

Analyses des données récoltées par le GEPOG sur le Dauphin de Sotalie



© Amandine Bordin



Couet Pauline
Amandine Bordin
Aurélien Besnard
François Gally

Décembre 2019



Le projet COAST est cofinancé par l'Union Européenne.
L'Europe s'engage en Guyane avec le FEDER.

Sommaire

Introduction	2
Partie 1 : Distance Sampling	3
1.1. Concept général du « Distance Sampling ».....	3
1.2. Protocole d'échantillonnage	4
1.3. Synthèse des données disponibles.....	4
1.4. Analyse des données	7
1.4.1. Ajustement de la fonction de détection.....	7
1.4.2. Biais dans la taille des groupes.....	8
1.5. Résultats	8
1.5.1. Fonction de détection	8
1.5.2. Biais taille des groupes	9
1.5.3. Estimations des paramètres	10
Partie 2 : CMR	11
2.1. Concept général « Capture-Marquage-Recapture »	11
2.2. Acquisition des données.....	11
2.3. Synthèse des données disponibles.....	12
2.4. Analyse des données	14
2.4.1. Définition du modèle	14
2.4.2. Taille de la population	15
2.5. Résultats	16
2.5.1 Probabilité de recapture	16
2.5.2. Survie	17
2.5.3. Taille de la population	17
Estimation d'abondance : Distance Sampling vs CMR	19
Références	19

Introduction

Le présent rapport a pour objectif de présenter et analyser les données récoltées par le GEPOG sur la population de Dauphins de Guyane (*Sotalia guianensis*), durant les campagnes COAST et Grand Port Maritime (GPM), ainsi que lors de sorties opportunistes.

L'objectif est de fournir une première estimation de la densité, de l'abondance et du taux de survie apparent de cette population. Pour cela deux approches sont utilisées. La première concerne les observations réalisées lors de prospections le long de transects à l'occasion des programmes COAST et GPM. Ces données sont analysées avec une méthode de « Distance Sampling », et permet d'obtenir des estimations de densité et d'abondance. La deuxième approche concerne les données d'identification individuelle des dauphins, obtenues à partir de photos prises lors de sorties en mer associées à des programmes, mais également lors de sorties opportunistes, dédiées à la photographie d'individus. Ces données sont analysées avec une méthode de « Capture-Marquage-Recapture », et permet d'obtenir des estimations de survie et d'abondance.

Chacune de ces approches est détaillée dans une partie spécifique du rapport. Ces parties contiennent une présentation rapide du concept général, un rappel du protocole d'échantillonnage ou de l'acquisition de données, la synthèse des données disponibles, les étapes de l'analyse des données et pour finir la présentation des résultats. Enfin, comme les deux approches permettent d'estimer l'abondance de la population, une dernière partie compare les résultats obtenus.

Partie 1 : Distance Sampling

1.1. Concept général du « Distance Sampling »

L'approche « Distance Sampling » est utilisée quand les individus ont une probabilité de détection inférieure à 1. Elle permet de corriger les estimations en prenant en compte cette détection imparfaite et repose sur l'hypothèse que la probabilité de détection des individus présents sur la zone d'étude dépend de la distance à l'observateur. Plus les individus sont proches, plus il sera facile de les détecter et inversement, plus un individu est loin, plus il sera difficile de le voir. En constituant un jeu de données des observations de dauphins associées aux distances d'observation, il est possible d'estimer les probabilités de détection en fonction de la distance. Ensuite, à partir de ces probabilités de détection, on peut estimer la densité d'individus et l'abondance.

Plusieurs méthodes sont regroupées sous la désignation « Distance Sampling », nous ferons référence à la méthode de « Distance Sampling » liée à la collecte des données le long de transects linéaires, prédéfinis à l'avance. Lors d'une observation d'animaux le long de ces transects, les distances à mesurer sont les distances perpendiculaires à la ligne de transect. Si les animaux sont détectés en amont, il est possible de noter la distance et l'angle d'observation et ainsi calculer la distance perpendiculaire par une simple formule trigonométrique.

La méthode de « Distance Sampling » se base sur trois hypothèses qui peuvent entraîner des biais dans les estimations si elles ne sont pas respectées.

- **Les individus présents sur la ligne sont tous détectés**
Si cette hypothèse n'est pas respectée, la densité est sous-estimée. Il faut alors ajuster le protocole pour assurer une bonne détection sur la ligne, ou estimer cette détection par une autre méthode.
- **Les animaux ne doivent pas se déplacer avant leur détection**
Si les animaux fuient l'observateur, les estimations de densité seront sous-estimées. Dans le cas contraire, si les animaux sont attirés par l'observateur, les estimations seront sur-estimées.
- **Les distances sont mesurées avec précision et sans biais**
Quand il n'est pas possible de mesurer des distances exactes, il est nécessaire de définir des classes de distances de manière pertinente.

Selon des études antérieures, pour obtenir des estimations avec une précision raisonnable, il faut au minimum 60-80 observations. La taille d'échantillon nécessaire dépend de la variabilité de la densité. Si la variabilité est forte (dans l'espace), il faut plus d'observations. A l'inverse, si la variabilité est faible, moins d'observations sont nécessaires.

Lorsque les individus sont observés en groupes, la distance d'observation doit correspondre au point central du groupe et noter le nombre d'individus présent dans le groupe. Il convient alors de s'assurer que la taille des groupes n'est pas biaisée par la distance. En effet, on peut s'attendre à détecter des groupes de grande taille sur des plus longues distances que des groupes de petite taille.

Dans ce cas, l'estimation de la taille moyenne des groupes sera sur-estimée et par conséquent la densité d'individus sera aussi sur-estimée.

1.2. Protocole d'échantillonnage

La zone d'étude comprend les eaux côtières et estuariennes de la presqu'île de Cayenne, de l'estuaire de la rivière de Cayenne à l'estuaire du fleuve Mahury. Elle s'étend jusqu'à une dizaine de kilomètres au large et intègre les Ilets de Rémire. La taille totale de la zone d'étude est estimée à 220 km². Les transects sont placés de façon à limiter le temps de transit entre eux.

Deux plans d'échantillonnages ont été réalisés sur la zone d'étude, correspondant aux programmes COAST et GPM. Le plan COAST comprend 21 transects d'une longueur de 5 à 7 km. Plusieurs campagnes ont été menées sur ces transects et les variables environnementales sont notées à chaque début et fin de transect. La période d'étude s'étend d'août 2017 à août 2018 (uniquement en saison sèche). Le plan GPM comprend 10 transects d'une longueur de 5 à 16km, qui ont également été prospectés plusieurs fois. Ces transects permettent de prospecter des zones plus au large que le plan COAST. La période d'étude est restreinte entre juillet et octobre 2018.

Pour plus de détails sur la méthode de terrain, la saisie des données et les moyens techniques et humains, se référer aux rapports du GEPOG concernant le programme COAST (Bordin et Cozannet, 2018) et l'étude pour le Grand Port Maritime (Bordin *et al.*, 2018).

1.3. Synthèse des données disponibles

Au total, 63 groupes de Sotalies ont été observés sur l'ensemble de la période d'étude. 37 observations ont eu lieu sur les transects du plan COAST et 26 observations sur les transects du plan GPM. Le détail du nombre d'observations par date et par programme (COAST et GPM) est présenté dans la Figure 1.

Chaque transect a été prospecté plusieurs fois durant la période d'étude. Le détail du nombre d'observations par transect, ainsi que le nombre de visites faites sur chacun de ces transects (toutes dates confondues) sont présentés dans la Figure 2. En moyenne, le nombre de visites par transect est de 4.6 (entre 2 et 6). Quant au nombre d'observations de dauphins, il varie beaucoup selon les transects, allant de 0 à 9 observations (2 en moyenne).

Les observations faites sur les transects correspondent à des groupes d'individus. La taille de ces groupes varie entre 1 et 50 individus (nombre minimum d'individus), mais généralement le nombre d'individus observés par groupe varie entre 5 et 10 individus (Figure 3).

Enfin, les distances d'observation s'échelonnent entre 0m et 800m (Tableau 1). Des classes de distances ont été créées a posteriori pour regrouper les distances d'observation par intervalles de 100m. Le nombre d'observations par classe de distances ainsi créées est présenté dans la Figure 4.

Tableau 1 : Nombre d'observations en fonction de la distance, pour les programmes COAST et GPM.

