils ont été choisis pour mener cette comparaison : la collecte des échouages et de prélèvements biologiques sur les carcasses, les campagnes aériennes dédiées à l'observation des cétacés, les suivis réalisés sur les bateaux scientifiques lors des campagnes d'évaluation des ressources halieutiques et enfin la surveillance acoustique par l'installation de C-PODs (*Cetacean PORpoise Detectors*, *Chelonia Ltd*). La mise en œuvre de toutes ces activités est centralisée au CRMM, à la demande de différents organismes (Ministère chargé de l'écologie, Agence des Aires Marines Protégées,...). Pour chacune de ces stratégies de suivi, différents coûts ont été évalués : les coûts de fonctionnements (le salaire de l'équipe de coordination, le coût de l'occupation des bureaux et des locaux techniques, le fonctionnement - déploiement des matériels, bureautique,...- et l'amortissement des équipements) et les coûts de réalisation technique des suivis (salaires des intervenants, moyens de transport, l'animation des réseaux et le coût des analyses) (tableau VI.2). La valeur totale est définie comme la somme de tous ces coûts et correspondant à la valeur économique du service rendu. En revanche, le coût total est la somme à payer par le CRMM. Ces deux sommes diffèrent par les coûts mutualisés avec d'autres programmes (par exemple : accès aux navires océanographiques, ou activités réalisées par des bénévoles, ...).

Tableau VI.2 : Estimation des coûts de réalisation de 4 outils de monitoring des populations de cétacés durant une année le long des côtes atlantique françaises.

	Echouages et collecte de prélèvements	Survolés aériens dédiés	Suivis bateau	Monitoring acoustique
Salaire équipe coordination	105 000 €	33 500 €	55 000 €	405 000 €
Fonctionnement + Amortissement	34 700 €	10 000 €	10 000 €	310 000 €
Réalisation technique	69 700 €	920 000 €	195 000 €	610 000 €
Bureaux	2 800 €	1 250 €	1 800 €	3 600 €
Locaux techniques	34 000 €	-	-	-
Animation	20 000 €	-	-	-
Analyses	29 000 €	20 000 €	20 000 €	50 000 €
Valeur totale	295 200 €	984 750 €	281 800 €	1 378 600 €
Coût total	188 700 €	983 500 €	85 000 €	1 375 000 €

Concernant la collecte des échouages, les coûts calculés correspondent à la coordination, l'organisation et les interventions sur les échouages durant une année. Trois salariées coordonnent et animent ce réseau et près de 200 bénévoles interviennent le long des côtes françaises. La valeur de la réalisation technique par les bénévoles prend en compte l'amortissement du véhicule personnel pour se rendre sur le lieu d'échouage, avec une estimation moyenne de 60 kilomètres aller-retour par intervention. Le temps moyen passé pour l'examen d'une carcasse a été estimé à 2 heures et 2 heures supplémentaires pour la collecte de prélèvements. Le coût de ces interventions est basé sur le salaire

horaire d'un technicien. Ceci a été calculé pour un nombre moyen d'échouages de 500 interventions et 80 nécropsies par an, réalisées par les membres du réseau. Ces montants ne sont pas payés par le CRMM. Les bureaux ainsi que les locaux techniques sont mutualisés avec d'autres services de l'université de La Rochelle et ces montants ne sont pas facturés au CRMM. Le fonctionnement et l'amortissement prennent en compte les fournitures pour les interventions, la bureautique, la papeterie, le véhicule du CRMM et sa chambre froide. L'animation correspond principalement à l'organisation annuelle d'un séminaire de restitution des résultats et programmes d'analyse en cours.

Les survols aériens dédiés visent à répondre à la demande de définition de sites Natura 2000 en mer par l'Union Européenne. Durant trois ans, deux survols aériens dédiés seront réalisés chaque année, en hiver et en été. Il n'est ici considéré que l'effort déployé le long de la façade atlantique. La coordination générale est assurée par une personne basée au CRMM. Les coûts de fonctionnement couvrent le matériel technique nécessaire en vol, ainsi que la bureautique et la papeterie. La réalisation technique couvre la location des avions, leurs pilotes et équipes mécaniques, ainsi que les salaires de observateurs et coordinateurs régionaux.

Les campagnes à bord des bateaux scientifiques sont réalisées à bord du bateau N/O *Thalassa*, affrété par l'IFREMER (voir I.III.4). Deux campagnes ont été prises en compte : les campagnes PELGAS au mois de mai et les campagnes EVHOE (Evaluation des ressources Halieutiques de l'Ouest Europe) au mois d'octobre. La coordination est assurée par une personne basée au CRMM et le fonctionnement comprend le matériel technique nécessaire à bord de la *Thalassa*, la bureautique et la papeterie. La réalisation technique couvre le salaire des trois observateurs embarqués pour chacune de ces campagnes, soit 60 jours de mer par an. Le coût du bateau est estimé à 30 000 € par jour de campagne. Les observateurs constituent en moyenne 10% de l'équipe scientifique. Le coût journalier du bateau pour les observateurs a donc été calculé en proportion, soit 3 000 € par jour, durant 60 jours.

Le monitoring acoustique est dédié uniquement au marsouin commun. Une personne en charge de la coordination du programme est basée au CRMM et au moins 7 autres personnes seraient nécessaires pour le bon fonctionnement du suivi acoustique. Le fonctionnement permettant de couvrir l'ensemble du golfe de Gascogne comprendrait l'achat de 100 C-PODs (1 622 €/unité) et leur relèvement régulier, les mouillages pour les ancrer au fond de l'eau, le matériel de largage, les piles pour les C-PODs et toute la bureautique et papeterie. La réalisation technique comprend le coût des interventions (salaires plongeurs, locations des bateaux et équipes techniques) nécessaires à la récupération des C-PODs tous les 3 mois (Samaran et al. 2011).

Les observations réalisées lors de campagnes scientifiques de l'IFREMER constituent l'outil de suivi le moins coûteux pour le CRMM, mais également celui ayant le moins de valeur financière. Ceci est dû à la mutualisation du navire N/O Thalassa, qui réduit de 70% les coûts de ces campagnes pour les observations de prédateurs supérieurs. Cependant, ces campagnes n'ont lieu que durant deux mois chaque année et la qualité des données dépend étroitement des conditions météorologiques (Evans & Hammond 2004).

La collecte d'échouages est assurée durant toute l'année grâce à la participation de près de 200 volontaires, qui réalisent 89% des interventions sur les cétacés échoués. Pour des raisons logistiques, il est souvent difficile pour les volontaires de réaliser les dissections, mais ils collectent tout de même 42% des prélèvements (dents seules jusqu'à dissections complètes). Ces interventions bénévoles réduisent de 36% le coût total d'acquisition de données d'échouages et de prélèvements biologiques.

La valeur et le coût des survols aériens dédiés restent élevés et seuls les coûts de mutualisation des locaux ne sont pas payés par le CRMM (soit 0,002% du budget annuel). Il en est de même pour le suivi acoustique.

- **C'est la participation de volontaires au Réseau National d'Echouages qui rend cet outil applicable à une large échelle en continu depuis près de 30 ans. La possibilité pour les citoyens de devenir producteurs et collecteurs de données caractérise les « Sciences Participatives ».**

VI.IV.2 BIODIVERSITE ET SCIENCES PARTICIPATIVES

A. Historique

Dès le XIX^{ème} siècle, les sociétés savantes de sciences naturelles offraient la possibilité à des « amateurs » de participer à la collecte d'informations et de spécimens, au service la recherche. C'est en 1900 qu'apparaît le premier réseau organisé de collecte de données par des citoyens : le *Christmas bird count* (IFREE 2011). Pendant les deux semaines suivant Noël, la fondation Audubon (USA et Canada) incite les habitants des deux pays à compter les oiseaux autour de chez eux. Ces campagnes rassemblent aujourd'hui près de 50 000 participants. Depuis 1965, le *U.S. Geological Survey* organise les campagnes *Breeding bird survey* de comptages d'oiseaux durant les mois de mai et juin.

En France, le Muséum National d'Histoire Naturelle (MNHN) est à l'origine de nombreux programmes basés sur les sciences participatives, qui constituent l'initiative « Vigie-Nature ». Un des plus anciens et plus connu de ces programmes est le STOC (Suivi Temporel des Oiseaux Communs),

en place depuis 1980. Ce programme fut conçu pour évaluer les variations spatiales et temporelles de l'abondance des populations nicheuses d'oiseaux communs. L'initiative « Vigie-Nature » regroupe aujourd'hui un ensemble de programmes sur les oiseaux, les chiroptères, les amphibiens, les insectes, la flore et la biodiversité des jardins.

Depuis 2005, ces initiatives fleurissent véritablement en France et au-delà de nos frontières et concernent aussi bien le milieu terrestre, aquatique ou aérien. Elles assurent la collecte de données sur une grande diversité d'espèces (faune et flore) voire de communautés et d'habitats.

B. Principe et diversité des sciences participatives

Les réseaux basés sur la participation de volontaires permettent d'augmenter le nombre de sites échantillonnés, la couverture spatio-temporelle du suivi et le nombre d'espèces. Certains programmes ont permis le monitoring de l'état de la biodiversité, le développement d'indicateurs ou encore l'établissement de stratégies de gestion (Couvet et al. 2008). Il existe pour ainsi dire autant de types de programmes basés sur les sciences participatives que de programmes eux-mêmes. Ils peuvent cibler différents publics, avoir différents objectifs ou encore employer des protocoles variés (IFREE 2011). Une typologie de ces réseaux a été mise en place, selon ces trois critères. Tout d'abord, le public visé est différencié selon trois catégories. Dans le cas où les novices sont mêlés à des spécialistes, les volontaires sont sollicités car ils ont acquis ou sont en voie d'acquisition de compétences naturalistes. C'est le cas des volontaires du Réseau National d'Echouages. Le grand public dit « captif » comprend les observatoires où les volontaires sont sollicités pour leur usage de l'espace concerné, comme les plongeurs, les plaisanciers, les randonneurs... La collecte de données réalisée par un public très large signifie que tous les citoyens peuvent être impliqués.

Les réseaux basés sur la science participative peuvent être motivés par différents objectifs. Les réseaux peuvent être organisés autour d'un objectif de recherche. Le but est de multiplier l'effort d'observation ou augmenter la couverture spatio-temporelle. Ils peuvent également être organisés autour de programmes de sensibilisation, pour favoriser l'implication des citoyens par la collecte de données. Des groupements d'amateurs peuvent s'organiser pour structurer l'acquisition de leurs données. Certains programmes de conservation nécessitent l'implication des citoyens à la gestion de leur espace.

Plusieurs types de données peuvent être collectés. Le plus simple consiste en un signalement sans protocole ni diagnostic. Les données dites opportunistes peuvent être une simple fiche d'observation qui sera remplie ponctuellement. Ces données supposent une identification d'espèce ou tout autre paramètre de valeur qui la différenciera d'un simple signalement. La mise en place d'un protocole précis peut nécessiter une formation à l'observation, comme la remise de matériel ou des

connaissances théoriques. Ce protocole peut être précis mais sans contrainte de fréquence d'observation, ou inclure une obligation de fréquence ou de durée d'observation.

Certains programmes incluent un degré d'engagement de l'observateur, selon sa formation ou son temps disponible et cet engagement peut évoluer au fil du temps. La qualité des données collectées dépend directement de la nature du protocole, lui-même lié aux grands objectifs des programmes. Ainsi, les réseaux organisés autour d'objectifs de recherche sont plus exigeants sur les données collectées que les programmes de sensibilisation. Le croisement de ces trois grandes caractéristiques permet de regrouper trois grands types de programmes : les bases de données naturalistes collaboratives, les programmes basés sur un projet de recherche et les programmes à but de conservation, gestion ou éducation.

C. Les limites des sciences participatives dans le domaine de la biodiversité

Toutes les espèces ne sont pas égales face au potentiel « participatif ». La popularité et l'emblématisation de certaines espèces incitent d'avantage à l'effort de collecte de données. L'accessibilité aux habitats et le comportement plus ou moins cryptique sont d'autres caractéristiques qui facilitent ou non l'observation et l'implication des volontaires.

Le principal reproche fait à ces programmes est que, bien souvent, l'échantillonnage n'est pas maîtrisé et la qualité de la donnée dépend du niveau de qualification de l'observateur (Gosselin et al. 2010). Certains de ces protocoles ont contourné ces difficultés en imposant des sites et des durées d'échantillonnages et prennent en compte l'ancienneté de l'observateur dans le réseau. Malheureusement cette alternative n'est pas applicable à tous les réseaux, comme le RNE. La composante opportuniste de la donnée reste dans beaucoup de cas une entrave à la valorisation scientifique des données collectées. Les variations de l'effort d'observation peuvent limiter les comparaisons spatiales et l'étude des tendances à un même site. De plus, les données doivent être validées. Si les observations aberrantes peuvent être détectées facilement, cela devient plus difficile pour des espèces plus communes ou dans leur aire de répartition. La constitution de bases de données internationales est très difficile à réaliser si les protocoles et les bases de données n'ont pas été pensés conjointement. De plus, la participation des volontaires à une activité de collecte de données doit être encouragée et valorisée et des outils de cohésion devront être mis en place, afin d'entretenir leur motivation (formations, certificats de participation, ateliers de restitution, bulletin de liaison, accessibilité illimitée aux données, site internet...).

