

La Grive à pieds jaunes (*Turdus lherminieri*) en Guadeloupe : Etat des connaissances sur l'importance et la répartition des effectifs

Cyril Eraud, Anthony Levesque, Guy Van Laere
& Hervé Magnin



Remerciements

Les plus vifs remerciements s'adressent aux collaborateurs du programme :

Gilles Leblond (BIOS), Jules Chiffard (ONCFS), Laurent Malglaive (AMAZONA), Frantz Duzont (AMAZONA), Emilie Arnoux (Université de Bourgogne), Bruno Faivre (Université de Bourgogne), Stéphane Garnier (Université de Bourgogne), Alban Thomas (ONCFS), François Cavallo (ONCFS), Olivier Carlotti (PNG), Georges Petit-Lebrun (PNG), Nadia Liagre (PNG), Anasthase Ramsahai (PNG), Patrice Segrétier (PNG), Jean Lubin (PNG), Jocelyn Thrace (PNG), Eric Bosle (PNG), Isabelle Rivault (ONCFS), Florence Omnès-Daeron (ONCFS), Valérie Guérineau (ONCFS), Sylvie Forgeard (ONCFS), David Laffitte (ONCFS), Anaïs Charbonnel (ONCFS), Jean-Marie Boutin (ONCFS), Louis Redaud (DEAL971), Evelyne Foucrier (DEAL971), Didier Lopez (DEAL971), Luc Legendre (DEAL971), Jérôme Blanchet (DEAL971), David Rozet (ONCFS), Jean-Simon Ramdine (ONCFS), Jean Boyer (ONCFS), David Pinaud (CEBC-CNRS), Christophe Barbaud (CEBC-CNRS), M. & Mme Chaulet (Parc de la Valombreuse), Department of Environment of Montserrat and Ministry of Agriculture (G. Gray & J. Daley), Forestry in Commonwealth of Dominica (M. Burton, J. Arlington, S. Durand & B. Jon Baptist), Forestry Department in Santa Lucia (A. Dornelly, A. Toussaint & M. Bobb) et Edouard Bénito-Espinal.



Ce volet de recherche a bénéficié du soutien financier de l'Europe (Fonds Européen de Développement Régional¹) et de la Direction de l'Environnement de l'Aménagement et du Logement de Guadeloupe (DEAL 971²) ainsi que de la contribution technique du Parc National de Guadeloupe

¹ Fonds structurels européens FEDER, Opération n°2.4 /-30528

² Convention n°2009-033/SAPNSP/C

Auteurs : Cyril Eraud^{1§} (Coordinateur Scientifique), Anthony Levesque², Guy Van Laere³ & Hervé Magnin³

¹ Office National de la Chasse et de la Faune Sauvage. Direction des Etudes et de la Recherche. CNERA Avifaune migratrice. Réserve de Chizé. Carrefour de la Canauderie, 79 360 Villiers-en-Bois. ² Office National de la Chasse et de la Faune Sauvage. Cellule technique des Antilles françaises. Chemin de Boyer - Section Boisbert, 97 129 Lamentin. ³ Parc National de la Guadeloupe. Service Biodiversité. Habitation Beausoleil. Montéran - BP 93, 97120 Saint-Claude.

[§] **Contact :** cyril.eraud@oncfs.gouv.fr. Téléphone (Standard): (+33) (0)5 49 09 74 12. Télécopie : (+33) 5 49 09 68 80

Citation recommandée : Eraud C., Levesque A., Van Laere G. & Magnin H. (2013). *La Grive à pieds jaunes (Turdus ilherminieri) en Guadeloupe : État des connaissances sur l'importance et la répartition des effectifs*. Rapport d'étude ONCFS-Parc National Guadeloupe.

Table des matières

Contexte général du programme de recherche	1
1. Méthodologie générale de récolte des données	1
1.1. Stratégie et effort d'échantillonnage	1
1.2. Méthodologie d'inventaire de l'avifaune	2
2. Profil d'abondance de l'espèce	2
3. Qualité des habitats et répartition potentielle	3
4. Estimation de la taille de la population	5
4.1. Stratification du territoire en grandes unités écologiques (Phase 1)	5
4.2. Estimation des densités d'oiseaux par unité écologique (Phase 2)	5
4.3. Estimation des effectifs à l'échelle de la Guadeloupe (Phase 3)	9
4.4. Evaluation de part des populations hébergées par le Parc National	10
5. Limites et biais attachés aux estimations des effectifs	11
5.1. Limites et biais attachés aux estimations des effectifs	11
5.2. Perspectives de recherche	12
Références bibliographiques	13
Annexes	

Contexte du programme de recherche

Les espèces endémiques se caractérisent par de petites populations et des aires de répartition géographique restreintes. Ces différentes caractéristiques sont source d'une fragilité structurelle qui les expose d'avantage aux risques d'extinction, lesquels se montrent par ailleurs renforcés dans un contexte d'insularité et d'exploitation cynégétique. Pour les espèces concernées, l'évaluation et/ou l'élaboration de mesures de gestion conservatoire se heurtent bien souvent à une profonde méconnaissance de leurs profils d'abondance et du fonctionnement de leurs populations. Dans ce contexte, un programme d'étude, financé par le FEDER et la DEAL971, et dédié à la Grive à pieds jaunes (*Turdus lherminieri*) a été conduit entre 2009 et 2011 sur le territoire de la Guadeloupe en partenariat avec le Parc National et l'Université de Bourgogne.

Ce rapport synthétise les principaux acquis de ce programme en ce qui concerne l'importance et la répartition des effectifs sur l'île. La plupart de ces résultats sont extraits du rapport d'étude suivant : Eraud C., Magnin H., Van Laere G., Arnoux E. & Levesque A. (2012). *Biologie des populations et statut de conservation des oiseaux endémiques des Antilles en Guadeloupe*. Rapport d'étude ONCFS-Parc National Guadeloupe.

1. Méthodologie générale de récolte des données

1.1. Stratégie et effort d'échantillonnage

Afin d'appréhender la forte hétérogénéité du contexte environnemental de la Guadeloupe, la sélection et la localisation des stations échantillons ont été conduites selon un plan d'échantillonnage de type aléatoire et stratifié (Coe 2006) selon les grandes unités écologiques définies par Rousteau (1996). Pratiquement et à l'aide de jeux de données spatialisées fournies par le Parc National et d'outils de traitement de l'information géographique (i.e. SIG, ArcView), un échantillon de 40 à 50 stations a été tiré aléatoirement dans chacune des principales unités (zones urbaines et unités marginales exclues). Une distance minimale de 400 m a été appliquée entre les stations, à l'exception toutefois des stations localisées sur des terrains difficiles d'accès (cf. infra). Afin d'assurer leur accessibilité, les différentes stations ont été repositionnées sur la voie d'accès la plus proche, en privilégiant les voies à faible circulation telles que les routes secondaires et les chemins. Cette méthode a permis d'assurer une bonne représentation des principaux contextes environnementaux, en évitant que les plus rares ne soient sous-échantillonnés.

Compte-tenu des difficultés d'accès à certains territoires de la Basse-Terre, liées notamment au relief, à la densité du manteau forestier, ainsi qu'au faible nombre de voies d'accès, l'échantillonnage de certaines unités écologiques sur ces zones a été conduit en distribuant les stations échantillons le long d'itinéraires formés par les pistes disponibles. Une distance minimale proche de 200 m entre les stations a néanmoins été appliquée afin d'éviter la présence de doublons dans les inventaires. La partie la plus sommitale de la Basse-Terre n'a pu être prospectée en raison des difficultés d'accès trop importantes.

Au total, ce sont ainsi 991 stations qui ont été inventoriées au terme de 3 saisons de terrain (2009, 2010 et 2011) et pour lesquelles les données ont été validées (Fig. 1).

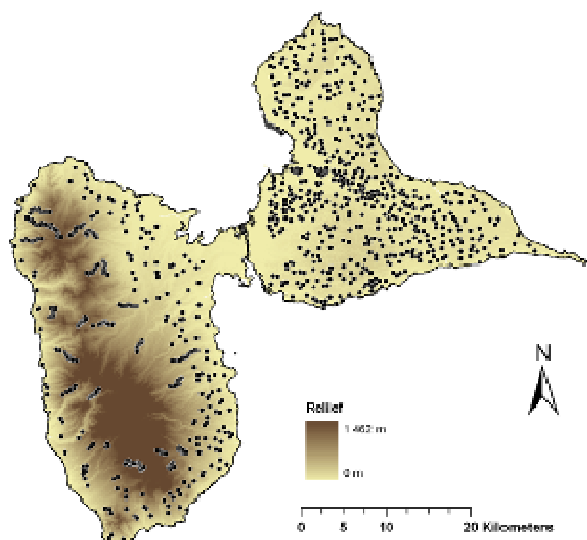


Figure 1. Carte de répartition des 991 stations échantillons inventoriées sur la période 2009-2011 et retenues pour les analyses.