Distance	0	20	30	50	100	150	200	250	300	400	500	700	800
Nombre d'observations	2	1	3	8	9	4	15	1	9	2	5	1	3

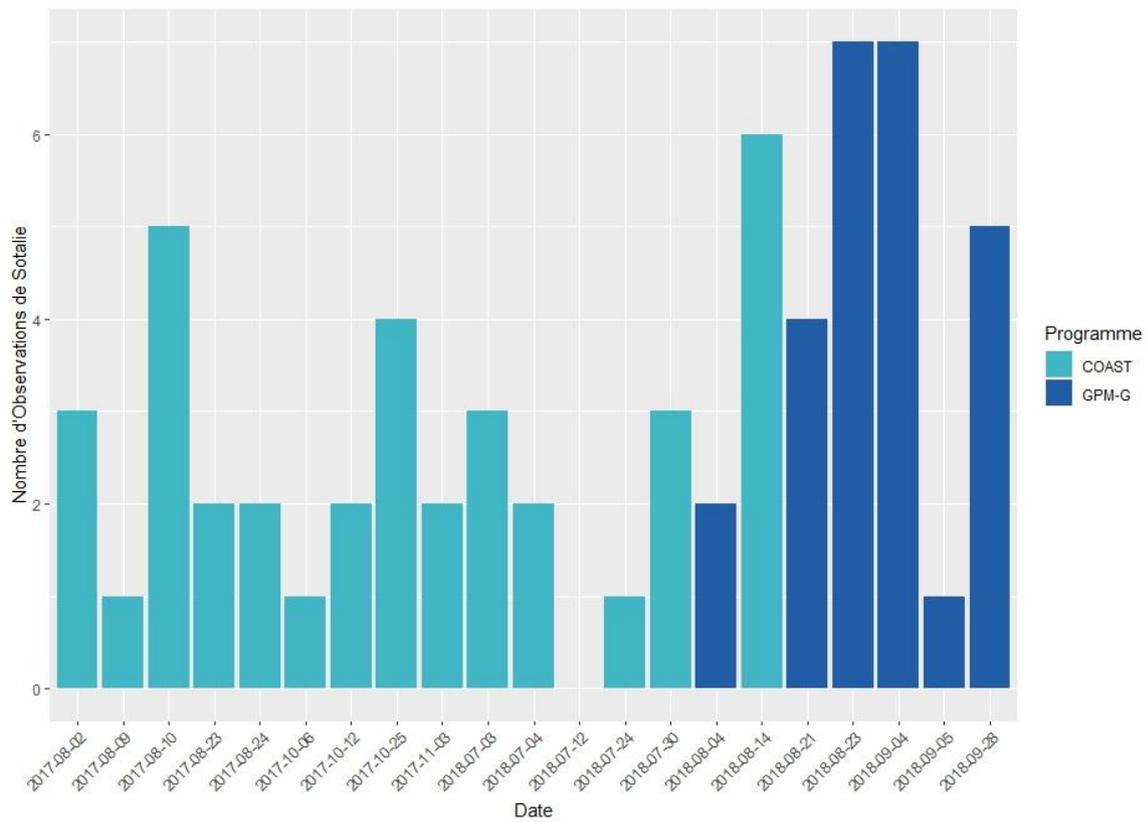


Figure 1 : Nombre d'observations de groupe de Sotalie pour chaque date de prospection, en distinguant les deux programmes COAST et GPM.

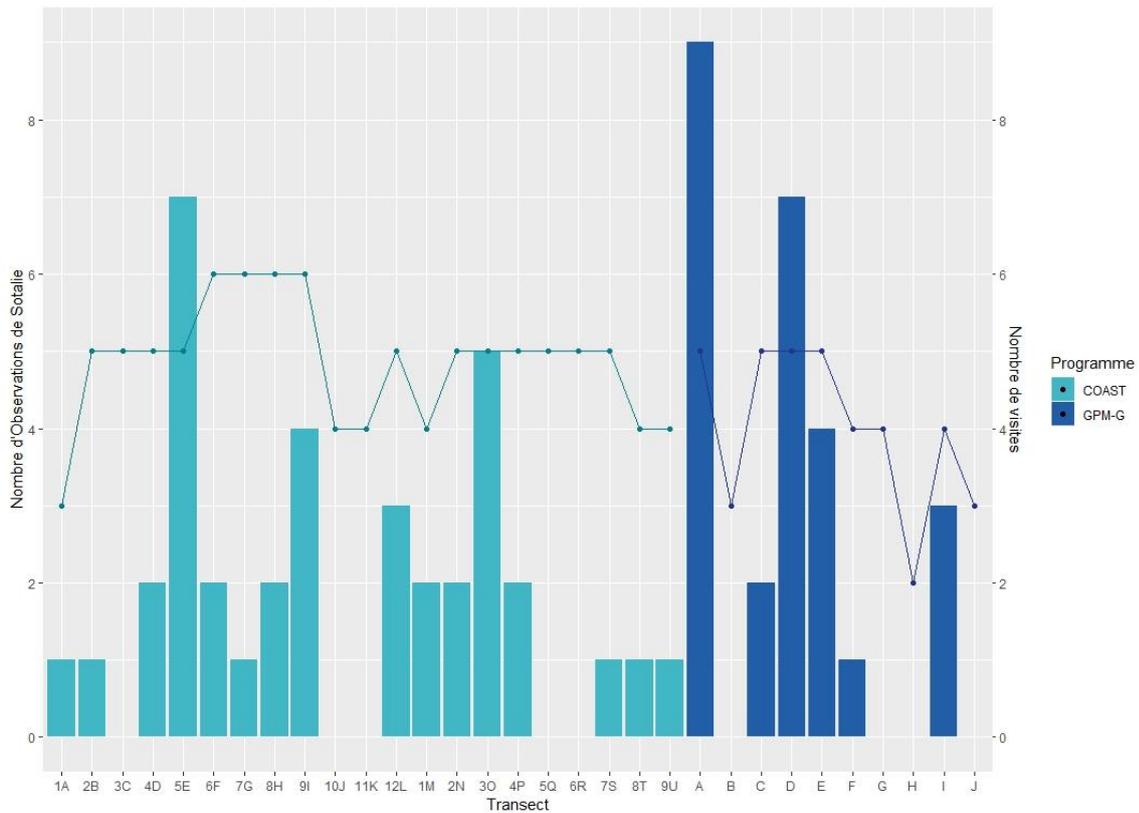


Figure 2 : Nombre d'observations de groupes de Sotalie par transect des programmes COAST et GPM (barplot) et nombre de visites sur chacun de ces transects (points et lignes).

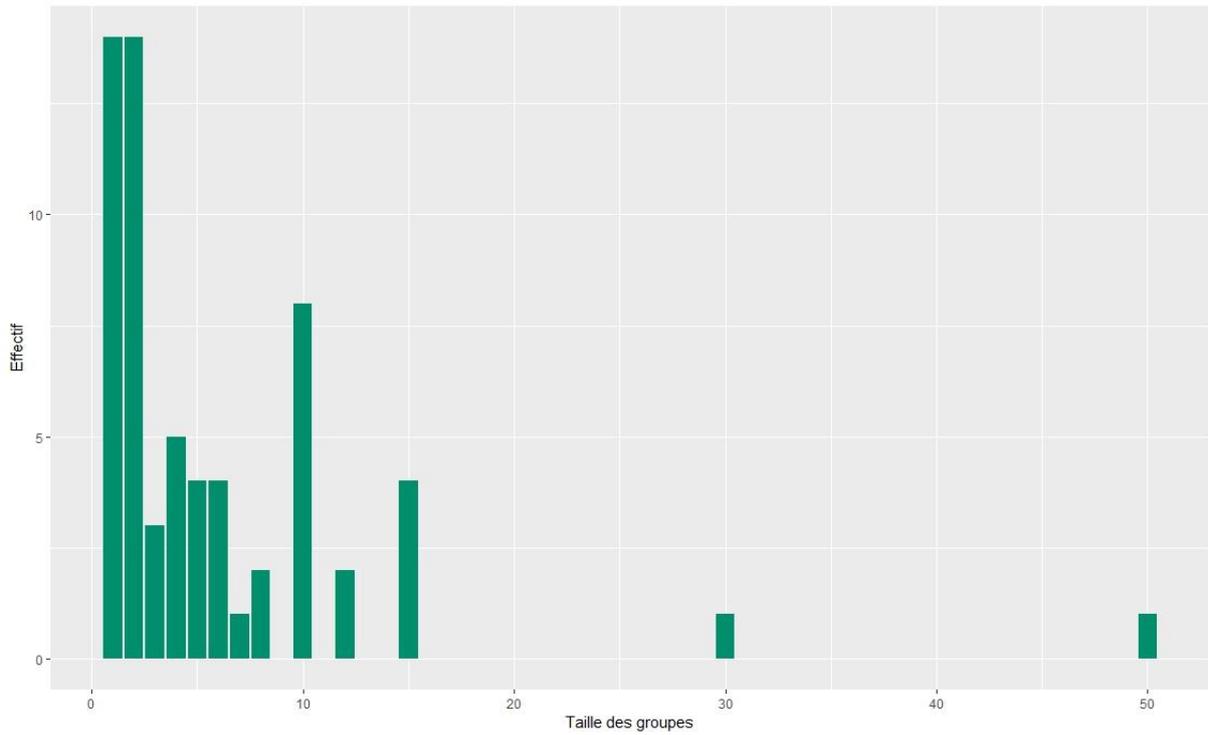


Figure 3 : Taille des groupes observés lors des programmes COAST et GPM.