Enfin, ces données doivent être valorisées par des activités de recherche. Néanmoins, ceci nécessite que les données collectées soient utilisables dans le cadre de publications scientifiques et donc soient statistiquement suffisamment robustes. Ainsi, la représentativité, la qualité et la traçabilité des données

doivent être assurées et cette réflexion doit de préférence être menée en amont de la collecte des données.

VI.IV.3 QUELQUES EXEMPLES D'ICI ET D'AILLEURS

De très nombreux réseaux fonctionnent dans le monde entier. Parmi eux, trois exemples sont proposés, intégrant différentes échelles.

A. Observatoire de la flore patrimoniale du Pilat

Cet observatoire propose depuis 2007 aux riverains du Parc Naturel du Pilat (département de la Loire), de s'approprier une espèce et un lieu spécifiques et d'en assurer un suivi à long terme (www.parc-naturel-pilat.fr). C'est un des observatoires naturels français recensés ayant la plus petite couverture spatiale. Les objectifs sont d'avoir une vision globale de l'évolution de la flore patrimoniale du Pilat et de pouvoir mettre en place rapidement des mesures de conservation en cas de menaces, tout en intégrant les habitants du parc et de ses environs.

Les participants complètent une fiche de description de la station suivie, à une fréquence annuelle. Celle-ci comporte des informations sur le nombre ou la surface couverte par l'espèce, des remarques générales sur l'état de conservation et peut être accompagnée de photos. Les volontaires reçoivent une formation par l'animateur du programme, concernant l'espèce cible dans la zone dédiée. Près de 250 espèces sont ainsi suivies par environ 40 participants.

B. Le Suivi Temporel des Oiseaux Communs (STOC)

Fondé en 1980, le STOC est l'un des plus anciens programmes de science participative en France. Ce programme est coordonné par le Centre de Recherches par le Bagueage des Populations d'Oiseaux (CRBPO), au sein du MNHN. Il s'étend sur tout le territoire français, selon deux axes : les évaluations spatiales et temporelles des populations nicheuses d'oiseaux communs et l'étude des variations de paramètres démographiques (survie des adultes et succès de la reproduction). Le premier axe est basé sur des points d'écoute, le second sur des captures d'oiseaux. La participation à ce réseau demande des compétences ornithologiques et n'est donc pas ouvert au grand public. Des coordinateurs régionaux organisent localement les opérations. Les volontaires se voient attribuer un carré de 2x2 kilomètres tiré au sort dans un rayon de 10 kilomètres autour d'un lieu de leur choix. Dans ce carré, l'observateur choisit 10 points de comptage, sur lesquels il effectue deux séries d'écoute de cinq minutes, à au moins quatre semaines d'intervalle autour du 8 mai. Les relevés sont réalisés chaque année, au même endroit, par le même observateur et de préférence aux mêmes dates.

Les résultats sont disponibles en ligne espèce par espèce (vigienature.mnhn.fr). Ces résultats alimentent également plusieurs ensembles d'indicateurs, mis à jour annuellement en fonction des données reçues. Ainsi, quatre groupes d'espèces indicatrices des milieux ont été formés (généralistes, spécialistes des milieux agricoles, spécialistes des milieux forestiers et spécialistes des milieux bâtis). Un indicateur d'impact du réchauffement climatique est également alimenté (Jiguet et al. 2007). Ces données ont été largement valorisées, puisque plusieurs dizaines de publications scientifiques basées sur ces données ont été publiées (Jiguet & Julliard 2006; Gregory et al. 2009; Kerbiriou et al. 2009; Moussus et al. 2009).

C. Le suivi des récifs coralliens dans le monde : la fondation *ReefCheck*

La fondation *ReefCheck* fut créée en 1996 et regroupe aujourd'hui près de 5 000 volontaires. Basée à Los Angeles, cette organisation internationale à but non lucratif (www.reefcheck.org/) regroupe des équipes dans plus de 80 pays à travers le monde entier. Son objectif est de créer un réseau de volontaires formés selon un même protocole et capables d'évaluer l'état de santé des récifs coralliens à travers le monde. Elle vise aussi à éduquer le public à la vie des biocénoses benthiques et enfin de favoriser l'intégration de ces milieux dans des stratégies de gestion. Les volontaires sont formés au protocole à mettre en place et sont amenés à évoluer en apnée dans le lagon ou en bouteilles derrière la barrière de corail selon leur niveau. Des plongeurs qualifiés accompagnent trois volontaires, qui se focalisent chacun sur un peuplement d'espèces différent (peuplements fixés et nature du fond, poissons et invertébrés benthiques). Pour chacun de ces groupes, l'identification se fait au niveau du genre. Sous l'eau à une profondeur comprise entre 5 et 15 mètres, un décimètre de 100 mètres matérialise un transect. Le long du transect, les trois volontaires vont décrire quatre segments de 20 mètres à l'aide des codes *Reef Check*. La présence d'un encadrant permet également la validation des données. Les résultats sont consultables en ligne.

D. Le Réseau National d'Echouages : améliorer et valoriser les données d'observatoire

Le RNE fonctionne dans sa forme actuelle depuis la fin des années 1970. Près de 200 volontaires interviennent quotidiennement le long des côtes françaises. Ces volontaires sont d'origines diverses (naturalistes, biologistes, vétérinaires, gardes de l'environnement,...) et reçoivent tous une formation visant à standardiser les pratiques, de la prise de mensurations jusqu'à la réalisation de dissections. Les volontaires disposent d'un protocole d'échantillonnage à utiliser sur le terrain et de fiches standardisées (Annexe 4). Les données sont centralisées au CRMM, dans une seule base nationale. Les prélèvements y sont également stockés. Afin d'assurer l'harmonisation des pratiques, un manuel de terrain comprenant tous les protocoles à suivre en fonction de nombreuses situations (échouages simples, multiples ou en masse, animaux morts ou vivants, phoques ou cétacés...) est en voie de

réalisation. Un comité de suivi constitué de douze membres du RNE, deux membres du CRMM, deux membres d'agences gouvernementales et deux consultants scientifiques se réunit chaque année. Ce comité est en charge de valider la candidature de nouveaux volontaires et de permettre l'usage scientifique des prélèvements collectés par le RNE. Ce comité permet aux membres du RNE d'être également acteurs du fonctionnement de leur réseau.

Un effort tout particulier est réalisé pour améliorer la qualité et la traçabilité des données collectées par le RNE. Cette démarche est indispensable, afin de tirer le meilleur bénéfice des échouages pour la veille environnementale et les activités de recherche.

En vue d'assurer la cohésion du RNE, un séminaire de restitution est organisé chaque année. Différents outils de communication ont été mis en place autour des activités du RNE (site web, bulletin annuel, bilan des échouages de l'année...). L'animation du réseau permet d'entretenir la volonté d'investissement des bénévoles et est un élément capital dans la longévité du RNE.

- **Dans le domaine de la biodiversité, les sciences participatives confèrent un grand nombre d'avantages. Néanmoins, il convient de toujours chercher à améliorer la représentativité et la qualité des données collectées, afin d'en tirer le plus grand bénéfice.**

VI.V PERSPECTIVES

De nombreuses perspectives de travail ont été proposées tout au long de cette thèse. Elles constituent principalement l'amélioration de la détermination de certains paramètres ou l'application de ces indicateurs à de nombreuses autres situations, ponctuelles ou à long terme et isolées ou dans le cadre de stratégies de gestion.

L'objectif de ce travail était de développer des indicateurs de populations de cétacés issus des échouages. Ces indicateurs répondent aux trois principales caractéristiques d'une stratégie de suivi : la signification écologique, la crédibilité statistique et le faible coût des données. Le faible coût des données d'échouages a été démontré, même s'il est communément admis comme étant un des principaux atouts des échouages. Parmi les quatre indicateurs proposés, deux d'entre eux visent à améliorer la signification écologique des échouages et deux visent à améliorer la crédibilité statistique, en permettant de réaliser des tests d'hypothèse. Cependant, la crédibilité statistique d'une stratégie de suivi ne réside pas uniquement dans la pertinence des analyses statistiques réalisées. La puissance de détection d'un changement dans l'abondance de la population suivie est une caractéristique qui doit être déterminée. Elle permet d'évaluer la confiance qu'il faut accorder à une stratégie de monitoring. En effet, si la puissance de détection d'un déclin dans une population est trop faible, ce n'est pas acceptable dans le contexte de stratégies de conservation. Il est possible de calculer la puissance d'une stratégie de monitoring, notamment par les logiciels MONITOR et TRENDS (Gerrodette 1987; Maxwell & Jennings 2005). La difficulté d'utiliser ces logiciels est qu'ils nécessitent la détermination d'un nombre de stations ou de sites échantillonnés et la résolution temporelle des suivis. Dans le cas des données d'échouages, ces deux paramètres sont collectés de façon continue. Le choix du nombre de stations et de la résolution de l'échantillonnage est absolument déterminant dans le calcul de la puissance statistique. Cela constituera probablement la plus grande difficulté à venir.

La capacité qu'a une stratégie de suivi à anticiper sur les trajectoires des populations confère un atout majeur. La précocité des prises de décision est ainsi une des clés de la réussite d'un plan de conservation. L'association des outils développés dans cette thèse et des paramètres démographiques collectés sur les carcasses de mammifères marins, pourrait permettre d'anticiper sur les trajectoires des populations de cétacés. Les paramètres démographiques alimentent les modèles de prédictions de trajectoires des populations et permettent de prédire l'abondance des cétacés au fil des générations, en fonction de la mortalité naturelle et anthropique et de la fécondité. Les indicateurs proposés dans cette thèse permettraient de fournir certains paramètres difficiles à collecter (taux de mortalité naturelle et anthropique, nombre d'animaux morts en mer indépendamment des conditions de dérive,...) et qui sont souvent une source d'incertitude dans ces outils de modélisation.

- **Pour améliorer les performances de stratégies de suivis basées sur les données d'échouages, il s'agira d'en définir la puissance statistique et d'associer les indicateurs définis avec les paramètres démographiques afin d'anticiper sur les trajectoires des populations de cétacés.**

Ainsi, les données d'échouages répondront aux qualités essentielles d'outils de suivi.



BIBLIOGRAPHIE

- Alava, J. J., M. J. Barragan, C. Castro, et R. Carvajal. 2005. A note on strandings and entanglements of humpback whales (*Megaptera novaeangliae*) in Ecuador. *J. Cetacean Res. Manage.* 7:163-168.
- Allain, G., P. Petitgas, P. Grellier, et P. Lazure. 2003. The selection process from larval to juvenile stages of anchovy (*Engraulis encrasicolus*) in the Bay of Biscay investigated by Lagrangian simulations and comparative otolith growth. *Fisheries Oceanography* 12:407-418.
- Allain, G., P. Petitgas, P. Lazure, et P. Grellier. 2007. Biophysical modelling of larval drift, growth and survival for the prediction of anchovy (*Engraulis encrasicolus*) recruitment in the Bay of Biscay (NE Atlantic). *Fisheries Oceanography* 16:489-505.
- Aragones, L. V., M. A. A. Roque, M. B. Flores, R. P. Encomienda, G. E. Laule, B. G. Espinos, F. E. Maniago, G. C. Diaz, E. B. Alesna, et R. C. Braun. 2010. The Philippine Marine Mammal Strandings from 1998 to 2009: Animals in the Philippines in Peril? *Aquatic Mammals* 36:219-233.
- Asseburg, C., J. Harwood, J. Matthiopoulos, et S. Smout. 2006. The functional response of generalist predators and its implications for the monitoring of marine ecosystems. Pages 262-274 *Top Predators in Marine Ecosystems* Cambridge University Press. Boyd, I., Wanless, S., Camphuysen, C.J., New-York.
- Baco, A. R., et C. R. Smith. 2003. High species richness in deep-sea hemoautotrophic whale skeleton communities. *Marine Ecology Progress Series* 260:109-114.
- Bajjouk, T. 2010. REBENT: Réseau de surveillance des biocénoses benthiques côtières. Bilan des actions sur la région Bretagne Année 2009. Page 69. IFREMER.
- Baker, J. D., A. L. Harting, et T. C. Johanos. 2007. Use of discovery curves to assess abundance of Hawaiian monk seals. *Marine mammal science* 22:847-861.
- Baker, J. R., et A. R. Martin. 1992. Causes of mortality and parasites and incidental lesions in harbour porpoises (*Phocoena phocoena*) from British waters. *Veterinary Record* 130:554-558.
- Balcomb, K. C. I., et D. E. Claridge. 2001. A mass stranding of cetaceans caused by naval sonar in the Bahamas. *Bahamas J. Sci.* 8:2-12.
- Balmford, A. 2000. Priorities for captive breeding- which mammals should board the ark? Pages 291-307 *Priorities for the Conservation of Mammalian Diversity* Cambridge University Press. Entwistle, A. & Dunstone N., Cambridge.
- Balmford, A., et K. J. Gaston. 1999. Why biodiversity surveys are good value. *Nature* 398:204-205.
- Barbault, R. 2000. *Ecologie Générale, structure et fonctionnement de la biosphère*, 5ième édition. Dunod. Paris.
- Barlow, J., et R. Gisiner. 2006. Mitigating, monitoring and assessing the effects of anthropogenic sound on beaked whales. *J. Cetacean Res. Manage.* 7:239-249.
- Barlow, J., et B. L. Taylor. 2005. Estimates of sperm whale abundance in the northeastern temperature Pacific from a combined acoustic and visual survey. *Marine Mammal Science* 21:429-445.

