

Synthèse des méthodes de suivi des tortues marines

Document de travail réalisé par
l'Agence des aires marines protégées

Théa JACOB et Lionel GARDES

Version 1 - octobre 2011



Synthèse des méthodes de suivi des tortues marines

Théa JACOB et Lionel GARDES
Agence des aires marines protégées

Juin 2011

Reference à citer : « *Jacob, T. & L. Gardes. 2011. Synthèse des méthodes de suivis des tortues marines. 37 pp.* »



Sommaire

1- Comptages terrestres	2
1-1 Les éléments dénombrés	2
1-1-1. Nombre d'œufs	2
1-1-2. Traces	2
1-1-3. Nids.....	2
1-1-4. Femelles en ponte.....	2
1-2 Les méthodes de comptages	3
1-2-1. Enquêtes auprès des populations locales	3
1-2-2. Survolés aériens des plages	3
1-2-3. Comptages au sol	3
1-2-4. Comptage des femelles en ponte	3
1-2-5. Marquage-recapture.....	4
1-3 Stratégies d'échantillonnage	5
1-3-1. Echantillonnage unique *	5
1-3-2. Echantillonnage de détection *	6
1-3-3. Echantillonnage systématique *	7
1-3-4. Echantillonnage complet *	7
1-3-5. Echantillonnage par site/saison index **	8
1-3-6. Echantillonnage sur de courtes périodes temporelles **	8
1-3-7. Echantillonnage espacé dans le temps et reconstruction des données **	9
1-4 Estimation d'abondance et modélisation	10
1-4-1. Abondance des femelles	10
1-4-2. Estimation du nombre total de pontes durant une saison	10
1-4-3. Comptage de traces et modélisation de la saison de ponte.....	11
1-4-4. Estimation des tendances	13



2-	Comptages en mer.....	15
2-1	Les éléments dénombrés	15
2-1-1.	Individus capturés à des fins d'usage.....	15
2-1-2.	Individus capturés accidentellement ou intentionnellement à des fins de recherche.....	15
2-1-3.	Individus échoués	16
2-1-4.	Individus observés in situ	16
2-2	Les méthodes de comptages	16
2-2-1.	Données historiques.....	16
2-2-2.	Les captures	16
2-2-3.	Les campagnes d'observations	17
2-2-4.	Marquage-Recapture	19
2-2-5.	Photo identification.....	19
2-3	Stratégie d'échantillonnage	19
2-3-1.	Echantillonnage unique.....	19
2-3-2.	Echantillonnage de réaction	19
2-3-3.	Echantillonnage opportuniste	19
2-3-4.	Echantillonnage aléatoire stratifié.....	20
2-3-5.	Echantillonnage par site index.....	20
2-4	Estimation d'abondance et modélisation	20
2-4-1.	A partir de données d'observation.....	20
2-4-2.	A partir de données de capture	21
2-5	Méthodes intégratives	21
2-5-1.	Suivis par télémétrie (satellite et acoustique)	22
2-5-2.	Génétique des populations.....	22
2-5-3.	Données environnementales générales	23
3-	Conclusions et recommandations.....	24
3-1	Evaluer les tendances de populations sur les plages de pontes.....	24
3-2	Evaluer les tendances de populations en mer	26
4-	Bibliographie	28



Introduction

Les suivis écologiques occupent aujourd'hui une place centrale dans le domaine de la conservation. Très souvent, l'objectif de ces suivis est de détecter des tendances dans les populations, définies comme un changement d'abondance de la population persistant dans le temps. Les statuts et tendances des populations peuvent de plus avoir des impacts sociaux, politiques et économiques conséquents. Ils sont spécifiquement importants pour les espèces menacées, comme les tortues marines protégées par la CITES et inscrites sur la liste rouge de l'IUCN. Le statut de vulnérabilité des différentes espèces de tortues marines défini par l'IUCN est présenté dans le Tableau 1.

suivi, puis périodiquement durant ce programme afin d'ajuster, le cas échéant, l'échantillonnage pour atteindre les objectifs fixés au départ (Gibbs et al., 1999 ; Legg & Nagy, 2006). La stratégie d'échantillonnage, en termes d'échelle temporelle et de fréquence, doit être choisie très précautionneusement de telle sorte que l'effort soit suffisant pour permettre la détection d'un changement important de l'abondance.

Dans le cadre des méthodes de suivi des populations, le terme « population » est complexe à définir. Il est effectivement extrêmement compliqué de pouvoir suivre une population entière (génétiquement parlant), car d'une part, toutes les populations

Espèce	Nom commun	Statut	Espèces présentes en NC	
			En mer	En ponte
<i>Natator depressus</i>	Tortue à dos plat	Manque de données	Non	Non
<i>Lepidochelys olivacea</i>	Tortue olivâtre	Vulnérable	Présence supposée	Non
<i>Caretta Caretta</i>	Tortue caouanne Tortue grosse tête	En danger d'extinction	Oui	Oui
<i>Chelonia mydas</i>	Tortue verte	En danger d'extinction	Oui	Oui
<i>Dermochelys coriacea</i>	Tortue luth	En danger critique d'extinction	Oui	Non
<i>Lepidochelys kempii</i>	Tortue de Kemp Tortue de Ridley	En danger critique d'extinction	Non	Non
<i>Eretmochelys imbricata</i>	Tortue imbriquée Tortue bonne écaille	En danger critique d'extinction	Oui	Inconnu à l'heure actuelle

Tableau 1 : Statut de vulnérabilité des espèces de tortues marines (IUCN, 2010)

la précision de ces tendances est cruciale. Elle implique des décisions délicates sur les choix des lieux d'échantillonnage et de l'échelle temporelle. Pour les espèces menacées, les conséquences de décisions incorrectes peuvent être dramatiques. Par exemple, une population peut passer sous le seuil critique si le délai de détection d'une tendance négative est trop long. Le challenge actuel pour les biologistes est d'optimiser les informations disponibles pour les détections de tendances, avec des ressources budgétaires et humaines limitées (Taylor & Gerrodette, 1993).

Le suivi des populations est un procédé complexe, et une évaluation quantitative de son efficacité est nécessaire à la fois au commencement d'un nouveau programme de

génétiquement distinctes ne sont pas connues et, d'autre part, l'étendue de la zone géographique à suivre serait immense. Dans le présent rapport, le terme « population » sera utilisé pour définir les individus d'une même espèce nidifiant- ou s'alimentant- dans une région donnée.

Ce rapport présente un état des lieux des méthodes de suivi des populations de tortues marines, à terre et en mer, en se focalisant sur les estimations d'abondance et de tendance. Les autres catégories de suivis, tels que les suivis télémétriques ou sanitaires des populations, sont mentionnées dans ce rapport, mais aucunement présentées de façon exhaustive.

1- Comptages terrestres

Le suivi d'une population de tortue marine est facilité par leur montée à terre durant les périodes de pontes. Cette période est par ailleurs importante en terme de compréhension de la dynamique des populations puisqu'elle détermine le recrutement (Girondot, 2009).

Cette phase terrestre est la plus étudiée, mais ce n'est que récemment que des stratégies adéquates ont été mises en place afin d'obtenir des séries temporelles valides sur le long terme. Il est important de noter ici que les objectifs du suivi doivent être clairement définis à priori, afin de choisir la méthodologie la plus adaptée.

Les méthodes de récolte de données sur les plages de ponte sont variables en termes de stratégie d'échantillonnage, d'éléments dénombrés et de méthodologie de dénombrement. Les auteurs ne justifient généralement pas en détail leur technique de récolte de données, mais ils décrivent souvent leurs méthodes comme les plus appropriées aux conditions existantes (particulièrement en ce qui concerne les accès limités aux plages de pontes, les moyens techniques et humains).

1-1 Les éléments dénombrés

L'estimation d'abondance d'une population sur les plages de pontes peut-être basée sur le dénombrement des œufs, des traces, des nids et des femelles nidifiant. Le suivi de ces éléments permet aussi de suivre l'effort reproductif des populations, c'est-à-dire l'énergie consacrée par les individus à la reproduction.

1-1-1. Nombre d'œufs

Le nombre d'œufs pondus est considéré comme représentatif de l'effort reproductif des femelles en ponte, si la quasi-totalité des œufs sont dénombrés/ramassés.

1-1-2. Traces

Les traces de montées sont considérées comme représentatives de l'effort reproductif et du nombre de femelles en pontes. Ces estimations reposent sur deux hypothèses fortes : succès de ponte constant (rapport nombre de nids/nombre de traces) et nombre de ponte dans une saison par individu constant (Godley et al., 2001).

Il est fortement préconisé de dénombrer toutes les montées comme indice de la fréquentation d'une population, indice considéré comme le moins biaisé.

1-1-3. Nids

Le nombre de nids est considéré comme représentatif de l'effort reproductif et du nombre annuel de femelles en ponte, sous l'hypothèse d'un nombre de ponte/saison/individu constant (Beggs et al. 2007 ; Marcovaldi & Chaloupka, 2007 ; Whiterington et al., 2009). Le dénombrement des traces de montées est assez aisé, mais l'identification des demi-tours sans pontes peut s'avérer délicate et extrêmement difficile à affirmer (sauf sur des cas simples d'arrêt précoce de montée). L'identification des nids, souvent délicate et incertaine, doit donc être réalisée avec précaution.

1-1-4. Femelles en ponte

Lors des suivis de nuit, les femelles en pontes sont identifiées et comptées pendant leur activité de ponte, ce qui permet d'avoir un dénombrement exact de la population. Dans le cadre de campagnes de Capture-Marquage-Recapture, le marquage des femelles (par baguage ou photoidentification, cf. 1-2-5 et 1-2-6) sur les plages permet d'obtenir des valeurs d'intervalles inter-pontes et de nombres de pontes/individu/saison (si l'effort est constant tout au long de la saison de ponte).

1-2 Les méthodes de comptages

1-2-1. Enquêtes auprès des populations locales

Il est possible de récolter des informations sur l'évolution d'une population en ponte en réalisant des enquêtes, afin d'obtenir des données historiques d'après des observations informelles (Marcovaldi & Marcovaldi, 1999 ; Meylan, 1999 ; Limpus et al., 2003). Ces données sont très rarement publiées, excepté quand elles constituent les seules informations disponibles au début d'une série temporelle.

1-2-2. Survols aériens des plages

Les survols aériens matinaux permettent aux observateurs de dénombrer les traces et les nids (Hopkins-Murphy et al., 2001 ; Benson et al., 2007). Cette méthode est souvent utilisée dans les cas où le site de ponte couvre une large surface, avec des plages fractionnées, et lorsque qu'il y a peu de personnel mobilisable (pour comptages au sol).

Il est important de planifier les dates des survols en fonction du type de sable et des coefficients de marées, afin que toutes les traces soient décomptées et pour éviter le double comptage (Hopkins-Murphy et al., 2001). Les traces de montées resteront effectivement visibles plus longtemps sur du sable fin que sur du sable granuleux (du fait de la cohésion du sable), et le comptage doit être réalisé avant que la marée ne soit trop haute afin de ne pas manquer des traces qui seront effacées par la montée de la mer.

1-2-3. Comptages au sol

Les comptages matinaux au sol sont effectués par du personnel à pied sur les plages de ponte, tôt le matin (Bjornal et al., 1999 ; Marcovaldi & Chaloupka, 2007 ; Whiterington et al., 2009). Les traces sont systématiquement barrées à l'aide du pied ou d'un bâton par les observateurs à plusieurs endroits pour la même trace, afin d'éviter le double comptage. L'identification des traces peut permettre l'identification de l'espèce venue pondre, si méconnue. Il existe toujours une part de subjectivité dans cette détermination, et il est important que les équipes de terrains notent ces incertitudes quand elles existent (Girondot, 2009).

Les comptages au sol peuvent aussi permettre la détermination du succès de ponte. Cependant la détermination d'une ponte réussie ou abandonnée peut s'avérer très délicate. Ces données doivent donc être utilisées avec beaucoup de précaution (Schroeder & Murphy, 1999 ; Florida Fish and Wildlife Commission, 2007).

1-2-4. Comptage des femelles en ponte

Le comptage des femelles en pontes peut permettre d'obtenir des estimations de densité et d'abondance totale de la population. Ces estimations sont essentiellement réalisables lors des arrivadas (tortues de Kemp et tortues olivâtres); le dénombrement de femelles suivant un ou deux transects linéaires sur la plage de ponte permet d'obtenir des estimations de densité et d'abondance totale si la surface de la plage est connue (Gates et al., 1996 ; Valverde & Gates, 1999 ; Solis et al., 2008).

Pour mémoire, l'indice « de pas », historique, a été mis en place suite à des récits de pêcheurs qui pouvaient traverser une plage entière en marchant uniquement sur des tortues. Pour certaines études, lorsque beaucoup de tortues sont présentes à un même endroit, des estimations de densité « locale » se font à l'aide d'une personne de taille moyenne marchant sur le plus de tortues possibles sans toucher le sable. Ce nombre de tortue est appelé l'indice de pas, représentatif d'une densité importante à certains endroits de la plage de ponte (Limpus et al., 2003). Cette méthode pose bien évidemment des problèmes éthiques importants, et l'indice qui en ressort ne représente pas une

mesure très robuste de l'abondance d'une population ; elle n'est utilisée que très rarement et en dernier recours.

1-2-5. Marquage-recapture

Les estimations par marquage-recapture sont basées sur le marquage des femelles en ponte (le plus souvent grâce à une bague sur la nageoire, par des PIT ou par photoidentification) et leur bancarisation dans une base de données (Chaloupka & Limpus, 2001 ; Balazs & Chaloupka, 2006 ; Dutton et al., 2005). Cette méthode est utilisée afin d'obtenir le nombre d'individus en ponte (et non le nombre de pontes) pour une saison de ponte et le nombre total de femelles en ponte sur plusieurs années. Cette méthode implique un effort important sur la plage de ponte, toutes les nuits ; ce qui rend le coût de ces estimations élevé.

- Bagues et PIT tag

Il est important d'avoir conscience des effets négatifs que peuvent avoir les techniques de marquage sur les tortues marines. Aujourd'hui, la majorité des marquages sont effectués avec des bagues en différents types d'alliage (titane, monel ou inconel). Ces bagues sont perdues rapidement (Rivalan et al., 2005), et peuvent être source d'infection ou bien de développement de balanes pouvant gêner les individus au cours de leur déplacement. Ces bagues constituent aussi des zones d'accrochage préférentielles dans les filets de pêche et peuvent induire une mortalité directe (Nichols & Seminoff, 1998 ; Nichols et al., 1997). Il existe de plus des effets directs du baguage sur le comportement des individus en ponte, même si ces derniers demandent des études complémentaires (Broderick & Godley, 1999).

Les effets des PIT n'ont pas réellement été évalués sur les tortues marines. Il est aujourd'hui démontré que des poses de transpondeurs similaires ont abouti à des infections au niveau du site de pose chez les bovins (Stanford et al., 2001). De plus, la perte des PIT chez les tortues marines est probablement considérée à tort comme nulle ou négligeable, puisqu'elle a été évaluée à 15% chez les chondrichthyens de grandes tailles (Feldheim et al., 2002). Enfin, l'effet du champ magnétique du lecteur de la puce sur les animaux n'a pas encore été évalué.

Il existe aussi des effets négatifs liés à ces efforts intensifs que requiert le marquage la nuit sur d'autres espèces tels que les oiseaux marins. Ces derniers peuvent être désorientés du fait des lumières blanches encore utilisées lors de certaines études, et il arrive que des nids d'oiseaux marins soient détruits après le passage de véhicules tout-terrains patrouillant sur des larges zones pour le suivi des tortues marines (Epstein, 1999).

En conclusion, il est donc recommandé de ne marquer les tortues marines que si les objectifs de ce marquage sont connus et justifiés, et que les données pourront être analysées de façon quantitative. Malheureusement, beaucoup de programmes de suivi marquent aujourd'hui les tortues marines sans objectifs précis (Girondot, 2009).

Pour les programmes de détermination des paramètres biologiques (cf. 1-4) afin d'estimer des abondances et des tendances, le marquage constitue la méthode la plus robuste d'acquisition de données. Ces programmes représentent donc par exemple une utilisation justifiée du baguage/marquage.