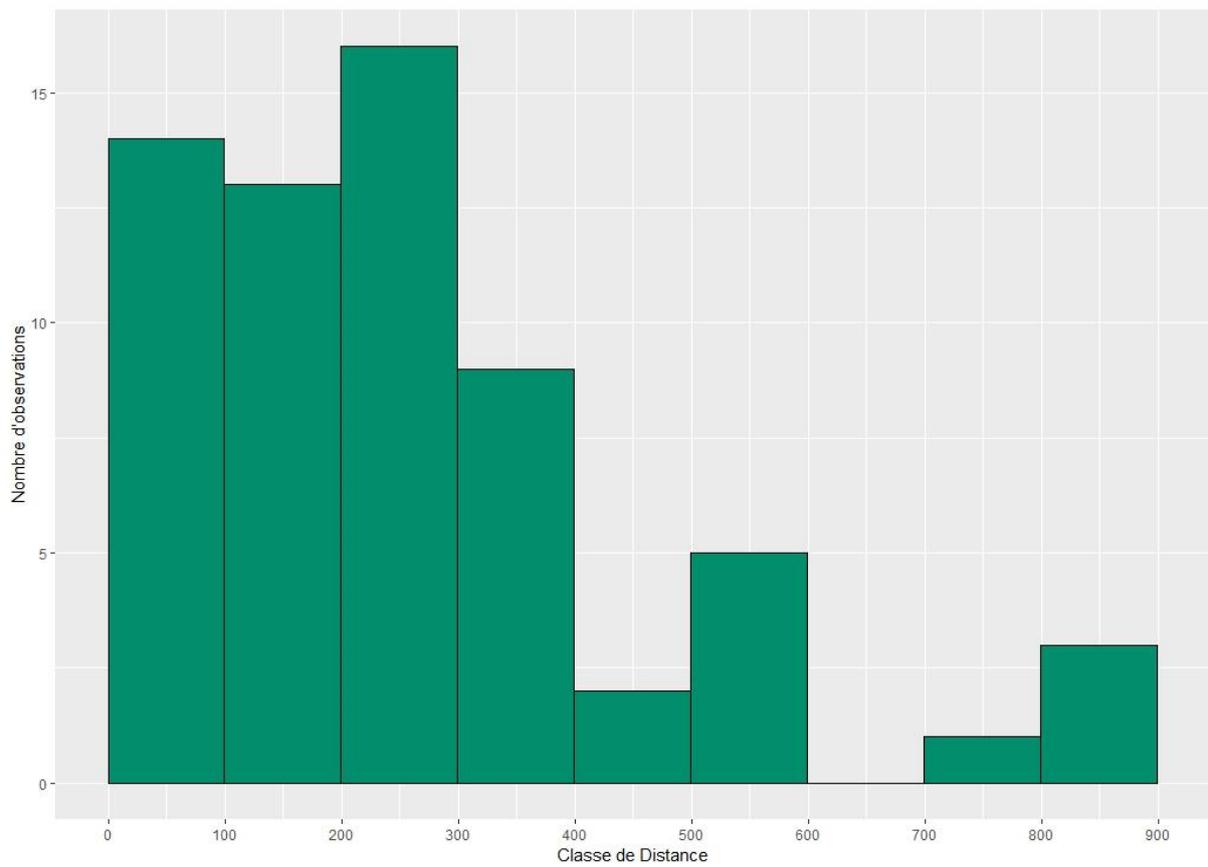


Figure 4 : Nombre d'observation par classe de distance [0, 100], [100, 200], [200, 300], ... [800,900] pour les programmes COAST et GPM.

1.4. Analyse des données

Comme indiqué dans la partie 1.1, le nombre de données minimum recommandé pour des analyses de Distance Sampling est de 60 observations. Toutes les données disponibles sont donc analysées ensemble (63 observations) sans distinction de programme ou de date. Les transects ayant été prospectés plusieurs fois sur l'ensemble de la période d'étude, la longueur de chaque transect est multipliée par le nombre de visites pour pouvoir estimer la densité d'individus.

Toutes les analyses sont faites à partir du logiciel DISTANCE (version 7.3).

1.4.1. Ajustement de la fonction de détection

L'élément primordial d'une analyse par la méthode de Distance Sampling est l'ajustement de la fonction de détection, qui décrit les probabilités de détection des individus ou des groupes d'individus en fonction de la distance.

Le logiciel DISTANCE permet de tracer cette fonction de détection selon 4 fonctions de base (soit quatre formes de base), chacune pouvant être modifiée par des paramètres d'ajustement pour décrire au mieux le lien détection-distance selon les données. Nous avons testé deux fonctions de base (« Half-Normal » et « Hazard Rate »), avec et sans ajustement de type « Cosine » et « Simple polynomial ».

Les classes de distance peuvent aussi être regroupées ou tronquées, puisque les grandes distances contribuent peu à la forme de la fonction de détection. Nous avons testé plusieurs options pour les classes de distance :

- Option 1 : classes de distance tous les 100m, pas de troncature (Figure 4).
- Option 2 : classes de distance tous les 100m, tronquer après la classe [700,800[.
- Option 3 : classes de distance tous les 100m, tronquer après la classe [600,700[.
- Option 4 : classes de distance tous les 100m, tronquer après la classe [500, 600[.
- Option 5 : classes de distance tous les 100m jusqu'à la classe [500, 600[, et grouper les observations restantes en une seule classe [600,900[.
- Option 6 : classes de distance tous les 100m jusqu'à la classe [300, 400[, et grouper les observations restantes en deux nouvelles classes [400,600[et [600,900[.
- Option 7 : classes de distance tous les 100m jusqu'à la classe [300, 400[, et grouper les observations restantes en deux nouvelles classes [400,600[et [600,800[. La classe [800 ,900] est tronquée.

Classes distance	0 100	100 200	200 300	300 400	400 500	500 600	600 700	700 800	800 900
Option 1									
Option 2									
Option 3									
Option 4									
Option 5									
Option 6									
Option 7									

Le bon ajustement de la fonction de détection aux données observées est estimé avec un test de « Goodness-of-fit » (GOF), inclut dans le logiciel DISTANCE.

1.4.2. Biais dans la taille des groupes

Les observations faites sur le terrain correspondent à des groupes d'individus, il convient donc de s'assurer qu'il n'y a pas de biais dans la taille des groupes par rapport à la distance d'observation. Ceci peut tout d'abord être vérifié à partir d'une simple visualisation graphique montrant la taille des groupes en fonction de la distance.

Le logiciel DISTANCE propose une méthode de régression pour corriger les biais liés à la taille des groupes. Cependant cette méthode ne fonctionne pas très bien quand les données sont des classes de distance.

1.5. Résultats

1.5.1. Fonction de détection

Le modèle retenu pour la fonction de détection est la fonction « Hazard Rate », sans paramètre d'ajustement (Figure 5). L'organisation des classes de distances suit l'option 6 : classes de distance tous les 100m jusqu'à la classe [300, 400[, et les observations restantes groupées en deux nouvelles classes [400,600[et [600,900[.