- Baur, D. C., M. J. Bean, et M. L. Gosliner. 1999. The Laws Governing Marine Mammal Conservation in the United States. Pages 48-86 Conservation and Management of Marine Mammals Smithsonian Institution Press. Twiss, J.R. and Reeves, R.R.
- Beccaloni, G. W., et K. J. Gaston. 1994. Predicting the species richness of neotropical forest butterflies: Ithomiinae (*Lepidoptera nymphalidae*) as indicators. *Biological Conservation* 71:77-86.
- Bennet, P. M., P. D. Jepson, R. J. Law, B. R. Jones, T. Kuiken, J. R. Baker, E. Rogan, et J. K. Kirkwood. 2001. Exposure to heavy metals and infectious disease mortality in harbour porpoises from England and Wales. *Environmental Pollution* 112:33-40.
- Berggren, P., R. Ishaq, Y. ZebÜhr, C. Näf, C. Bandh, et D. Broman. 1999. Patterns and Levels of Organochlorines (DDTs, PCBs, non-ortho PCBs and PCDD/Fs) in Male Harbour Porpoises (*Phocoena phocoena*) from the Baltic Sea, the Kattegat-Skagerrak Seas and the West Coast of Norway. *Marine Pollution Bulletin* 38:1070-1084.
- Bibby, C., J. 1981. An experiment on the recovery of dead birds from the North Sea. *Ornis Scandinavica* 12:261-265.
- Bibby, C., J., et C. Lloyd S. 1977. Experiments to determine the fate of dead birds at sea. *Biological Conservation* 12:295-309.
- Boyd, I. L., S. Wanless, et J. Camphuysen. 2006. Introduction. Pages 1-11 Top Predators in Marine Ecosystems. Boyd, Wanless and Camphuysen.
- Brereton, T., D. Wall, P. Cermenon, A. Vasquez, D. Curtis, et A. Williams. 2001. Cetacean monitoring in north-west European waters. Page 28.
- Brooks, T. M. et al. 2002. Habitat loss and extinction in the hotspots of biodiversity. *Conservation Biology* 16:909-923.
- Bubb, P., M. Jenkins, et V. Kapos. 2005. Biodiversity Indicators for National Use. UNEP-WCMC.
- Buckland, S. T., D. R. Anderson, K. P. Burnham, J. L. Laake, D. L. Borchers, et L. Thomas. 2001. Introduction to distance sampling: Estimating abundance of Biological Populations Oxford University Press. Oxford.
- Burdett, L. G., et W. E. McFee. 2004. Bycatch of bottlenose dolphins in South Carolina, USA, and an evaluation of the Atlantic blue crab fishery categorisation. *J. Cetacean Res. Manage.* 6:231-240.
- Burger, J. 2006. Bioindicators: a review of their use in the environmental literature 1970–2005. *Environmental Bioindicators* 1:136-144.
- CODA final report. 2009. Cetacean Offshore Distribution and Abundance in the European Atlantic (CODA). Page 46. Sea Mammal Research Unit.
- Calupca, T. A., K. M. Fristrup, et C. W. Clark. 2000. A compact digital recording system for autonomous bioacoustic monitoring. *J. Acoust. Soc. Am.* 108:2582-2582.
- Camphuysen, K. C. J. 2004. The return of the harbour porpoise (*Phocoena phocoena*) in Dutch coastal waters. *Lutra* 47:113-122.

- Camphuysen, K. C. J., C. Smeenk, M. J. Addink, H. van Grouw, et O. E. Jansen. 2008. Cetaceans stranded in the Netherlands from 1998 to 2007. *Lutra* 51:87-122.
- Cassoff, R. M., K. M. Moore, W. A. McLellan, S. Barco, D. S. Rotstein, et M. J. Moore. 2011. Lethal entanglement in baleen whales. *Diseases of Aquatic Organisms* 96:175-185.
- Caughlan, L., et K. L. Oakley. 2001. Cost considerations for long-term ecological monitoring. *Ecological Indicators* 1:123-134.
- Certain, G., V. Ridoux, O. Van Canneyt, et V. Bretagnolle. 2008. Delphinid spatial distribution and abundance estimates over the shelf of the Bay of Biscay. *ICES Journal of Marine Science* 65:1-11.
- Cherel, Y., et H. Weimerskirch. 1995. Seabirds as indicators of marine resources: black-browed albatrosses feeding on ommastrephid squids in Kerguelen waters. *Marine Ecology Progress Series* 129:295-300.
- Cincotta, R. P., J. Wisniewski, et R. Engelman. 2000. Human population in the biodiversity hotspots. *Nature* 404:990-992.
- Clarke, K. R., P. J. Somerfield, et R. N. Gorley. 2008. Testing of null hypotheses in exploratory community analyses: similarity profiles and biota-environment linkage. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 366:56-69.
- Coelingh, J. P., A. J. M. van Wijk, et A. A. M. Holtslag. 1996. Analysis of wind speed observations over the North Sea. *Journal of Wind Engineering and Industrial Aerodynamics* 61:51-69.
- Compton, R., A. Banks, L. Goodwin, et S. K. Hooker. 2007. Pilot cetacean survey of the sub-Arctic North Atlantic utilizing a cruise-ship platform. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 87:321-325.
- Conti, M. E., et G. Cecchetti. 2001. Biological monitoring: lichens as bioindicators of air pollution assessment — a review. *Environmental Pollution* 114:471-492.
- Costa de Azevedo, M. C., F. Gerson Araújo, A. L. Machado Pessanha, et M. de Araújo Silva. 2006. Co-occurrence of demersal fishes in a tropical bay in southeastern Brazil: A null model analysis. *Estuarine Coastal and Shelf Science* 66:315-322.
- Costanza, R. et al. 1997. The Value of the World's Ecosystem Services and Natural Capital. *Nature* 387:253-260.
- Couvet, D., F. Jiguet, R. Julliard, H. Levrel, et A. Teyssedre. 2008. Enhancing citizen contributions to biodiversity science and public policy. *Interdisciplinary Science Reviews* 33:95-103.
- Cowpertwait, P. S. P., et A. V. Metcalfe. 2009. *Introductory Time Series with R* Springer.
- Cox, T. M. et al. 2006. Understanding the impacts of anthropogenic sound on beaked whales. *J. Cetacean Res. Manage.* 7:177-187.
- Cugier, P., et P. LeHir. 2002. Development of a 3D Hydrodynamic Model for Coastal Ecosystem Modelling. Application to the Plume of the Seine River (France). *Estuarine Coastal and Shelf Science* 55:673-695.
- Cuvier, F. 1836. *De l'histoire naturelle des cétacés*. Librairie Encyclopédique de Roret.

- Dabin, W., F. Cossais, G. J. Pierce, et V. Ridoux. 2008. Do ovarian scars persist with age in all Cetaceans: new insight from the short-beaked common dolphin (*Delphinus delphis* Linnaeus, 1758). *Mar. Biol.* 156:127-139.
- Dale, V. H., et S. C. Beyeler. 2001. Challenges in the development and use of ecological indicators. *Ecological Indicators* 1:3-10.
- Daniel, P., P. Josse, P. Dandin, J.-M. Lefevre, G. Lery, F. Cabioc'h, et V. Gouriou. 2004. Forecasting the Prestige oil spills. Page 17. Trondheim, Norway.
- Daniel, P., G. Jan, F. Cabioc'h, Y. Landau, et E. Loiseau. 2002. Drift Modeling of Cargo Containers. *Spill Science & Technology Bulletin* 7:279-288.
- Deaville, R., et P. D. Jepson. 2010. UK Cetacean Strandings Investigation Programme: Annual Report for the period 1st January – 31st December 2009. Page 56. London.
- Degange, A. R., A. Doroff M., et D. Monson H. 1994. Experimental recovery of sea otter carcasses at Kodiak Island, Alaska, following the Exxon Valdez oil spill. *Marine mammal science* 10:492-496.
- Dhar, U., R. S. Rawal, et J. Upreti. 2000. Setting priorities for conservation of medicinal plants - a case study in the Indian Himalaya. *Biological Conservation* 95:57-65.
- Dobson, A. P. 1995. Biodiversity and human health. *Trends in Ecology and Evolution* 10:390-391.
- Duelli, P., et M. K. Obrist. 2003. Biodiversity indicators: the choice of values and measures. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 98:87-98.
- Duguay, R., et D. Wisdorff. 1988. Les échouages de cétacés et les facteurs météorologiques sur la côte centre-ouest atlantique. *Oceanologica Acta* 11:227-233.
- Duignan, P. J., J. R. Geraci, J. A. Raga, et N. Calzada. 1992. Pathology of morbillivirus infection in striped dolphins (*Stenella coeruleoalba*) from Valencia and Murcia, Spain. *Canadian Journal of Veterinary Research* 56:242-248.
- Ehrlich, P. R., et A. H. Ehrlich. 1992. The value of biodiversity. *AMBIO* 21:219-226.
- Elzinga, C. L., D. W. Salzer, J. W. Willoughby, et J. P. Gibbs. 2001. *Monitoring plant and animal populations* Blackwell Science.
- Entwistle, A. C., S. Mickleburgh, et N. Dunstone. 2000. *Mammal Conservation: current contexts and opportunities*. Pages 1-7 *Priorities for the Conservation of Mammalian Diversity* Cambridge University Press. Entwistle, A. & Dunstone N., Cambridge.
- Epperly, S. P., J. Braun, A. J. Chester, F. A. Cross, J. V. Merriner, P. A. Tester, et J. H. Churchill. 1996. Beach Strandings as an indicator of at-sea mortality of sea turtles. *Bulletin of Marine Science* 59:289-297.
- Estes, J. A., M. T. Tinker, T. M. Williams, et D. F. Doak. 1998. Killer whales predation on sea otters linking oceanic and nearshore ecosystems. *Science* 282:473-476.

- Evans, K., R. Thresher, R. M. Warneke, C. J. A. Bradshaw, M. Pook, D. Thiele, et M. A. Hindell. 2005. Periodic variability in cetacean strandings: links to large-scale climate events. *Biology Letters* 1:147-150.
- Evans, P. G. H., et J. Teilmann. 2009. Report of ASCOBANS/HELCOM small cetacean population structure workshop. Page 141. ASCOBANS, Bonn, Germany.
- Evans, P. G. H., et P. S. Hammond. 2004. Monitoring cetaceans in European waters. *Mammal review* 34:131-156.
- Filadelfo, R., J. Mintz, E. Michlovich, A. D'Amico, P. Tyack, et D. Ketten. 2009. Correlating Military Sona Use with Beaked Whale Mass Strandings: What Do the Historical Data Show? *Aquatic Mammals* 35:435-444.
- Findlay, K. P., P. B. Best, G. J. B. Ross, et V. G. Cockcroft. 1992. The distribution of small odontocete cetaceans off the coasts of South Africa and Namibia. *South African Journal of Marine Science* 12:237-270.
- Flint, P., L., et A. Fowler C. 1997. A Drift Experiment to Assess the Influence of Wind on Recovery of Oiled Seabirds on St Paul Island, Alaska. *Marine Pollution Bulletin* 36:165-166.
- Fontaine, M. C. et al. 2007. Rise of oceanographic barriers in continuous populations of a cetacean: the genetic structure of harbour porpoises in Old World waters. *BioMed Central Biology* 5:30-46.
- Forney, K., A. 2002. Surveys. Pages 1203-1205 *Encyclopedia of marine mammals* Academic Press. Perrin, W.F.; Würsig, B.; Thewissen, J.G.M.
- Fox, C. G., H. Matsumoto, et T.-K. A. Lau. 2001. Monitoring Pacific Ocean seismicity from an autonomous hydrophone array. *Journal of Geophysical Research* 106:4183-4206.
- Frantzis, A. 1998. Does acoustic testing strand whales? *Nature* 392.
- Gaines, W. L., R. J. Harrod, et J. F. Lehmkuhl. 1999. *Monitoring Biodiversity: Quantification and Interpretation*. Page 36. United States Department of Agriculture Forest Service.
- Garshelis, D. L. 1997. Sea Otter Mortality Estimated from Carcasses Collected after the Exxon Valdez Oil Spill. *Conservation Biology* 11:905-916.
- Geraci, J. R., J. Harwood, et V. J. Lounsbury. 1999. *Marine Mammal Die-Offs*. Pages 367-395 *Conservation and Management of Marine Mammals* Smithsonian Institution Press. Twiss, J.R. and Reeves, R.R.
- Geraci, J. R., et V. J. Lounsbury. 2005. *Marine mammals ashore: a field guide for strandings* National Aquarium in Baltimore, Inc. Baltimore.
- Gerrodette, T. 1987. A Power Analysis for Detecting Trends. *Ecology* 68:1364-1372.
- Gordon, J., D. Gillespie, J. Potter, A. Frantzis, R. J. Swift, et D. Thompson. 2004. A review of the Effects of Seismic Surveys on Marine Mammals. *Marine Technology Society Journal* 37:16-34.
- Gosselin, M., F. Gosselin, et R. Julliard. 2010. Interview □: L'essor des sciences participatives pour le suivi de la biodiversité □: intérêts et limites. *Sciences Eaux et Territoires* 3:76-83.