Cette méthode, très couramment employée pour les suivis à terre, est aussi applicable aux captures d'individus en mer (cf. 2-).

- Photo identification

Depuis quelques temps, une méthode de photo-identification des tortues marines se développe. Cette méthode dite non invasive (on ne capture pas l'animal) est très pertinente dans le cas des tortues marines. Cette technique est basée sur la variabilité individuelle de l'écaillage des profils droit et gauche de la tête: la disposition, le nombre et la forme des écailles latérales sont caractéristiques de chaque espèce, et au sein d'une même espèce, de chaque individu. Cette écaillage, qui est différente à droite et à gauche, reste stable au cours de la croissance. Chaque paire de photos (profils droit/gauche), référencée dans une base de données, représente un moyen fiable de reconnaissance individuelle (Guarini, 2005).

L'identification des tortues marines à partir de photographies est une méthode qui tend à se répandre, mais reste pour le moment fastidieuse puisque les photographies sont traitées et codifiées "à la main", c'est à dire une par une par les scientifiques. L'idée est donc d'utiliser l'informatique pour traiter ces images et ainsi permettre à ces derniers un énorme gain de temps dans la classification et l'identification des tortues marines.

Un projet sur cette thématique est actuellement en cours à l'université de Bordeaux, dont le but est de proposer un logiciel permettant de traiter automatiquement (ou du moins en limitant les actions des utilisateurs) les photos pour, d'une part, faciliter l'ajout d'individus dans une base de données, et d'autre part, aider l'identification d'un individu photographié grâce à cette base de données (Huez et al. 2011).

Bien que la photo-identification ait été en premier lieu développée pour permettre le suivi des individus en mer (plus difficilement marquables que des individus à terre), cette méthode est parfaitement applicable aux individus en ponte (pour les individus présents au couché/levé de soleil, l'éblouissement des individus par flash photographique étant très fortement déconseillé).

1-3 Stratégies d'échantillonnage

Il est bien sur préférable de pouvoir suivre les tortues marines par des suivis exhaustifs (durant toute une saison de ponte) et sur le long terme. Cependant, de tels suivis sont souvent impossibles compte-tenu des ressources humaines importantes et du budget conséquent qu'ils nécessitent. C'est pourquoi il est nécessaire d'établir des stratégies d'échantillonnage permettant de trouver un équilibre entre ressources humaines, budget et objectifs de gestion (différents objectifs de gestion demandant différents types et efforts d'échantillonnage).

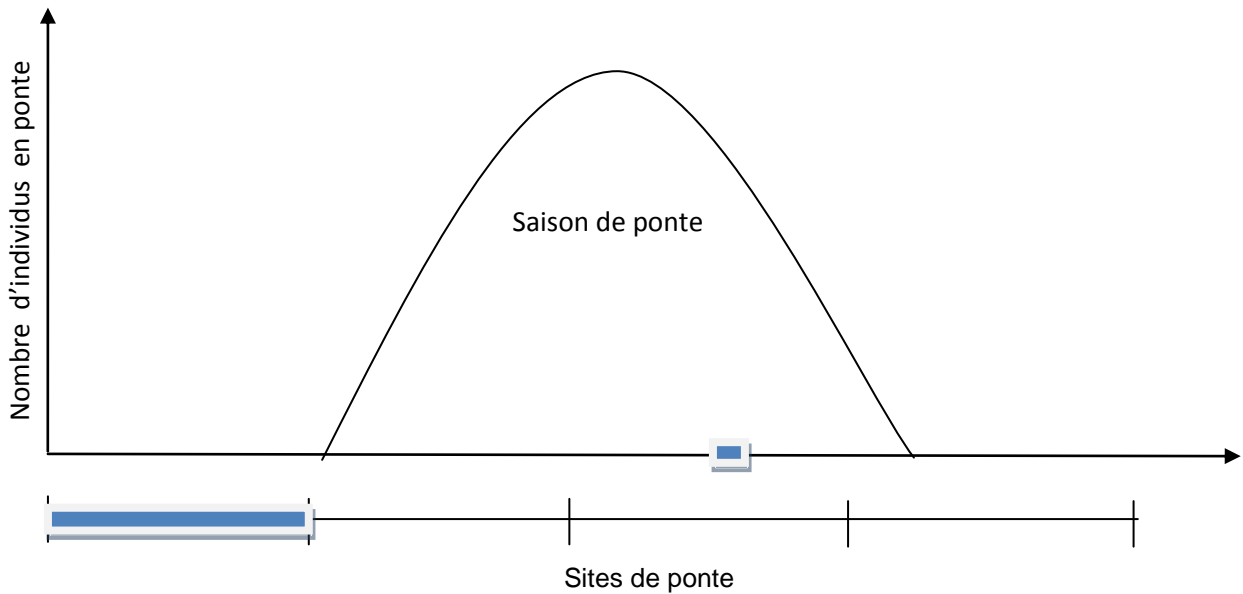
Il existe en théorie cinq types d'échantillonnage différents pour le suivi des tortues marines.

On distingue dans cette partie les types échantillonnages pour lesquelles les caractéristiques de la saison de ponte sont inconnus (marqués *), et ceux qui requièrent une connaissance préalable plus ou moins précise de ces caractéristiques (marqués **).

1-3-1. Echantillonnage unique *

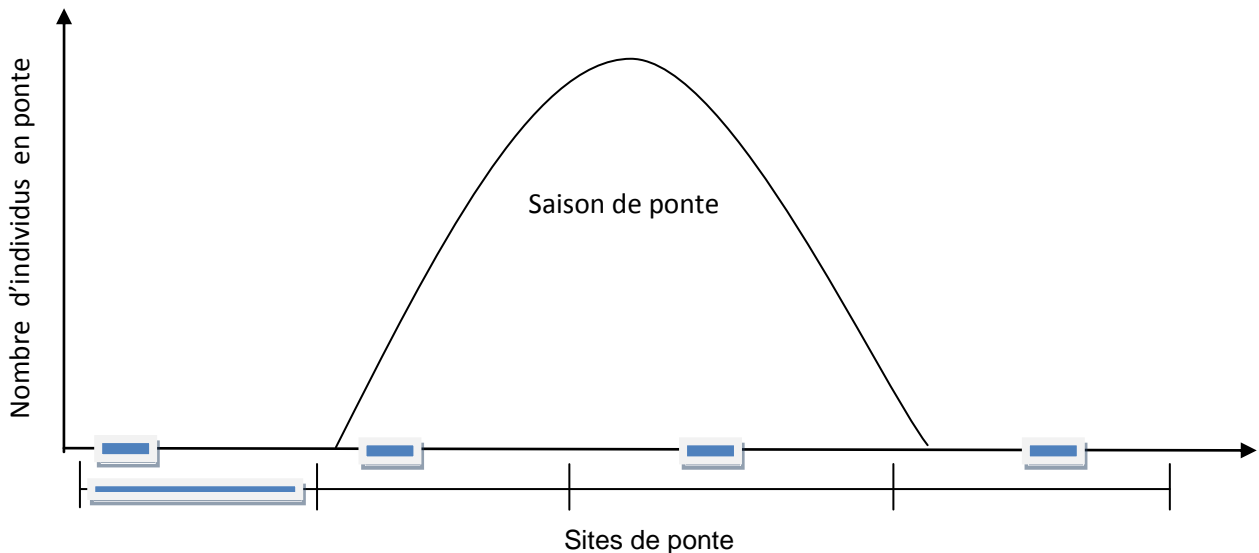
L'échantillonnage unique décrit des comptages effectués durant de courtes visites sur les plages de ponte. Un tel échantillonnage est souvent utilisé afin de déterminer la présence ou l'absence d'individus nidifiant, et peut permettre d'obtenir une idée ponctuelle sur le taux de fréquentation du site. Ce type de donnée est rarement publié, excepté lorsqu'elles représentent les seules données anciennes existantes dans une série temporelle (Addison, 1997 ; Seminoff, 2002). Le comptage unique peut être basé sur des photos ou films pris sur les plages de ponte, comme le montre

l'exemple du comptage de Tortues de Kemp (*Lepidochelys kempii*) d'après le film d'Andres Herrera en 1947 au Mexique. Herrera avait filmé un *arrivada* (arrivage massif de femelles en ponte) de Tortues de Kemp, qui avait été estimé à 40 000 individus (Carr, 1963 ; Hildebrand, 1963).



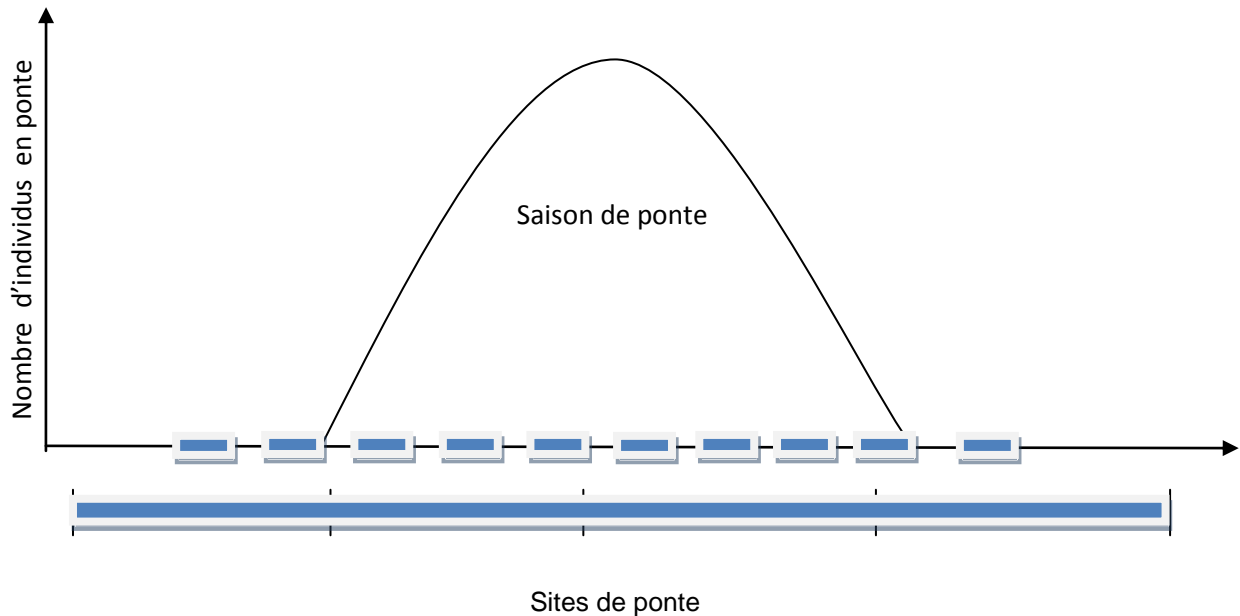
1-3-2. Echantillonnage de détection *

L'échantillonnage de détection repose sur un effort faible. Il permet de déterminer à quel moment débute une saison de ponte, et sert à identifier les périodes durant lesquels un effort plus important voir intensif serait utile pour le comptage. Ce type d'échantillonnage est essentiellement utilisé pour le comptage des Tortues de Kemp lors des *arrivada*, où le début d'un *arrivada* est défini par le dénombrement d'au moins 100 individus (Valverde & Gates, 1999 ; Solis et al., 2008).



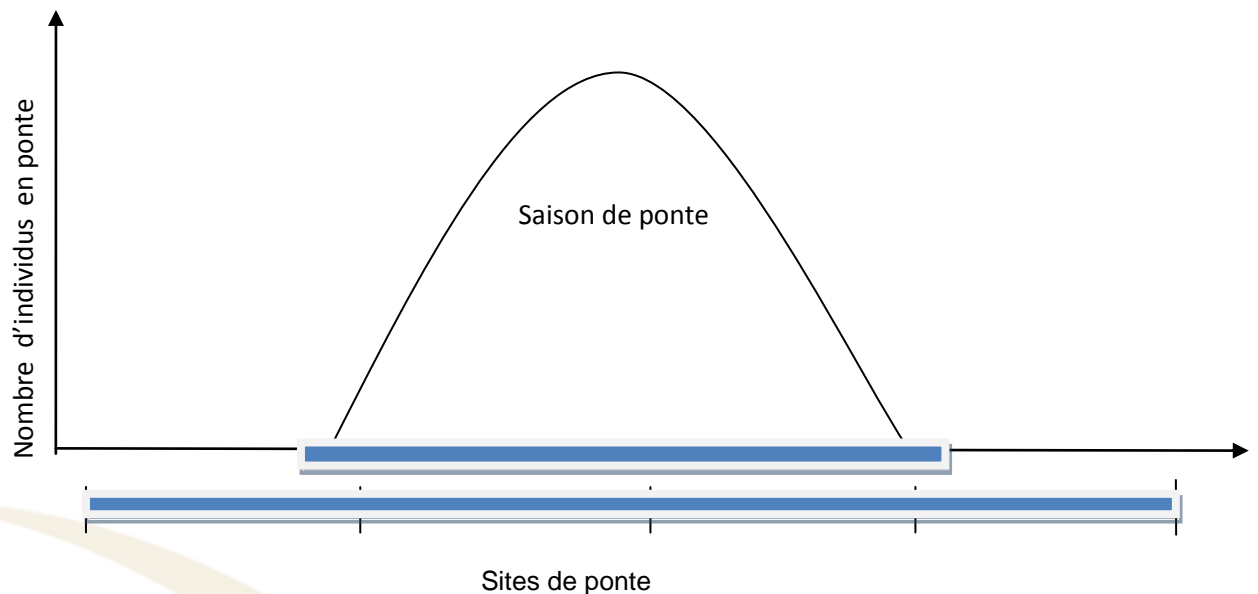
1-3-3. Echantillonnage systématique *

L'échantillonnage systématique (ou périodique) est généralement utilisé pour dénombrer des populations importantes nidifiant sur des plages fractionnées. Cette méthode est très utilisée lors des comptages de traces par survols aériens (Hopkins-Murphy et al., 2001 ; Benson et al., 2007), et occasionnellement pour les comptages au sol (Bjornal et al. 1999 ; Sims et al., 2008). La périodicité du comptage est le plus souvent basée sur les cycles tidaux qui effacent les traces précédentes (Hopkins-Murphy et al. 2001).



1-3-4. Echantillonnage complet *

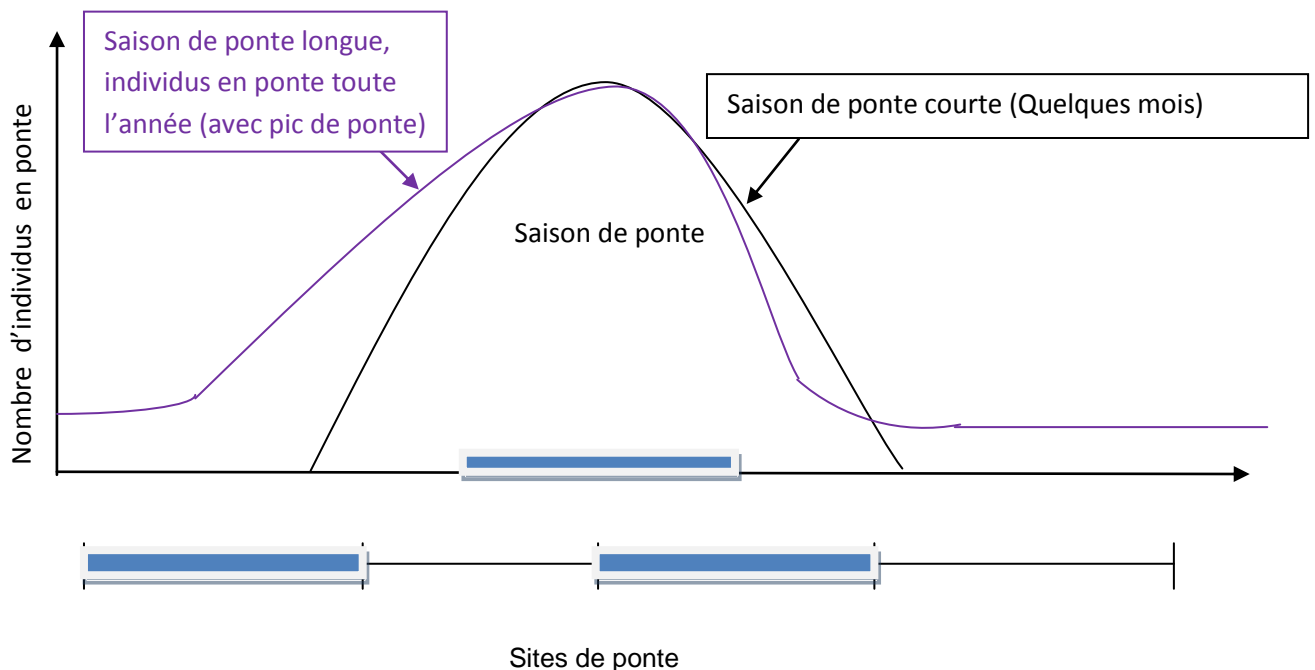
Un échantillonnage complet est en théorie réalisé sur l'ensemble des sites de ponte d'une région donnée et durant toute la saison de ponte (Whiterington et al., 2009). Ce type de méthode peut aussi inclure l'identification de toutes les femelles nidifiant, mais en pratique cet échantillonnage n'est effectué que sur des îles de petite taille (ne prenant pas en compte tous les sites de la population), pour des raisons financières et logistiques (Chaloupka et al., 2008a). Les échantillonnages complets sont très chers et parfois inutiles à l'obtention de données exploitables pour évaluer les tendances des populations (Jackson et al., 2008 ; Sims et al., 2008).