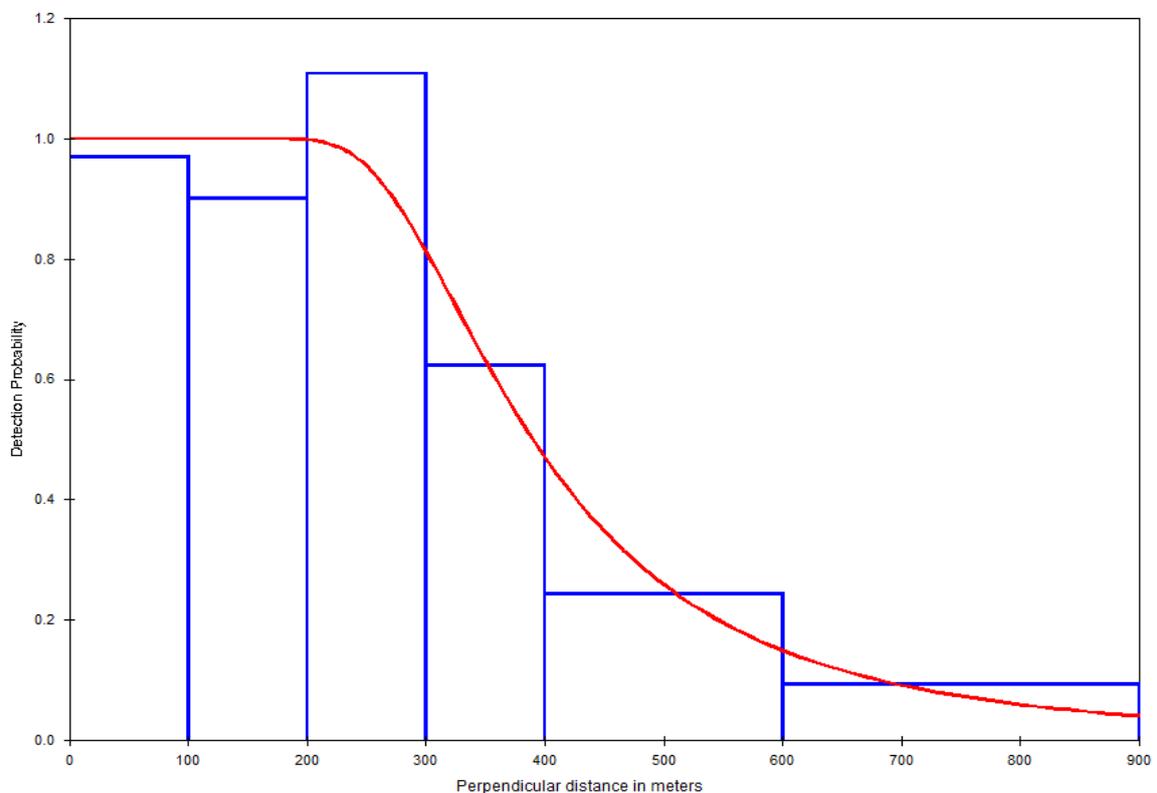


Figure 5 : Fonction de détection estimée par le logiciel DISTANCE à partir de la fonction « Hazard Rate » et sans paramètre d'ajustement. Graphique extrait du logiciel DISTANCE.

Le test de « Goodness-of-fit » indique une p-value de 0.8492. Elle est largement supérieure au seuil de 0.05, donc le modèle retenu donne une bonne représentation des données.

La Figure 5 montre que la classe [200,300[semble sur-représentée. Cet effet peut venir d'un biais observateur avec une distance confortable de détection, ou encore un biais lié aux différentes plateformes d'observations utilisées, notamment une avec un faible tirant d'eau permettant de prospecter des zones de faibles profondeurs mais réduisant la distance maximale de visibilité. L'effet observé peut aussi être lié au comportement des animaux qui restent à distance du bateau (même si les observateurs s'efforcent de noter la position des groupes avant une éventuelle réaction des animaux au bateau).

1.5.2. Biais taille des groupes

La Figure 6 représente la taille des groupes en fonction de la distance d'observation. Les petits groupes sont observés aussi bien sur les courtes et les grandes distances. Les groupes plus grands sont détectés sur des distances plutôt courtes, mais cet effet est probablement lié à la petite taille d'échantillon. De plus, les animaux sont assez discrets et il est difficile d'estimer le nombre exact d'individus. Les valeurs présentées ici indiquent le nombre minimum d'individus dans le groupe. L'estimation de la taille moyenne des groupes sera utilisée pour calculer la densité d'individus et l'abondance.

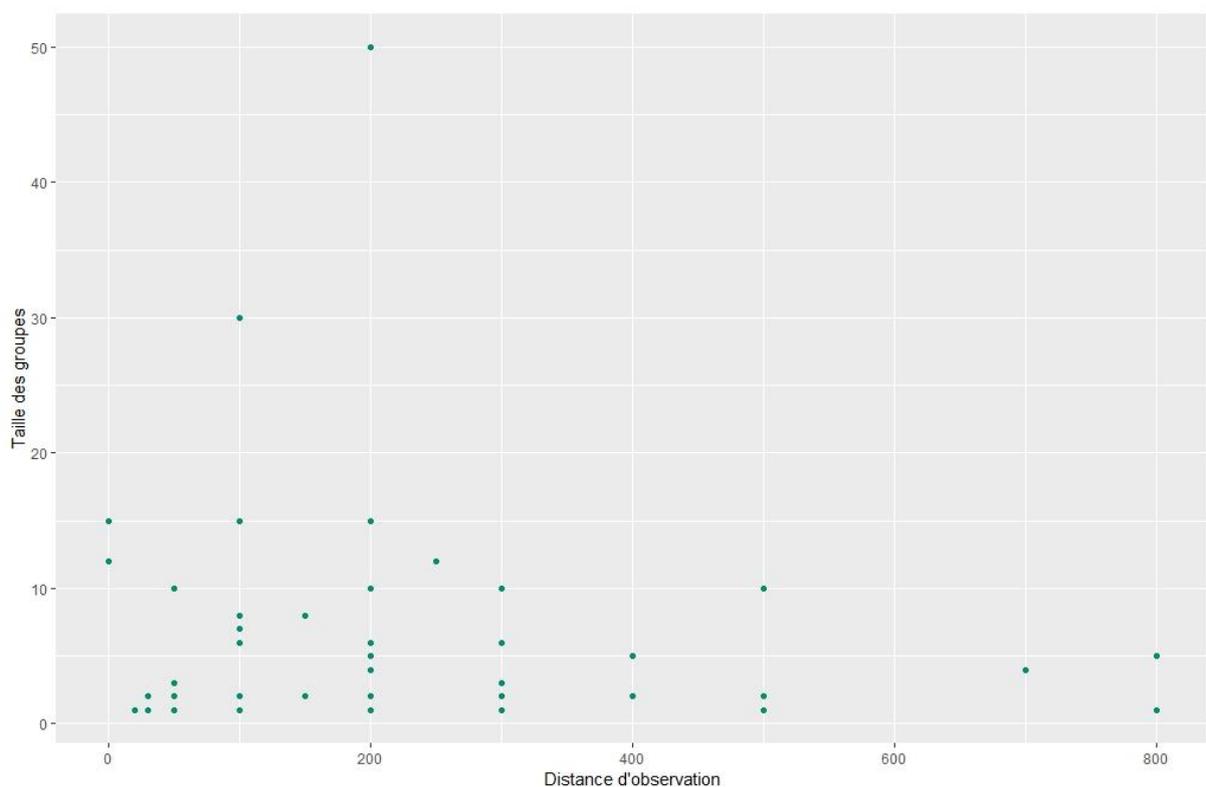


Figure 6 : Taille des groupes observés en fonction de la distance d'observation pour les programmes COAST et GPM.

1.5.3. Estimations des paramètres

La probabilité de détection est estimée à 0.48 (IC 95% 0.39-0.61), ce qui est assez élevé, même si l'intervalle de confiance est large.

La taille moyenne des groupes est estimée à 6 individus (IC 4-8). Cette structure en petits groupes est aussi retrouvée dans la population de Sotalies au Brésil (Lunardi and Ferreira 2014), où les animaux forment des groupes de 2 à 19 individus (3.4 en moyenne). Les auteurs de cette étude montrent que la population du Brésil suit un modèle de « fission-fusion », la taille des groupes et leur composition en classe d'âge (juvéniles, sub-adultes, adultes) varient toutes les 20 minutes en moyenne.

La densité de groupe est estimée à 0.073 groupe par km² (0.05-0.11) et la densité d'individus est estimée à 0.44 (0.27-0.73) individus par km². En comparaison, la population de Sotalies au Brésil montre une densité de groupe et d'individus plus forte, respectivement 0.896 (0.361-0.73) groupes par km² et 2.79 (1.62-4.82) individus par km² (Flach et al. 2008). Cette zone est très fréquentée par les Sotalies et les eaux sont beaucoup plus claires, facilitant certainement la détection, par rapport aux eaux de Guyane. Il faut cependant rappeler que la densité peut être sous-estimée si la probabilité de détection sur la ligne de transect est inférieure à 1. Les conditions d'observation sur cette ligne ne sont pas toujours favorables (individus sous l'eau et eau très opaque). Il serait nécessaire d'estimer cette probabilité avec un protocole spécifique.