- Gregory, R. D., S. G. Willis, F. Jiguet, P. Vorisek, A. Klvanova, A. J. Van Strien, B. Huntley, Y. C. Collingham, D. Couvet, et R. E. Green. 2009. An Indicator of the Impact of Climatic Change on European Bird Populations. *PlosOne* 4.
- Guillaumont, B. 2006. Le REseau de surveillance BENThique (REBENT)□: mise en place et réalisations du pilote breton. Consulté de <http://archimer.ifremer.fr/doc/00000/6339/>.
- Gulland, F. M. D. 2006. Review of the Marine Mammal Unusual Mortality Event Response Program of the National Marine Fisheries Service. Page 37. NOAA Tech. Memo., U.S. Dept. of Commerce.
- Gästgifvars, M., H. Lauri, A. Sarkanen, K. Myrberg, O. Andrejev, et C. Ambjörn. 2006. Modelling surface drifting of buoys during a rapidly-moving weather front in the Gulf of Finland, Baltic Sea. *Estuarine Coastal and Shelf Science* 70:567-576.
- Hackett, B., O. Breivik, et C. Wettre. 2006. Forecasting the Drift of Objects and Substances in the Ocean. Pages 507-523 *Ocean Weather Forecasting*. E.P. Chassignet, Jacques Verron.
- Haelters, J., T. Jauniaux, F. Kerckhof, J. Ozer, et S. Scory. 2006. Using models to investigate a harbour porpoise bycatch problem in the southern North Sea - eastern Channel in spring 2005. Page 8pp.
- Haelters, J., et K. C. J. Camphuysen. 2009. The harbour porpoise in the southern North Sea: Abundance, threats and research-& management proposals. Page 58. IFAW.
- Hall, A. J., F. M. D. Gulland, J. A. Hammond, et L. H. Schwacke. 2010. Epidemiology, disease, and health assessment. Pages 144-164 *Marine Mammal Ecology and Conservation: A Handbook of Techniques*Oxford University Press. Ian L. Boyd, W. Don Bowen, Sara J. Iverson, Oxford.
- Hammond, P. S. 2006. Small Cetaceans in the European Atlantic and North Sea (SCANS-II). Page 55. University of St Andrews, St Andrews, UK.
- Hammond, P. S. 2010. Estimating the abundance of marine mammals. Pages 42-67 *Marine Mammal Ecology and Conservation: A Handbook of Techniques*Oxford University Press. Ian L. Boyd, W. Don Bowen, Sara J. Iverson.
- Hammond, P. S., P. Berggren, H. Benke, D. L. Borchers, A. Collet, M. P. Heide-Jorgensen, S. Heimlich, A. R. Hiby, M. F. Leopold, et N. Oeien. 2002. The distribution and abundance of harbour porpoises and other small cetaceans in the North Sea and adjacent waters. *Journal of Applied Ecology* 39:361-376.
- Hart, K. M., P. Mooreside, et L. B. Crowder. 2006. Interpreting the spatio-temporal patterns of sea turtle strandings: Going with the flow. *Biological Conservation* 129:283-290.
- Hatch, S. A. 2003. Statistical power for detecting trends with applications to seabird monitoring. *Biological Conservation* 111:317-329.
- Heink, U., et I. Kowarik. 2010a. What are indicators? On the definition of indicators in ecology and environmental planning. *Ecological Indicators* 10:584-593.
- Heink, U., et I. Kowarik. 2010b. What criteria should be used to select biodiversity indicators? *Biodiversity and Conservation* in press.

- Heithaus, M. R., A. Frid, A. J. Wirsing, et B. Worm. 2008. Predicting ecological consequences of marine top predator declines. *Trends in Ecology and Evolution* 23:202-210.
- Herr, H., H. O. Fock, et U. Siebert. 2009. Spatio-temporal associations between harbour porpoise *Phocoena phocoena* and specific fisheries in the German Bight. *Biological Conservation* 142:2962-2972.
- Hinds, W. T. 1984. Towards monitoring of long-term trends in terrestrial ecosystems. *Environmental Conservation* 11:11-18. Consulté juillet 27, 2010, .
- Hinrichsen, H.-H., U. Böttcher, F. W. Köster, A. Lehmann, et M. A. St. John. 2003. Modelling the influences of atmospheric forcing conditions on Baltic cod early life stages: distribution and drift. *Journal of Sea Research* 49:187-201.
- Hinrichsen, H.-H., A. Lehmann, M. St. John, et B. Brüggge. 1997. Modelling the cod larvae drift in the Bornholm Basin in summer 1994. *Continental Shelf Research* 17:1765-1784.
- Hinrichsen, H.-H., J. O. Schmidt, C. Petereit, et C. Möllmann. 2005. Survival probability of Baltic larval cod in relation to spatial overlap patterns with their prey obtained from drift model studies. *ICES Journal of Marine Science: Journal du Conseil* 62:878-885.
- Hinrichsen, H.-H., M. St. John, E. Aro, P. Gronkjaer, et R. Voss. 2001. Testing the larval drift hypothesis in the Baltic Sea: retention versus dispersion caused by wind-driven circulation. *ICES Journal of Marine Science: Journal du Conseil* 58:973-984.
- Hinrichsen, H.-H., M. St. John, A. Lehmann, B. R. MacKenzie, et F. W. Köster. 2002. Resolving the impact of short-term variations in physical processes impacting on the spawning environment of eastern Baltic cod: application of a 3-D hydrodynamic model. *Journal of Marine Systems* 32:281-294.
- Hlady, D., A., et A. Burger E. 1993. Drift-Block Experiments to Analyse the Mortality of Oiled Seabirds off Vancouver Island, British Columbia. *Marine Pollution Bulletin* 26:495-501.
- Hoekstra, J. M., T. M. Boucher, T. H. Ricketts, et C. Roberts. 2005. Confronting a biome crisis: global disparities of habitat loss and protection. *Ecology Letters* 8:23-29.
- Hope Jones, P., J.-Y. Monnat, C. J. Cadbury, et T. J. Stowe. 1978. Birds oiled during the AMOCO CADIZ incident - An Interim Report. *Marine Pollution Bulletin* 9:307-310.
- Hoyt, E. 2005. *Marine Protected Areas for Whales, Dolphins and Porpoises* Earthscan. London, UK.
- Hunter, J., et J. Banks. 1787. Observations on the Structure and Oeconomy of Whales. By John Hunter, Esq. F. R. S.; Communicated by Sir Joseph Banks, Bart. P. R. S. *Philisophical Transactions of the Royal Society B* 77.
- ICES. 2007. Report of the Working Group on Marine Mammal Ecology (WGMME). Page 57. Vilm, Germany.
- ICES. 2009. Report of the Working Group on Marine Mammal Ecology (WGMME). Page 129. Vigo, Spain.
- IFREE. 2011. *Sciences participatives et biodiversité*.

- IWC/SC. 2009. Report of the Scientific Committee, International Whaling Commission. IWC 61st, Madeira.
- IWC/SC. 2011. Report of the Scientific Committee, International Whaling Commission. Page 94. Tromso, Norway.
- Ihaka, R., et R. Gentleman. 1996. R: a language for data analysis and graphics. *J. Comput. Sta. Graph. Anal.* 5:299-314.
- Iverson, S. J., I. Stirling, et S. L. Lang. 2006. Spatial and temporal variation in the diets of polar bears across the Canadian Arctic: indicators of changes in prey populations and environment. Pages 98-118 *Top Predators in Marine Ecosystems*. Boyd, Wanless and Camphuysen.
- Jayko, K., M. Reed, et A. Bowles. 1990. Simulation of interactions between migrating whales and potential oil spills. *Environmental Pollution* 63:97-127.
- Jefferson, T. A., et B. E. Curry. 1994. A global review of porpoise (*Cetacea: Phocoenidae*) mortality in gillnets. *Biological Conservation* 67:167-183.
- Jeffries, M. J. 2006. *Biodiversity and Conservation* Routledge. New York.
- Jepson, P. D. et al. 2003. Gas-bubble lesions in stranded cetaceans. *Nature* 425:575-579.
- Jepson, P. D., P. M. Bennet, C. R. Allchin, R. J. Law, T. Kuiken, J. R. Baker, E. Rogan, et J. K. Kirkwood. 1999. Investigating potential associations between chronic exposure to polychlorinated biphenyls and infectious disease mortality in harbour porpoises from England and Wales. *Science of the Total Environment* 243/244:339-348.
- Jepson, P. D., R. Deaville, I. A. P. Patterson, A. M. Pocknell, H. M. Ross, J. R. Baker, F. E. Howie, R. J. Reid, A. Collof, et A. A. Cunningham. 2005. Acute and Chronic Gas Bubble Lesions in Cetaceans Stranded in the United Kingdom. *Vet. Pathol.* 42:291-305.
- Jiguet, F., A.-S. Gadot, R. Julliard, S. E. Newson, et D. Couvet. 2007. Climate envelope, life history traits and the resilience of birds facing global change. *Global Change Biology* 13:1672-1684.
- Jiguet, F., et R. Julliard. 2006. Inferences from Common Species Communities for Selecting Conservation Areas. *Biodiversity and Conservation* 15:799-815.
- Jones, E. G., M. A. Collins, P. M. Bagley, S. Addison, et I. G. Priede. 1998. The fate of cetacean carcasses in the deep sea: observations on consumption rates and succession of scavenging species in the abyssal north-east Atlantic Ocean. *Proceedings of the Royal Society B* 265:1119-1127.
- Jung, J.-L., E. Stephan, M. Louis, E. Alfonsi, C. Liret, F.-G. Carpentier, et S. Hassani. 2009. Harbour porpoises (*Phocoena phocoena*) in north-western France: aerial survey, opportunistic sightings and strandings monitoring. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 89:1045-1050.
- Kerbiriou, C., I. Le Viol, F. Jiguet, et V. Devictor. 2009. More species, fewer specialists: 100 years of changes in community composition in an island biogeographical study. *Diversity and Distributions* 15:641-648.

- Kirkwood, J. K., P. M. Bennet, P. D. Jepson, T. Kuiken, V. R. Simpson, et J. R. Baker. 1997. Entanglement in fishing gear and other causes of death in cetaceans stranded on the coasts of England and Wales. *Veterinary record* 141:94-98.
- Kiszka, J., K. MacLeod, O. Van Canneyt, D. Walker, et V. Ridoux. 2007. Distribution, encounter rates, and habitat characteristics of toothed cetaceans in the Bay of Biscay and adjacent waters from platform-of-opportunity data. *ICES Journal of Marine Science* 64:1033-1043.
- Kuiken, T., V. R. Simpson, C. R. Allchin, P. M. Bennet, G. A. Codd, E. A. Harris, G. J. Howes, S. Kennedy, J. K. Kirkwood, et R. J. Law. 1994. Mass mortality of common dolphins (*Delphinus delphis*) in south west England due to incidental capture in fishing gear. *Veterinary Record* 134:81-89.
- Kuiken, T., et M. G. Hartmann. 1993. Cetacean pathology: dissection techniques and tissue sampling. Page 39 *Proceedings of the European Cetacean Society Workshop*. Kuiken, T., Hartmann, M.G., Leiden, Netherlands.
- Kurtz, J. C., L. E. Jackson, et W. S. Fisher. 2001. Strategies for evaluating indicators based on guidelines from the Environmental Protection Agency's Office of Research and Development. *Ecological Indicators* 1:49-60.
- Lahaye, V., P. Bustamante, J. Spitz, W. Dabin, K. Das, G. J. Pierce, et F. Caurant. 2005. Long-term dietary segregation of common dolphins *Delphinus delphis* in the Bay of Biscay, determined using cadmium as an ecological tracer. *Marine Ecology Progress Series* 305:275-285.
- Lazure, P., et F. Dumas. 2008. An external–internal mode coupling for a 3D hydrodynamical model for applications at regional scale (MARS). *Advances in Water Resources* 31:233-250.
- Lazure, P., et A.-M. Jegou. 1998. 3D modelling of seasonal evolution of Loire and Gironde plumes on Biscay Bay continental shelf. *Oceanologica Acta* 21:165-177.
- Leach, M. K., et T. J. Givnish. 1996. Ecological Determinants of Species Loss in Remnant Prairies. *Science* 13:1555-1558.
- Leader-Williams, N., et H. T. Dublin. 2000. Charismatic megafauna as « flagship species ». Pages 53-81 *Priorities for the Conservation of Mammalian Diversity* Cambridge University Press. Entwistle, A. & Dunstone N., Cambridge.
- Le Brun, D. 2002. *La Météo Marine* Arthaud. Paris, France.
- Le Clerc de Buffon, G. L., et C. S. Sonnini. 1804. *Histoire Naturelle générale et particulière des Cétacées*.
- Lee, K. N. 1999. Appraising Adaptive Management. *Conservation Ecology* 3:online.
- Leeney, R. H., R. Amies, A. C. Broderick, M. J. Witt, J. Loveridge, J. Doyle, et B. J. Godley. 2008. Spatio-temporal analysis of cetacean strandings and bycatch in a UK fisheries hotspot. *Biodiversity and Conservation* 17:2323-2338.
- Leigh, E. G., S. J. Wright, E. A. Herre, et F. E. Putz. 1993. The decline of tree diversity on newly isolated tropical islands: A test of a null hypothesis and some implications. *Evolutionary Ecology* 7:76-102.