1-3-5. Echantillonnage par site/saison index **

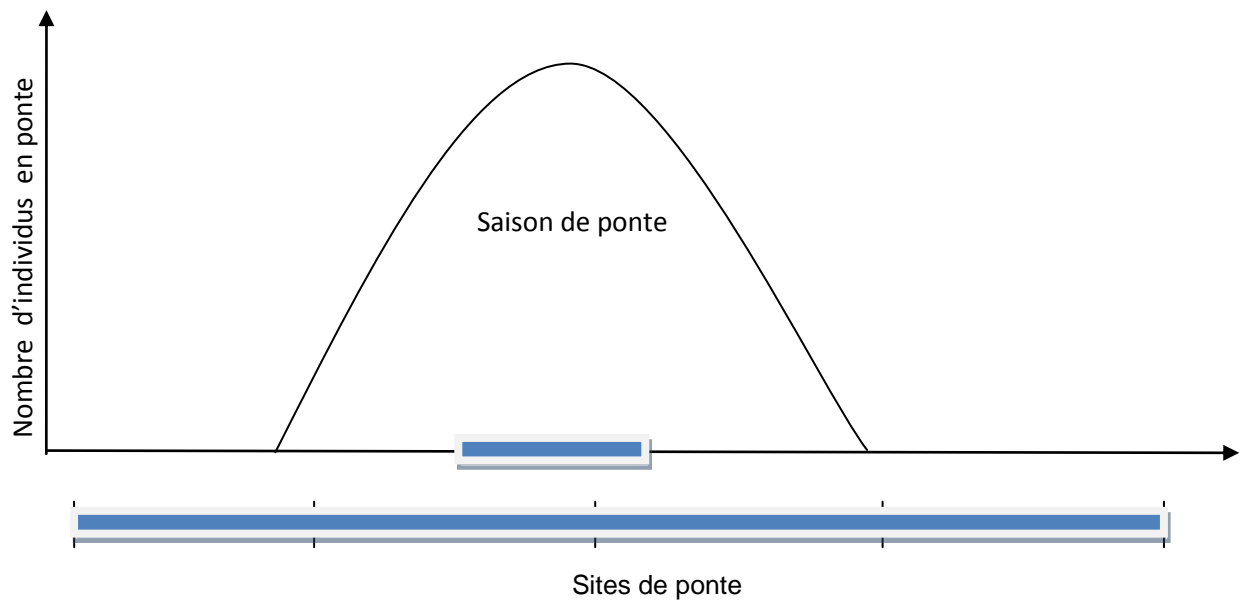
L'échantillonnage par site et saison index repose sur la définition de sites et périodes de ponte représentatifs pour une population donnée, et constants dans une série temporelle (McLahan et al., 2006 ; Beggs et al., 2007 ; Marcovaldi & Chaloupka, 2007 ; Whitherington et al., 2009). De nombreux facteurs interviennent dans la sélection des sites et saisons index, et ces derniers doivent le plus possible être représentatifs de la population dénombrée (ie site reconnu comme abritant une population importante d'individus nidifiant de la région, période de ponte index souvent sélectionnée en fonction du pic de ponte). Le principe de période de ponte index est essentiellement important pour les sites présentant une activité de ponte toute l'année (pour les sites présentant une période de ponte courte (quelques mois), toute la saison peut être échantillonnée, cf. graphique ci-dessous).

Ces choix sont cependant inévitablement biaisés par des problèmes logistiques et les données historiques de suivis disponibles. Les sites index pour une même population présentent toutefois beaucoup de diversité au niveau des types de lieux de pontes (force des vagues, développement humain), des latitudes et des densités de populations, ce qui pourrait avoir un effet tampon sur ces biais. Il est ainsi possible d'estimer l'abondance de la population et de déterminer les tendances temporelles et spatiales (Whiterington et al., 2009).



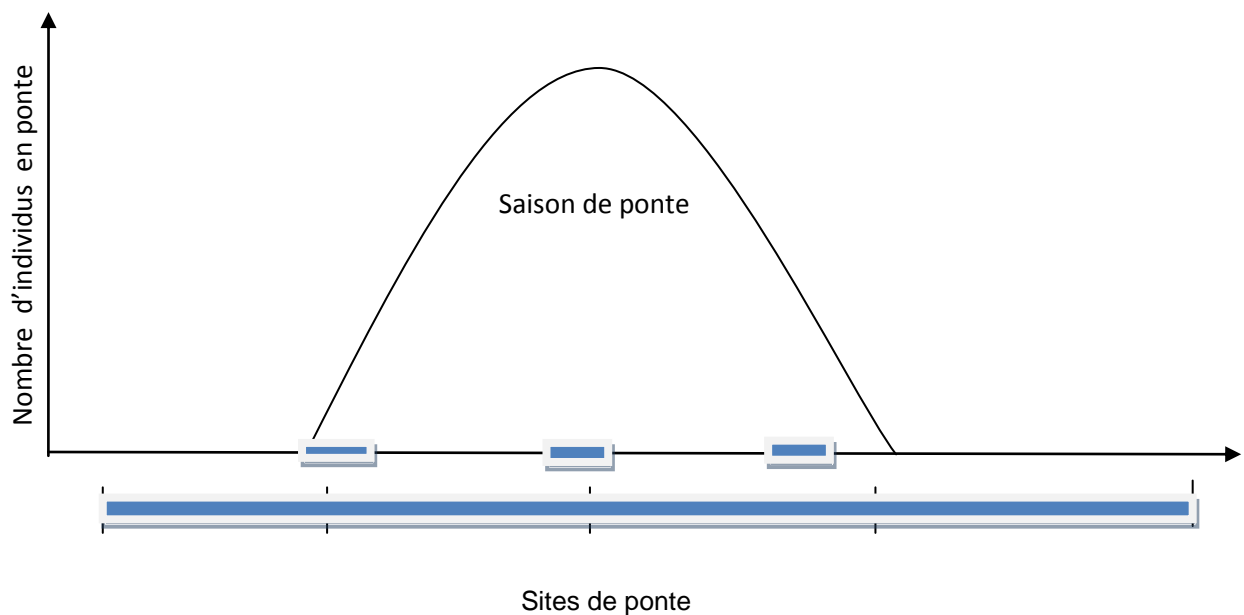
1-3-6. Echantillonnage sur de courtes périodes temporelles **

Cette stratégie, comparable à celle présentée en 1-3-5 mais sur de très courtes périodes temporelles, permet l'obtention de séries temporelles robustes sur le long terme, et facilement exploitables. Des suivis peuvent avoir lieu sur une courte période temporelle, de l'ordre de 10 ou 15 jours, au centre de la période de ponte (Jackson et al., 2008 ; Kerr et al., 1999 ; Sims et al., 2008). Cette stratégie consiste à patrouiller toutes les plages de la région en même temps sur une courte période. Il est souvent proposé dans ce cas le suivi des sites index, qui servent de référence. Ce choix est cependant délicat, car si la plage index n'est plus utilisée par les femelles en ponte cela pourra mener à une conclusion de diminution de la population, alors qu'il pourrait s'agir d'un déplacement (Girondot, 2009). Cette méthode est utilisable uniquement lorsque la saison et le pic de ponte sont précisément connus, le cas échéant les résultats obtenus ne sont pas exploitables.



1-3-7. Echantillonnage espacé dans le temps et reconstruction des données **

Cette stratégie consiste à effectuer des suivis espacés dans le temps au sein d'une même saison de ponte, et à procéder ensuite à une reconstruction des données manquantes (Girondot et al., 2006 ; Gratiot et al., 2006). Il s'agit de suivre un grand nombre de sites mais avec un faible effort d'échantillonnage. Les données manquantes sont extrapolées à l'aide de modèles tels que décrits en 1-4, qui nécessitent la connaissance de plusieurs paramètres relatifs à la saison de ponte.



1-4 Estimation d'abondance et modélisation

Les estimations faites à partir des comptages doivent être représentatives de la population totale. La représentativité n'est pas un problème pour les comptages totaux, mais la plupart des comptages sont effectués sur une ou des portions des sites de ponte d'une population donnée et couvrent donc rarement la totalité du site de ponte. Or, sur des zones de pontes voisines suivies par des projets différents, il est rare que les méthodes de comptage soient standardisées (Whiterington et al., 2009). Cependant, des études mutualisant des comptages de nids et de femelles en ponte obtenus par différents projets visent à estimer une abondance totale, basée sur des méthodes de comptages variées (Broderick et al., 2002).

La représentativité des comptages varie avec la détectabilité et la disponibilité des éléments dénombrés. Il faut aussi prendre en compte les erreurs systématiques, telle que la non identification d'un individu déjà marqué dû à la perte de bague.

1-4-1. Abondance des femelles

Pour les données issues de suivis de nuit, l'abondance des femelles en ponte est souvent modélisée grâce à une fonction de probabilité d'observation, telle que l'estimateur de Horvitz-Thomson (qui est un estimateur général pour une population totale). Les modèles incluent des covariables telles que l'heure de montée sur la plage, la durée de la ponte, le succès de ponte et l'intervalle inter-ponte, qui expliquent la probabilité de disponibilité d'une tortue en ponte en fonction de l'effort d'échantillonnage (Wetherall et al., 1998 ; Balazs & Chaloupka, 2006).

Les modèles de probabilité de perte de bague décrivent la probabilité de décompter des tortues déjà marquées comme nouveaux individus (Rivalan et al., 2005) et permettent de corriger les données de marquage-recapture. Bien que cette erreur d'identification puisse être corrigée par des modèles utilisant les taux de recapture des femelles en ponte, les avancées technologiques telle que les PIT tags ont permis une forte réduction de ces erreurs. Ces données corrigées de marquage recapture permettent d'obtenir des paramètres biologiques individuels (succès de ponte, nombre de ponte/saison, intervalle interponte, intervalle intersaison) nécessaires aux estimations issues d'autres données (cf. ci-après).

Au sein d'une même série temporelle de comptage, l'effort varie souvent du fait des difficultés occasionnelles rencontrées telles que la météo, le personnel et les équipements. Quand les comptages sont réalisés suivant un échantillonnage par index (site et saison standardisées cf 1-1-4-) et sur une échelle spatiotemporelle fine, les données manquantes sont estimées en utilisant la loi de Poisson ou des modèles binomiaux (Witherington et al., 2009).

1-4-2. Estimation du nombre total de pontes durant une saison

Le nombre de ponte observées par femelle (OCF : Observed Clutch Frequency) est obtenu en combinant les données de comptage de nids et un programme de marquage-recapture (qui permet d'obtenir le nombre de nids par individu). Cette valeur est souvent sous-estimée, car il est rare que la totalité des pontes soit observée durant une saison. De plus, la fidélité à la plage de ponte n'étant pas complète, un individu pondant sur une plage surveillée peut pondre dans une autre zone, non patrouillée. La valeur de l'OCF est alors corrigée, par un modèle prenant en compte les pontes non observées entre la première et la dernière observation de ponte. Cette correction est appelée ECF : Estimated Clutch Frequency (cf. Figure 1).

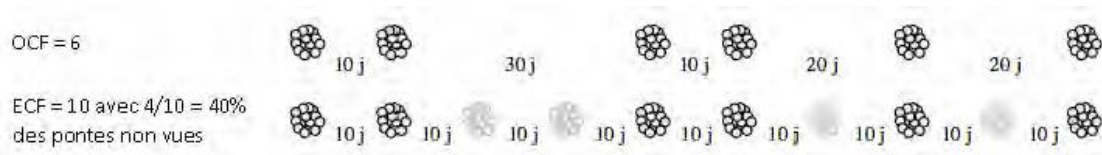


Figure 1 : Schéma représentant la correction de l'OCF par l'ECF

Cette méthode reste tout de même biaisée si des pontes ont eu lieu avant la première ponte observée, et après la dernière ponte observée. Il existe pour cela une autre correction, appelée le TCF : Total Clutch Frequency, qui est un estimateur de la vraie valeur du nombre de pontes (cf. Figure 2) (Girondot, 2009).

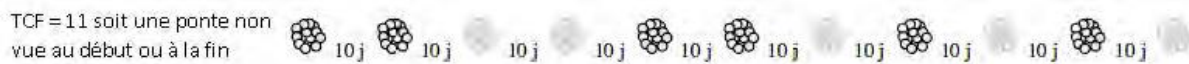


Figure 2 : Schéma représentant le TCF, estimateur de la vraie valeur du nombre de ponte

Différentes méthodes sont utilisées afin d'estimer au mieux l'ECF et le TCF, mais aucune n'est complètement satisfaisante à ce jour (Girondot, 2009 ; Russo, 2009).

1-4-3. Comptage de traces et modélisation de la saison de ponte

Le comptage de trace permet de suivre les évolutions de fréquentation des plages de ponte. Ces derniers sont représentatifs de l'évolution du nombre d'individus sous l'hypothèse d'un rapport nombre de traces/nombre de pontes (succès de ponte) constant ; ainsi qu'un nombre de ponte par individus par saison constant. Ces paramètres biologiques ne fluctuent pas sur le court terme, mais peuvent varier sur le long terme (à l'échelle d'une dizaine d'année) (Girondot et al., 2006).

Une fois ces paramètres connus, il est possible d'obtenir le nombre de nids en fonction du nombre de traces (rappelons ici que la détermination sur le terrain d'une ponte peut être très délicate, mieux vaut donc passer par cette extrapolation). De nombreux modèles tentent de représenter une saison de ponte en fonction de différents paramètres (cf. Figure 3).

Model	Nesting season	Fitting criteria	Error on parameters	Error on total no. of nests	Can generate negative value	Beginning and end of occurrence	Source
Linear interpolation and moving average	Local fitting	-	-	-	No	Must be fixed	Godley et al. (2001)
Lagrange interpolation	Local fitting	-	-	Jackknife	Yes	Must be fixed	Girondot & Fretey (1996), Girondot et al. (2002)
Generalized additive model	Local fitting	-	-	Yes	Yes	Most often must be fixed	Bjorndal et al. (1999), Troëng et al. (2004), Whiting et al. (2008), Witt et al. (2009)
Symmetric sinusoid	4 parameters	LS	No	Comparison with a table	No	Can be fixed	Gratiot et al. (2006)
Exponential	5 parameters	LS	Yes	Yes	No	Can be fixed	Malo (2002)
Truncated Gaussian	3 parameters	ML: Gaussian homoscedastic	Yes	Yes	No	Can be fixed	Jenni & Kéry (2003)
Product of 2 logistics	4 to 8 parameters	ML: Gaussian heteroscedastic	Yes for high-density beach	Yes	No	Can be fixed	Girondot et al. (2006)
Product of 2 logistics	4 to 8 parameters	ML: Poissonian	Bootstrap	Yes	No	Can be fixed	Godgenger et al. (2009)
Segments of sinusoids	4 to 7 parameters	ML: Negative binomial	Yes	Yes	No	Can be fixed	Present paper

Figure 3 : Comparaison des différents modèles utilisés pour représenter les saisons de ponte des tortues marines (LS : Least Squared, ML : Maximum Likelihood, - : not applicable) (Girondot, 2010).