L'abondance sur la zone d'étude est estimée à 98 individus (IC 95% 60 – 161), ce qui est relativement faible. Cependant, la zone d'étude n'est pas très étendue (220 km²) et les individus présents doivent représenter une partie seulement de la population globale. Il faut aussi noter que l'abondance, comme la densité, peut être sous-estimée à cause d'une détection imparfaite sur la ligne de transect. De plus, un biais observateur lié à l'expérience des personnes n'est pas exclu et peut affecter les estimations des paramètres.

Le faible nombre d'observations n'encourage pas l'étude de modèles plus complexes, par exemple en prenant en compte l'influence des conditions environnementales sur la détection.

Partie 2 : CMR

2.1. Concept général « Capture-Marquage-Recapture »

Tout comme les méthodes de « Distance Sampling », les méthodes de « Capture-Marquage-Recapture », noté CMR, reposent sur l'hypothèse que tous les individus ne sont pas détectés lors d'une session de terrain. Elles permettent d'estimer des paramètres démographiques (survie, reproduction), en plus de la taille de la population. Pour cela, il est nécessaire d'identifier une partie des animaux de façon individuelle et de les reconnaître au cours du temps. Généralement, la reconnaissance des individus se fait à partir de marques artificielles (tags, bagues) posées sur les individus au moment de la capture. Toutefois, l'utilisation de marques naturelles (griffures, pattern de coloration) peut suffire pour reconnaître les individus et évite ainsi le dérangement des captures physiques.

Les méthodes de CMR se basent sur plusieurs hypothèses pour estimer les paramètres démographiques et l'abondance.

- **La zone d'étude est prospectée de manière aléatoire (et au moins sur deux sessions).**

Prospecter seulement les zones où se trouve des individus marqués connus conduit à sur-estimer les probabilités de capture, donc sous-estimer la taille de la population. Au contraire, éviter ces zones entraîne une sous-estimation des probabilités de capture et la sur-estimation de la taille de la population.

- **Les marques ne sont pas perdues (dégradées illisibles) pendant la durée de l'étude**

La perte de marques entraîne une sous-estimation des probabilités de capture, ainsi que la création de « nouveaux individus » qui ont en réalité déjà été capturés précédemment. Par conséquent, la taille de la population est sur-estimée.

2.2. Acquisition des données

Dans le cas des Sotalies, il est possible de reconnaître les animaux à partir des encoches, griffures et zones de décoloration présentes sur l'aileron dorsale et le dos. La méthode de photo-identification peut donc être utilisée pour effectuer le suivi de la population de Sotalie. Elle se base sur le fait que les marques sur le corps sont suffisamment pérennes et différentes entre les individus pour assurer l'identification sans erreur des individus au cours des sessions.

Pour chaque aileron photographié, un niveau de marquage est associé, à savoir :

- M1 : l'aileron ne possède pas d'encoches, il est « lisse ».
- M2 : l'aileron présente de petites encoches.
- M3 : l'aileron présente des encoches de taille moyenne.
- M4 : l'aileron possède des encoches de grande taille.

2.3. Synthèse des données disponibles

Les données analysées dans ce projet regroupent les informations collectées lors de sorties liées aux programmes COAST et GPM, mais aussi lors de sorties opportunistes. La période d'étude comprend les années 2013 à 2019 et chaque année se divise en deux saisons, une saison humide de janvier à juin et une saison sèche de juillet à décembre. Le nombre de sorties par année, par saison et selon le protocole de terrain (programme vs opportuniste) est présenté dans la Figure 7.

Il faut noter que le faible nombre de sorties de la saison sèche 2019 est dû à l'analyse partielle des données de photo-identification récoltées durant cette saison. Au moment de l'analyse CMR, la photo-identification était terminée pour 4 sorties sur 7.

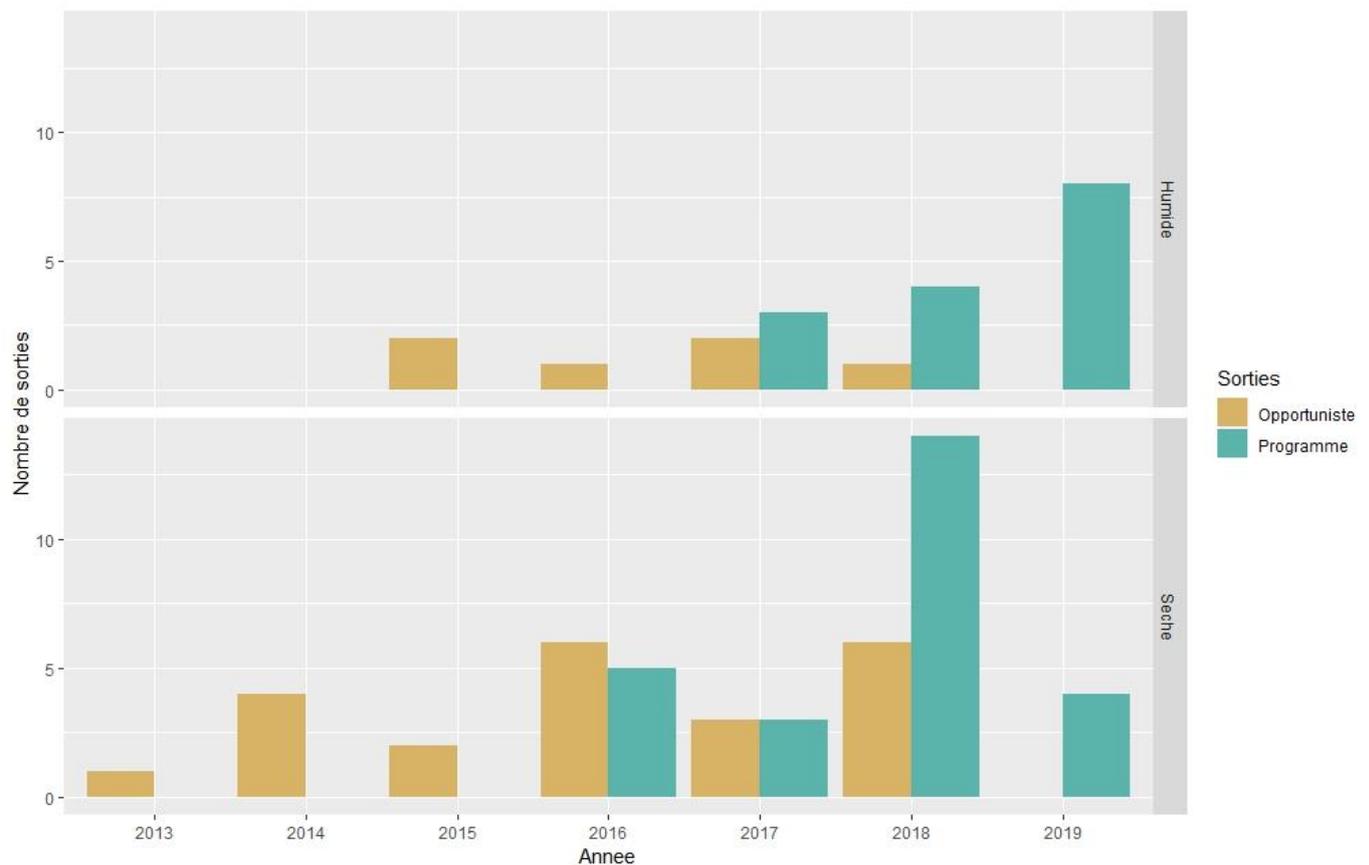


Figure 7 : Nombre de sorties effectuées entre 2013 et 2019, pour la saison humide (en haut) et la saison sèche (en bas), et selon le type de sorties (lié à un programme ou opportunistes).

La Figure 8 montre l'évolution du nombre d'individus identifiés entre 2013 et 2019 (catalogue). Le nombre total d'individus inscrits au catalogue en 2019 est de 185. La courbe n'atteint pas de plateau, ce qui indique que beaucoup de nouveaux individus sont identifiés à chaque session. Il est donc possible que les estimations de la taille de la population soient sous-estimées puisque l'identification des individus marqués qui composent la population est encore partiel.

Pour rappel, si aucun nouvel individu n'est identifié durant la saison sèche 2019, c'est à l'évidence lié à l'analyse incomplète des données et non une indication selon laquelle la majorité des individus marqués ont été identifiés.