- Levrel, H. 2007. Quels indicateurs pour la gestion de la biodiversité? Page 99. Cahier de l'IFB, .
- Lewison, R. L., L. B. Crowder, A. J. Read, et S. A. Freeman. 2004. Understanding impacts of fisheries bycatch on marine megafauna. *Trends in Ecology and Evolution* 19:598-604.
- Lloyd, C., S., J. A. Bogan, et W. R. P. Bourne. 1974. Seabird mortality in the North Irish Sea and Firth of Clyde early in 1974. *Marine Pollution Bulletin* 5:136-140.
- MMPA, 1972. (s. d.). The Marine Mammal Protection Act of 1972, as amended 2007. Page 114. Marine Mammal Commission.
- Mace, G. M., et J. E. M. Baillie. 2007. The 2010 Biodiversity Indicators: Challenges for Science and Policy. *Conservation Biology* 21:1406-1413.
- Maldini, D., L. Mazzuca, et S. Atkinson. 2005. Odontocete stranding patterns in the main Hawaiian Islands (1937-2002): How do they compare with live animal surveys? *Pacific Science* 59:55-67.
- Marchandeu, S., J. Aubineau, F. Berger, J.-C. Gaudin, A. Roobrouck, E. Corda, et F. Reitz. 2004. L'utilisation d'indices d'abondance pour le suivi de populations animales a des limites : le cas du lapin de garenne. ONCFS Rapport scientifique 2004.
- Matthiopoulos, J., et G. Aarts. 2010. The spatial analysis of marine mammal abundance. Pages 68-97 *Marine Mammal Ecology and Conservation: A Handbook of Techniques* Oxford University Press. Ian L. Boyd, W. Don Bowen, Sara J. Iverson, Oxford.
- Maxwell, D., et S. Jennings. 2005. Power of monitoring programmes to detect decline and recovery of rare and vulnerable fish. *Journal of Applied Ecology* 42:25-37.
- Mazzoti, F. J., G. R. Best, L. A. Brandt, M. S. Cherkiss, B. M. Jeffery, et K. G. Rice. 2009. Alligators and crocodiles as indicators for restoration of Everglades ecosystems. *Ecological Indicators* 9:137-149.
- McFee, W. E., S. R. Hopkins-Murphy, et L. H. Schwacke. 2006. Trends in bottlenose dolphin (*Tursiops truncatus*) strandings in South Carolina, USA, 1997-2003: implications for the Southern North Carolina and South Carolina Management Units. *Journal of Cetacean Research Management* 8:195-201.
- McLeod, C. D., S. M. Bannon, G. J. Pierce, C. Schweder, J. A. Learmonth, J. S. Herman, et R. J. Reid. 2005. Climate change and the cetacean community of north-west Scotland. *Biological Conservation* 124:477-483.
- McLeod, K., T. Brereton, et C. Martin. 2009. Changes in the occurrence of common dolphins, striped dolphins and harbour porpoises in the English Channel and Bay of Biscay. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 89:1059-1065.
- McLeod, K., G. J. Pierce, et M. B. Santos. 2004. Geographic and temporal variations in strandings of beaked whales (*Ziphiidae*) on the coasts of the UK and the Republic of Ireland from 1800-2002. *J. Cetacean Res. Manage.* 6.
- McLeod, K., M. P. Simmonds, et E. Murray. 2003. Summer distribution and relative abundance of cetacean populations of north-west Scotland. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 83:1187-1192.

- Mellinger, D. K., K. M. Stafford, S. E. Moore, R. P. Dziak, et H. Matsumoto. 2007. An Overview of Fixed Passive Acoustic Observation Methods for Cetaceans. *Oceanography* 20:36-45.
- Meynier, L., C. Pusineri, J. Spitz, M. B. Santos, G. J. Pierce, et V. Ridoux. 2008. Intraspecific dietary variation in the short-beaked common dolphin *Delphinus delphis* in the Bay of Biscay: importance of fat fish. *Marine Ecology Progress Series* 354:277-287.
- Mirimin, L., A. J. Westgate, E. Rogan, P. Rosel, A. J. Read, J. Coughlan, et T. Cross. 2009. Population structure of short-beaked common dolphins (*Delphinus delphis*) in the North Atlantic Ocean as revealed by mitochondrial and nuclear genetic markers. *Marine Biology* 156:821-834.
- Moore, J. E., B. P. Wallace, R. L. Lewison, R. Zydalis, T. M. Cox, et L. B. Crowder. 2009. A review of marine mammal, sea turtle and seabird bycatch in USA fisheries and the role of policy in shaping management. *Marine Policy* 33:435-451.
- Morizur, Y., S. D. Berrow, N. J. C. Tregenza, A. S. Couperus, et S. Pouvreau. 1999. Incidental catches of marine-mammals in pelagic trawl fisheries of the northeast Atlantic. *Fisheries Research* 41:297-307.
- Morizur, Y., S. Demaneche, L. Fauconnet, O. Gaudou, et V. Badts. 2011a. Les captures accidentelles de cétacés dans les pêches professionnelles françaises en 2010: Contribution au rapport national sur la mise en oeuvre du règlement européen (CE) No 812/2004 – (année 2010). Page 37. Rapport contractuel Ifremer/DPMA, IFREMER/DPMA.
- Morizur, Y., O. Gaudou, et D. Miossec. 2011b. Captures accidentelles françaises de mammifères marins sur les filets calés en Manche-mer du Nord et en zones Ciem VII. Page 33. IFREMER, Brest, France.
- Morizur, Y., M. Meunier, J. Huet, et S. Martin. 2009. Les pêcheries françaises du chalutage à barrière: analyse de séries temporelles 1999-2007. Page 34. Ifremer, Brest.
- Moussus, J.-P., F. Jiquet, J. Clavel, et R. Julliard. 2009. A method to estimate phenological variation using data from large-scale abundance monitoring programmes. *Bird Study* 56:198-212.
- Murphy, S. et al. 2009. Importance of biological parameters in assessing the status of *Delphinus delphis*. *Marine Ecology Progress Series* 388:273-291.
- Murtaugh, P. A. 1996. The statistical evaluation of ecological indicators. *Ecological Applications* 6:132-139.
- Myers, N. 1993. Questions of mass extinction. *Biodiversity and Conservation* 2:2-17.
- Myers, N., R. A. Mittermeier, C. G. Mittermeier, G. A. B. da Fonseca, et J. Kent. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403:853-858.
- Müller, F., et R. Lenz. 2006. Ecological indicators: Theoretical fundamentals of consistent applications in environmental management. *Ecological Indicators* 6:1-5.
- NECESSITY Report. 2008. Rapport d'activité final NECESSITY sur l'interaction entre le chalutage pélagique et les populations de cétacés: impact et mitigation. Soutien scientifique à la réglementation, IFREMER/CRMM-ULR.

- Nicholson, M. D., et S. Jennings. 2004. Testing candidate indicators to support ecosystem-based management: the power of monitoring surveys to detect temporal trends in fish community metrics. *ICES Journal of Marine Science: Journal du Conseil* 61:35-42.
- Niemela, J. 2000. Biodiversity monitoring for decision making. *Annales Zoologici Fennici* 37:307-317.
- Norman, S. et al. 2011. The application of GIS and spatiotemporal analyses to investigations of unusual marine mammal strandings and mortality events. *Marine Mammal Science*.
- Norman, S. A. et al. 2004. Cetacean strandings in Oregon and Washington between 1930 and 2002. *J. Cetacean Res. Manage.* 6:87-99.
- Norris, K. S. 1961. Standardized methods for measuring and recording data on the smaller cetaceans. *Journal of Mammalogy* 42.
- Northridge, S. P., A. Kingston, L. Thomas, et A. Mackey. 2007. Second annual report on the UK cetacean bycatch monitoring scheme. Page 27. Contract report to DEFRA, Sea Mammal Research Unit.
- Northridge, S. P., Y. Morizur, Y. Souami, et O. Van Canneyt. 2006. PETRACET: Project EC/FISH/2003/09 Final report to the European Commission 1735R07D. Page 29.
- Northridge, S. P., et R. J. Hofman. 1999. *Marine Mammals Interactions with Fisheries*. Pages 99-119 *Conservation and Management of Marine Mammals*. Smithsonian Institution Press. Twiss, J.R. and Reeves, R.R.
- OBSMAM Report. 2008. Rapport national de la France pour l'année 2007 dans le cadre de l'article 6 du règlement (CE) 812/2004 du conseil du 26 avril 2004 établissant des mesures relatives aux captures accidentelles de cétacés dans les pêcheries. Page 34. CRMM.
- OBSMAM Report. 2009. Rapport national de la France pour l'année 2008 dans le cadre de l'article 6 du règlement (CE) 812/2004 du conseil du 26 avril 2004 établissant des mesures relatives aux captures accidentelles de cétacés dans les pêcheries. CRMM.
- Okuyama, J., T. Kitagawa, K. Zenimoto, S. Kimura, N. Arai, Y. Sasai, et H. Sasaki. 2011. Trans-PaciWc dispersal of loggerhead turtle hatchlings inferred from numerical simulation modeling. *Mar. Biol.* 158:2055-2063.
- Osinga, N., P. Hart, et D. Morick. 2008. By-catch and drowning in harbour porpoises (*Phocoena phocoena*) stranded on the northern Dutch coast. *European Journal Wildlife Research* 54:667-674.
- Oswald, J. N., J. Barlow, et T. F. Norris. 2003. Acoustic identification of nine delphinid species in the eastern tropical Pacific Ocean. *Marine Mammal Science* 19:20-37.
- Özgökmen, T. M., L. I. Piterbarg, A. J. Mariano, et E. H. Ryan. 2001. Predictability of Drifter Trajectories in the Tropical Pacific Ocean. *J. Phys. Oceanogr.* 31:2691-2720.
- Parsons, E. C. M., S. J. Dolman, A. J. Wright, N. A. Rose, et W. C. G. Burns. 2008. Navy sonar and cetaceans: Just how much does the gun need to smoke before we act? *Marine Pollution Bulletin* 56:1248-1257.

- Perrin, W., F., et J. Geraci R. 2002. Stranding. Pages 1192-1196 Encyclopedia of marine mammals Academic press. W.F. Perrin, B. Würsig and J.G.M. Thewissen.
- Petitgas, P., J. Massé, P. Beillois, E. Lebarbier, et A. Le Cann. 2003. Sampling variance of species identification in fisheries-acoustic surveys based on automated procedures associating acoustic images and trawl hauls. ICES Journal of Marine Science 60:437-445.
- Piatt, J. F., C. J. Lensink, W. Butler, M. Kendziorek, et D. Nysewander. 1990. Immediate impact of the Exxon Valdez oil spill on marine birds. Auk 107:387-397.
- Piatt, J. F., et R. G. Ford. 1996. How many seabirds were killed by the Exxon Valdez oil spill? American Fisheries Society Symposium 18:712-719.
- Pierce, G. J. et al. 2008. Bioaccumulation of persistent organic pollutants in female common dolphins (*Delphinus delphis*) and harbour porpoises (*Phocoena phocoena*) from western European seas: Geographical trends, causal factors and effects on reproduction and mortality. Environmental Pollution 153:401-415.
- Pikesley, S. K., M. J. Witt, T. Hardy, J. Loveridge, J. Loveridge, R. Williams, et B. J. Godley. 2011. Cetacean sightings and strandings: evidence for spatial and temporal trends? Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom Available on CJO 2011 doi:10.1017/S0025315411000464.
- Pimm, S. L., et P. Raven. 2000. Biodiversity: extinction by numbers. Nature 403:843-845.
- Price, J. M., M. Reed, M. K. Howard, W. R. Johnson, Z.-G. Ji, C. F. Marshall, N. L. Guinasso Jr, et G. B. Rainey. 2006. Preliminary assessment of an oil-spill trajectory model using satellite-tracked, oil-spill-simulating drifters. Environmental Modelling & Software 21:258-270.
- Proctor, R., R. A. Flather, et A. J. Elliot. 1994. Modelling tides and surface drift next term in the Arabian Gulf—application to the Gulf oil spill. Continental Shelf Research 14:534-545.
- Pusineri, C., V. Magnin, L. Meynier, J. Spitz, S. Hassani, et V. Ridoux. 2007. Food and feeding ecology of the common dolphin (*Delphinus delphis*) in the oceanic northeast Atlantic and comparison with its diet in neritic areas. Marine Mammal Science 23:30-47.
- Pyenson, N. D. 2010. Carcasses on the coastline: measuring the ecological fidelity of the cetacean stranding record in the eastern North Pacific Ocean. Paleobiology 36:453-480.
- Pyenson, N. D. 2011. The high fidelity of the cetacean stranding record: insights into measuring diversity by integrating taphonomy and macroecology. Proceedings of the Royal Society B.
- Raga, J. A., A. Banyard, M. Domingo, M. Corteyn, M.-F. Van Bresseem, M. Fernandez, F.-J. Aznar, et T. Barrett. 2008. Dolphins Morbillivirus Epizootic Resurgence, Mediterranean Sea. Emerging Infectious Diseases 14:471-473.
- Read, A. J., P. Drinker, et S. P. Northridge. 2006. Bycatch of Marine Mammals in U.S. and Global Fisheries. Conservation Biology 20:163-169.
- Reid, J. B., P. G. H. Evans, et S. P. Northridge. 2003. Atlas of Cetacean Distribution in North-West European Waters. Joint Nature Conservation Committee.