Le dernier récemment publié est le modèle paramétrique de Girondot, 2010. Ce dernier permet la représentation de saison de pontes asymétriques (début de la saison de ponte et fin pouvant être de vitesses différentes), et permet une estimation fine de la saison (cf. Figure 4).

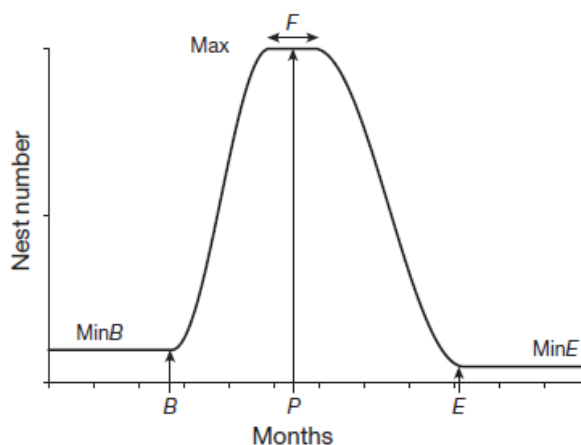


Figure 4 : Représentation graphique des variables utilisées pour la modélisation de la saison de ponte

Ce modèle requiert 7 paramètres (Girondot, 2010):

- P : pic de la saison de ponte
- F : nombre de jours autour de P pendant lesquels la courbent est aplatie
- B : début de la saison de ponte
- E : fin de la saison de ponte
- MinB : nombre moyens de nids/nuit avant le début de la saison de ponte
- Min E : nombre moyens de nid/nuit après la fin de la saison de ponte
- Max : nombre moyen de nid/nuit au pic de la saison de ponte.

Si ces paramètres sont connus, il est alors possible grâce au modèle de connaître l'allure de la saison de ponte entière, et donc le nombre total de nids pondus durant la saison (et par extrapolation le nombre d'individus nidifiant).

1-4-4. Estimation des tendances

Il n'existe pas de méthodologie précise pour déterminer les tendances des populations de tortues marines. L'analyse des tendances comprend l'analyse de données historiques sur le nombre de nids ou de femelles (Spotila et al., 2000), ainsi que la détermination de plusieurs paramètres (Girondot et al., 2007):

- *Zone de ponte* : la définition de la zone d'étude est primordiale. Les liens entre différents sites de ponte d'une même population sont parfois flous, il convient de définir au préalable une zone adéquate. Elle peut être fonction d'une espèce, de la localisation géographique (suivi d'un site isolé, ou suivi des sites de pontes d'un même pays/région), ou dépendre de la structure génétique de la population si cette dernière est connue.
- *Saisons de ponte* : la saison de ponte pour la zone étudiée doit être connue, par suivis intensifs ou par modélisation (cf. 1-4-3).
- *Nombre de nids par femelles et par saison* : Obtenu grâce aux programmes de marquage recapture et au dénombrement des nids/individus/traces. Si ce nombre varie, la méthode de calcul du nombre de femelles et du nombre de nids par extrapolation du nombre de traces varie de même. La variation de ce paramètre reflète un changement important des paramètres biologiques de la population étudiée.
- *Fidélité des femelles à la plage de ponte* : la zone d'étude doit être un site de ponte majeur des individus suivis. Les femelles sont généralement fidèles à un site de ponte pendant une même saison et ne pondent que rarement sur d'autres plages pour une seule ponte. Les individus observés une seule fois au cours d'une saison sont donc probablement des « visiteurs infidèles » (qui ne pondent pas sur ce site d'habitude), ou bien des nouvelles recrues (Hilterman & Goverse, 2007). La possible infidélité existant pour une autre saison souligne l'importance de programmes régionaux coordonnés (existence d'un réseau). Ce réseau permet d'exclure les « visiteurs infidèles » des comptages, et d'avoir connaissance d'une augmentation d'infidélité au site de ponte étudiée, voir d'un déplacement progressif de la population en ponte vers un autre site. Cela évite des conclusions trop hâtives de diminution de la population nidifiant, alors que cette dernière s'est déplacée.
- *Intervalle de ponte interannuel et taux de survie* : il est communément admis que la plupart des espèces de tortues marines ne nidifient pas tous les ans. Ce trait de vie reproductif complique les analyses sur les fluctuations démographiques (Hays, 2000). De plus, le taux de survie des femelles en dehors de la période de ponte peut biaiser les estimations d'intervalle de ponte interannuel. Une nouvelle approche analytique des données par Capture Marquage Recapture a récemment été développée afin de décrire plus précisément le comportement de ponte interannuel (Girondot et al., 2007). Une augmentation de cet intervalle de ponte pourrait entre autre refléter une diminution de l'effort reproductif de la population.
- *Succès d'éclosion et sexe-ratio* : les tendances des populations de tortues marine doivent aussi tenir compte du recrutement (ie ensemble des processus qui se déroulent entre la période de reproduction des adultes et l'arrivée de leurs juvéniles (recrues) au stade d'adultes reproducteurs). Il est donc important d'avoir une idée du succès d'éclosion (nombre d'œuf dans un nid qui produisent juvéniles viables qui vont atteindre la mer). La connaissance

d'une année présentant un recrutement particulièrement pauvre à une échelle régionale (faible nombre de nid, faible succès d'éclosion, fort taux de prédatons, fort courants océaniques, forte pression de braconnage,...etc...) pourrait expliquer une baisse de fréquentation de la plage de ponte à l'année n+20-25. Toutes les espèces de tortues marines présentent une différenciation sexuelle en fonction de la température. La température pivot (correspondant à la formation 50% de males et 50 % de femelles) de ces dernières n'est pas connue pour tous les sites de pontes (Chevalier et al., 1999). Cependant, dans un contexte de changement global il est important de surveiller les températures d'incubations ; des températures trop élevées entraineraient un déséquilibre males –femelles pouvant aboutir à une décroissance de la population.

Au regard de l'évolution de tous ces paramètres et du suivis de fréquentation des plages, il est possible de dégager des tendances potentielles sur l'évolution d'une population.

2- Comptages en mer

Les techniques de récolte de données permettant d'évaluer l'abondance et d'autres caractéristiques démographiques des tortues marines en mer sont très variées, de façon similaire aux méthodes de comptage à terre. De même que les auteurs analysant des données de comptages au sol, les auteurs travaillant sur des données de comptages en mer ne fournissent pas souvent de justifications détaillées pour l'utilisation de telle ou telle technique, mais décrivent ces dernières comme étant les plus appropriées dans leur contexte d'étude. Les conditions d'étude varient avec le comportement des individus (spécifique à chaque espèce et à une classe d'âge donnée), la profondeur et la clarté des eaux, les courants et l'état de la mer, l'accessibilité des sites, la disponibilité du personnel naviguant et des équipements, ainsi que des ressources financières.

Les objectifs d'étude des données démographiques sur les tortues en mer vont influencer le lieu, l'échelle de temps et la nature des données récoltées. Quelques projets individuels ont pour objectif de récolter des informations démographiques sur toute une population, mais la plupart se concentrent sur un groupe de tortues. D'autres projets de recherche récoltent des informations démographiques sur les tortues observées ou capturées accidentellement. Dans ce cas, la localisation, l'échelle de temps et la nature des données sont déterminées par les opérations qui vont permettre ou non un accès à des données de pêche et d'observation.

On distinguera dans cette partie les notions d'abondance relative et absolue. L'abondance absolue correspond au nombre total d'individu présent dans une zone donnée. L'abondance relative ne correspond pas au nombre total d'individus présents dans la zone, mais peut permettre d'effectuer des comparaisons avec d'autres abondances relatives et donc d'en tirer des estimations de tendance (sous réserve que les biais d'observation soient constants). Par exemple, lors d'un survol, les individus situés à une profondeur trop importante, ou simplement non vus par l'observateur, ne seront pas dénombrés. Les observations donneront donc une abondance relative des individus présents, à partir de laquelle pourra être estimée l'abondance absolue si les biais d'observation et de disponibilité des individus sont connus.

2-1 Les éléments dénombrés

2-1-1. Individus capturés à des fins d'usage

Les tortues prélevées (intentionnellement) sont communément dénombrées et exploitées dans des rapports décrivant l'amplitude des menaces et facteurs de mortalité. Des données récoltées auprès des populations locales peuvent aussi permettre de connaître l'importance des chasses historiques (Witzel, 1994). Il est important de dénombrer les tortues achetées, vendues ou transportées. Les parties de tortues sont aussi notées (carapace, cuir, viande).

2-1-2. Individus capturés accidentellement ou intentionnellement à des fins de recherche

Les tortues capturées sont classées en deux catégories : celles capturées dans le cadre de l'échantillonnage d'une zone, et celles capturées accidentellement. Les captures permettent de marquer les individus relâchés et d'obtenir des informations complémentaires en plus du comptage. Ces informations permettent de classer les individus capturés en catégories comme la taille, le sexe et l'origine génétique (prélèvement d'échantillons génétique lors de la capture, cf. 2-5-2).

La méthode de Capture-Marquage-Recapture des tortues facilite les estimations d'abondance et de survie ; cela permet aussi la réalisation d'autres études sur le comportement et la physiologie des tortues (Bjornal et al., 2003, 2005).

2-1-3. Individus échoués

Les tortues échouées sont définies comme des individus ayant atteint la terre pour cause de maladie, de blessure ou de mort, et dont la présence a été signalée suite à des observations opportunistes ou par des observateurs entraînés. Ces données sont communément utilisées pour les estimations qualitatives d'abondance (par exemple détection de la périodicité d'événements mortels (Crowder et al., 1995)). Ces données sont souvent présentées comme une fonction combinée d'une abondance relative et d'une mortalité relative (aussi appelée morbidité). Comparées à des données de tortues nidifiant dans une même zone d'étude, les dénombrements de tortues échouées sont utilisés afin d'estimer un taux de mortalité. Les tortues étant des animaux migrateurs, ces estimations sont très délicates (Epperly et al., 1996). En plus des effets additionnels de l'abondance et de la mortalité, les échouages sont influencés par les facteurs océanographiques physiques comme les vents, les courants et la température (Epperly et al., 1996 ; Hart et al., 2006). Les tendances des échouages varient de plus en fonction des observateurs et de l'effort déployé (Tomas et al., 2008) ; il faut donc être extrêmement prudent lors d'analyses de ce type de données.

Les observations d'individus échoués peuvent permettre l'identification de la cause de mortalité (visible physiquement, ou pratique d'une autopsie lorsque c'est possible). Il est ainsi possible d'obtenir un suivi de l'évolution des causes de mortalité (tous les individus échoués n'étant que très rarement recensés et observés, ces résultats doivent être utilisés avec beaucoup de précaution).

Les observations de tortues marines échouées représentent enfin des opportunités de récoltes d'échantillons génétiques (cf. 2-5-2).

2-1-4. Individus observés in situ

Les tortues observées sont comptées sous l'eau (Leon & Diez, 1999), depuis des bateaux, la terre ou par avion et elles incluent les tortues comptées à la surface et en dessous, et peuvent être associées à des informations environnementales variées. Ces observations sont caractérisées par un taux de rencontre par unité d'effort a priori plus important que lors des comptages par captures, car elles reposent sur une simple observation et non une capture. Elles ne permettent cependant pas de relever autant d'informations. Occasionnellement, des captures opportunistes sont effectuées durant des campagnes de comptage par observations (Bresette et al., 2010).

2-2 Les méthodes de comptages

2-2-1. Données historiques

Il est possible d'estimer l'abondance des tortues marines à partir d'interviews (Epperly et al., 1995a, Meylan 1999), de comptages historiques (Witzel, 1994 ; Jackson et al., 2001), et de données archéologiques (McClenahan et al., 2006 ; Allen, 2007). Seul ce dernier type de données permet d'estimer l'abondance historique des tortues marines.

2-2-2. Les captures

Les méthodes de capture varient en termes d'effort déployé (mesurable ou pas) et de ciblage spécifique des tortues marines. Lors de captures réalisées par des filets maillants ou des chaluts (Ehrhart & Ogren, 1999), les tortues marines sont spécifiquement ciblées et l'effort de pêche se mesure par le temps d'immersion du filet, le temps de remontée du filet et la taille du filet. Pour d'autres méthodes de captures telles que la capture à la main (Limpus & Reed, 1985a, Bjordnal et al., 2005 ; Bresette et al., 2010), à l'épuisette (Whiterington, 2002) et au filet cylindrique (Beavers &

Cassano, 1996 ; James & Mrosovsky, 2004) ; les tortues sont aussi ciblées mais avec des mesures d'effort variable.

Pour les captures accidentelles de tortues, l'effort de pêche peut être précis ou incertain. En ce qui concerne les captures par les bateaux de pêche, qui incluent la pêche aux filets maillants, aux chaluts, à la seine, à la palangre et à la ligne- l'effort de pêche peut être déterminé plus ou moins précisément en fonction des collaborations existantes entre les pêcheurs et les scientifiques. Des relations de confiance peuvent parfois permettre une mesure très précise de l'effort déployé dans la zone, permettant d'estimer des tendances de populations (Epperly et al., 2007). Pour les cas d'aspirations accidentelles dans les tuyaux des usines nucléaires, l'effort est mesuré en terme de flux d'eau de mer, qui reste constant excepté lors d'évènements exceptionnels (Bresette et al., 1998).

Comparés aux campagnes aériennes, les estimations par CPUE reposent sur des échantillonnages « discrets » (couverture d'une petite zone, pas d'échantillonnage homogène), mais permettent l'identification d'espèce, la détermination du sexe, de la taille et le prélèvement d'échantillons génétiques.

2-2-3. Les campagnes d'observations

- La méthode en transects

Les campagnes d'observations aériennes, navales (Bresette et al., 2010) et sous marines (Makowski et al., 2005) sont réalisées en suivant des transects et diffèrent selon deux paramètres importants : leur étendue géographique et les informations associées connues, qui permettent l'extrapolation des observations en estimations de densité et d'abondance.

La majorité des campagnes suit un échantillonnage en ligne (transect), soit en line-transect, soit en strip-transect pour estimer les densités et abondances relatives. Depuis les premiers survols en ULM, la plupart des campagnes à grande échelle utilisent la méthode des transects linéaires, qui était déjà utilisée pour les estimations de population de mammifères marins (Buckland et al., 1993, 2004).

La méthode du strip transect consiste à définir des bandes d'une certaine largeur, et de dénombrer tous les individus présents à l'intérieur de cette bande. Les densités sont ensuite extrapolées aux zones non couvertes afin d'obtenir une estimation de la population. Cette estimation est basée sur l'hypothèse forte que tous les individus à l'intérieur de la bande sont détectés. Il est tout même possible d'ajuster les estimations si la proportion d'individus manqués est connue, mais la probabilité de détection ne diminue pas en allant vers les extrémités des bandes, elle est constante. Les observations faites en dehors des bandes ne sont pas prises en compte dans les analyses.

La méthode du line-transect est très proche du strip-transect, mais la probabilité de détection diminue avec la distance à la ligne du transect, elle utilise donc une fonction de détection pour estimer la densité. Comme pour la méthode du strip transect, il est possible d'utiliser un coefficient de proportionnalité pour estimer les individus manqués sur la ligne. La méthode du line transect requiert donc les éléments suivants (Buckland et al., 2001):

- un grand nombre de transects sur la zone d'étude (choisis aléatoirement), indépendants de la distribution de la population suivie ;
- Tous les individus situés sur la ligne et disponibles sont détectés (ou utilisation d'un coefficient de correction) ;
- Le mouvement des individus est lent comparé au mouvement de l'observateur ;
- Les distances entre les individus observés et la ligne de transect doivent être mesurées avec précision.