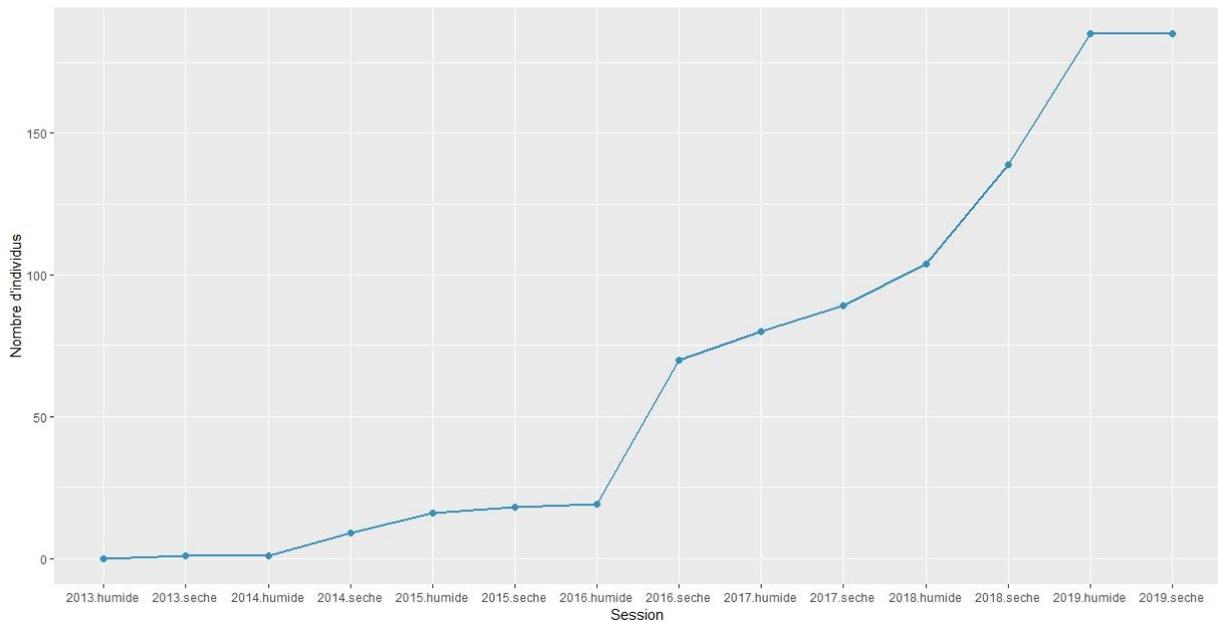


Figure 8 : Evolution du nombre d'individus identifiés par le GEPOG entre 2013 et 2019.

Pour l'année 2013, 1 seul individu a été identifié sur la zone d'étude. Par conséquent, l'année 2013 ne sera pas prise en compte dans l'analyse CMR et la période d'étude s'étend donc de la saison sèche 2014 à la saison sèche 2019.

Le nombre d'individus identifiés à chaque session (2 saisons par année entre 2014 et 2019), ainsi que le détail du niveau de marquage pour ces individus est présenté dans la Figure 9. Dans l'ensemble, ces individus ont un niveau de marquage M2 ou M3, il y a très peu d'individus avec un niveau de marquage M4. La mise en place de sorties dédiées à la photo-identification et l'amélioration des techniques d'approches des groupes et de prises de photographies (moyens humain et matériels) depuis 2018, a permis d'augmenter le nombre d'individus identifiés par session.

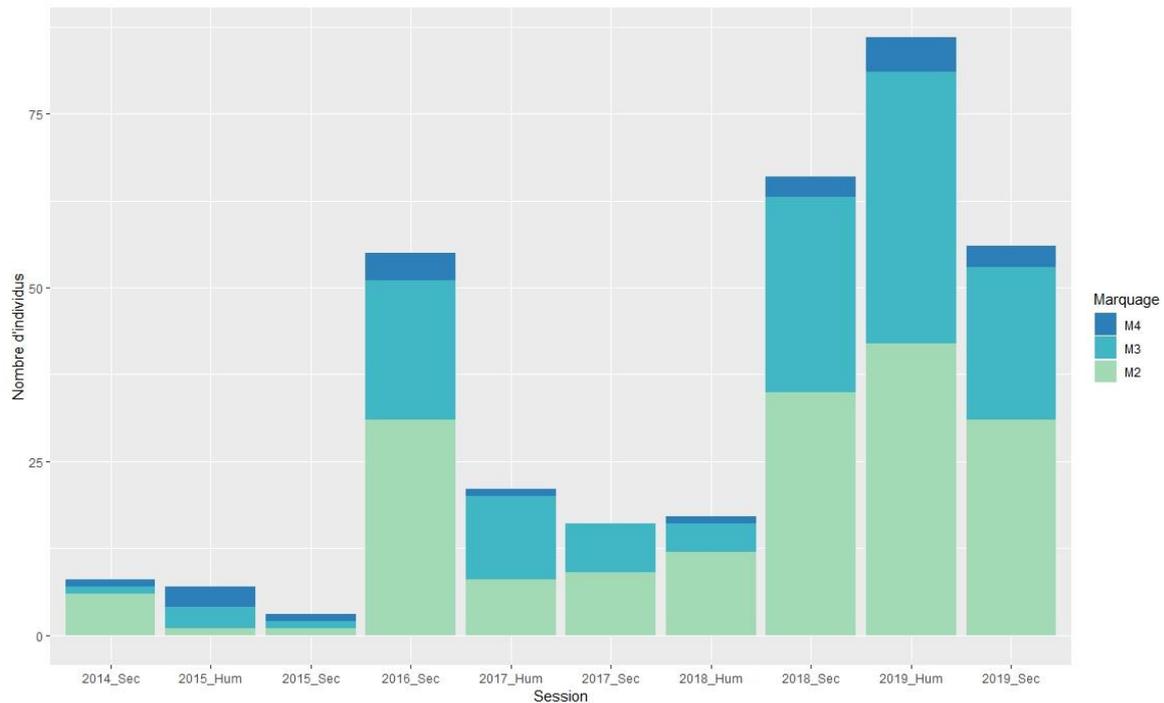


Figure 9 : Nombre et niveau de marquage des individus identifiés par le GEPOG pour chaque session entre 2014 et 2019 (2 saisons par année).

2.4. Analyse des données

2.4.1. Définition du modèle

Les estimations des probabilités de survie et de capture sont faites à partir d'un modèle CMR multi-états. Chaque état correspond au niveau de marquage des individus, il y a donc 3 états possibles pour un individu vivant : M2, M3 ou M4. On pose l'hypothèse qu'il n'y a pas de transition possible entre ces états.

Les sessions sont définies par les années et les saisons, entre 2014 et 2019. Il y a 10 sessions au total, car aucune sortie n'a été faite à la saison humide 2014 et à la saison humide 2016.

Le modèle CMR comprend deux matrices de transitions qui correspondent aux deux paramètres survie et capture. La première décrit les probabilités de survie pour chaque état entre l'instant t et l'instant $t+1$, la seconde spécifie les probabilités de capture de chaque état au temps t . Elles sont définies comme suit :

Survie	Vivant M2 $t+1$	Vivant M3 $t+1$	Vivant M4 $t+1$	Mort $t+1$
Vivant M2, tps t	ϕ_1	0	0	$1-\phi_1$
Vivant M3, tps t	0	ϕ_2	0	$1-\phi_2$
Vivant M4, tps t	0	0	ϕ_3	$1-\phi_3$
Mort, tps t	0	0	0	1

Capture	Non Vu	Vu M2	Vu M3	Vu M4
Vivant M2	1-p1	p1	0	0
Vivant M3	1-p2	0	p2	0
Vivant M4	1-p3	0	0	p3
Mort	1	0	0	0

Plusieurs hypothèses sont testées sur ces paramètres.

- Survie :
 - Différentes pour chaque session, sans effet marquage ($\phi_1 = \phi_2 = \phi_3$)
 - Différentes en fonction de la saison, sans effet marquage ($\phi_1 = \phi_2 = \phi_3$)
 - Egale pour chaque session, avec effet marquage ($\phi_1 \neq \phi_2 \neq \phi_3$)
 - Egale pour chaque session, sans effet marquage ($\phi_1 = \phi_2 = \phi_3$)

- Capture :
 - Différentes pour chaque session (additif), avec effet marquage ($p_1 \neq p_2 \neq p_3$)
 - Différentes pour chaque saison (additif), avec effet marquage ($p_1 \neq p_2 \neq p_3$)
 - Différentes pour chaque session, sans effet marquage ($p_1 = p_2 = p_3$)
 - Différentes pour chaque saison, sans effet marquage ($p_1 = p_2 = p_3$)
 - Egale pour chaque session, sans effet marquage ($p_1 = p_2 = p_3$)

Ces différentes hypothèses sont combinées entre elles pour créer plusieurs modèles CMR qui sont alors ajustés aux données à l'aide de la méthode du maximum de vraisemblance. Le choix du meilleur modèle se fait à l'aide du critère QAICc, qui permet de sélectionner le modèle qui décrit le mieux les données tout en intégrant le moins de paramètres possibles (principe de parcimonie).