1.2. Méthodologie d'inventaire de l'avifaune

Les inventaires de l'avifaune sur les différentes stations ont été réalisés selon la méthode des points d'écoute (Blondel *et al.* 1970). Au plan méthodologique, cette méthode repose sur un réseau d'unités échantillons de forme circulaire (i.e. points) sur lesquelles sont dénombrés les oiseaux vus et/ou entendus dans un intervalle de temps préalablement défini. Dans le cadre du présent travail, le rayon maximal de détection a été fixé à 100 m et le temps imparti à l'écoute/observation a été fixé à 5 minutes. Chaque point a été inventorié à deux reprises au cours de la saison : une première fois entre la mi-avril et la mi-mai ; une seconde fois entre la mi-juin et la mi-juillet, afin de tenir compte de la phénologie de la reproduction de l'espèce.

Les dénombrements ont été conduits dans les premières heures qui ont suivi le lever du soleil, en excluant toutefois le choris matinal de la première demi-heure, lequel rend très délicat l'identification des oiseaux. La localisation de chaque oiseau détecté était cartographiée sur une fiche de terrain remise à chaque observateur. Afin d'aider les observateurs à positionner précisément les oiseaux, chaque fiche de terrain était composée d'une photo aérienne en couleur du point d'écoute, la plus précise possible, et sur laquelle les observations étaient reportées. Cette approche n'a toutefois pas été utilisée pour les points situés en forêt, la localisation des oiseaux étant reportée sur un fond vierge figurant uniquement le cercle d'écoute.

2. Profil d'abondance de l'espèce

Au total, 202 oiseaux ont été contactés au cours des trois saisons de terrain. La présence de l'espèce a été détectée sur 142 des 991 stations (points) échantillons (Fig. 2). En moyenne (± 1 erreur-type), l'abondance s'établit à 0.173 (± 0.014) oiseaux / point. Les abondances locales les plus élevées s'enregistrent sur les territoires boisés de la Basse-Terre, aussi bien au sein, qu'en dehors de l'emprise du Parc National (Fig. 3). En Grande-Terre, l'espèce se révèle confinée aux forêts marécageuses et à quelques localités des Grands Fonds (Fig. 2 & 3).

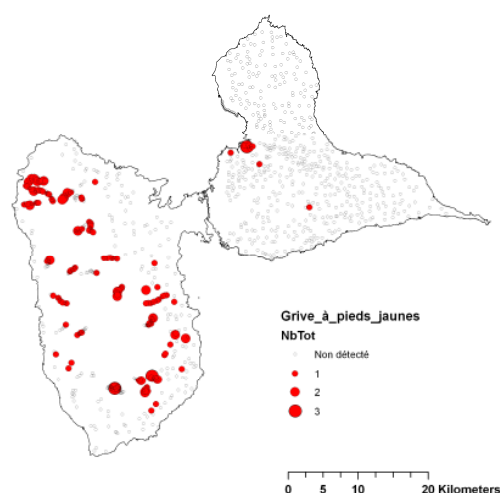


Figure 2. Abondance de la Grive à pieds jaunes par station échantillon. La valeur figurée représente le nombre maximal d'individus vu et/ou entendus, enregistrés au cours des deux dénombrements conduits sur chaque station au terme des trois saisons d'inventaires (2009-2011).

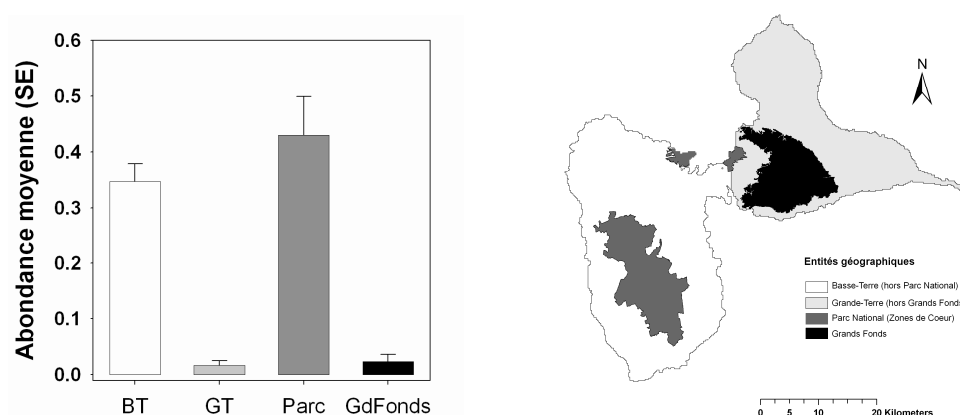


Figure 3. Abondance moyenne de la Grive à pieds jaunes par station échantillon selon les grandes entités géographiques. Ces entités ont été définies comme suit : □) les territoires de la Basse-Terre (BT) en dehors des limites du Parc National, ■) les territoires de la Grande-Terre (GT) en dehors de l'entité des Grands Fonds, ■) les territoires intégrés aux différentes zones de cœurs du Parc National (Parc) et ■) les territoires de la Grande-Terre affiliés aux Grands Fonds (GdFonds). Les valeurs moyennes sont calculées sur la base du nombre maximal d'individus vu et/ou entendus enregistrés au cours des deux dénombrements conduits sur chaque station au terme des trois saisons d'inventaires (2009-2011). Les barres d'erreurs figurent l'erreur type de la moyenne (SE). Les 991 stations échantillons se répartissent comme suit : BT = 357, GT = 418, Parc = 86 et GdFonds = 130.

3. Qualité des habitats et répartition potentielle

Afin d'apprécier les potentialités d'accueil pour l'espèce à l'échelle de l'île et évaluer en parallèle la fraction sécurisée par l'emprise du Parc National de la Guadeloupe, la niche écologique de l'espèce a été approximée. A cet effet, une cartographie de la qualité des habitats a été établie sur la base d'une analyse factorielle de niche écologique (*Ecological Niche Factor Analysis*, Hirzel *et al.* 2002) mettant en relation des données de présence de l'espèce sur un réseau de sites avec leurs caractéristiques environnementales (e.g. taux d'urbanisation, occupation du sol, degré de fragmentation de la matrice paysagère, nature et conformation du manteau forestier, topographie, climat, ...). L'occurrence de l'espèce a été appréciée sur la base de l'inventaire des 991 points d'écoute répartis selon les grandes unités écologiques, mais aussi à partir d'observations obtenues lors de relevés de terrain annexes (e.g. sessions de capture, prospection, ...).

Les analyses indiquent que l'espèce recherche des sites caractérisés par un fort régime de précipitations, une altitude élevée et surtout un manteau forestier de type « humide » (Forêts marécageuses et/ou forêts avec précipitations > 1500 mm/an) et cohésif. A l'inverse, un fort évitement est noté envers les paysages urbanisés, morcelés ou dédiés majoritairement à

l'agriculture (canne à sucre et bananeraie incluses). Si l'on ne considère que les habitats à très forte potentialité (i.e. score ≥ 75 , Fig. 4), la Basse-Terre concentrerait à elle seule 96% des surfaces concernées. Environ, 46% des habitats à fort potentiel bénéficieraient de la protection du Parc National.

En Grande-Terre, les surfaces potentiellement très favorables à l'espèce s'y révèlent très faibles (i.e. $<4\%$) et par ailleurs exposées au mitage causé par l'urbanisation.