- Dénombrement, identification et détectabilité des individus

Les survols aériens permettent d'avoir des données sur une étendue géographique très vaste, mais en contrepartie la détectabilité des individus est faible et les erreurs d'identification d'espèces fréquentes (de façon encore plus importante lorsque les survols sont calibrés (vitesse et attitude) à la base pour les mammifères marins et non les tortues marines (Marsh & Sinclair, 1989)).

Les difficultés de détection des tortues marines sont les mêmes que pour les petits mammifères marins et incluent l'éblouissement, l'état de la mer, le champ de vue, les compétences des observateurs et les similarités visuelles. L'identification des espèces de tortues marines à distance est extrêmement difficile, même pour des observateurs très expérimentés et entraînés (Marsh & Saalfeld, 1989 ; Henwood & Epperly, 1999). Les tortues dont la carapace est de taille inférieure à 60 cm sont très difficiles à observer depuis des avions (même à attitude et vitesse très faibles) ; les individus à partir de 25-30 cm peuvent être identifiés correctement depuis des avions. L'élaboration du plan de vol pour l'évaluation des populations de tortues marines est complexe, et les survols sont très chers. De plus, les estimations de densité ou d'abondance absolues posent des problèmes de validation statistique importants (Burnham et al., 1985 ; Gerrodette, 2000).

Certaines campagnes sont réalisées conjointement avec des mesures du temps passé par les tortues marines en surface, de telle façon qu'une fonction de disponibilité de l'individu peut être utilisée pour estimer les abondances et densités absolues (Mansfield, 2006). Quand le comportement de surface est connu, un facteur de correction est utilisé afin de prendre en compte les individus non disponibles. Toutefois, le comportement de plongée des tortues marines varie avec la taille, l'espèce, la température et la nature de l'activité, ce qui rend la détermination du facteur de correction très incertaine (Lutcavage & Lutz, 1997 ; Hays et al., 2000). Si plusieurs espèces sont présentes dans une même zone, l'utilisation d'un seul indice de correction pour les individus submergés non détectés serait fortement biaisée.

- Développement de nouvelles technologies

De nouvelles techniques, utilisées dans des cas d'études différents, seraient potentiellement applicables aux tortues marines. Certaines d'entre elles pourraient permettre d'augmenter la proportion de tortues disponibles et de réduire le biais de détection.

Les échosondeurs par exemple permettent la détection et la visualisation des poissons individuels au sein d'un banc. Avec certains systèmes, la résolution du signal est assez forte pour permettre d'estimer les tailles de poissons en décimètre, à environ 90 m du bateau équipé (Lutcavage et al., unpublished data).

La vidéo haute résolution et la photographie, couplées avec des capteurs de position et d'altitude qui permettent un géoréférencement de l'image, sont de nouvelles approches qui pourraient être utilisées dans le cadre des survols aériens. Ces techniques d'imageries permettent d'enregistrer les informations et de réaliser les estimations a posteriori, ouvrant un espoir de réduction des biais liés à la détectabilité des individus voire à la fatigue des observateurs lors des longs survols. Les images pourraient être combinées avec des logiciels de détection spécifiques qui pourraient dénombrer et identifier des espèces différentes, voire améliorer l'estimation de la taille des individus.

Cependant, à l'heure actuelle, ces technologies sont encore en développement car de nombreuses contraintes sont à prendre en considération : stratégie de navigation à adapter aux contraintes de lumière et d'état de la mer, calibrage des appareils photos et vidéos pour limiter les reflets liés à l'état de la mer, optimisation de la netteté des images dans l'ensemble de la zone couverte par l'imagerie, capacité de stockage et de traitement des données brutes considérable car les fichiers images ou vidéos générés sont de taille très importante.

Enfin, la potentielle mise sur le marché de drones équipés de système d'imagerie permettrait de réduire les dépendances temporelles des études liées à la météo, à la disponibilité des observateurs et d'éliminer le risque humain (Jones, 2003 ; Lee, 2004).

2-2-4. Marquage-Recapture

Cf. 1-2-5.

2-2-5. Photo identification

Cf. 1-2-6.

2-3 Stratégie d'échantillonnage

2-3-1. Echantillonnage unique

L'échantillonnage unique est utilisé pour détecter la présence ou l'absence d'individus ainsi que pour évaluer approximativement la densité des tortues marines dans une zone donnée. Cette méthode est souvent utilisée dans les zones où il y a potentiellement des dangers provenant des activités humaines telles que le dragage d'un canal ou les explosions sous marines (National Marine Fisheries Service, 1991 ; Clarke & Norman, 2005). Ces comptages sont généralement utilisés pour obtenir une approximation de l'abondance à une période donnée sur un lieu donné, mais les tendances spatio-temporelles connues sont parfois utilisées afin d'extrapoler les résultats à une échelle plus large.

2-3-2. Echantillonnage de réaction

Cette méthode est utilisée lorsque des événements exceptionnels sont susceptibles d'impacter les populations. Cela représente par exemple un échantillonnage après un épisode de grand froid (Whiterington & Ehrhart, 1989) ou après des échouages massifs (Limpus & Reed, 1985b ; Hart et al., 2006 ; Chaloupka et al., 2008b). Les deux caractéristiques de ces échantillonnages sont un effort très variable en fonction de l'incident survenu et des causes potentielles de mortalité, ainsi que la ponctualité de ces derniers. Les éléments à échantillonner dépendent de la nature et de l'intensité de l'incident, les informations récoltées devant permettre d'en estimer les conséquences immédiates pour la population.

2-3-3. Echantillonnage opportuniste

Ce type d'échantillonnage est utilisé dans beaucoup de projets de recherche pour lesquels l'effort est connu et les sites à étudier sont prédéterminés, mais les périodes d'échantillonnage sont dictées par la météo ou d'autres événements aléatoires. Par exemple, la récolte de données par observations volontaires correspond à un échantillonnage opportuniste : les scientifiques interrogent les capitaines de bateaux, les plongeurs et les pêcheurs récréatifs afin d'obtenir des informations sur les observations de tortues marines (Epperly et al., 1995b). L'utilisation des données récoltées par cette méthode est majoritairement quantitative. Des données récoltées périodiquement auprès d'un club de plongée se rendant dans une même zone permettront par exemple de déterminer à long terme le nombre moyen d'individus présents dans la zone, ainsi que son évolution.

Ces efforts d'échantillonnage doivent quand même être programmés dans un cadre temporel théorique, périodique ou saisonnier (Limpus & Reed, 1985b).

2-3-4. Echantillonnage aléatoire stratifié

L'échantillonnage aléatoire est fréquemment utilisé de façon stratifiée, ce qui signifie que différentes zones géographiques (appelées grid cells) sont échantillonnées de façon indépendante. L'échantillonnage aléatoire stratifié a par exemple été utilisé lors d'échantillonnages sous marins par des chalutiers (Maier et al., 2004). L'échantillonnage des captures accidentelles de tortues par les observateurs embarqués suit aussi un échantillonnage aléatoire stratifié, de par le timing et les lieux de pêche, avec des bateaux sélectionnés aléatoirement pour chaque strate. Les strates ne correspondent pas aux probabilités de captures accessoires (« bycatch ») les plus élevées (Murray, 2008, 2009) et dépendent des périodes et sites choisis par les bateaux.

2-3-5. Echantillonnage par site index

Beaucoup d'échantillonnages de tortues en mer ont lieu dans des zones index standards, avec une programmation périodique ou aléatoire. De nombreux exemples de ces dénombrements par site index ont été discutés par le Turtle Expert Working Group (2009). Les sites index sont souvent choisis pour leur fort taux de capture par les bateaux de pêche ou un fort taux d'observation. Les échantillonnages sont souvent répétés de façon saisonnière, mais cela varie en fonction des projets. Le choix des sites index est inévitablement biaisé par les problèmes logistiques et les premières données disponibles (tendance à rester sur le site pour lequel on a les données les plus anciennes). La programmation saisonnière est souvent reportée à cause de la météo ou d'événements exceptionnels. Un des rares exemples d'échantillonnage continu sur un site index se situe en Floride, où les tortues sont aspirées par les tuyaux d'une station nucléaire continuellement opérationnelle (et rattrapées par des systèmes de filets/plongeurs puis relâchées) (Bresette et al., 1998). Bien que des études sur les échouages de tortues sur des sites index aient déjà été proposées (Shaver & Teas, 1999), cette méthode n'est que très peu utilisée dans le monde aujourd'hui.

2-4 Estimation d'abondance et modélisation

2-4-1. A partir de données d'observation

Les données relatives aux observations de tortues sont utilisées le plus souvent afin d'estimer des abondances et densités relatives, en utilisant les méthodes des Indices Ponctuels d'Abondance (IPA), des strip-transects (Marsh & Saalfeld, 1989) et plus globalement des line-transects (Epperly et al., 1995b ; Beavers & Ramsey, 1998) ; avec pour chacune d'entre elles des assumptions sur la détectabilité et la disponibilité (Buckland et al., 1993). Ces méthodes reposent sur l'hypothèse d'une proportionnalité constante entre les périodes d'observations (probabilité de détection constante), mais il n'est pas possible de vérifier cette hypothèse.

Le meilleur exemple d'estimation d'abondance relative basée sur des observations en transect est l'utilisation des méthodes de distances (Buckland et al., 2001, Eguchi & Gerodette, 2009), où les observateurs mesurent les distances entre chaque individu observé. Il est possible avec cette méthode de modéliser la détectabilité des individus et leur densité, en utilisant les distances observées et les comptages. Le modèle repose sur une hypothèse forte de détectabilité parfaite sur la ligne du transect, ou au sein d'une bande de largeur définie qui comprend une proportion importante des animaux observés (strip-transect). De nombreuses approches du strip-transect et du line-transect ont été menées durant ces 20 dernières années. Les assumptions du line-transect versus strip transect déterminent les protocoles de survol et les plans d'échantillonnage ; plusieurs études concluent que le line-transect est plus approprié pour le comptage des tortues marines, car les hypothèses de détectabilité sont moins fortes (la probabilité de détection de l'individu diminue en fonction de la distance d'observation par rapport à la ligne de transect), et toutes les observations sont utilisées dans l'analyse (cf. 2-2-3) (Burnham et al., 1985 ; Marsh & Sinclair, 1989).

2-4-2. A partir de données de capture

Les Captures par Unités d'Effort (CPUE) permettent de mesurer une abondance relative et peuvent être établies avec différentes méthodes : captures intentionnelles pour consommation et vente ; captures intentionnelles pour la recherche et captures accidentelles (bycatch). Cependant, la relation entre CPUE et densité n'est pas toujours linéaire (Hilborn & Walter, 1992). Des études sur les pêcheries ont montré que la relation n'est pas linéaire dans les cas où les tortues sont capturées dans le cadre de projets de recherche individuels, où les captures ont majoritairement lieu dans des zones restreintes où les animaux sont concentrés de manière importante. Les biais liés à l'échantillonnage, les méthodes non homogènes entre différents projets, et les taux de captures faibles ou variables rendent délicate la justification de l'utilisation des CPUE comme index quantitatif de l'abondance.

Seuls des programmes coordonnés à une échelle régionale et standardisés peuvent permettre des estimations de densités. Les saisons d'échantillonnage, les engins de capture et toute méthode pouvant affecter l'efficacité de capture doivent être standardisés. L'échantillonnage par site index peut aussi permettre d'évaluer des tendances de population annuelles. Le potentiel d'estimation d'abondance par CPUE repose sur des multi-projets de captures, avec une méta-analyse à l'échelle régionale.

Les estimations d'abondance par Capture-Marquage-Recapture (CMR) sont possibles partout où les tortues sont capturées quelle que soit la méthode et indépendamment de l'effort de capture, du moment que le taux de recapture est assez élevé (Le Gall et al., 1986 ; Chaloupka & Limpus, 2001). La méthode CMR comprend la marquage par baguage, Pit Tag, et peut aussi inclure du marquage visuel (par exemple la peinture) sur une courte échelle de temps et la photoidentification (cf. 1-2-6), qui ne nécessitent pas de recapture physique. En plus des estimations d'abondance, la méthode du CMR permet d'obtenir des informations sur les structures démographiques de la population et du taux de survie. Les différents modèles de CMR, présentant des critères variables en fonction des informations souhaitées sont présentés par Pine et al., (2003).

Comme pour la méthode par CPUE, le CMR est beaucoup plus efficace pour estimer des abondances de population s'il existe de multiples sites de captures où les tortues sont marquées. La méthode CMR, coordonnée au sein d'un réseau entre les différents sites de capture, dont les plages de ponte, permet d'obtenir les jeux de données les plus précis pour l'estimation d'abondance des tortues marines et pour la mesure de nombreux paramètres démographiques (Chaloupka & Limpus, 2001 ; Bjordal et al., 2005). Plus les connections entre les différents sites de captures sont importants, plus les paramètres pouvant être évalués sont nombreux, tels que le sexe, l'identité génétique, la condition physiologique, les zones d'alimentation, les trajets migratoires...etc...

Il est bien sûr important de tenir compte des effets négatifs du marquage des individus, tels que décrits au 1-2-5, et de ne marquer les tortues que dans le cadre de programmes précisément établis pour des objectifs clairement définis.

2-5 Méthodes intégratives

L'étude de données spatiales et temporelles relatives au déplacement des tortues marines est nécessaire afin de comprendre et d'interpréter les données d'abondance obtenues par survol aérien ou par campagnes en mer.

Dans de nombreux cas, les survols aériens servent à étudier plusieurs espèces qui ont un comportement respiratoire de surface (Marsh & Sinclair, 1989 ; Palka, 2000), mais leur distribution et leur modèle de dispersion ne sont pas toujours similaires. Cela est particulièrement visible sur les aires d'alimentation en raison de la variabilité des espèces ciblées par les différentes catégories d'animaux étudiées. Ainsi, un survol « mammifère marin » pourra se concentrer sur les zones

préférentielles d'alimentation des mammifères marins, mais ne permettra pas une représentativité de la population de tortues marines, ces dernières étant concentrées sur des zones différentes.

Les différences entre les abondances réelles des espèces et les abondances obtenues par survols aériens ne sont pas connues, mais les survols utilisant les connaissances sur le comportement de plongée, le déplacement des individus et les données environnementales (ex. aires d'alimentation, courants, etc...) permettent des estimations plus fines.

2-5-1. Suivis par télémétrie (satellite et acoustique)

Le suivi des déplacements par télémétrie peut aider à l'interprétation des abondances de surface (identification des aires d'alimentation préférentielles, des trajets migratoires...etc..) et à établir des liens avec d'autres zones d'étude (Blumenthal et al., 2006).

Cependant, la pose d'émetteur sur les tortues marines perturbe leur déplacement (Fossette et al., 2007). Ceci est d'autant plus vrai chez les tortues luths chez lesquelles le système du harnais peut même être létal (Salinas et al., 2009 ; Troëng et al., 2006). Encore une fois, ce type d'études nécessitent de grandes précautions et ne devraient pas être conduites à grande échelle sur une population. Mais alors, si peu d'individus sont équipés, les informations deviennent anecdotiques et sans généralisation possible (Girondot, 2009). On notera que gagner de l'information en analysant indépendamment les différentes localisations d'un même individu indépendamment (Fossette et al., 2007) n'est pas correct d'un point de vue statistique.

Des études intégratives utilisant des technologies différentes ont récemment été menées sur des grands pélagiques et des requins (Nielsen et al., 2009). La compilation de données satellites avec des données d'orientation magnétique (Wilson et al., 2008), de capteurs buccaux (Hochscheid et al., 2005 ; Myers & Hays, 2006 ; Fossette et al., 2008), des capteurs de températures stomacales (Southwood & Kirby, 2008) permettent de localiser les lieux d'alimentation préférentiels, de transit, de refuge et de reproduction. Il est aussi possible de suivre certains comportements en détail par des systèmes vidéos accrochés à l'animal (Heithaus et al., 2002 ; Reina et al., 2005 ; Seminoff et al., 2006 ; Arthur et al., 2007).