- Reid, W. V. 1998. Biodiversity hotspots. *Trends in Ecology and Evolution* 13:275-280.
- Reijnders, P. J. H., G. P. Donovan, A. Bjorge, K.-H. Kock, S. M. Eisfeld, M. Scheidat, et M. L. Tasker. 2009. ASCOBANS Conservation Plan for Harbour Porpoises in the North Sea.
- Reyes, J. C., J. G. Mead, et K. Van Waerebeek. 1991. A new species of beaked whale *Mesoplodon peruvianus* (Cetacea: Ziphiidae) from Peru. *Marine Mammal Science* 7:1-24.
- Rixen, M., E. Ferreira-Coelho, et R. Signell. 2008. Surface drift prediction in the Adriatic Sea using hyper-ensemble statistics on atmospheric, ocean and wave models: Uncertainties and probability distribution areas. *Journal of Marine Systems* 69:86-98.
- Robinson, K. P., N. Baumgartner, S. M. Eisfeld, N. M. Clark, R. M. Culloch, G. N. Haskins, L. Zapponi, A. R. Whaley, J. S. Weare, et M. J. Tetley. 2007. The summer distribution and occurrence of cetaceans in the coastal waters of the outer southern Moray Firth in northeast Scotland (UK). *Lutra* 50:19-30.
- Rogan, E., et M. Mackey. 2007. Megafauna bycatch in drift nets for albacore tuna (*Thunnus alalunga*) in the NE Atlantic. *Fisheries Research* 86:6-14.
- Roth, T., et D. Weber. 2008. Top predators as indicators for species richness? Prey species are just as useful. *Journal of Applied Ecology* 45:987-991.
- Ryan, K. L. 2009. NATO Undersea Research Centre Marine Mammal Risk Mitigation Rules and Procedures. Page 27. NATO Undersea Research Center.
- Samaran, F., P. Watremez, et V. Ridoux. 2011. Mise en place d'un suivi par acoustique passive des marsouins communs le long des côtes françaises. Page 53. CRMM/ULR.
- Santos, M. B., G. J. Pierce, J. S. Herman, A. Lopez, A. Guerra, E. Mente, et M. R. Clarke. 2001. Feeding ecology of Cuvier's beaked whale (*Ziphius cavirostris*): a review with new information on the diet of this species. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 81:687-694.
- Santos, M. B., G. J. Pierce, J. A. Learmonth, R. J. Reid, H. M. Ross, I. A. P. Patterson, D. G. Reid, et D. Beare. 2004. Variability in the diet of harbor porpoises (*Phocoena phocoena*) in Scottish waters 1992-2003. *Marine Mammal Science* 20:1-27.
- Savina, M., G. Lacroix, et K. Ruddick. 2010. Modelling the transport of common sole larvae in the southern North Sea: Influence of hydrodynamics and larval vertical movements. *Journal of Marine Systems* 81:86-98.
- Schiller, A., C. T. Hunsaker, M. A. Kane, A. K. Wolfe, V. H. Dale, G. W. Suter, C. S. Russell, G. Pion, M. H. Jensen, et V. C. Konar. 2001. Communicating ecological indicators to decision makers and the public. *Conservation Ecology* 5:19.
- Seavy, N. E., et M. H. Reynolds. 2007. Is statistical power to detect trends a good assessment of population monitoring? *Biological Conservation* 140:187-191.
- Sergeant, D. E., A. W. Mansfield, et B. Beck. 1970. Inshore Records of *Cetacea* for Eastern Canada, 1949-68. *Journal de l'Office des recherches sur les pêcheries du Canada* 27:1903-1915.

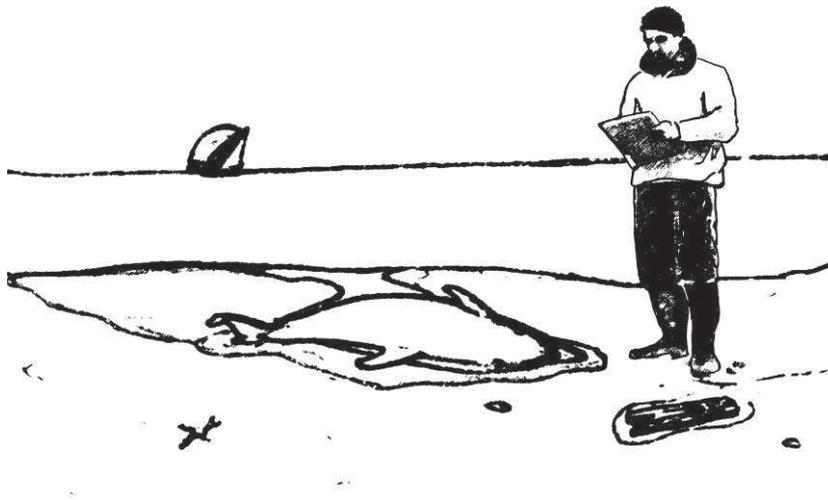
- Sergio, F., T. Caro, D. Brown, B. Clucas, J. Hunter, J. Ketchum, K. McHugh, et F. Hiraldo. 2008. Top predators as conservation tools: ecological rationale, assumptions, and efficacy. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 39:1-19.
- Sergio, F., I. Newton, L. Marchesi, et P. Pedrini. 2006. Ecologically justified charisma: preservation of top predators delivers biodiversity conservation. *Journal of Applied Ecology* 43:1049-1055.
- Shirihai, B., et B. Jarrett. 2007. *Guide des mammifères marins du monde*. Delachaux et Niestlé.
- Siebert, U., A. Gilles, K. Lucke, M. Ludwig, H. Benke, K.-H. Kock, et M. Scheidat. 2006. A decade of harbour porpoise occurrence in German waters- Analyses of aerial surveys, incidental sightings and strandings. *Journal of Sea Research* 56:65-80.
- Siebert, U., A. Wünschmann, R. Weiss, H. Franck, H. Benke, et K. Frese. 2001. Post-mortem Findings in Harbour Porpoises (*Phocoena phocoena*) from the German North and Baltic Seas. *J. Comp. Path.* 124:102-114.
- Siegismund, F., et C. Schrum. 2001. Decadal changes in the wind forcing over the North Sea. *Climate Research* 18:39-45.
- Singh, J. S. 2002. The biodiversity crisis: A multifaceted review. *Current Science* 82:638-647.
- Smith, C. R., et A. R. Baco. 2003. Ecology of whale falls at the deep-sea floor. *Oceanography and Marine Biology: an Annual Review* 41:311-354.
- Southall, B. L., R. C. Braun, F. M. D. Gulland, A. D. Heard, R. W. Baird, S. M. Wilkin, et T. K. Rowles. 2006. Hawaiian Melon-headed Whale (*Peponacephala electra*) Mass Stranding Event of July 3-4, 2004. Page 78. NOAA Tech. Memo., NOAA.
- Spitz, J., Y. Rousseau, et V. Ridoux. 2006. Diet overlap between harbour porpoise and bottlenose dolphin: An argument in favour of interference competition for food? *Estuarine Coastal and Shelf Science* 70:259-270.
- Stafford, K. M., S. L. Nieuwkerk, et C. G. Fox. 1999. Low-frequency whale sounds recorded on hydrophones moored in the eastern tropical Pacific. *J. Acoust. Soc. Am.* 106:3687-3698.
- Stolen, M. K., et J. Barlow. 2003. A model life table for bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) from the Indian River Lagoon system, Florida, U.S.A. *Marine Mammal Science* 19:630-649.
- Strong, D. R. 1980. Null hypothesis in Ecology. *SYNTHESE* 43:271-285.
- Taylor, B. L., S. J. Chivers, J. Larese, et W. Perrin F. 2007. Generation length and percent mature estimates for IUCN assessments of cetaceans. Page 24. Administrative report, National Marine Fisheries Service, Southwest Fisheries Science Center.
- Thomas, L. 1996. Monitoring long-term population change: why are there so many analysis methods? *Ecology* 77:49-58.
- Thomsen, F., M. Laczny, et W. Piper. 2006. A recovery of harbour porpoises (*Phocoena phocoena*) in the southern North Sea? A case study off Eastern Frisia, Germany. *Helgoland Marine Research* 60:189-195.

- Tollit, D. J., G. J. Pierce, K. A. Hobson, W. Don Bowen, et S. J. Iverson. 2010. Diet. Pages 191-221 *Marine Mammal Ecology and Conservation: A Handbook of Techniques* Oxford University Press. Ian L. Boyd, W. Don Bowen, Sara J. Iverson, Oxford.
- Tregenza, N. J. C., S. D. Berrow, P. S. Hammond, et R. Leaper. 1997. Harbour porpoise (*Phocoena phocoena* L.) by-catch in set gillnets in the Celtic Sea. *ICES Journal of Marine Science: Journal du Conseil* 54:896-904.
- Turnhout, E., M. Hisschemöller, et H. Eijsackers. 2007. Ecological indicators: between the two fires of science and policy. *Ecological Indicators* 7:215-228.
- Van Bree, P. J. H., et R. Duguay. 1967. Données crâniométriques sur quatre spécimens de *Kogia breviceps* (de Blainville, 1838) (*Mammalia, Cetacea*) échoués sur les côtes d'Europe. *Mammalia* 31:639-644.
- Van Canneyt, O., P. Boudault, W. Dabin, G. Dorémus, et L. Gonzalez. 2010. Les échouages de mammifères marins sur le littoral français en 2009. Page 48. Rapport CRMM pour le Ministère de l'Écologie, de l'Énergie, du Développement Durable et de la Mer, Direction de l'eau et de la biodiversité, Programme Observatoire du Patrimoine Naturel, CRMM/ULR.
- Van der Molen, J., S. I. Rogers, J. R. Ellis, et P. McCloghrie. 2007. Dispersal patterns of the eggs and larvaenext term of spring-spawning fish in the Irish Sea, UK. *Journal of Sea Research* 58:313-330.
- Van Strien, A. J., L. Van Duuren, R. P. B. Foppen, et L. L. Soldaat. 2009. A typology of indicators of biodiversity change as a tool to make better indicators. *Ecological Indicators*.
- Venkatesh, S. 1990. Model simulations of the drift and spread of the Exxon Valdez oil spill. *Atmosphere-ocean*. Toronto ON. 28:90-105.
- Vinther, M. 1999. Bycatches of harbour porpoises (*Phocoena phocoena* L.) in Danish set-net fisheries. *J. Cetacean Res. Manage.* 1:123-135.
- Vokou, D., S. A. Pirintsos, et S. Loppi. 1999. Lichens as bioindicators of temporal variations in air quality around Thessaloniki, northern Greece. *Ecological Research* 14:89-96.
- Wallach, A. D., B. R. Murray, et A. J. O'Neil. 2009. Can threatened species survive where the top predator is absent? *Biological Conservation* 142:43-52.
- Wanless, S., M. Frederiksen, F. Daunt, B. E. Scott, et M. P. Harris. 2007. Black-legged kittiwakes as indicators of environmental change in the North Sea: Evidence from long-term studies. *Progress in Oceanography* 72:30-38.
- Weijs, L., A. C. Dirtu, K. Das, A. Gheorghe, P. J. H. Reijnders, H. Neels, R. Blust, et A. Covaci. 2009. Inter-species differences for polychlorinated biphenyls and polybrominated diphenyl ethers in marine top predators from the Southern North Sea: Accumulation patterns in harbour seals and harbour porpoises. *Environmental Pollution* 157:437-444.
- Weijs, L., C. van Elk, K. Das, R. Blust, et A. Covaci. 2010. Persistent organic pollutants and methoxylated PBDEs in harbour porpoises from the North Sea from 1990 until 2008: Young wildlife at risk? *Science of the Total Environment* 409:228-237.