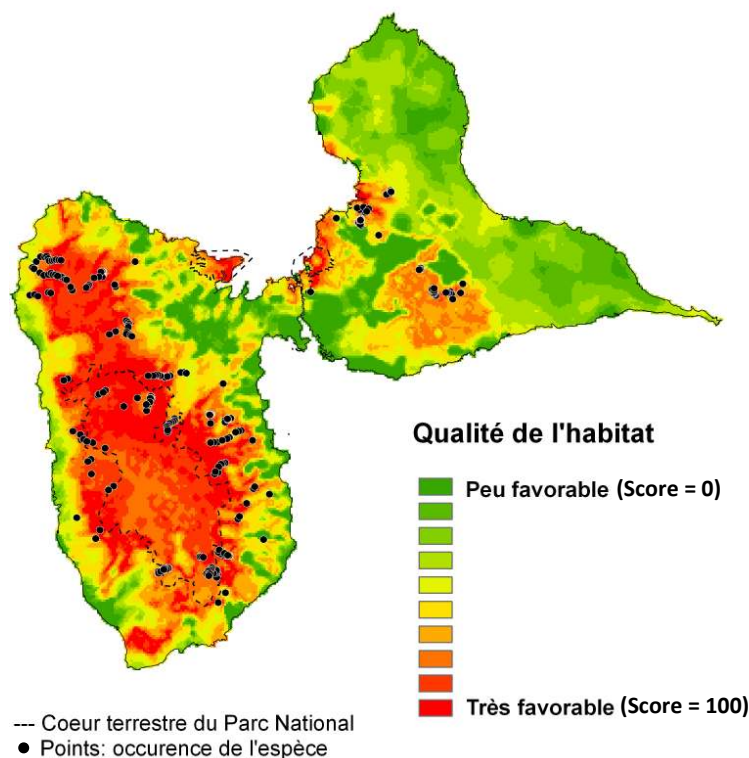


Figure 4. Résultats de la modélisation de la niche écologique de la Grive à pieds jaunes à l'aide de l'analyse de type *Ecological Niche Factor Analysis*. La carte exprime un gradient de potentialité des habitats pour l'espèce. Avec 0 = habitat très défavorable et 100 = habitat très favorable. La résolution de la carte est de 200 m x 200 m. ● points d'occurrence incluant les résultats du suivi des 991 stations ainsi que des contacts obtenus lors d'opérations de relevés de terrain.

4. Estimation de la taille de la population

Les effectifs ont été évalués selon un axe méthodologique articulé en trois phases :

- **Phase 1)** Une stratification du territoire de l'île en grandes unités écologiques et/ou paysagères permettant d'appréhender l'hétérogénéité des contextes environnementaux à la fois en Grande-Terre et en Basse-Terre,
- **Phase 2)** Une estimation de la densité moyenne de l'espèce dans chacune de ces unités (sur la base des opérations de dénombrements conduites entre 2009 et 2011),
- **Phase 3)** Une évaluation des effectifs à l'échelle de la Guadeloupe, intégrant les densités d'oiseaux/unité écologique et les surfaces occupées par chaque /unité dans l'île.

4.1. Stratification du territoire en grandes unités écologiques (Phase 1)

1° - Stratification d'après les travaux de Rousteau (1996)

Une première approche s'est appuyée sur la cartographie des grandes unités écologiques de la Guadeloupe établie par Rousteau (1996) et sur laquelle s'est préalablement appuyée la stratégie globale d'échantillonnage de l'avifaune (cf. § 1.1). Pour la Grande-Terre et la Basse-Terre, ce sont respectivement 12 et cinq unités écologiques qui ont ainsi été retenues comme autant de strates (Annexe 1). Ce nombre d'unités correspond à un compromis entre d'une part, la nécessité d'appréhender les contextes environnementaux à l'aide d'une classification la plus précise possible et d'autre part, celle de conserver un effort d'échantillonnage conséquent par strate (i.e. nombre de points d'écoute/strate).

2° - Stratification selon la nomenclature Corine Land Cover 2006

La seconde approche s'est appuyée sur la cartographie de l'occupation du sol établie par le programme Corine Land Cover 2006 (Source : Union européenne – SOeS, CORINE Land Cover, 2006). A cet effet, le niveau 3 de la nomenclature CLC2006 a été utilisé (Annexe 1). L'aire échantillonnée par chaque station échantillon de 100 m de rayon pouvant recouper plusieurs types d'habitat, chacune des 991 stations échantillons a été rattachée au poste d'occupation du sol majoritaire. Lorsque l'effort d'échantillonnage le permettait, une dichotomie Grande-Terre vs. Basse-Terre a été appliquée à un même poste d'habitat afin de prendre en compte l'hétérogénéité susceptible d'exister entre ces deux entités géographiques. Les postes CLC2006 n'ayant pas fait l'objet d'un échantillonnage ont été exclus des analyses.

4.2. Estimation des densités d'oiseaux par unité écologique (Phase 2)

1° - Prise en compte de la capacité de détection

La densité moyenne de Grives à pieds jaunes selon les grandes unités écologiques a été appréciée sur la base des données fournies par les opérations de dénombrements conduites entre 2009 et 2011 et utilisant la méthode des points d'écoute (cf. §1.2).

L'utilisation de la méthode des points d'écoute comme estimateur de la densité d'oiseaux requière toutefois que l'ensemble des individus N qui résident sur les aires échantillonnées soit comptabilisé sans biais. Sous cette condition, la densité D est estimée selon : $D = N/nA$, avec n le nombre de points d'écoute et A la surface échantillonnée par chaque point d'écoute (i.e. $\pi \times \text{rayon du cercle}^2$). Cependant, il est reconnu que les résultats fournis par la méthode des points d'écoute n'expriment qu'une fraction des effectifs réels (McCallum 2005). D'une manière générale, le résultat d'un dénombrement conduit selon cette méthode est considéré comme une variable aléatoire dont l'espérance correspond au produit des effectifs réels (N) et de la probabilité qu'un membre de N soit détecté et inclus dans le résultat du comptage (Pollock *et al.* 2002). La probabilité de détection (p) constitue par conséquent une composante importante du processus qui génère le résultat d'un dénombrement. Aussi, pour être robustes, les estimations de densité requièrent en parallèle une estimation de p . Dans le cadre de nos travaux, ce paramètre a été explicitement pris en compte dans les calculs de densités grâce à l'utilisation de la technique du « *Distance sampling* ».

2° - La méthode du « Distance sampling »

Lors des opérations de dénombrements, la localisation de chaque oiseau détecté a été reportée sur une carte (cf. §1.2). Ces données ont été utilisées pour mesurer *a posteriori* la distance entre l'observateur et chaque oiseau détecté. La distribution des distances observées a été utilisée pour

modéliser la probabilité de détection (p) comme une fonction de détection monotone $g(d)$ qui décline avec la distance (Buckland *et al.* 1993, 2001 ; Farnsworth *et al.* 2005). Cette fonction décrit la probabilité qu'un oiseau soit détecté à une distance d de l'observateur. La forme de la relation entre d et p pouvant varier, la fonction $g(d)$ a été approximée à partir d'un choix de fonctions de formes différentes et suggérées par Buckland *et al.* (2001). Celles-ci incluent les fonctions de base *Half-Normal*, *Uniforme* et *Hazard-Rate* complétées éventuellement par des fonctions d'ajustement de type *Cosine*, *Polynomiale* ou *Hermite-Polynomiale*.

Pour la Grive à pieds jaunes, les cris d'alarme ont également été considérés comme une indication de présence d'un territoire. Les dénombrements sur chacune des 991 stations échantillons ayant été réitérés à deux reprises sur la saison, la procédure suivante de sélection des données a été utilisée afin de garantir l'indépendance des données :

i) Pour un point d'écoute donné, nous avons maximisé le nombre d'observations en retenant les données du passage où le nombre d'individus différents était le plus élevé.

ii) Lorsque le nombre d'individus par passage était identique, les données ont été sélectionnées à partir d'un tirage aléatoire du passage à intégrer aux analyses. Le package « *Sampling* » développé pour le logiciel *R* a été utilisé à cet effet.

3°- Procédure de modélisation et sélection des fonctions de détection

Les estimations de densité et de probabilité de détection ont été conduites à l'aide du logiciel DISTANCE 6.0 (Thomas *et al.* 2009) selon la procédure suggérée par Buckland *et al.* (2001). Pratiquement, la sélection de la fonction de détection a été guidée à la fois par le critère d'Akaike (AIC), la qualité d'ajustement du modèle (GOF) et le coefficient de variation associé à la probabilité de détection (PCV). Nous avons considéré une fonction de détection commune à l'ensemble des unités écologiques afin de conserver un nombre suffisant d'observations nécessaire à son estimation. Selon Buckland *et al.* (2001) un minimum de 75 à 100 observations est en effet nécessaire afin de garantir la robustesse des estimations face aux fortes variations de détectabilité des individus liées aux observateurs ou à l'habitat.