La mise en place de capteurs acoustiques sous-marins à grande échelle, tel que le Ocean Tracking Network (O'Dor & Stokesbury, 2009), permet d'obtenir des informations sur les déplacements des tortues marines entre différents pays, au-delà des frontières.

2-5-2. Génétique des populations

La génétique représente aujourd'hui un outil important pour améliorer la compréhension des échanges entre individus à grande échelle, et isoler ainsi les différentes populations ou sous populations pouvant faire l'objet d'une gestion différenciée et adaptée.

Les analyses génétiques réalisées grâce aux échantillons prélevés sur des individus échoués ou capturés permettent d'améliorer les connaissances liées au déplacement migratoire des tortues marines et à leur capacité de résilience (liée à la diversité génétique).

En étudiant la structure génétique de «populations» nidifiant dans des zones distinctes et géographiquement éloignées (ex. en Australie et en Nouvelle-Calédonie), il est possible de déterminer s'il existe des échanges géniques entre populations. De telles études nécessitent une collaboration étroite avec les territoires concernés. Dans le cas où de tels échanges existent, cela implique que les individus étudiés se déplacent à grande échelle et que ces échanges permettent un brassage génétique important de la population, la rendant plus résiliente face aux pressions exercées. Dans le cas où la population étudiée est génétiquement isolée, son statut est plus vulnérable.

La génétique des populations permet aussi de déterminer si les individus dénombrés lors de campagnes d'observation sont génétiquement liés ou non. Une étude menée par Bowen et al. (2005) montre par exemple que la structure génétique des populations de tortues marines en fonction des habitats étudiés se renforce au fur et à mesure du cycle de vie (cf. Figure 5). Les analyses effectuées sur l'ADN mitochondrial (strictement transmis par la mère) indiquent en effet une structure de la population de plus en plus marquée entre le stade juvénile, subadulte et adulte. Au stade juvénile, les tortues provenant des différents sites de pontes sont mélangées et il n'est pas possible d'établir une structure génétique de population sur l'habitat étudié. Au stade subadulte, les individus rejoignent les habitats néritiques aux environs de leurs sites de ponte, induisant une structure de population faible mais significative. Enfin, au stade adulte les femelles pratiquent le « homing » et sont fidèles au site où elles sont nées, induisant une très forte structure des populations.

Cet exemple ne tient pas compte de la diversité génétique qui a pu être introduite par le père lors de la reproduction, l'ADNmt étant transmis par la mère uniquement.

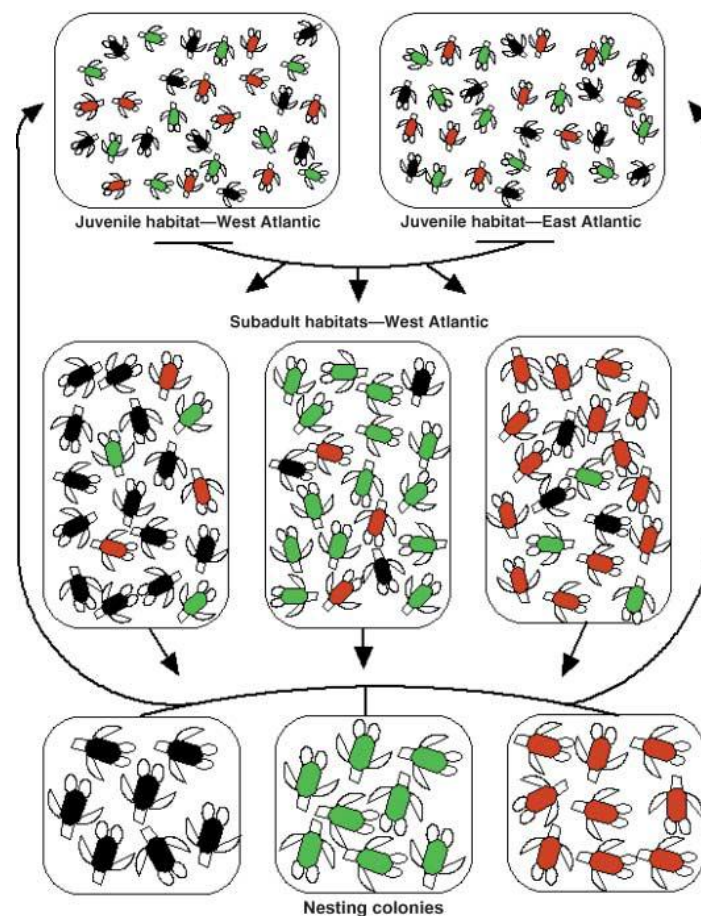


Figure 5 : Modèle de structure de la population de *C. caretta* en Atlantique Nord, en utilisant 3 sites de pontes hypothétiques (rouge, vert et noir) (Bowen et al., 2005).

Cette exemple montre que dans ce cas précis, les individus subadultes étudiés sur une zone maritime proviennent en majorité du même site de ponte ou d'un groupe de sites présents dans ladite zone.

2-5-3. Données environnementales générales

Les informations océaniques et climatiques (présence et force d'El Nino, dépressions tropicales,...etc...) représentent des indices supplémentaires à la compréhension des données de déplacement des tortues marines (Saba et al., 2008 ; Mansfield et al., 2009).

3- Conclusions et recommandations

3-1 Evaluer les tendances de populations sur les plages de pontes

Le choix des méthodes d'estimation d'abondance des femelles sexuellement matures sur les plages de ponte est très fortement corrélé aux moyens logistiques, humains, aux opportunités qui se présentent, aux réseaux préexistants et aux jeux de données historiques disponibles.

Les campagnes de marquage sur les plages de pontes fournissent des données pertinentes sur l'abondance des tortues nidifiant, les taux de survies des femelles et les taux de reproduction. Cependant l'effort requis est très important, il est donc difficile et cher de mener de telles campagnes sur toute une population et pendant de nombreuses saisons de pontes, afin d'obtenir des séries temporelles d'abondance exploitables pour évaluer les tendances sur le long terme. De plus, le marquage des individus par bagues externes pose aujourd'hui des questions d'éthique non négligeables étant données les gênes qui en découlent. De nouvelles solutions, telles que la photo-identification, pourraient toutefois apporter une solution à ce problème.

Le comptage des nids demande des efforts d'échantillonnage moins importants pour une même échelle spatio-temporelle, mais permet seulement une estimation indirecte de la population de femelles (avec une marge d'erreur associée) et aucune autre information. L'identification de nids sur la plage est par ailleurs très délicate et rarement totalement certaine.

Le comptage de traces demande un effort moins important, sans influence sur les animaux et avec une méthodologie très simple (donc facilement standardisable et peu d'erreurs sont possibles). C'est aujourd'hui la méthode la plus recommandée pour l'étude des tendances à long terme des populations nidifiant dans la zone d'étude. Les séries temporelles de comptage de traces permettent d'avoir une idée générale de l'évolution de la fréquentation de la plage et de ses fluctuations (cf. Figure 6).



Figure 6 : Nombre annuel de traces de *Chelonia mydas* à Tromelin de 1987 à 2006 (Jacob, 2009).

Ces données peuvent être renforcées par des campagnes de marquage ponctuelles pour évaluer la stabilité des paramètres reproducteurs (nombre de nids/femelles/saison ; succès de ponte), permettant si besoin d'estimer, d'après le nombre de traces, le nombre de femelles nidifiant ainsi que le nombre de nids. L'étude de ces paramètres reproducteurs permet d'affirmer ou d'infirmer qu'une augmentation du nombre de traces est corrélée au nombre de femelles en pontes et au nombre de nids.

Les données de suivis issus d'un site de ponte unique sont à étudier avec précaution. Dans le cas où tous les sites de ponte d'une population donnée (à une échelle régionale) sont connus, les variations d'abondance des femelles en ponte sur un site donné (site index) doivent être étudiées en parallèle des variations sur les autres sites de ponte de cette population. Dans le cas où tous les sites de ponte ne sont pas identifiés (ce qui est généralement le cas), les variations d'abondance de population nidifiant sur une plage donnée ne reflètent pas nécessairement une diminution –ou un accroissement – de la population nidifiant. Il peut en effet s'agir d'un déplacement de cette population vers un autre site de ponte, qui peut être temporaire ou permanent (dû par exemple à une modification du site de ponte, naturelle ou anthropique).

Le Tableau 2 présente une synthèse des différentes méthodes de suivi des tortues marines à terre. Ce tableau n'est pas exhaustif et est à considérer avec précaution. Chaque cas d'étude est unique et présente des particularités qui lui sont propres, il demande donc une approche de fond et méthodologique approfondie particulière.

Objectifs	Stratégie	Connaissances requises	Éléments dénombrés			
			Traces	Femelles en ponte	Nids	Œufs
Etude exploratoire : Détermination de la présence/absence d'individus nidifiant	Echantillonnage unique	NA	x	x		
Etude exploratoire : Détermination du début-fin d'une saison de ponte	Echantillonnage de détection	NA	x	x		
Suivi de l'effort reproductif	Echantillonnage par site/saison index	Connaissance des lieux de ponte et des saisons de pontes		Marquage recapture (bagues ou photoidentification)	x	x
	Echantillonnage complet	NA		Marquage recapture (bagues ou photoidentification)	x	x
Détermination et suivi des paramètres de ponte (intervalle inter-ponte, intervalle intersaison, succès de ponte)	Echantillonnage par site/saison index	Connaissance des lieux de ponte et des saisons de pontes		Marquage recapture (bagues ou photoidentification)	x	
	Echantillonnage complet	NA		Marquage recapture (bagues ou photoidentification)	x	
Suivi de l'abondance des femelles en ponte	Echantillonnage systématique	Connaissance des lieux de ponte (et des paramètres de ponte) ⁽¹⁾	x	(x) ⁽²⁾		
	Echantillonnage par site/saison index	Connaissance des lieux de ponte, de la saison de ponte (et des paramètres de ponte) ⁽¹⁾	x	(x) ⁽²⁾		
	Echantillonnage complet	(Connaissance des paramètres de ponte) ⁽¹⁾	x	(x) ⁽²⁾		
	Echantillonnage courte durée	Connaissance de sites index, de la saison de ponte et des paramètres de ponte	x	(x) ⁽²⁾		
	Echantillonnage espacé (reconstruction de données)	Connaissance des lieux de ponte, de la saison de ponte et des paramètres de ponte	x	(x) ⁽²⁾		

(1) La connaissance des paramètres de ponte est nécessaire à l'extrapolation nombre de traces/ nombre de femelles nidifiant. Cependant, étant donné le suivi important que nécessite l'acquisition de ces paramètres, beaucoup d'études se focalisent sur le nombre de traces. Basé sur l'hypothèse que les paramètres de ponte restent constants sur des périodes de temps longues, le suivi simple du nombre de traces permettrait de suivre l'évolution de l'abondance de la population nidifiant sur une plage donnée (sans connaître l'abondance absolue de la population étudiée).

(2) Le comptage des femelles pour le suivi de l'abondance est possible, dans ce cas la connaissance des paramètres biologiques n'est pas nécessaire (car estimation directe de la population nidifiant). Ce type de suivi étant très contraignant (comptage de femelles en ponte toutes les nuits durant toute la saison), il n'est que très rarement utilisé. Aujourd'hui, la majorité des études de suivi est basée sur le comptage de traces.

Tableau 2: Synthèse des différentes méthodes de suivis des tortues marines à terre

3-2 Evaluer les tendances de populations en mer

Etant donné le nombre important d'études en cours sur les tortues marines en mer, il existe un fort potentiel de création d'un réseau intégré de projets d'échantillonnages pour l'évaluation des tendances des populations de tortues marines, à des échelles locales et régionales.

Les estimations d'abondances relatives sont suffisantes pour la détermination des tendances, cependant des mesures d'abondance absolues sur certains sites restreints permettent d'évaluer l'impact des prises volontaires, accidentelles et des autres causes de mortalité. Elles ne peuvent s'inscrire utilement que dans des programmes pérennes.

Les efforts de Capture Marquage Recapture contribuent aux analyses locales et régionales en étant intégrés à des modèles robustes, permettant des estimations d'abondance relative et absolue.

Les mesures d'abondance relative à grande échelle (ex. survols aériens), ne peuvent pas être substituées aux mesures d'abondance sur des sites index, en raison des coûts et disponibilités humaine importants qu'elles nécessitent. En étant intégrées à un réseau de sites index (pour des études d'abondance), ces études permettent en revanche d'établir une continuité d'acquisition de données entre ces différents sites (qu'ils soient fortement échantillonnés et/ou peu échantillonnés). Les études d'abondance à grande échelle peuvent aussi permettre d'identifier les superpositions spatiales des populations avec les pêcheries et d'autres activités humaines. Ces études de grande envergure représentent enfin parfois le seul moyen d'étude de l'abondance relative dans les sites particulièrement difficiles d'accès.

Les estimations d'abondance relative basées sur les survols seront beaucoup plus précises quand les probabilités de détectabilité seront mieux définies. A cet égard, un certain espoir est porté aux nouvelles technologies. Ces dernières permettront peut être un jour également la récolte de données plus précises sur la taille des individus observés.

Les sites index doivent être représentatifs d'une aire géographique et d'un stock génétique. Les sites index doivent avoir une méthodologie pertinente et robuste, et cette dernière doit être standardisée pour tous les sites index.

Les observations provenant des bateaux de pêche peuvent contribuer à l'estimation des abondances relatives, lorsque l'effort déployé et la vulnérabilité de l'individu à la capture (rapport effort de pêche/probabilité de capture) sont connus (en fonction de l'engin de pêche utilisé essentiellement).

Le Tableau 3 présente une synthèse des différentes méthodes de suivi des tortues marines à terre. Ce tableau n'est pas exhaustif et est à considérer avec précaution. Chaque cas d'étude est unique et présente des particularités qui lui sont propres, il demande donc une approche de fond et méthodologique approfondie particulière.