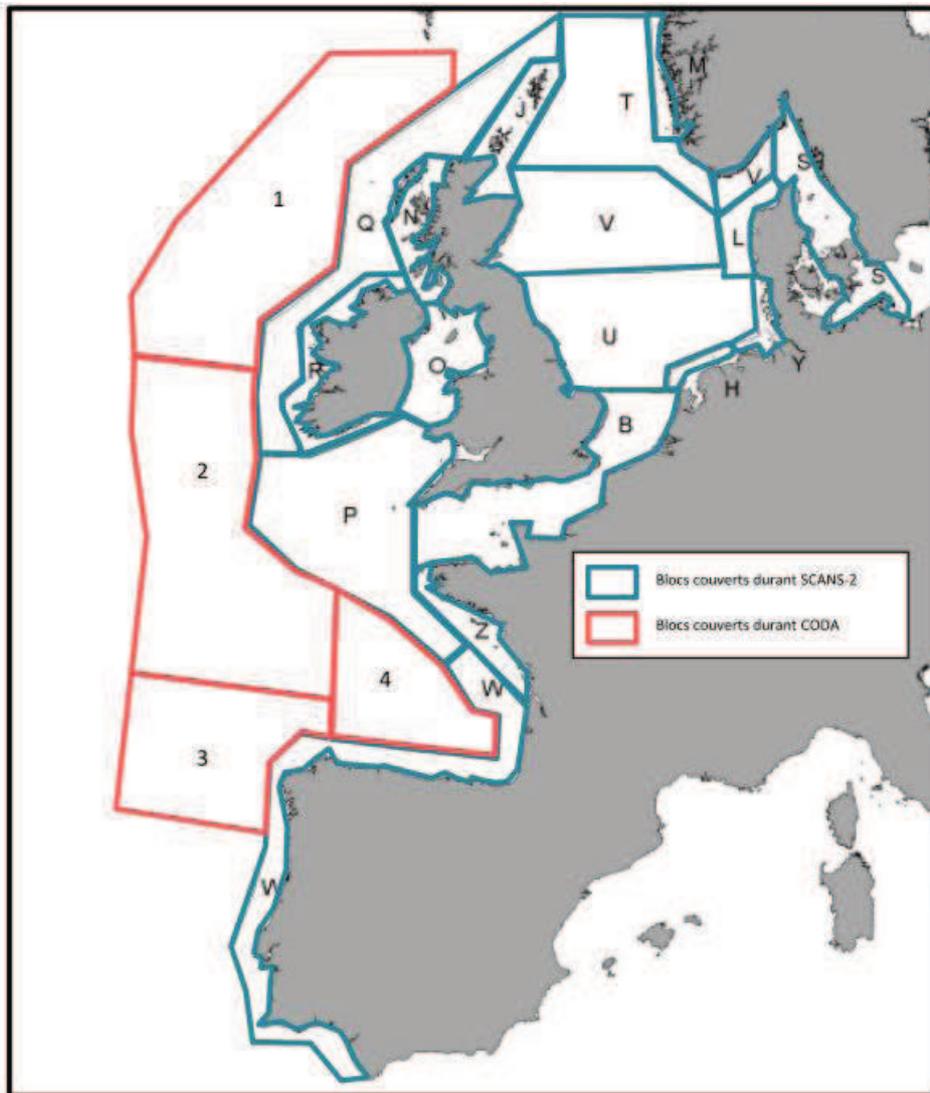
- Weir, C. R., K. A. Stockin, et G. J. Pierce. 2007. Spatial and temporal trends in the distribution of harbour porpoises, white-beaked dolphins and minke whales off Aberdeenshire (UK), north-western North Sea. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 87:327-338.
- Wilkinson, D., et G. A. J. Worthy. 1999. *Marine Mammal Strandings Networks*. Pages 396-411. Conservation and management of marine mammals Smithsonian Institution Press. Twiss, J.R. and Reeves, R.R.
- Wilkinson, D. M. 1996. National Contingency Plan for Response to Unusual Marine Mammal Mortality Events. Page 118. NOAA Tech. Memo., U.S. Dept. of Commerce.
- Williams, R., S. Gero, L. Bejder, J. Calambokidis, S. D. Kraus, D. Lusseau, A. J. Read, et J. Robbins. 2011. Underestimating the damage: interpreting cetacean carcass recoveries in the context of the Deepwater Horizon/BP incident. *Conservation Letters* 4:228-233.
- Williams, R., S. L. Hedley, et P. S. Hammond. 2006. Modeling Distribution and Abundance of Antarctic Baleen Whales Using Ships of Opportunity. *Ecology and Society* 11. Consulté de www.ecologyandsociety.org/vol11/iss1/art1/.
- Zeeberg, J., A. Corten, et E. de Graaf. 2006. Bycatch and release of pelagic megafauna in industrial trawler fisheries off Northwest Africa. *Fisheries Research* 78:186-195.
- Zeileis, A., C. Kleiber, W. Krämer, et K. Hornik. 2003. Testing and dating of structural changes in practice. *Computational Statistics & Data Analysis* 44:109-123.
- Zeileis, A., F. Leisch, K. Hornik, et C. Kleiber. 2002. strucchange: An R Package for Testing for Structural Change in Linear Regression Models. *Journal of Statistical Software* 7:1-38.
- Zhi, L., P. Wenshi, Z. Xiaojian, W. Dajun, et W. Hao. 2000. What has the panda taught us? Page 1-38. *Priorities for the Conservation of Mammalian Diversity* Cambridge University Press. Entwistle, A. & Dunstone N., Cambridge.

<http://jncc.defra.gov.uk>
<http://ukstrandings.org/>
vigienature.mnhn.fr
www.ascobans.org
www.cbd.int
www.meteorologie.eu.org/mothy/
www.mumm.ac.be
www.parc-naturel-pilat.fr
www.reefcheck.org/
www.sambah.org/

ANNEXES



BLOCS ECHANTILLONNES PAR LES CAMPAGNES SCANS ET CODA.



Annexe 1 : Blocs échantillonnés durant les campagnes SCANS II (2005) et CODA (2007) (d'après (Hammond 2006; CODA final report 2009).

ANNEXE II

ACTIONS MISES EN PLACE DANS LE CADRE DU PLAN DE CONSERVATION DU MARSOUIN COMMUN EN MER DU NORD

Action	Objectif	Niveau de Priorité	Outils
1 Mise en œuvre du plan de Conservation : coordinateur et comité de direction	Nomination d'un comité de direction and d'un coordinateur à temps plein.	élevé	-
2 Mise en œuvre de réglementations existantes sur les captures accidentelles de cétaqués	-S'assurer que les réglementations existantes en accord avec les mesures de réduction de captures accidentelles sont effectivement mises en œuvre. -Collecter des données sur leur efficacité pour la réduction des captures	élevé	-Présence d'observateurs à bord des bateaux -Tester outils de réduction de captures -Evaluer les impacts commerciaux de ces outils
3 Etablissement de programmes d'observation des captures accidentelles sur les petits bateaux (<15m) et les pêcheries récréatives	Développer des méthodes d'observations et de limitations des captures sur les petits bateaux de pêche	élevé	-Assurer la présence d'observateurs sur les bateaux ou d'autres moyens de monitoring -Favoriser l'implication des pêcheurs pour reporter les captures accidentelles -Appliquer ces mesures aux pêches récréatives
4 Evaluation régulière de toutes les pêcheries	Estimer les niveaux de captures de marsouins en mer du Nord, pour adapter et modifier les mesures de réduction de captures.	élevé	Collecter les données des observateurs embarqués et d'autres sources potentielles, afin qu'elles alimentent les modélisations de dynamique de population
5 Révision des pingérs actuels, développement de pingérs alternatifs et modification des engins de pêche.	Obtenir une acceptation générale des mesures de limitations des captures	élevé	-Inventaire des outils existants/développement de nouveaux outils -Evaluer et encourager les changements d'engins et de pratiques de pêche
6 Finaliser une procédure de management pour définir des limites acceptables du niveau de captures	Evaluer l'effet des captures et des autres nuisances anthropiques sur les marsouins communs	élevé	Selon les résultats des actions 2,3,4,7 : développement de procédures de management par les scientifiques et accord des gestionnaires
7 Monitoring des tendances d'abondance et de distribution des marsouins communs	Générer des informations régulières sur l'abondance et la distribution, pour alimenter les mesures de management (A6) et évaluer l'effet des mesures de limitation des captures	élevé	A partir des résultats des campagnes SCANSII, développer un programme de monitoring et le mettre en œuvre
8 Bilan des structures de stocks de marsouins communs dans la zone	Générer des informations sur la structure de stocks et les mouvements de marsouins communs	élevé	Considérer toutes les données disponibles issues de différentes techniques, pour générer des informations permettant l'amélioration du plan de management
9 Collecter des données de captures accidentelles à travers les données d'échouages	Générer une information qualitative sur l'incidence des captures et estimer un nombre minimum de marsouins capturés annuellement	moyen	Réalisation de nécropsies sur les marsouins échoués, idéalement selon un protocole commun
10 Evaluer l'état sanitaire, le statut nutritionnel et le régime alimentaire des marsouins communs	Obtenir des données de bonne qualité des paramètres sanitaires et du régime alimentaire des marsouins communs dans la zone	moyen	Sur les animaux échoués : réaliser des nécropsies, collecter les oreilles internes, analyser les contenus stomacaux, réaliser des analyses d'isotopes stables, d'acides gras, immunologie, bactériologie, infections parasitaires,...
11 Evaluer l'effet des sons anthropogéniques sur les marsouins communs	Obtenir des données de bonne qualité sur les capacités acoustiques des marsouins communs, les caractéristiques des sons anthropogéniques et donc leurs interactions.	moyen	-Collecter des données des activités acoustiques humaines en mer du Nord -Collecter des données concernant l'acoustique des marsouins -Evaluer des mesures de limitation de l'impact des sources sonores anthropogéniques sur les marsouins
12 Collecter des données sur les activités anthropogéniques et développement d'un SIG	Obtenir des données sur les activités anthropogéniques dans le temps	moyen	Evaluer les sources de nuisances sonores et la possibilité de les incorporer dans un système SIG.

ANNEXE III

DESCRIPTEURS MIS EN PLACE DANS LE CADRE DE LA DCSMM

Annexe 3 : Descripteurs utilisés pour la définition du Bon Etat Ecologique dans le cadre de la DCSMM.

	Descripteurs	Chef de file
1	La diversité biologique est conservée. La qualité des habitats et leur nombre, ainsi que la distribution et l'abondance des espèces sont adaptées aux conditions physiographiques, géographiques et climatiques existantes.	MNHN
2	Les espèces non indigènes introduites par le biais des activités humaines sont à des niveaux qui ne perturbent pas les écosystèmes.	MNHN
3	Les populations de tous les poissons et crustacés exploités à des fins commerciales se situent dans les limites de sécurité biologique, en présentant une répartition de la population par âge et par taille qui témoigne de la bonne santé du stock	Ifremer
4	Tous les éléments constituant le réseau trophique marin, dans la mesure où ils sont connus, sont présents en abondance et diversité normales et à des niveaux pouvant garantir l'abondance des espèces à long terme et le maintien total de leurs capacités reproductrices.	C NRS
5	L'eutrophisation d'origine humaine, en particulier pour ce qui est de ses effets néfastes, tels que l'appauvrissement de la biodiversité, la dégradation des écosystèmes, la prolifération d'algues toxiques et la désoxygénation des eaux de fond, est réduite.	Ifremer
6	Le niveau d'intégrité des fonds marins garantit que la structure et les fonctions des écosystèmes sont préservées et que les écosystèmes benthiques, en particulier, ne sont pas perturbés.	BRGM
7	Une modification permanente des conditions hydrographiques ne nuit pas aux écosystèmes marins.	SHOM
8	Le niveau de concentration des contaminants ne provoque pas d'effets dus à la pollution.	Ifremer
9	Les quantités de contaminants présents dans les poissons et autres fruits de mer destinés à la consommation humaine ne dépassent pas les seuils fixés par la législation communautaire ou autres normes applicables.	ANSES
10	Les propriétés et les quantités de déchets marins ne provoquent pas de dommages au milieu côtier et marin.	Ifremer
11	L'introduction d'énergie, y compris de sources sonores sous-marines, s'effectue à des niveaux qui ne nuisent pas au milieu marin.	SHOM/Ifremer

ANNEXE IV

PROTOCOLES EN APPLICATION POUR LA COLLECTE DES ECHOUAGES DE MAMMIFERES MARINS DANS LE CADRE DU RESEAU NATIONAL D'ECHOUAGES.

FICHE D'ECHOUAGE DE MAMMIFERE MARIN : CETACE					
Ministère de l'Ecologie de l'Energie du Développement Durable et de la Mer. (a) : rayer les mentions inutiles					
Commune : Date d'observation : / / Département : Plage ou lieu-dit :	Coordonnées géographiques : Latitude <input type="text"/> ° <input type="text"/> ' <input type="text"/> '' ; Longitude <input type="text"/> ° <input type="text"/> ' <input type="text"/> ''				
Espèce : Détermination^(a) : probable / certaine ; Sexe : Critères de détermination :					
Animal mort^(a) Date de mort : / / Date de découverte : / / Code de décomposition : <input type="checkbox"/> 1 très frais (<48h) <input type="checkbox"/> 2 frais <input type="checkbox"/> 3 putréfié <input type="checkbox"/> 4 très putréfié <input type="checkbox"/> 5 restes Capture ^(a) : probable / certaine Indices de capture : Prélèvements effectués : protocole 1 <input type="checkbox"/> 2 <input type="checkbox"/> 3 <input type="checkbox"/> Référence : <small>Dept. / initiales / date j-m-aa / nom commun / Sexe / Nbre indiv.</small> Compte-rendu (analyse et autopsie) : <input type="checkbox"/>					
Animal vivant^(a) Date d'échouage : / / Date de renflouage : / / <input type="checkbox"/> Animal remis à l'eau <input type="checkbox"/> Animal mort ^(a) : avant intervention / pendant l'intervention / euthanasie Commentaires et observations (décrire les tentatives de remise à l'eau et les soins, identifier les intervenants, etc.) :					
Circonstances de l'observation : par hasard / par informateur ^(a) (nom) : Photos prises <input type="checkbox"/> Autres animaux observés à proximité : Autres observations :					
	Dents/fanons^(a) <table border="1" style="width: 100%; border-collapse: collapse;"> <tr> <td style="width: 50%; height: 40px;">Sup.G</td> <td style="width: 50%; height: 40px;">Sup.D</td> </tr> <tr> <td style="width: 50%; height: 40px;">Inf.G</td> <td style="width: 50%; height: 40px;">Inf.D</td> </tr> </table> Poids : Réel / Estime ^(a)	Sup.G	Sup.D	Inf.G	Inf.D
Sup.G	Sup.D				
Inf.G	Inf.D				
Cadre réservé au CRMM n° info. : n° coll. : n° photo : code capture : <small>EN-INT-001 Version 001</small>					
OBSERVATEUR Nom : Organisme :					
Merci d'envoyer cette fiche (et la liste des prélèvements s'il y a lieu) à : Centre de Recherche sur les Mammifères Marins / Université de La Rochelle Pôle Analytique - 5 allée de l'Océan, 17 000 La Rochelle - France Tel: 33 (0) 5 46 44 99 10 / Fax: 33 (0) 5 46 44 99 45 (http://crrmm.univ-lr.fr)					
Copie à :					

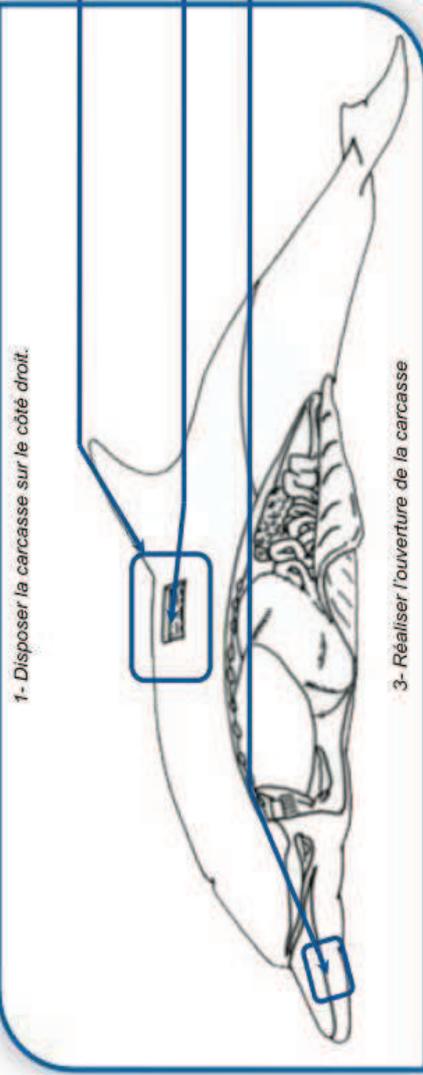
Annexe 4.1 : Fiche de collecte des caractéristiques d'un échouage de cétacé.