Les distances d'observation des différents individus ont été regroupées par classes afin de compenser pour la présence de valeurs récurrentes de distance (i.e. lorsqu'un observateur positionne souvent les individus à une même distance), mais aussi pour la présence de mouvements d'évasion de la part des oiseaux. Ce dernier phénomène intervient lorsque les oiseaux cessent de chanter, se dissimulent ou encore s'éloignent lorsque l'observateur prend position au centre du point d'écoute. Afin de pallier à ce phénomène, une troncature appropriée des données les plus proches de l'observateur peut être opérée (« *Troncature à gauche* » Buckland *et al.* 2001). L'examen des distances de détection chez la Grive à pieds jaunes n'a pas révélé de phénomène d'évasion très marqué. Celui-ci ne concernant que les tous premiers mètres, nous avons adapté la largeur du premier intervalle de distance en conséquence. Bien que le rayon maximal des points d'écoute était préalablement fixé (i.e. 100m ; cf. section 2.1), les observations les plus éloignées (à hauteur de 10% du nombre d'observations) ont également été exclues des analyses conformément aux recommandations de Buckland *et al.* (« *Troncature à droite* » 2001).

Les résultats de la procédure de sélection des fonctions de détection sont synthétisés au tableau 1. La fonction de détection la plus appropriée (*half-normal*) a été sélectionnée sur la base des critères suivants : un critère d'Akaike le plus faible (score AIC), un bon ajustement du modèle (GOF- P) aux données et un coefficient de variation attaché à la probabilité de détection (PCV) inférieur à 20%.

Tableau 1. Sélection et qualité d'ajustement des différents modèles ajustés aux données de distance de détection. Le modèle retenu pour l'estimation des densités est figuré en caractères gras. Avec nP : nombre de paramètres du modèle, ΔAIC : différence de score AIC avec le modèle le plus parcimonieux, AIC : critère d'Akaike, GOF- P : la probabilité associée au test d'ajustement du modèle (avec 1 : ajustement parfait. Si $P < 0.05$: mauvais ajustement), Pr : probabilité de détection et PCV le coefficient de variation de Pr exprimé en %. Le nombre d'observations incluses dans les analyses est indiqué (n) ainsi que l'étendue des distances après troncature à droite.

Espèce	Modèle	nP	ΔAIC	AIC	GOF- P	Pr	PCV (%)
Grive à pieds jaunes $n = 149$ (0-90 m)	Half-Normal + Hermite Polynomiale	1	0.00	455.86	0.83	0.42	11.00
	Uniforme + Cosine	1	0.83	456.68	0.63	0.41	8.09
	Uniforme + Polynomiale	1	1.39	457.25	0.50	0.53	5.85
	Hazard-Rate	3	3.34	459.19	0.65	0.34	21.73

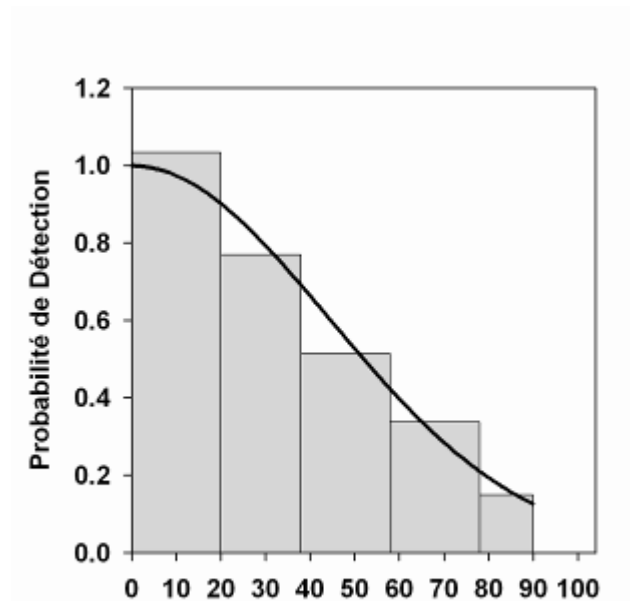


Figure 5. Illustration de la fonction de détection (—) selon la distance chez la Grive à pieds jaunes. Les barres d'histogrammes (■) figurent la densité des observations réalisées par classe de distance (exprimée en mètres). Les données d'observations excluent après troncature à droite (i.e. 90 m) ne sont pas figurées.

4°- Estimation des densités et facteur correctif

Sur la base de la fonction de détection sélectionnée (Tab. 1), les densités par unité écologique ont été estimées à l'aide du logiciel DISTANCE en utilisant la procédure de « *Post-stratification* » (voir Thomas *et al.* 2009 pour plus de détails). Cette analyse a été conduite séparément pour chacune des deux approches de stratification (i.e. selon Rousteau 1996) ou la nomenclature Corine Land Cover 2006). Les estimations sont fournies accompagnées d'un intervalle de confiance à 95% calculé à partir de la variance empirique (Thomas *et al.* 2009).

Un postulat important de la méthodologie du *Distance Sampling* implique cependant qu'à une distance égale à zéro de l'observateur, la probabilité de détection doit être égale à 1 (i.e. $g(0) = 1$). En d'autres termes, il est attendu qu'à $g(0)$, l'ensemble des oiseaux soit détecté. Cette condition implique par conséquent que l'ensemble des oiseaux se rende disponible pendant la durée d'échantillonnage et ce dernier aspect peut se révéler fortement influencé par l'heure à laquelle sont conduits les dénombrements. En effet, si ces derniers sont conduits en dehors de la période optimale de chant des espèces, la condition $g(0) = 1$ peut être fortement violée, conduisant à une sous-estimation de la densité locale. Dans le cadre du présent suivi, les dénombrements ont été réalisés dans les premières heures qui suivaient le lever du soleil, tranche horaire habituellement retenue car correspondant au pic d'activité vocale de nombreuses espèces. En moyenne, lors du premier et du

second passage, les dénombrements ont été réalisés respectivement ($\pm$ SE) 98 ± 1.9 mn et 86 ± 1.7 mn après l'heure de lever du soleil.

Au cours de sessions de capture de Grive à pieds jaunes conduites en 2009 et 2010, une forte activité vocale des grives à pieds jaunes a été constatée avant le lever du soleil. Nous avons ainsi recherché à évaluer la représentativité des résultats fournis par les dénombrements réalisés dans les conditions du protocole, en comparaison de ceux obtenus par des dénombrements réalisés dans l'heure qui précédait le lever du soleil. A cet effet, 69 points d'écoute distribués dans les habitats de prédilection de l'espèce (i.e. milieux forestiers de la Basse-Terre et forêt marécageuse de Grande-Terre) ont été inventoriés à deux reprises au printemps 2011. Au cours de la même matinée, chaque point a ainsi été inventorié la nuit puis le jour. En moyenne ($\pm$ SE), les dénombrements nocturnes ont été réalisés 51.1 ± 2.1 min avant le lever du soleil, tandis que les dénombrements diurnes ont été réalisés 77.7 ± 2.1 min après le lever du soleil.

Afin d'apprécier finement le comportement de vocalisation chez cette espèce, La durée de cinq minutes impartie à l'écoute /observation a été décomposée en cinq intervalles de une minute. Cette décomposition du temps d'écoute en intervalles se conforme au protocole requis par l'approche proposée par Alldredge *et al.* (2007), laquelle permet d'estimer et d'incorporer la probabilité de détection des espèces dans le processus de modélisation de leur abondance. Ce protocole a consisté à enregistrer les intervalles successifs dans lesquels les oiseaux se manifestaient oralement (chant et/ou cri d'alarme). Pour chaque oiseau contacté, cette information a été retranscrite sous la forme d'une histoire de détection/non-détection (e.g. un oiseau chanteur détecté dans le premier et le troisième intervalle était noté : 10100).

Au terme du suivi, 128 histoires individuelles de détection/non-détection de Grives à pieds jaunes ont été enregistrées. Sur la base de cet échantillon, nous avons évalué la probabilité de détection ainsi que l'abondance de l'espèce en empruntant le cadre d'analyse de la méthode du « *Time-of-detection* » proposée par Alldredge *et al.* (2007). Cette méthodologie, dérivée des modèles de capture-recapture, permet d'estimer un paramètre de détection correspondant au produit de la probabilité qu'un individu se manifeste oralement dans un intervalle donné (p_d) avec celle d'enregistrer cet individu étant donné qu'il se manifeste (p_o). La structure des modèles utilisés pour estimer la probabilité de détection est celle développée par Huggins (1989) et recommandée dans ce contexte par Alldredge *et al.* (2007). Leur paramétrisation se décline en une suite de modèles inspirés de ceux classiquement utilisés pour estimer la taille d'une population close et les probabilités de capture de ses individus (Annexe 2).