Un test d'adéquation du modèle sur le jeu de données (test de « Goodness-of-fit ») est également réalisé pour détecter d'éventuels biais liés à la présence d'individus transients (individus de passage dans la zone d'étude) ou à de la trap-dépendance.

Les analyses sont réalisées avec le logiciel E-SURGE (version 2.2.3) et le logiciel U-CARE (version 2.2).

2.4.2. Taille de la population

A partir des estimations des probabilités de survie et de capture faites par le modèle CMR multi-états, il est possible d'estimer le nombre d'individus marqués dans la population (formulation décrite dans Cubaynes et al. 2010). L'estimation de la taille totale de la population est ensuite obtenue en corrigeant l'estimation du nombre de marqués par un coefficient de correction, noté θ . Ce coefficient représente le calcul de la proportion d'individus marqués M2/M3/M4 dans la population. Cette proportion est estimée avec un modèle GLM, à partir du nombre d'individus marqués et non marqués présents sur chaque photo. Il est donc important, sur le terrain, de photographier tous les individus et pas seulement les animaux marqués.

La taille de la population totale est obtenue selon la formule suivante :

$$N_{\text{tot}} = \frac{N^*}{\theta}$$

Les intervalles de confiance autour de l'estimation de la taille de la population sont calculés par la méthode de ré-échantillonnage (bootstrap, n=10000).

2.5. Résultats

Les tests de « Goodness-of-fit » ne mettent pas en évidence d'effet de transience (p=0.099) ou de trap-dépendance (p=0.432).

2.5.1 Probabilité de recapture

Les probabilités de recaptures sont très variables au cours des sessions (Figure 10). L'effet du niveau de marquage est assez faible. Les individus M3 semblent un peu plus facilement capturables que les individus M2. L'incertitude sur les probabilités de capture des individus M4 est globalement plus importante car il y a peu d'individus M4 dans le jeu de données.

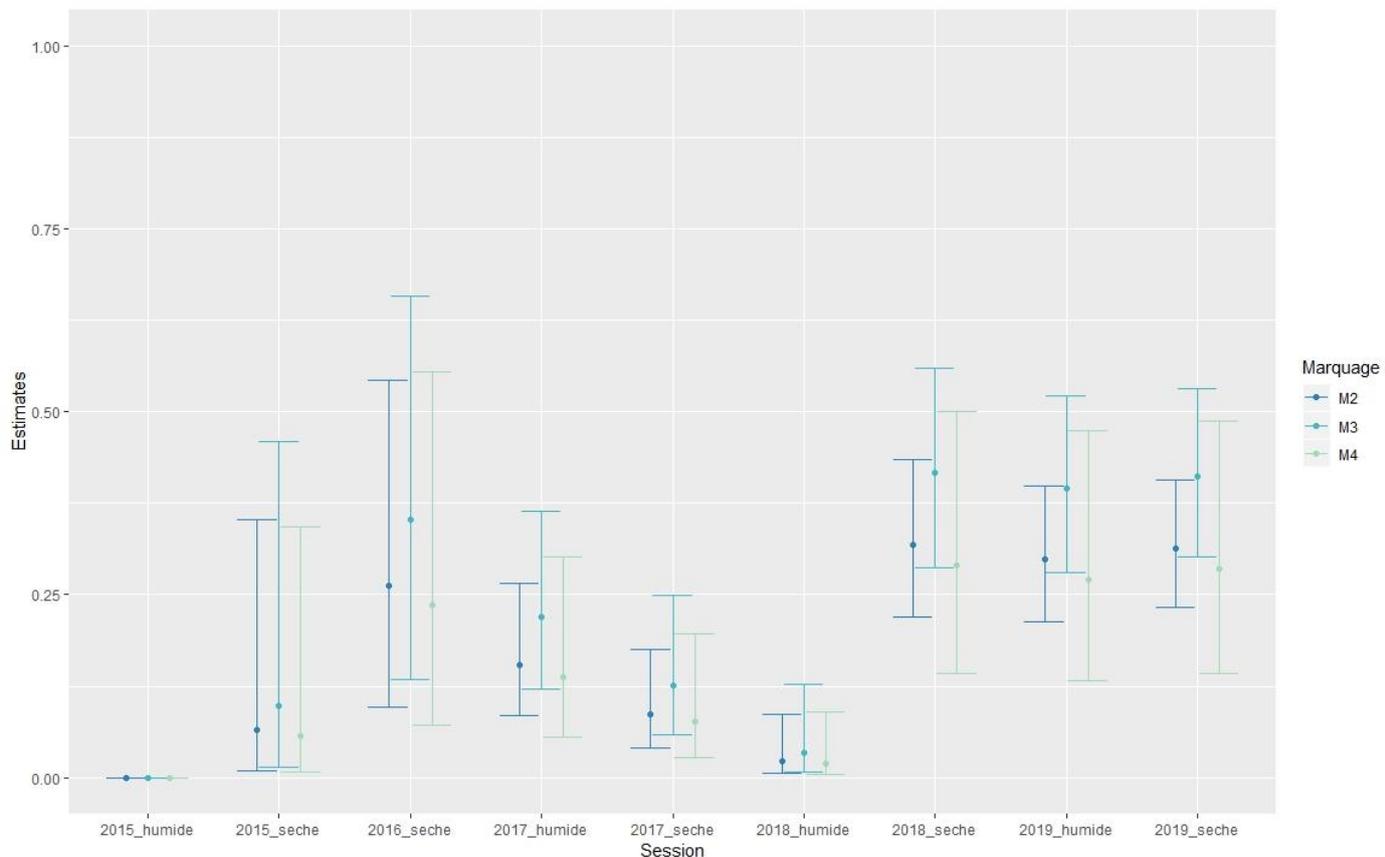


Figure 10 : Estimations des probabilités de capture au cours des sessions pour les trois niveaux de marquage M2, M3 et M4.

Les probabilités de recapture de la session 2015-saison humide sont nulles étant donné qu'aucun des individus observés lors de la session précédente (2014-saison sèche) n'est revu pendant cette session.

Les probabilités de recapture semblent se stabiliser à partir de la saison sèche 2018, ce qui correspond à la mise en place des campagnes de photo-identification.

2.5.2. Survie

La probabilité de survie est estimée à 0.97 (IC 95% 0.91-0.99), ce qui est attendu pour les espèces longévives comme la Sotalie. Cette estimation est en accord avec les valeurs retrouvées dans la littérature pour les cétacés (Silva et al. 2009, Mansur et al. 2012, Santostasi et al. 2016). La probabilité de survie estimée pour cette population de Guyane est plus élevée que celle estimée par Cantor et al. (2012) concernant la population de Sotalies au Brésil (0.89, IC 95% 0.82 – 0.94).

2.5.3. Taille de la population

Les estimations du nombre de marqués et de la taille totale de la population sont représentés dans le Tableau 2 et la Figure 11.

Tableau 2 : Estimations du nombre d'individus marqués et de la taille de la population totale entre 2015 et 2019. Les intervalles de confiance inférieurs et supérieurs sont indiqués pour chaque estimation.