Fiche de terrain : dissection et échantillonnage

Pré requis :

- Le CRMM a été informé.
- L'animal est hors d'accès du public (périmètre de sécurité ou transféré).
- La fiche échouage est remplie et un numéro identifiant est attribué.

17/01/2007 03 13
 DAUPHIN COMMUN F /03

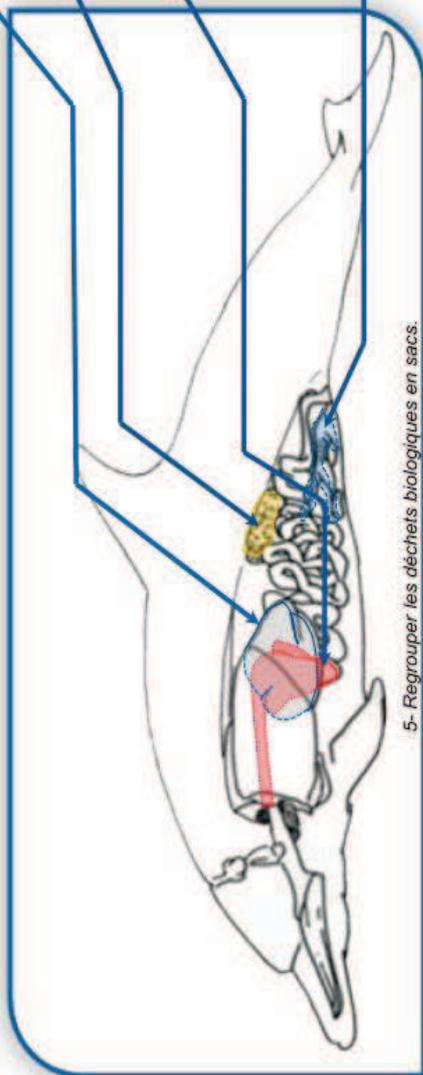


2 - Prélèvements externes

- Prélever deux morceaux de **lard** et un morceau de **peau**, en avant de la dorsale.
(15*10*5 cm)
- Prélever un morceau de **muscle** en dessous.
(15*10*5 cm)
- Prélever 5 **dents** au milieu de la mâchoire inférieure gauche.

4 - Echantillonnage des organes internes

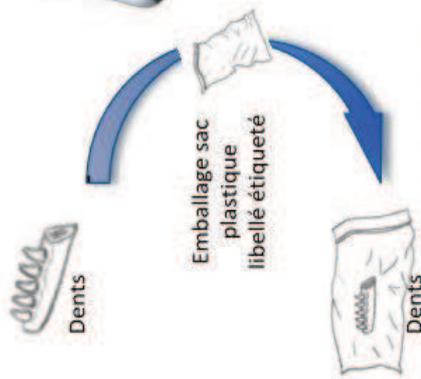
- Prélever le **foie** et réaliser 2 tranches au travers des lobes (15*10*5 cm).
- Prélever un **rein** et réaliser une tranche au milieu de l'organe (15*10*5 cm).
- Ligaturer l'**estomac** aux deux extrémités et le prélever.
- La **rate** est adhérente à l'estomac, elle peut être laissée en place, ou prélevée séparément.
- Observer et identifier les gonades, inciser la **droite** et prélever les deux organes.



5- Regrouper les déchets biologiques en sacs.

Fiche de terrain : dissection et échantillonnage

Echantillonnage 1 : Données de population



Echantillonnage 2: Protocole intermédiaire

(Démographie, génétique, écologie alimentaire, traceurs métaux et toxiques.)



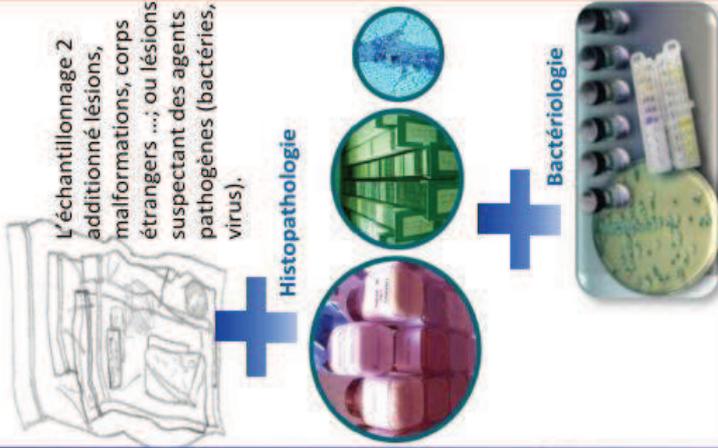
Tous les prélèvements doivent être conditionnés en sac plastique, libellés avec le numéro identifiant. Les deux prélèvements de lard et un prélèvement foie doivent être emballés dans de l'aluminium au préalable.

L'ensemble des prélèvements seront mis en un **lot unique libellé**, additionné d'une **copie de la fiche échouage**. Le tout est stocké en congélateur dédié à -20°C .

Composition, dessins, figures et mise en pages : Duhal W., 2009, CERMAM/ULB.

Echantillonnage 3: Protocole complet

(Démographie, génétique, écologie alimentaire, traceurs métaux et toxiques, histo-pathologie et bactériologie).



L'échantillonnage 2 additionné lésions, malformations, corps étrangers ...; ou lésions suspectant des agents pathogènes (bactéries, virus).

Histopathologie

Bactériologie

Tous les déchets organiques de la dissection doivent être regroupés en sacs et former un lot avec la carcasse pour l'enlèvement.



Restez attentif aux conditions d'Hygiène et de Sécurité.



———— PARTICIPATION A DES CONFERENCES SCIENTIFIQUES ————

PRESENTATIONS ORALES DANS DES CONFERENCES INTERNATIONALES

Peltier, H., Van Canneyt, O., Dabin, W., Daniel, P., Dorémus, G., Gonzalez, L., Ridoux, V. 2011. Constructing the null hypothesis for long term series of stranding data: temporal and spatial considerations. Oral presentation, 19th conference of Society of Marine Mammalogy. 27th November-2nd December 2011, Tampa, USA. (à venir)

Peltier, H., Van Canneyt, O., Dabin, W., Daniel, P., Dorémus, G., Gonzalez, L., Ridoux, V. 2011. Constructing the null hypothesis for long term series of stranding data: temporal and spatial considerations. Oral presentation, 25th conference of the European Cetacean Society. 21st-23rd March 2011, Cadiz, Spain.

Peltier, H., Certain, G., Daniel, P., Van Canneyt, O., Ridoux, V., 2009. How strandings records can inform on cetacean at sea: an attempt to model and validate drift and discovery rates. Oral presentation, 23rd conference of the European Cetacean Society 2nd-4th March 2009, Istanbul, Turkey. Best student talk award.

PRESENTATIONS ORALES DANS DES CONFERENCES NATIONALES

Peltier, H., Van Canneyt, O., Dabin, W., Daniel, P., Dorémus, G., Gonzalez, L., Ridoux, V. 2011. L'utilisation des échouages comme indicateurs des populations de cétacés. Présentation orale pour le XIII Séminaire du Réseau National d'Echouage, 22-23 octobre 2011, Moliets, France. (à venir).

Peltier, H., Huon, M., Van Canneyt, O., Dabin W., Doremus G., Spitz J. et Ridoux, V. 2009. Détermination de l'origine des mortalités des cadavres de petits cétacés. Présentation orale pour le XI Séminaire du Réseau National d'Echouage, 24-25 octobre 2009, Porticcio, France.

Peltier, H., Certain, G., Daniel, P., Van Canneyt, O., Ridoux, V., 2008. Comment les séries d'échouages renseignent-elles sur les cétacés en mer : une tentative pour modéliser et valider les taux de découverte et de dérive. Présentation orale pour le colloque : Stratégies de suivi de l'état des populations de Mammifères Marins, 21-23 novembre 2008, La Rochelle, France.

PRÉSENTATIONS AFFICHÉES

Peltier, H., Huon, M., Daniel, P., Van Canneyt, O., Ridoux, V. 2010. From the coast line to the sea surface: spatializing stranding data. Poster, 24th conference of the European Cetacean Society, 22nd-24th march 2010, Stralsund, Germany.

Peltier, H., Ridoux, V., Daniel, P., Van Canneyt, O. 2008. Improving the monitoring value of marine mammal stranding data: determine the drift and discovery rates of small cetaceans. Poster pour la 22 ième conférence de l'European Cetacean Society, 10-12 mars 2008, Egmond an zee, Pays-Bas.

Cétacés et changements environnementaux : développement et tests d'indicateurs d'état de conservation en vue d'établissement de stratégies de surveillance.

Résumé :

Dans le cadre de nombreuses réglementations, l'établissement de stratégies de suivi des populations de cétacés est devenu un besoin prioritaire. Les principales caractéristiques d'une stratégie de suivi sont la signification écologique, la crédibilité statistique et le rapport qualité/coût élevé. La mise en place d'indicateurs permet de réduire les coûts de suivi, et propose un outil de communication entre scientifiques et gestionnaires. Un indicateur est une donnée vérifiable et mesurable qui renseigne sur plus qu'elle-même. La collecte des données d'échouages est peu coûteuse, mais l'absence de stratégie d'échantillonnage des populations en mer est une entrave à leur utilisation dans le cadre de stratégies de suivi. L'objectif de cette thèse est de développer des indicateurs des populations de cétacés à partir des données d'échouages.

Quatre indicateurs ont été développés au cours de cette thèse. La part des cétacés échoués par rapport aux cétacés morts en mer a été estimée. Les séries temporelles d'échouages ont été affranchies des conditions de dérive, par l'établissement de l'hypothèse nulle (hypothèse d'uniformité spatiale et temporelle des cétacés morts en mer) et constitue l'anomalie d'échouage. La cartographie de la mortalité de cétacés a été réalisée, et détermine le nombre de dauphins morts en mer, indépendamment de leur probabilité de s'échouer. Enfin la distribution de mortalité observée par rapport à la distribution attendue des cétacés morts sous l'hypothèse nulle a été calculée. Elle permet d'identifier des zones de fortes mortalité ou abondance relative. Ces quatre indicateurs pourront être intégrés à différents plans de gestion, nationaux ou internationaux.

Mots clés : Indicateurs, cétacés, stratégie de suivi, hypothèse nulle, mesures de gestion.

Cetaceans and environmental changes: development and test of conservation status indicators to establish monitoring strategies.

Summary:

Under national and international regulations, the establishment of cetacean population monitoring strategies became a priority. Monitoring main expected characteristics are the ecological significance, the statistical credibility and the cost-effectiveness. The use of indicators reduces monitoring cost, and constitutes communication tool between scientists and policy-makers. Indicators are measurable and verifiable data, which inform on more than themselves. The collect of stranding data is cost-efficient, but the lack of sampling strategy remains a hindrance to their use in context of monitoring strategy. The aim of this study is to develop cetacean population indicators based on stranding data.

Four indicators were developed during this work. The proportion of stranded cetaceans compared to dead cetaceans at sea was estimated. Stranding long term series were freed from drift conditions by the construction of the null hypothesis (that is a hypothesis of spatial and temporal uniformity of dead cetaceans). It constituted the stranding anomaly. The cetacean mortality cartography estimated the number of dead cetaceans at sea, independently of the stranding probability. Finally, cetacean mortality anomaly was calculated as the difference between mortality areas of stranded cetaceans and theoretical distribution of dead cetaceans predicted to strand under the null hypothesis. This anomaly identified high mortality or high relative abundance areas. These indicators could be integrated to many national and international management strategies.

Keywords: indicators, cetaceans, monitoring, null hypothesis, management.



Laboratoire Littoral Environnement
et Sociétés
Université de La Rochelle
Bâtiment ILE,
2, rue Olympe de Gouges
17000 LA ROCHELLE, CEDEX



Observatoire *Pelagis*
UMS 3419- Université de La Rochelle-CNRS,
Université de La Rochelle
5 allées de l'océan,
17000 LA ROCHELLE