Les résultats de la procédure de sélection des modèles indique que le modèle le plus parcimonieux est le modèle $M_{(Jour/Nuit)} * b$ (Annexe 2). La paramétrisation de ce modèle indique notamment que la détectabilité diffère entre les deux périodes mais aussi que la probabilité de détecter un oiseau dans un intervalle donné est dépendante du fait de l'avoir détecté ou non dans l'intervalle précédent. La nuit, la probabilité de détecter un oiseau pour la première fois dans un intervalle est de $0.42 (\pm 0.05)$ alors qu'elle est de $0.78 (\pm 0.02)$ si l'oiseau a été détecté auparavant. Le jour, ces deux probabilités prennent respectivement les valeurs $0.18 (\pm 0.09)$ et $0.24 (\pm 0.04)$. Ainsi, une plus forte probabilité de détection s'observe avant le lever du soleil.

L'influence de l'heure du dénombrement sur la capacité de détection est illustrée à la figure 6.

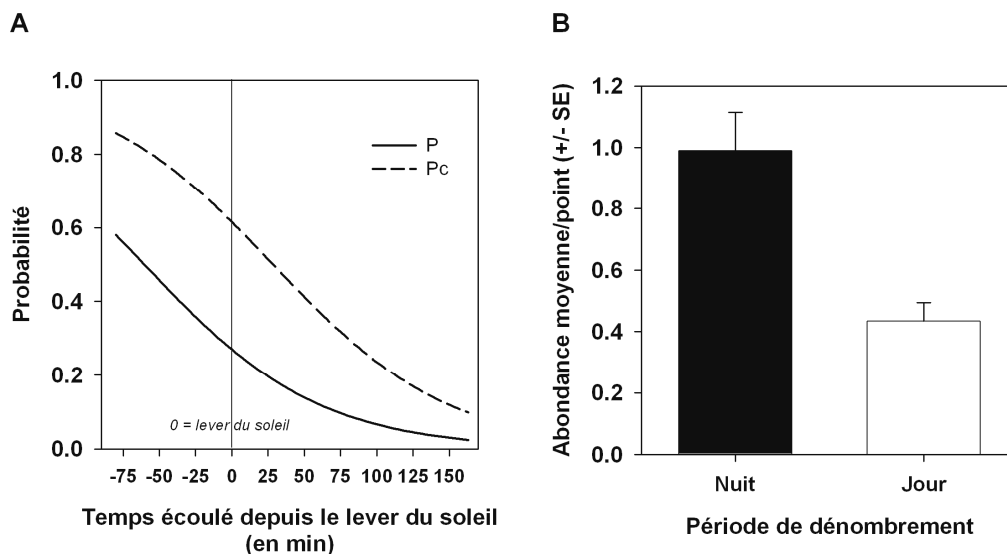


Figure 6. A) Relation entre la probabilité de détecter une Grive à pieds jaunes dans un intervalle de une minute et l'heure à laquelle est opéré le dénombrement. Les estimations sont issues du modèle $M_b + \text{Heure}$. Avec : P) Probabilité de détecter pour la première fois un oiseau dans un intervalle donné et Pc) Probabilité de détecter un oiseau dans un intervalle donné si l'oiseau a déjà été détecté dans l'intervalle précédent. B) Abondance moyenne de Grive à pieds jaunes détectées (nb. d'oiseaux entendus par point) avant et après le lever du soleil (Nuit vs. Jour) sur le même lot de

Cette différence de capacité de détection se traduit par un fort contraste entre les effectifs dénombrés de nuit et ceux dénombrés de jour sur les mêmes points d'écoute. 89 individus ont ainsi été détectés lors des dénombrements nocturnes, contre 39 lors des dénombrements diurnes. En moyenne ($\pm$ SE), l'abondance nocturne s'élevait à 0.989 ($\pm$ 0.13) oiseaux tandis que l'abondance diurne aux mêmes points était de 0.433 ($\pm$ 0.06) oiseaux (Fig. 6B). Une des hypothèses pour expliquer cette différence est que les oiseaux aient été perturbés par le passage nocturne de l'observateur sur les différents points d'écoute. Cependant, cette hypothèse paraît peu probable compte-tenu du délai entre le passage nocturne et diurne sur chacun des points. En moyenne, les deux inventaires étaient espacés d'une période suffisante pour permettre aux oiseaux de recouvrer leur quiétude. Une seconde hypothèse beaucoup plus plausible est que le pic de l'activité de chant de l'espèce s'établit avant le lever du soleil puis décline par la suite. La disponibilité des oiseaux à la détection déclinerait ainsi à mesure que le jour avance, ce que semblent illustrer nos résultats (Fig. 6A).

4.3. Estimation des effectifs à l'échelle de la Guadeloupe (Phase 3)

D'une manière générale, ces résultats suggèrent que pour la Grive à pieds jaunes, la condition $g(0) = 1$ requise par la méthodologie du *Distance Sampling* se révélerait être fortement violée avec pour corollaire une sous-estimation de la densité locale. Une hypothèse alternative pour expliquer le nombre élevé de contacts obtenus lors des dénombrements nocturnes impliquerait une mobilité plus importante des oiseaux avant le lever du jour, occasionnant un dénombrement des mêmes individus en différents points d'écoute. Toutefois, cette éventualité ne remet pas en cause notre estimation du patron de détection de l'espèce dans la mesure où celle-ci s'appuie sur le rythme de vocalisation des oiseaux. Par conséquent, et en l'absence d'éléments probants sur l'éventualité d'une mobilité plus importante des oiseaux avant le lever du soleil, nous avons considéré que la différence de résultats entre le jour et la nuit était liée en premier lieu à une différence de disponibilité des oiseaux à la détection. Les estimations de densités (D) ont par conséquent été corrigées en fonction de celles attendues si les dénombrements avaient été conduits avant le lever du soleil. A cet effet et en l'absence de données plus précises, le ratio des abondances locales par période a été utilisé selon la formule: $D_{\text{corrigée}} = D_{\text{jour}} \times (\text{Abondance nuit} / \text{Abondance jour}) = D_{\text{jour}} \times (0.989/0.433)$.

La taille de la population guadeloupéenne a été évaluée en estimant les effectifs hébergés par chaque unité écologique/paysagère puis en additionnant les résultats. Ces résultats sont fournis au tableau 2 et indiquent que la population guadeloupéenne serait comprise en moyenne entre environ 46 000 et 49 000 individus (Tab. 2).

Tableau 2. Estimations des effectifs de Grive à pieds jaunes sur le territoire de la Guadeloupe. Les estimations sont fournies pour chacune des deux approches utilisées pour catégoriser le paysage de l'île en grandes unités écologiques/paysagères. Les bornes inférieures (IC Inf) et supérieures (IC Sup) des intervalles de confiance à 95% sont indiquées.

Espèce	Stratification 1 (d'après Rousteau 1996)			Stratification 2 (d'après Corine LandCover 2006)		
	Estimation	95%IC Inf	95% IC Sup	Estimation	95%IC Inf	95% IC Sup
Grive à pieds jaunes	46 920	33 355	66 008	49 512	35 275	69 497

La comparaison entre les résultats obtenus par les deux approches utilisées pour catégoriser le paysage de l'île témoigne que les estimations basées sur la nomenclature Corine Land Cover sont légèrement supérieures à celles obtenues via l'approche basée sur les travaux de Rousteau (1996). Une des explications plausibles réside probablement dans des différences qualitatives et de résolution des données habitat. Dans l'ensemble toutefois, les estimations fournies par les deux approches se révèlent proches.

4.4. Evaluation de part des populations hébergées par le Parc National

En complément de la phase d'estimation de la taille des populations, nous avons recherché à évaluer la part des effectifs hébergés par les différents périmètres terrestres du Parc National (i.e. Cœur forestier, Marais Lambis et Grande Rivière). A cet effet, les calculs ont intégré i) les surfaces des unités écologiques incluses dans ces différents périmètres et ii) les densités estimées dans les unités écologiques concernées. Les résultats, synthétisés au tableau 3, suggèrent que les différents périmètres terrestres du Parc National ne permettraient pas de sécuriser une part majoritaire des effectifs.

Tableau 3. Estimations des effectifs de Grives à pieds jaunes hébergés au sein des différents périmètres terrestres du Parc National de la Guadeloupe (Cœur forestier, Marais Lambis et Grande Rivière). Les estimations sont fournies pour chacune des deux approches utilisées pour catégoriser le paysage de l'île. Les bornes inférieures (IC Inf) et supérieures (IC Sup) des intervalles de confiance à 95% sont indiquées. La fraction hébergée représente la part (en %) de la population globale (Tab. 2).