Objectifs	Stratégie	Éléments dénombrés				
		Individus capturés pour usage	Individus capturés accidentellement (bycatch)	Individus capturés pour recherche	Individus échoués	Individus observés in situ
Etude exploratoire : présence/absence d'individus dans une zone d'intérêt	Echantillonnage unique		x			x
Détermination de l'impact d'un évènement exceptionnel sur la population	Echantillonnage de réaction				x	x
Suivi individuel de paramètres biologiques	Echantillonnage aléatoire stratifié			Marquage recapture (bagues ou photoidentification)		
	Echantillonnage par site index			Marquage recapture (bagues ou photoidentification)		
	Echantillonnage opportuniste			Marquage recapture (bagues ou photoidentification)		
Suivi de l'abondance	Echantillonnage aléatoire stratifié		x	x		x
	Echantillonnage par site index		x	x		x
	Echantillonnage opportuniste		x	x		x
Suivi de la mortalité	Echantillonnage par site index	x			x	
	Echantillonnage opportuniste	x			x	

Tableau 3: Synthèse des différentes méthodes de suivis des tortues marines à terre

4- Bibliographie

- Addison, D.S. 1997. Sea turtle nesting on Cay Sal, Bahamas, recorded June 2-4, 1996. *Bahamas Journal of Science* 5(1):34-35.
- Allen, M.S. 2007. Three millennia of human and sea turtle interactions in remote Oceania. *Coral Reefs* 26(4):959-970.
- Arthur, K.E., J.M. O'Neil, C.J. Limpus, K. Abernathy, and G. Marshall. 2007. Using animalborne imaging to assess green turtle (*Chelonia mydas*) foraging ecology in Moreton Bay, Australia. *Marine Technology Society Journal* 41(4):9-13.
- Balazs, G.H. & M. Chaloupka. 2006. Recovery trend over 32 years at the Hawaiian green turtle rookery at French Frigate Shoals. *Atoll Research Bulletin* 543:147-158.
- Beavers, S.C. & E.R. Cassano. 1996. Movements and dive behavior of a male sea turtle (*Lepidochelys olivacea*) in the eastern tropical Pacific. *Journal of Herpetology* 30(1):97-104.
- Beavers, S.C. & F.L. Ramsey. 1998. Detectability analysis in transect surveys. *Journal of Wildlife Management* 62(3):948-957.
- Beggs, J.A., J.A. Horrocks & B.H. Krueger. 2007. Increase in hawksbill sea turtle *Eretmochelys imbricata* nesting in Barbados, West Indies. *Endangered Species Research* 3:159-168.
- Benson, S.R., K.M. Kisokau, L. Ambio, V. Rei, P.H. Dutton & D. Parker. 2007. Beach use, internesting movement, and migration of leatherback turtles, *Dermochelys coriacea*, nesting on the north coast of Papua New Guinea. *Chelonian Conservation and Biology* 6(1):7-14.
- Bjorndal, K.A., J.A. Wetherall, A.B. Bolten & J.A. Mortimer. 1999. Twenty-six years of green turtle nesting at Tortuguero, Costa Rica: An encouraging trend. *Conservation Biology* 13(1):126-134.
- Bjorndal, K.A., A.B. Bolten, & M. Chaloupka. 2003. Survival probability estimates for immature green turtles, *Chelonia mydas*, in the Bahamas. *Marine Ecology Progress Series* 252:273-281.
- Bjorndal, K.A., A.B. Bolten & M. Chaloupka. 2005. Evaluating trends in abundance of immature green turtles, *Chelonia mydas*, in the greater Caribbean. *Ecological Applications* 15(1):304-314.
- Blumenthal, J.M., J.L. Solomon, C.D.L. Bell, T.J. Austin, S.G. Ebanks-Petrie, M.S. Coyne, A.C. Broderick & B.J. Godley. 2006. Satellite tracking highlights the need for international cooperation in marine turtle management. *Endangered Species Research* 2:51-61.
- Bowen, B.W., A.L. Bass, L. Soares & R.J. Toonen. 2005. Conservation implications of complex population structure: Lessons from the loggerhead turtle (*Caretta caretta*). *Molecular Ecology* 14(8):2389-2402.
- Bresette, M.J., J.C. Gorham & B. Peery. 1998. Site fidelity and size frequencies of juvenile green turtles (*Chelonia mydas*) utilizing nearshore reefs in St. Lucie County, Florida. *Marine Turtle Newsletter* 82:5-7.
- Bresette, M.J., B.E. Witherington, R.M. Herren, D.A. Bagley, J.C. Gorham, S.L. Traxler, C.K. Crady & R. Hardy. 2010. Size-class partitioning and herding in a foraging group of green turtles *Chelonia mydas*. *Endangered Species Research* 9:105-116.

- Broderick, A.C. & B.J. Godley. 1999. Effect of tagging marine turtles on nesting behaviour and reproductive success. *Animal Behaviour* 58: 587–591
- Broderick, A.C., F. Glen, B.J. Godley & G.C. Hays. 2002. Estimating the number of green and loggerhead turtles nesting annually in the Mediterranean. *Oryx* 36(3):227-235.
- Buckland, S.T., D.R. Anderson, K.P. Burnham & J.L. Laake. 1993. *Distance Sampling: Estimating Abundance of Biological Populations*. Chapman and Hall, London, England, United Kingdom.
- Buckland, S.T., D.R. Anderson, K.P. Burnham, J.L. Laake, D.L. Borchers & L. Thomas. 2001. *Introduction to Distance Sampling: Estimating Abundance of Biological Populations*. Oxford University Press, Oxford, England, United Kingdom.
- Buckland, S.T., D.R. Anderson, K.P. Burnham, J.L. Laake, D.L. Borchers & L. Thomas (eds.). 2004. *Advanced Distance Sampling: Estimating Abundance of Biological Populations*. Oxford University Press, New York, New York.
- Burnham, K.P., D.R. Anderson & J.L. Laake. 1985. Efficiency and bias in strip and line transect sampling. *Journal of Wildlife Management* 49(4):1012-1018.
- Carr, A.F.. 1963. Panspecific reproductive convergence in *Lepidochelys kempii*. *Ergebnisse der Biologie* 26:298-303.
- Chaloupka, M. & C.J. Limpus. 2001. Trends in the abundance of sea turtles resident in southern Great Barrier Reef waters. *Biological Conservation* 102(3):235-249.
- Chaloupka, M., K.A. Bjorndal, G.H. Balazs, A.B. Bolten, L. Ehrhart, C.J. Limpus, H. Suganuma, S. Troëng & M. Yamaguchi. 2008a. Encouraging outlook for recovery of a once severely exploited marine megaherbivore. *Global Ecology and Biogeography* 17(2):297-304.
- Chaloupka, M., T.M. Work, G.H. Balazs, S.K.K. Murakawa & R. Morris. 2008b. Cause specific temporal and spatial trends in green sea turtle strandings in the Hawaiian Archipelago (1982–2003). *Marine Biology* 154(5):887-898.
- Chevalier, J., Godfrey, M.H., Girondot, M. 1999. Significant difference of temperature dependent sex determination between French Guiana (Atlantic) and Playe Grande (Costa Rica, Pacific) leatherbacks (*Dermochelys coriacea*). *Annales des Sciences Naturelles*, 20: 147-152
- Clarke, J.T. & S.A. Norman. 2005. Results and evaluation of U.S. Navy shock trial environmental mitigation of marine mammals and sea turtles. *Journal of Cetacean Research and Management* 7(1):43-50.
- Cotter, A.J.R., L. Burt, C.G.M. Paxton, C. Fernandez, S.T. Buckland & J.X. Pan. 2004. Are stock assessment methods too complicated? *Fish and Fisheries* 5(3):235-254.
- Cotter, J., P. Petitgas, A. Abella, P. Apostolaki, B. Mesnil, C.Y. Politou, J. Rivoirard, M.J. Rochet, M.T. Spedicato, V.M. Trenkel & M. Woillez. 2009. Towards an ecosystem approach to fisheries management (EAFM) when trawl surveys provide the main source of information. *Aquatic Living Resources* 22(2):243-254.
- Crowder, L.B., S.R. Hopkins-Murphy & J.A. Royle. 1995. Effects of turtle excluder devices (TEDs) on loggerhead sea turtle strandings with implications for conservation. *Copeia* 1995:773-779.

- Dutton, D.L., P.H. Dutton, M. Chaloupka & R.H. Boulon. 2005. Increase of a Caribbean leatherback turtle *Dermochelys coriacea* nesting population linked to long-term nest protection. *Biological Conservation* 126(2):186-194.
- Eguchi, T. & T. Gerrodette. 2009. A Bayesian approach to line-transect analysis for estimating abundance. *Ecological Modelling* 220(13-14):1620-1630.
- Epperly, S.P., J. Braun & A.J. Chester. 1995a. Aerial surveys for sea turtles in North Carolina inshore waters. *Fishery Bulletin* 93:254-261.
- Epperly, S.P., J. Braun & A. Veishlow. 1995b. Sea turtles in North Carolina waters. *Conservation Biology* 9(2):384-394.
- Epperly, S.P., J. Braun, A.J. Chester, F.A. Cross, J.V. Merriner, P.A. Tester & J.H. Churchill. 1996. Beach strandings as an indicator of at-sea mortality of sea turtles. *Bulletin of Marine Science* 59(2):289-297.
- Epperly, S.P., J. Braun-McNeill & P.M. Richards. 2007. Trends in catch rates of sea turtles in North Carolina, USA. *Endangered Species Research* 3:283-293.
- Epstein, M. 1999. Incidental impact to nesting Wilson's plovers during the sea turtle nest monitoring season. *Florida Field Naturalist* 27(4):173-176.
- Ehrhart, L.M. & L.H. Ogren. 1999. Studies in foraging habitats: Capturing and handling turtles. In *Research and Management Techniques for the Conservation of Sea Turtles*, Eckert, K.L., K.A. Bjorndal, F.A. Abreu-Grobois, and M. Donnelly (eds.). IUCN/SSC Marine Turtle Specialist Group Publication No. 4, International Union for the Conservation of Nature, Gland, Switzerland.
- Feldheim K.A., S.H.Gruber, J.R.C. Marignac & M.V.de Ashley. 2002. Genetic tagging to determine passive integrated transponder tag loss in lemon sharks. *Journal of Fish Biology* 61 : 1309-1313.
- Florida Fish and Wildlife Conservation Commission. 2007. *Marine Turtle Conservation Guidelines*. Florida Fish and Wildlife Conservation Commission, Tallahassee, Florida.
- Fossette, S., H. Corbel, P. Gaspar, Y.L. Maho & J.Y. Georges. 2007. An alternative technique for the long-term satellite tracking of leatherback turtles. *Endangered Species Research* 3.
- Fossette, S., P. Gaspar, Y. Handrich, J.Y. Georges & Y. Le Maho. 2008. Dive and beak movement patterns in leatherback turtles *Dermochelys coriacea* during interesting intervals in French Guiana. *Journal of Animal Ecology* 77(2):236-246.
- Gates, C.E., R.A. Valverde, C.L. Mo, A.C. Chaves, J. Ballesteros & J. Peskin. 1996. Estimating arribada size using a modified instantaneous count procedure. *Journal of Agricultural, Biological, and Environmental Statistics* 1(3):275-287.
- Gerrodette, T. 2000. Estimating abundance with transects. In *Proceedings of a Workshop on Assessing Abundance and Trends for In-Water Sea Turtle Populations*, Bjorndal, K.A. and A.B. Bolten (eds.). NOAA Technical Memorandum NMFS-SEFSC-445, Southeast Fisheries Science Center, National Marine Fisheries Service, National Oceanic and Atmospheric Administration, Miami, Florida.
- Gibbs, J.P., H.L. Snell & C.E. Causton. 1999. Effective monitoring for adaptive wildlife management: lessons from the Galapagos Islands. *Journal of Wildlife Management* 63: 1055–1065.

Girondot, M. 2009. Stratégie d'étude des Tortues marines à terre : état de l'art. Texte issu d'une conférence donnée à Leucate dans le cadre de la formation des observateurs Tortues Marines sur le littoral méditerranéen.

Girondot, M. 2010. Estimating density of animals during migratory waves: a new model applied to marine turtles at nesting sites. *Endangered Species Research* 12: 95-105.

Girondot M. & J. Fretey .1996. Leatherback turtles, *Dermochelys coriacea*, nesting in French Guiana, 1978–1995. *Chelonian Conservation and Biology* 2:204–208.

Girondot M., A.D. Tucker, P. Rivalan, M.H. Godfrey & J. Chevalier others. 2002. Density-dependent nest destruction and population fluctuation of Guianan leatherback turtles. *Animal Conservation* 5:75–84.

Girondot, M., P.Rivalan, R. Wongsopawiro, J.P. Briane, V. Hulin, S. Caut, E. Guirlet & M.H. Godfrey. 2006. Phenology of marine turtle nesting revealed by a statistical model of the nesting season. *BMC Ecology* 6: 11.

Girondot, M., M.H. Godfrey, L. Ponge & P. Rivalan. 2007. Modeling Approaches to Quantify Leatherback Nesting Trends in French Guiana and Suriname. *Chelonian Conservation and Biology* 6(1): 37–46.

Godgenger, M.C., N. Bréheret, G. Bal, K. N'Damité, A. Girard & M. Girondot. 2009. Nesting estimation and analysis of threats for Critically Endangered leatherback *Dermochelys coriacea* and Endangered olive ridley *Lepidochelys olivacea* marine turtles nesting in Congo. *Oryx* 43:556–563.

Godley, B.J., A.C. Broderick & G.C. Hays. 2001. Nesting of green turtles (*Chelonia mydas*) at Ascension Island, South Atlantic. *Biological Conservation* 97(2):151-158.

Gratiot, N., J. Gratiot, B. De Thoisy & L. Kelle. 2006. Estimation of marine turtles nesting season from incomplete data; statistical adjustment of a sinusoidal function. *Animal Conservation* 9: 95-102.

Guarini, M. 2005. Photo identification de tortues marines. Mémoire de fin d'étude, Institut Eurocom.

Hart, K., P. Mooreside & L.B. Crowder. 2006. Interpreting the spatio-temporal patterns of sea turtle strandings: Going with the flow. *Biological Conservation* 129(2):283-290.

Hays, G.C. 2000. The implications of variable remigration intervals for the assessment of population size in marine turtles. *Journal of Theoretical Biology* 206:221–227.

Hays, G.C., C.R. Adams, A.C. Broderick, J.G. Brendan, D.J. Lucas, J.D. Metcalfe & A.A. Prior. 2000. The diving behaviour of green turtles at Ascension Island. *Animal Behaviour* 59:577–586.

Heithaus, M.R., J.J. McLash, A. Frid, L.M. Dill & G.J. Marshall. 2002. Novel insights into green sea turtle behaviour using animal-borne video cameras. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 82:1049-1050.

Henwood, T. & S.P. Epperly. 1999. Aerial surveys in foraging habitats. In *Research and Management Techniques for the Conservation of Sea Turtles*, Eckert, K.L., K.A. Bjørndal, F.A. Abreu-Grobois, and M. Donnelly (eds.). IUCN/SSC Marine Turtle Specialist Group Publication No. 4, International Union for the Conservation of Nature, Gland, Switzerland.

Hilborn, R. & C.J. Walters. 1992. *Quantitative Fisheries Stock Assessment: Choice, Dynamics and Uncertainty*. Chapman and Hall, New York, New York.

Hildebrand, H. 1963. Hallazgo del área de anidación de la tortuga "lora" *Lepidochelys kempii* (Garman), en la costa Occidental del Golfo de México (Rept., Chel.). *Ciencia (México)* 22(4):105-112.

Hilterman, M., & E. Goverse 2007. Nesting and nest success of the leatherback turtle (*Dermochelys coriacea*) in Suriname, 1999–2005. *Chelonian Conservation and Biology* 6(1):87–100.

Hochscheid, S., F. Maffucci, F. Bentivegna & R.P. Wilson. 2005. Gulps, wheezes, and sniffs: How measurement of beak movement in sea turtles can elucidate their behaviour and ecology. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 316(1):45-53.

Hopkins-Murphy, S.R., T.M. Murphy, C.P. Hope, J.W. Coker & M.E. Hoyle. 2001. *Population Trends and Nesting Distribution of the Loggerhead Turtle (Caretta caretta) in South Carolina 1980-1997*. Final Report to the U.S. Fish and Wildlife Service, Wildlife Diversity Section, Division of Wildlife and Freshwater Fisheries, South Carolina Department of Natural Resources, Columbia, South Carolina.

Huez, J., G. Nicollet & T. Pettit. 2011. Suivi individuel des tortues marines par photo identification. <http://geoffrey.nicollet.emi.u-bordeaux1.fr/tortues/index.html>

IUCN 2010. IUCN Red List of Threatened Species. Version 2010.4.

Jackson, A.L., A.C. Broderick, W.J. Fuller, F. Glen, G.D. Ruxton & B.J. Godley. 2008. Sampling design and its effect on population monitoring: How much monitoring do turtles really need? *Biological Conservation* 141:2932-2941.

Jackson, J.B.C., M.X. Kirby, W.H. Berger, K.A. Bjorndal, L.W. Botsford, B.J. Bourque, R.H. Bradbury, R. Cooke, J. Erlandson, J.A. Estes, T.P. Hughes, S. Kidwell, C.B. Lange, H.S. Lenihan, J.M. Pandolfi, C.H. Peterson, R.S. Steneck, M.J. Tegner & R.R. Warner. 2001. Historical overfishing and the recent collapse of coastal ecosystems. *Science* 293(5530):629-638.

Jacob, T. 2009. Tromelin : Facteurs influençant la température d'incubation et les caractéristiques reproductives de *Chelonia mydas* dans un contexte de changement climatique. Master 2 Halieutique, Ecole Nationale Supérieure Agronomique de Rennes. 35 pp+annexes.

James, M.C. & N. Mrosovsky. 2004. Body temperatures of leatherback turtles (*Dermochelys coriacea*) in temperate waters off Nova Scotia, Canada. *Canadian Journal of Zoology* 82(8):1302-1306.