Session	Nombre de marqués	Population totale
2015_seche	60 (19 – 212)	161 (29 – 686)
2016_seche	219 (104 – 485)	385 (182 – 862)
2017_humide	125 (98 – 168)	204 (149 – 287)
2017_seche	173 (118 – 270)	265 (169 – 430)
2018_humide	854 (230 – 2540)	1448 (367 – 4446)
2018_seche	192 (156 -236)	293 (235 – 365)
2019_humide	263 (215 – 318)	401 (326 – 487)
2019_seche	158 (130 – 175)	272 (216 – 325)

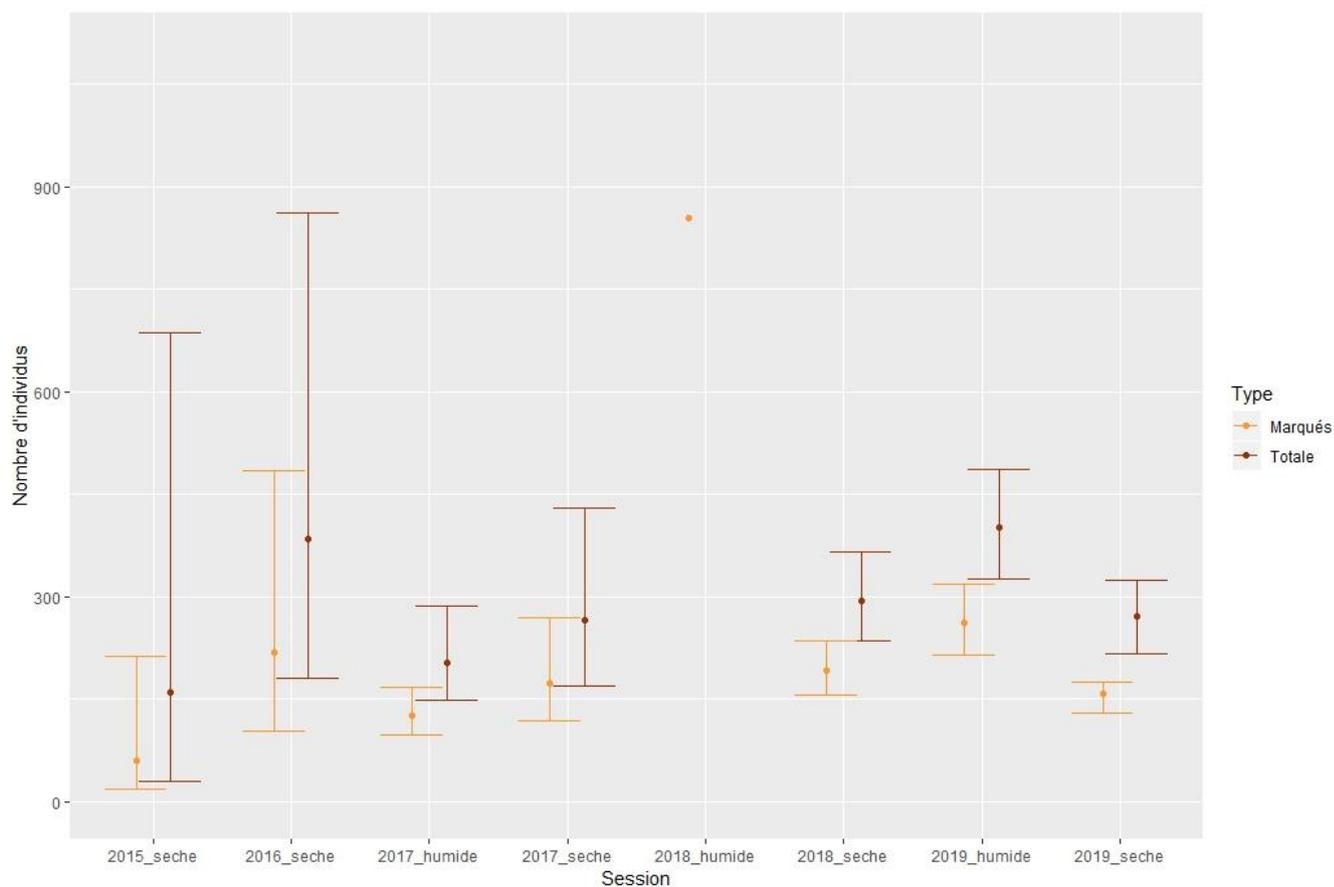


Figure 11 : Estimation du nombre d'individus marqués (orange) et de la taille totale de la population (marron) entre 2015 et 2019. Les estimations de 2018-saison humide ne sont pas représentées car ces valeurs sont absurdes.

Les valeurs calculées pour la session 2018-saison humide sont aberrantes en raison des très faibles probabilités de recapture estimées pour cette session.

La taille de population totale est d'environ 300 à 400 individus. A noter que les estimations de la session 2019-saison sèche sont plus faibles car toutes les données brutes n'ont pas été traitées. Il est possible que les estimations de la taille de la population augmentent au fur et à mesure de l'enrichissement du catalogue.

Estimation d'abondance : Distance Sampling vs CMR

La méthode du Distance Sampling permet d'estimer le nombre d'individus présents sur la zone pendant la période d'étude alors que la méthode CMR permet d'estimer le nombre (plus grand) d'individus de la population qui passent par la zone d'étude (Williams and Thomas 2009). Il y aurait donc en moyenne 100 individus sur la zone (estimation avec le Distance Sampling) mais ce ne sont pas toujours les mêmes et la population est beaucoup plus grande (estimations CMR). Il y a au moins 300-400 individus, mais là encore ce chiffre est certainement sous-estimé car le catalogue d'identification n'est pas stabilisé.

L'approche par Distance Sampling demande beaucoup d'effort pour avoir un nombre d'observations suffisant. Il faudrait mettre en place une estimation de la probabilité de détection sur la ligne de transect pour corriger l'estimation de la densité. L'approche CMR est plus couteuse en temps de traitement des données mais les résultats sont plus représentatifs de l'ensemble de la population, ou du moins la fraction qui fréquente la zone d'étude.

Le protocole mis en place en 2019 comprend 4 campagnes annuelles (deux en saison des pluies et deux en saison sèche), soit une campagne par trimestre. Chacun inclue 4 sorties consécutives réparties sur 15 jours. Il apparait que ce protocole peut être poursuivi puisque le graphique des probabilités de capture montre une stabilisation à partir de la date de mise en place de ces campagnes. Il est donc pertinent de poursuivre cette méthode.

Concernant la zone d'étude, il est encouragé de poursuivre les prospections dans la même zone en 2020. Si de nouveaux individus sont encore intégrés au catalogue, alors il sera pertinent d'élargir la zone. Une nouvelle analyse à la fin de l'année 2020 permettra d'évaluer la pertinence de la zone d'étude.

Références

- Bordin, A., and Cozannet, N. 2018. Rapport d'activité à mi-parcours du Projet COAST : Connaissance, Observation, Animation en faveur du SoTalie. 60 pp.
- Bordin, A., Vanhoucke, M., and Rufay, V. 2018. Inventaire faunistique, floristique, sédimentaires et suivi des espèces protégées sur les chenaux du Kourou et du Mahury – PT-03-18 – Lot N°4 : Inventaire des espèces patrimoniales, protégées ou vulnérables marines et aquatiques – Dégrad des Cannes/secteur du Mahury et des Ilets de Rémire – Rapport HYDRECO-Biotope-NBC-GEPOG-CARSO CARAIBES/Grand Port maritime de la Guyane. 110pp.
- Cantor, M., L. Wedekin, F. Daura-Jorge, M. Rossi-Santos, and P. Simoes-Lopes. 2012. Assessing population parameters and trends of Guiana dolphins (*Sotalia guianensis*): An eight-year mark-recapture study. *Marine Mammal Science* 28:63–83.
- Cubaynes, S., R. Pradel, R. Choquet, C. Duchamp, J. M. Gaillard, J. D. Lebreton, E. Marboutin, C. Miquel, A. M. Reboulet, C. Poillot, P. Taberlet, and O. Gimenez. 2010. Importance of Accounting for detection heterogeneity when estimating abundance: the case of French wolves. *Conservation Biology* 24:621–626.
- Flach, L., P. A. Flach, and A. G. Chiarello. 2008. Density, abundance and distribution of the guiana dolphin, (*Sotalia guianensis* van Benéden, 1864) in Sepetiba Bay, Southeast Brazil. *Journal of Cetacean Research and Management* 10:31–36.
- Lunardi, D. G., and R. G. Ferreira. 2014. Fission-fusion dynamics of Guiana dolphin (*Sotalia guianensis*) groups at Pipa Bay, Rio Grande do Norte, Brazil. *Marine Mammal Science* 30:1401–1416.
- Mansur, R., S. Strindberg, and B. Smith. 2012. Mark-resight abundance and survival estimation of Indo-Pacific bottlenose dolphins, *Tursiops aduncus*, in the Swatch-of-No-Ground, Bangladesh. *Marine Mammal Science*.
- Santostasi, N. L., S. Bonizzoni, G. Bearzi, L. Eddy, and O. Gimenez. 2016. A Robust Design Capture-Recapture Analysis of Abundance, Survival and Temporary Emigration of Three Odontocete Species in the Gulf of Corinth, Greece. *Plos One* 11:e0166650.
- Silva, M., S. Magalhães, and R. Prieto. 2009. Estimating survival and abundance in a bottlenose dolphin population taking into account transience and temporary emigration. *Marine Ecology Progress Series* 392:263–276.
- Williams, R., and L. Thomas. 2009. Cost-effective abundance estimation of rare animals: Testing performance of small-boat surveys for killer whales in British Columbia. *Biological Conservation* 142:1542–1547.