Stratification 1 (d'après Rousteau1996)				
Espèces	Estimation	95%IC Inf	95% IC Sup	Fraction hébergée (%)
Grive à pieds jaunes	15 092	10 746	21 195	32.2
Stratification 2 (d'après Corine LandCover 2006)				
Espèces	Estimation	95%IC Inf	95% IC Sup	Fraction hébergée (%)
Grive à pieds jaunes	13 179	9 393	18 491	26.6

5. Conclusion et perspectives

5.1. Limites et biais attachés aux estimations des effectifs

Il est important de mentionner ici certaines limites ainsi que les biais susceptibles d'entourer les estimations de la taille de la population de Grives à pieds jaunes.

- i) Les effectifs hébergés par chacune des unités écologiques ont été calculés en tenant compte à la fois de la densité et de leurs superficies respectives. Cette approche repose sur le postulat que la structure de la matrice paysagère échantillonnée par le réseau de points d'écoute est représentative de celle des unités à travers lesquelles on souhaite extrapoler les densités. En ce qui concerne la catégorisation du paysage conduite à partir des travaux de Rousteau (1996), des analyses complémentaires (voir Eraud *et al.* 2012) ont montré que les éléments dominants et structurants du paysage de chacune des unités écologiques étaient échantillonnés dans des proportions très proches de leurs disponibilités. Compte-tenu des densités estimées et de sa superficie, le manteau forestier de la Basse-Terre contribue de manière importante au total des effectifs. Or, pour les différentes unités forestières, l'appréciation de la représentativité des points d'écoute se révèle difficile faute de données précises sur la nature et la structure du manteau forestier. Par ailleurs, il est vraisemblable que les catégories « *Forêt ombrophile et altimontaine* » et « *Forêt de feuillus en Basse-Terre* » (cf. Annexe 1) soient beaucoup trop génériques, masquant une hétérogénéité des faciès du manteau forestier qui n'est pas assurée d'avoir été prise en compte par la relative faiblesse de l'effort d'échantillonnage causée par les difficultés d'accès sur le terrain.
- ii) La justesse des estimations fournies par la méthode du *Distance Sampling* repose sur trois conditions essentielles (Buckland *et al.* 2001). La première implique qu'à une distance égale à zéro de l'observateur, la probabilité de détection soit égale à 1 (i.e. $g(0) = 1$). Nos résultats ont toutefois montré que cette condition n'était pas remplie pour la Grive à pieds jaunes, impliquant la nécessité de corriger les estimations de densité pour ce phénomène. La méthode de correction utilisée (cf. §4.3.4), si elle constitue une première approche, n'est vraisemblablement pas satisfaisante.

Les deux autres conditions sont 1) que les oiseaux ne soient comptabilisés qu'une seule fois et l'observateur ne cause pas de déplacements d'oiseaux d'un point à un autre au cours de la même session de dénombrement (i.e. double comptage) et 2) que les distances de détection soient évaluées avec précision sur le terrain. Compte-tenu de l'expérience des observateurs impliqués dans les inventaires, nous avons considéré en première approche (cf. §4.3) que ces deux conditions étaient respectées. En ce qui concerne la Basse-Terre, il convient toutefois de reconnaître que la prospection des points d'écoute disposés le long d'itinéraires et parfois distants de moins de 200 m ait pu provoquer des déplacements d'individus d'un point à un autre. Par ailleurs, il convient également de reconnaître que les estimations de distance ne sont probablement pas exemptes de biais, d'une part car la majorité des oiseaux était détecté au chant/cris et d'autre part car des inventaires étaient réalisés dans des milieux fermés et dénués de repères visuels (e.g. forêt). Par ailleurs, rappelons que les analyses ont porté sur un jeu de données regroupant pour chaque point d'écoute, le nombre maximal d'individus obtenus au cours de la saison. Aussi, il ne peut être exclu que cette procédure ait pu artificiellement augmenter la fréquence d'occurrence de l'espèce, en particulier pour les habitats forestiers de la Basse-Terre, échantillonnés à l'aide de chapelets de points espacés parfois de moins de 200 mètres le long d'itinéraires (un même individu pouvant être contacté en deux points adjacents au cours de la saison). Afin de prendre en compte cette éventualité, les analyses ont été reconduites séparément pour chacun des deux passages opérés sur la saison (cf. Annexe 3). Les résultats témoignent d'un fort contraste selon que la taille de la population est estimée à partir des données du passage 1 ou du passage 2 (Tab. 4). **Les résultats basés sur les données du passage 2 se révèlent cependant peu éloignés de ceux obtenus en**

première approche (cf. §4.3). L'évaluation de la part des effectifs hébergés par le Parc National montre également une forte similitude (cf. §4.4).

Tableau 4. Effectifs de Grive à pieds jaunes sur le territoire de la Guadeloupe estimés séparément à partir des données obtenues au cours de chaque passage. Les estimations sont fournies pour chacune des deux approches utilisées pour catégoriser le paysage de l'île en grandes unités écologiques/paysagères. Les bornes inférieures (IC Inf) et supérieures (IC Sup) des intervalles de confiance à 95% sont indiquées.

Effectifs en Guadeloupe	Stratification 1 (d'après Rousteau 1996)			Stratification 2 (d'après Corine LandCover 2006)		
	Estimation	95%IC Inf	95% IC Sup	Estimation	95%IC Inf	95% IC Sup
Passage 1	23895	17391	32864	24735	18161	33690
Passage 2	42042	28703	61588	44630	30547	65206
Moyenne	32969			34682		
Effectifs dans le Parc National ⁽¹⁾						
Passage 1	7628 (31.9%)	5579	10436	6668 (27%)	4899	9076
Passage 2	13666 (32.5%)	9347	19982	12099 (27.1%)	8283	17673
Moyenne	10647 (32.3%)			9383 (27%)		

⁽¹⁾ La part des effectifs hébergés par le Parc National est indiquée entre parenthèses (%)

- iii) Compte-tenu du volume de données nécessaire à la modélisation des fonctions de détection, ces dernières ont été considérées comme homogènes entre les différentes unités écologiques. On ne peut toutefois pas exclure que ces fonctions diffèrent selon les modalités de la matrice du paysage.
- iv) Les estimations d'effectifs se montrent fortement dépendante de la justesse du coefficient de correction empirique (i.e. x 2.28) qui a été appliqué afin de prendre en compte la différence de comportement de chant avant et après le lever du jour (cf. section 4.2.4).
- v) Enfin, dans la mesure où les contacts auditifs incluaient sans dissociation des oiseaux chanteurs (mâles uniquement) mais aussi des cris d'alarme (mâles et femelles), il n'apparaît pas opportun de transposer les effectifs estimés en nombre de couples.

D'une manière générale, les estimations d'effectifs restent toutefois bien supérieures à la population de Montserrat (i.e. 3 100 individus, Young 2008) ainsi qu'à la taille supposée de la population sur l'ensemble des Petites Antilles (i.e. env. 10 000 individus matures, BirdLife 2012).

5.2. Perspectives de recherche

Les différents biais possibles mis en lumière à travers ce travail témoignent de la difficulté d'estimer avec justesse et précision la population guadeloupéenne de Grives à pieds jaunes. Or, ces propriétés se montrent fondamentales dans une optique d'une gestion conservatoire de cette espèce gibier. Dans ce contexte, l'appréciation des **patrons de vocalisation chez la Grive à pieds jaunes constitue un axe de recherche à promouvoir afin de développer une méthodologie de recensement adaptée à l'espèce.**