Jenni, L. & M. Kéry .2003. Timing of autumn bird migration under climate change: advances in long-distance migrants, delays in short-distance migrants. *Proceedings of the Royal Society Biological Sciences* 270:1467–1471.

Jennings, S. 2005. Indicators to support an ecosystem approach to fisheries. *Fish and Fisheries* 6(3):212-232.

Jones, G.P. 2003. *The feasibility of using small unmanned aerial vehicles for wildlife research*. M.S. thesis, University of Florida.

Kerr, R., J.I. Richardson & T.H. Richardson. 1999. Estimating the annual size of hawksbill (*Eretmochelys imbricata*) nesting populations from mark-recapture studies: the use for long-term data to provide statistics for optimizing survey effort. *Chelonian Conservation and Biology* 3: 251-256.

- Le Gall, J.Y., P. Bosc, D. Chateau & M. Taquet. 1986. An estimation of the number of adult females of green turtles *Chelonia mydas* per nesting season at Tromelin and Europa (Indian Ocean) (1973 - 1985). *Océanographie Tropicale* 21(1):3-22.
- Lee, K. 2004. *Development of unmanned aerial vehicle (UAV) for wildlife surveillance*. M.S. thesis, University of Florida.
- Legg, C.J. & L. Nagy. 2006. Why most conservation is, but need not be, a waste of time. *Journal of Environmental Management* 78: 194–199.
- Leon, Y.M. & C.E. Diez. 1999. Population structure of hawksbill turtles on a foraging ground in the Dominican Republic. *Chelonian Conservation Biology* 3(2):230-236.
- Limpus, C.J. & P.C. Reed. 1985a. The green turtle, *Chelonia mydas*, in Queensland: A preliminary description of the population structure in a coral reef feeding ground. In *Biology of Australasian Frogs and Reptiles*, Grigg, G., R. Shine, and H. Ehmann (eds.). Royal Society of New South Wales, Sydney, Australia.
- Limpus, C.J. & P.C. Reed. 1985b. Green sea turtles stranded by Cyclone Kathy on the southwestern coast of the Gulf of Carpentaria. *Australian Wildlife Research* 12(3):523-533.
- Limpus, C.J., J.D. Miller, C.J. Parmenter & D.J. Limpus. 2003. The green turtle, *Chelonia mydas*, population of Raine Island and the northern Great Barrier Reef: 1843–2001. *Memoirs of the Queensland Museum* 49:349-440.
- Lutcavage, M.E. & P.L. Lutz. 1997. Diving physiology. In *The Biology of Sea Turtles, Volume I*, Lutz, P.L. and J.A. Musick (eds.). CRC Press, Boca Raton, Florida.
- Maier, P.P., A.L. Segars, M.D. Arendt, J.D. Whitaker, B.W. Stender, L.P. Parker, R. Vendetti, D.W. Owens, J. Quattro & S.R. Murphy. 2004. *Development of an Index of Sea Turtle Abundance Based Upon In-Water Sampling with Trawl Gear*. South Carolina Department of Natural Resources, Charleston, South Carolina.
- Makowski, C., R. Slattery & M. Salmon. 2005. “Shark fishing”: A method for determining the abundance and distribution of sea turtles at shallow reef habitats. *Herpetological Review* 36(1):36-38.
- Malo, J.E. 2002. Modelling unimodal flowering phenology with exponential sine equations. *Functional Ecology* 16:413–418.
- Mansfield, K.L. 2006. *Sources of Mortality, Movements and Behavior of Sea Turtles in Virginia*. Ph.D. Dissertation, College of William and Mary, Williamsburg, Virginia.
- Mansfield, K.L., V.S. Saba, J.A. Keinath & J.A. Musick. 2009. Satellite tracking reveals a dichotomy in migration strategies among juvenile loggerhead turtles in the Northwest Atlantic. *Marine Biology* 156(12):2555-2570.
- Marcovaldi, M.A. & G.G. Marcovaldi. 1999. Marine turtles of Brazil: The history and structure of Projeto TAMAR-IBAMA. *Biological Conservation* 91(1):35-41.
- Marcovaldi, M.A. & M. Chaloupka. 2007. Conservation status of the loggerhead sea turtle in Brazil: An encouraging outlook. *Endangered Species Research* 3:133-143.

Marsh, H. & D.F. Sinclair. 1989. An experimental evaluation of dugong and sea turtle aerial survey techniques. *Australian Wildlife Research* 16(6):639-650.

Marsh, H. & W.K. Saalfeld. 1989. Aerial survey of sea turtles in the northern Great Barrier Reef Marine Park. *Australian Wildlife Research* 16:239-249.

McClenachan, L., J.B.C. Jackson & M.J.H. Newman. 2006. Conservation implications of historic sea turtle nesting beach loss. *Frontiers in Ecology and the Environment* 4(6):290-296.

McLachlan, N., B. McLachlan, J. McLachlan & B. McLachlan. 2006. *Queensland Turtle Conservation Project, Wreck Rock Study 2005–2006*, Jones, M. (ed.). Conservation Technical and Data Report Volume 6 ISSN 1449–194X, Freshwater and Marine Sciences Unit, Environmental Sciences Division, Environmental Protection Agency, Queensland Parks and Wildlife Service, Queensland, Australia.

Meylan, A.B. 1999. Status of the hawksbill turtle (*Eretmochelys imbricata*) in the Caribbean region. *Chelonian Conservation and Biology* 3(2):177-184.

Murray, K.T. 2008. *Estimated Average Annual Bycatch of Loggerhead Sea Turtles (Caretta caretta) in U.S. Mid-Atlantic Bottom Otter Trawl Gear, 1996–2004 (Second Edition)*. Northeast Fisheries Science Center, National Marine Fisheries Service, National Oceanic and Atmospheric Administration, Woods Hole, Massachusetts.

Murray, K.T. 2009. *Proration of Estimated Bycatch of Loggerhead Sea Turtles in U.S. Mid-Atlantic Sink Gillnet Gear to Vessel Trip Report Landed Catch, 2002–2006*. Northeast Fisheries Science Center, National Marine Fisheries Service, National Oceanic and Atmospheric Administration, Woods Hole, Massachusetts.

Myers, A.E. and G.C. Hays. 2006. Do leatherback turtles forage during the breeding season? A combination of data-logging devices provide new insights. *Marine Ecology Progress Series* 322:259-267.

National Marine Fisheries Service. 1991. *Dredging of Channels in the Southeastern United States from North Carolina through Cape Canaveral, Florida: Biological Opinion Dated November 25, 1991*. Southeast Regional Office, National Marine Fisheries Service, National Oceanic and Atmospheric Administration, St. Petersburg, Florida.

Nichols, W.J. & J.A. Seminoff. 1998. Plastic "Rototags" may be linked to sea turtle bycatch. *Marine Turtle Newsletter* 79 : 20-21.

Nichols W.J., J.A. Seminoff, A. Resendiz & A. Galvan. 1997. Apparent sea turtle mortality due to flipper tags. In *17th Annual Sea Turtle Symposium*. (S.P. Epperly & J. Braun eds) : 254-255. Orlando, Florida, NOAA Technical Memorandum NMFS-SEFSC-415.

Nielsen, J.L., H. Arrizabalaga, N. Fragoso, A. Hobday, M.E. Lutcavage & J. Sibert (eds.). 2009. *Tagging and Tracking of Marine Animals with Electronic Devices. Reviews: Methods and Technologies in Fish Biology and Fisheries Volume 9*. Springer, Dordrecht, The Netherlands.

O'Dor, R.K. & M.J.W. Stokesbury. 2009. The ocean tracking network—Adding marine animal movements to the global ocean observing system. In *Tagging and Tracking of Marine Animals with Electronic Devices. Reviews: Methods and Technologies in Fish Biology and Fisheries Volume 9*, Nielsen, J.L., H. Arrizabalaga, N. Fragoso, A. Hobday, M.E. Lutcavage, and J. Sibert (eds.). Springer, Dordrecht, The Netherlands.

Palka, D. 2000. Abundance and distribution of sea turtles estimated from data collected during cetacean surveys. In *Proceedings of a Workshop on Assessing Abundance and Trends for In-Water Sea Turtle Populations*, Bjorndal, K.A. and A.B. Bolten (eds.). NOAA Technical Memorandum NMFS-SEFSC-445, Southeast Fisheries Science Center, National Marine Fisheries Service, National Oceanic and Atmospheric Administration, Miami, Florida.

Pine, W.E., K.H. Pollock, J.E. Hightower, T.J. Kwak & J.A. Rice. 2003. A review of tagging methods for estimating fish population size and components of mortality. *Fisheries* 28(10):10-23.

Reina, R.D., K.J. Abernathy, G.J. Marshall & J.R. Spotila. 2005. Respiratory frequency, dive behavior and social interactions of leatherback turtles, *Dermochelys coriacea* during the internesting interval. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 316(1):1-16.

Rice, J.C. & M.J. Rochet. 2005. A framework for selecting a suite of indicators for fisheries management. *ICES Journal of Marine Science* 62(3):516-527.

Rivalan, P., M.H. Godfrey, A.C. Prevot-Julliard & M. Girondot. 2005. Maximum likelihood estimates of tag loss in leatherback sea turtles. *Journal of Wildlife Management* 69:540-548.

Russo, M. 2009. L'investissement reproductif chez les tortues luths : nouvelles méthodes d'analyse. Master 2 Ecologie, Biodiversité et Evolution, Université Paris-Sud, Orsay, France.

Saba, V.S., G.L. Shillinger, A.M. Swithenbank, B.A. Block, J.R. Spotila, J.A. Musick & F.V. Paladino. 2008. An oceanographic context for the foraging ecology of eastern Pacific leatherback turtles: Consequences of ENSO. *Deep-Sea Research Part I: Oceanographic Research Papers* 55(5):646-660.

Salinas, R.A.F., N.B. Ramoso Jr & L.D. Rodriguez. 2009. A leatherback turtle encountered in El Nido, Palawan, Philippines. *Marine Turtle Newsletter* 125 : 13-14.

Schroeder, B.A. & S. Murphy. 1999. Population surveys (ground and aerial) on nesting beaches. In *Research and Management Techniques for the Conservation of Sea Turtles*, Eckert, K.L., K.A. Bjorndal, F.A. Abreu-Grobois, and M. Donnelly (eds.). IUCN/SSC Marine Turtle Specialist Group Publication No. 4, International Union for the Conservation of Nature, Gland, Switzerland.

Seminoff, J.A. (ed.). 2002. *2002 IUCN Red List Global Status Assessment, Green Turtle (Chelonia mydas)*, *Marine Turtle Specialist Group Review*. Marine Turtle Specialist Group, World Conservation Union, Species Survival Commission, Red List Programme, Gland, Switzerland.

Seminoff, J.A., T.T. Jones & G.J. Marshall. 2006. Underwater behaviour of green turtles monitored with video-time-depth recorders: What's missing from dive profiles? *Marine Ecology Progress Series* 322:269-280.

Shaver, D.J. & W.G. Teas. 1999. Stranding and salvage networks. In *Research and Management Techniques for the Conservation of Sea Turtles*, Eckert, K.L., K.A. Bjorndal, F.A. Abreu-Grobois, and M. Donnelly (eds.). IUCN/SSC Marine Turtle Specialist Group Publication No. 4, International Union for the Conservation of Nature, Gland, Switzerland.

Sims, M., R. Bjorkland, P. Mason & L.B. Crowder. 2008. Statistical power and sea turtle nesting beach surveys: How long and when? *Biological Conservation* 141(12):2921-2931.

Solis, D.S., C. Mario-Orrego, R.V. Blanco-Segura, M.R. Harfush-Melendez, E.O. Albavera-Padilla & R.A. Valverde. 2008. Estimating arribada size: Going global. In *Proceedings of the 27th Annual Symposium on Sea Turtle Biology and Conservation*, Rees, A.F., M. Frick, A. Panagopoulou, and K.

Williams (eds.). NOAA Technical Memorandum NMFSSEFSC- 569, Southeast Fisheries Science Center, National Marine Fisheries Service, National Oceanic and Atmospheric Administration, Miami, Florida.

Southwood, A. & D. Kirby. 2008. *Leatherback Turtle Foraging Habitats in the North Atlantic: Implications for Fisheries Interactions*. [Online]. Available: <http://www.largepelagics.unh.edu/pdf/Progress%20Reports/LPRC%20Prog%20Report%20Southwood%20Jul%2008.pdf> [2010, May 7].

Spotila, J.R., R.D. Reina, A.C. Steyermark, P.T. Plotkin & F.V. Paladino. 2000. Pacific leatherback turtles face extinction. *Nature* 405:529–530.

Stanford, K., J. Stitt, J.A. Kellar & T.A. McAllister. 2001. Traceability in cattle and small ruminants in Canada. *Revue scientifique et technique de l'Office international sur les Épipizooties* 20 : 510-522.

Taylor, B. L. & T. Gerrodette. 1993. The uses of statistical power in conservation biology: the vaquita and northern spotted owl. *Conservation biology* 7:489-500.

Tomás, J., P. Gozalbes, J.A. Raga & B.J. Godley. 2008. Bycatch of loggerhead sea turtles: Insights from 14 years of strandings data. *Endangered Species Research* 5:161-169.

Troëng S, D. Chacón & B. Dick .2004. Possible decline in leatherback turtle *Dermochelys coriacea* nesting along the coast of Caribbean Central America. *Oryx* 38:395–403.

Troëng, S., R. Solando, A. Diaz-Merry, J. Ordoñez, D.R. Evans, D. Godfrey, D. Bagley, L. Herhart & S. Eckert. 2006. Report on long-term transmitter harness retention by a leatherback turtle. *Marine Turtle Newsletter* 111: 6-7.

Turtle Expert Working Group. 2009. *An Assessment of the Loggerhead Turtle Population in the Western North Atlantic Ocean*. NOAA Technical Memorandum NMFS SEFSC-575, Southeast Fisheries Science Center, National Marine Fisheries Service, National Oceanic and Atmospheric Administration, Miami, Florida.

Valverde, R.A. & C.E. Gates. 1999. Population surveys on mass nesting beaches. In *Research and Management Techniques for the Conservation of Sea Turtles*, Eckert, K.L., K.A. Bjorndal, F.A. Abreu-Grobois, and M. Donnelly (eds.). IUCN/SSC Marine Turtle Specialist Group Publication No. 4, International Union for the Conservation of Nature, Gland, Switzerland.

Wetherall, J.A., G.H. Balazs & M.Y.Y. Yong. 1998. Statistical methods for green turtle nesting surveys in the Hawaiian Islands. In: Epperly, S.P., J. Braun, J. (Eds.), *Proceedings of the 17th Annual Symposium on Sea Turtle Biology and Conservation*. NOAA Technical Memorandum, NMFS-SEFSC-415, pp. 278-280.

Whiting A.U., A. Thomson, M. Chaloupka, C.J. Limpus .2008. Seasonality, abundance and breeding biology of one of the largest populations of nesting flatback turtles, *Natator depressus*: Cape Domett, Western Australia. *Australian Journal of Zoology* 56:297–303.

Wilson, R.P., E.L.C. Shepard & N. Liebsch. 2008. Prying into the intimate details of animal lives: Use of a daily diary on animals. *Endangered Species Research* 4(1-2):123-137.

Witherington, B.E. & L. Ehrhart. 1989. Hypothermic stunning and mortality of marine turtles in the Indian River Lagoon System, Florida. *Copeia* 1989(3):696-703.

Witherington, B.E. 2002. Ecology of neonate loggerhead turtles inhabiting lines of downwelling near a Gulf Stream front. *Marine Biology* 140(4):843-853.

Witherington, B.E., P. Kubilis, B. Brost & A.B. Meylan. 2009. Decreasing annual nest counts in a globally important loggerhead sea turtle population. *Ecological Applications* 19(1):30-54.

Witt M.J., B. Baert, A.C. Broderick, A. Formia and others .2009. Aerial surveying of the world's largest leatherback turtle rookery: a more effective methodology for large-scale monitoring. *Biological Conservation* 142:1719–1727.

Witzell, W.N. 1994. The origin, evolution and demise of the U.S. sea turtle fisheries. *Marine Fisheries Review* 56(4):8-23.