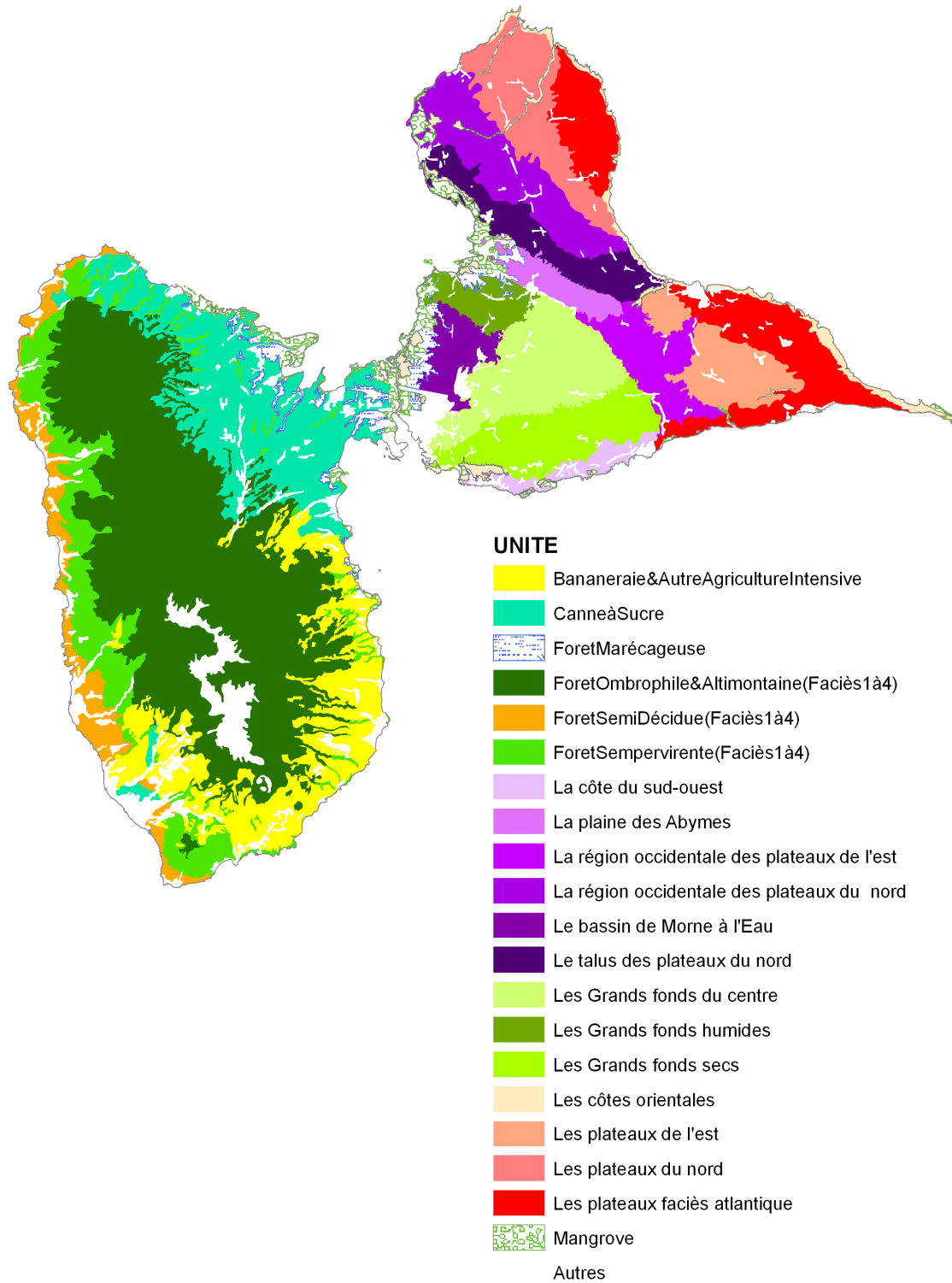
L'appréciation du statut de l'espèce dans les territoires des Grands Fonds se révèle également un axe de travail à développer compte-tenu de son apparente rareté dans ces territoires, mais aussi des menaces qui pèsent sur ses habitats (urbanisation, fragmentation, ...).

Références bibliographiques

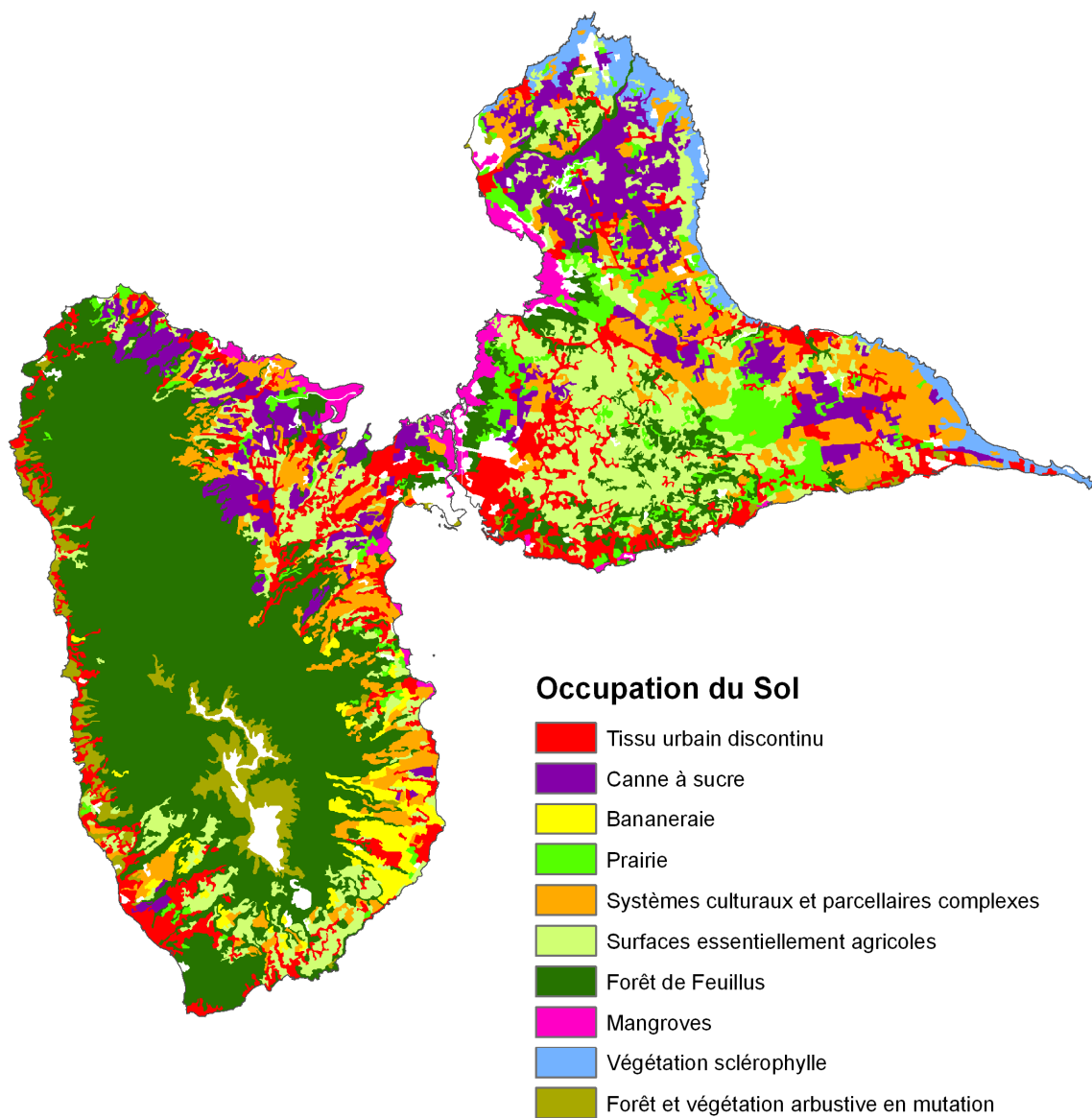
- Allredge, M.W., Pollock, K.H., Simons, T.R., Collazo, J.A. & Shriner, S.A. (2007). Time of detection method for estimating abundance from point count surveys. *Auk* 124:653–664.
- BirdLife International (2012). Species factsheet: *Turdus lherminieri*. Downloaded from <http://www.birdlife.org> on 25/09/2012.
- Blondel, J. *et al.* (1970). La methode des indices ponctuels d'abondance (IPA) ou des relevés d'avifaune par "stations d'ecoute." *Alauda* 41: 63-84.
- Buckland, S.T., Anderson, D.R., Burnham, K.P., Laake, J.L., Borchers, D.L. & Thomas, L. (2001). Introduction to distance sampling. Oxford University Press, Oxford.
- Buckland, S.T., Anderson, D.R., Burnham, K.P. & Laake, J.L. (1993). Distance sampling. Chapman & Hall, London.
- Coe, R. (2008). Designing ecological and biodiversity sampling strategies. Working Paper, 66, 33p.
- Corine Land Cover (2006) [En ligne]. www.statistiques.developpement-durable.gouv.fr.
- Eraud C., Magnin H., Van Laere G., Arnoux E. & Levesque A. (2012). *Biologie des populations et statut de conservation des oiseaux endémiques des Antilles en Guadeloupe*. Rapport d'étude ONCFS-Parc National Guadeloupe.
- Farnsworth, G.L., Nichols, J.D., Sauer, J.R., Fancy, S.G., Pollock, K.H., Shriner, S.A. & Simons, T.R. (2005). Statistical approaches to the analysis of point-count data: a little extra information can go a long way. Gen. Tech. Rep. PSW-GTR-191, Forest Service, U. S. Department of Agriculture: 736-743.
- Hirzel A.H. *et al.* (2002) Ecological-niche factor analysis: How to compute habitat- suitability maps without absence data? *Ecology* 83: 2027-2036.
- Huggins, R.M. 1989. On the statistical analysis of capture experiments. *Biometrika* 76: 133–140.
- McCallum, D.A. (2005). A conceptual guide to detection probability for point counts and other count-based survey methods. Gen. Tech. Rep. PSW-GTR-191, Forest Service, U. S. Department of Agriculture: 754-761.
- Pollock, K.H., Nichols, J.D., Simons, T.R., Farnsworth, G.R., Bailey, L.L. & Sauer, J.R. (2002). Large scale wildlife monitoring studies: statistical methods for design and analysis. *Environmetrics* 13: 1–15.
- Rousteau, A. (1996). Ecological map of Guadeloupe. National Forestry Service, University of Antilles Guyane, National Park of Guadeloupe, General Board of Guadeloupe, Jarry, Guadeloupe.
- Thomas, L., Laake, J.L., Rexstad, E., Strindberg, S., Marques, F.F.C., Buckland, S.T., Borchers, D.L., Anderson, D.R., Burnham, K.P., Burt, M.L., Hedley, S.L., Pollard, J.H., Bishop, J.R.B. & Marques, T.A. (2009). Distance 6.0. Release 2. Research Unit for Wildlife Population Assessment, University of St. Andrews, UK. <http://www.ruwpa.st-and.ac.uk/distance>
- White, G.C. & Burnham. K.P. (1999). Program MARK: survival estimation from populations of marked animals. *Bird Study* 46 Supplement: 120-138.
- Young, R. P. (2008). A biodiversity assessment of the Centre Hills, Montserrat.

Annexe 1

Stratification de la Guadeloupe en grandes unités écologiques/paysagères



Cartographie des unités écologiques/paysagères définies à partir de la classification établie par Rousteau (1996).



Cartographie des unités écologiques/paysagères définies à partir de la classification Corine Land Cover 2006. Nb. la dichotomie Basse-Terre vs. Grande-Terre pour certains postes d'occupation du sol n'est pas figurée.

Annexe 2

Paramétrisation et sélection des modèles d'estimation du paramètre de détection (méthode du « *Time-of-detection* »)

La paramétrisation des modèles se décline en une suite de modèles inspirés de ceux classiquement utilisés pour estimer la taille d'une population close et les probabilités de capture de ses individus :

Modèle M_0 : probabilité de détection identique pour tous les individus et entre les différents intervalles.

Modèle M_t : probabilité de détection identique pour tous les individus mais différente selon les intervalles.

Modèle M_b : probabilité de première détection identique pour tous les individus et probabilité d'être de nouveau détecté dans les intervalles suivants elle-même identique pour tous les individus. (i.e. la probabilité de détecter un oiseau dans un intervalle donné est différente si l'oiseau a déjà été détecté dans l'intervalle précédent ; probabilité de « recapture »).

Modèle M_{tb} : probabilité de première détection identique pour tous les individus mais différentes selon les intervalles. Probabilité d'être de nouveau détecté dans les intervalles suivants identique pour tous les individus, mais elle-même différentes selon les intervalles.

Dans le cadre de ce travail, des modèles additionnels ont également été considérés. Ces modèles intègrent notamment l'effet de covariables continues telles que l'heure de réalisation des dénombrements (exprimée en minutes en référence à l'heure de lever du soleil) ou encore la distance de détection des oiseaux (en mètres). L'effet de la tranche horaire a également été simplifié en considérant uniquement deux classes : avant et après le lever du soleil (nuit vs. jour). Certaines interactions ont également été testées (cf. ci-dessous).

Modèles M_{Dist} et M_{Heure} : probabilité de détection identique entre les différents intervalles mais fonction respective-ment de la distance et de l'heure à laquelle est conduit le dénombrement.

Modèle $M_b + \text{Heure}$: idem modèle M_b avec effet additionnel de l'horaire de dénombrement.

Modèle $M_b + Dist$: idem modèle M_b avec effet additionnel de la distance.

Modèle $M_{\text{Jour/Nuit}}$: probabilité de détection identique entre les intervalles mais différente selon la période de la journée.

Modèle $M_{\text{Jour/Nuit} + Dist}$: idem modèle $M_{\text{Jour/Nuit}}$ avec effet additionnel de la distance.

Modèle $M_{(\text{Jour/Nuit}) * b}$: probabilité de première détection différente entre la nuit et le jour et probabilité d'être de nouveau détecté dans les intervalles suivants elle-même différente selon la période.

Modèle $M_{(\text{Jour/Nuit}) * b + Dist}$: idem modèle $M_{(\text{Jour/Nuit}) * b}$ mais effet additionnel de la distance.

Modèle $M_{(\text{Jour/Nuit}) * b + (\text{Jour/Nuit}) * Dist}$: probabilité de première détection différente entre la nuit et le jour et probabilité d'être de nouveau détecté dans les intervalles suivants elle-même différente selon la période. Effet additionnel de la distance, lequel est considéré comme différent selon le jour ou la nuit.

Le critère d'information d'Akaike (AICc) a été utilisé pour juger de la pertinence des différents modèles entre-eux et sélectionner la paramétrisation la plus parcimonieuse. Deux modèles avec une différence de score d'AIC ont été considérés comme identiques. Les analyses ont été réalisées à l'aide du module « *Huggins Closed Captures* » implémenté dans le logiciel MARK 5.1. (White & Burnham 1999).

Sélection et qualité d'ajustement des différents modèles ajustés aux données de détection/non-détection des Grives à pieds jaunes. Avec nP : nombre de paramètres du modèle, ΔAIC : différence de score AIC avec le modèle le plus parcimonieux, AICc : critère d'Akaike, AICc W: Poids AIC du modèle et Dev : déviance du modèle. Le modèle le plus parcimonieux est figuré en gras ($\Delta AIC = 0.00$). Les intitulés des différents modèles sont détaillés à la page précédente.

Model	$\Delta AICc$	AICc	AICc W	nP	Dev
$M_{(Jour/Nuit) * b}$	0.00	749.85	0.77	4	741.79
$M_{(Jour/Nuit)*b + (Jour/Nuit)*Dist}$	2.42	752.26	0.23	6	740.13
$M_b + \text{Heure}$	14.63	764.48	0.00	3	758.44
$M_{Jour/Nuit}$	44.18	794.03	0.00	2	790.01
M_{Heure}	55.46	805.31	0.00	2	801.29
$M_{\text{Dist}} + \text{Heure}$	57.44	807.29	0.00	3	801.25
M_{tb}	74.42	824.27	0.00	8	808.05
$M_b + Dist$	87.02	836.87	0.00	3	830.83
M_b	90.86	840.71	0.00	2	836.69
M_{Dist}	123.74	873.59	0.00	2	869.57
M_0	125.80	875.65	0.00	1	873.64
M_t	127.73	877.58	0.00	5	867.49

Annexe 3

Analyses séparées des données de distance

Sélection et qualité d'ajustement des différents modèles ajustés aux données de distance de détection par passage. Le modèle retenu pour l'estimation des densités est figuré en caractères gras. Avec nP : nombre de paramètres du modèle, ΔAIC : différence de score AIC avec le modèle le plus parcimonieux, AIC : critère d'Akaike, GOF- P : la probabilité associée au test d'ajustement du modèle (avec 1 : ajustement parfait. Si $P < 0.05$: mauvais ajustement), Pr : probabilité de détection et PCV le coefficient de variation de Pr exprimé en %. Le nombre d'observations incluses dans les analyses est indiqué (n) ainsi que l'étendue des distances après troncature à droite.

Espèce	Modèle	nP	ΔAIC	AIC	GOF- P	Pr	PCV (%)
Passage 1 $n = 95$ (0-92 m)	Uniforme + Polynomiale	1	0.00	326.97	0.92	0.56	0.08
	Half-Normal + Hermite Polynomiale	1	0.45	327.42	0.85	0.48	0.14
	Uniforme + Cosine	1	1.30	328.27	0.69	0.45	0.11
	Hazard-Rate	2	1.72	328.68	0.88	0.59	0.16
Passage 2 $n = 80$ (0-81 m)	Half-Normal + Hermite Polynomiale	1	0.00	256.39	0.59	0.34	0.14
	Uniforme + Cosine	1	0.37	256.76	0.51	0.37	0.09
	Hazard-Rate	2	0.43	256.82	0.85	0.28	0.31
	Uniforme + Polynomiale	3	2.20	258.59	0.77	0.27	0.21