

PLAN DE CONSERVATION DE L'ECHENILLEUR DE LA REUNION (*CORACINA NEWTONI*)



Rédacteurs :

Marc Salamolard
Thomas Ghestemme

**Société d'Etudes Ornithologiques
de La Réunion**



2004



RESUME

L'Echenilleur de La Réunion, est le passereau forestier endémique de La Réunion le plus menacé de l'île, au statut de conservation 'En danger' (IUCN 2004 ; BirdLife 2004). Sa population est actuellement estimée à 100 mâles chanteurs. L'ensemble de la population d'Echenilleur est confinée sur un seul massif (environ 14 km²), dans le nord de La Réunion (21°06' S ; 55°32' E). Elle est actuellement en déclin : une diminution de 20 % du nombre de mâles chanteurs et de 15 % de la surface de l'aire de répartition, entre les années 1990 et 2003 a été constatée.

La majeure partie de l'aire de répartition de l'espèce a été classée en Réserve Naturelle en décembre 1999 (RNN de La Roche Ecrite). Depuis 2003, une équipe réunissant 3 co-gestionnaires est en place (ONF, les associations SREPEN et SEOR).

Ce Plan de conservation suit le plan et la méthodologie des Plans d'Action Espèce de la communauté européenne.

I. Informations de base : L'Echenilleur pourrait être situé désormais dans un milieu sub-optimal, après une disparition de la population dans les basses altitudes. L'espèce occupe actuellement des milieux indigènes forestiers situés entre 1000 et 1800 m (forêt à Tamarin des Hauts et Forêt complexe humide).

Les premiers suivis montrent un succès reproducteur faible de l'espèce : peu de femelles (1/3) produisent des jeunes. La structure de la population semble déséquilibrée : 27 % des mâles ne sont pas appariés.

II. Identification et hiérarchisation des menaces : La prédation par les rats (*Rattus rattus* et *R. norvegicus*) est la première hypothèse pour expliquer le faible succès reproducteur (jusqu'à 90 % de nids artificiels ayant subi une prédation au bout de 4 jours).

En terme de ressource alimentaire, la forêt de montagne semble un meilleur biotope que la formation à Tamarins mais ce milieu est aussi celui où le taux de prédation des nids serait le plus élevé.

D'autres menaces affectent directement la reproduction de l'espèce comme la fragmentation et la structure de la population, la qualité de l'habitat, la dispersion des individus, la variabilité génétique et les risques d'épizootie.

Certains impacts comme ceux des activités de loisirs, de la présence de Cerfs, de l'invasion par les pestes végétales, des incendies ou des cyclones ont souvent des effets plutôt indirects, en agissant sur les populations de prédateurs introduits ou sur le milieu naturel.

III. 1. Objectifs du Plan de conservation :

- **A court terme :** Sortir la population de l'Echenilleur du vortex d'extinction dans lequel elle est engagée, en augmentant le nombre de femelles dans la population.

- **A moyen terme :** Doubler le nombre de femelles en 10 ans de manière à ce que la population atteigne un niveau supérieur au seuil de viabilité de la population (125 couples reproducteurs).

III. 2. Mesures de conservation : une vingtaine d'actions sont proposées pour améliorer la conservation de l'espèce, les plus importantes sont :

- rendre cohérentes les mesures du Plan de gestion de la Réserve Naturelle de la Roche Ecrite (2005-2009) avec ce Plan de conservation de l'Echenilleur ;

- réaliser un suivi et une étude des paramètres démographiques ;

- lutter contre le braconnage ;

- contrôler les prédateurs et réaliser un monitoring de la reproduction de l'Echenilleur ;

- mettre en place des mesures fortes (dont prévention) vis-à-vis de la favorisation des prédateurs ...

SOMMAIRE

RESUME	1
1. PREMIERE PARTIE : INFORMATIONS DE BASE.....	4
HISTORIQUE	4
TRAIT D'HISTOIRE DE VIE	5
1.1.1. Description	5
1.1.2. Taxonomie et statut.....	5
1.1.3. Vocalisations	5
1.1.4. Distribution.....	6
1.1.5. Taille de population.....	8
1.1.6. Evolution historique (tendances à long terme).....	8
1.1.7. Tendances récentes.....	9
A- Evolution récente (1974-1990)	9
B- Evolution récente (1990-2003)	9
1.1.8. Reproduction	9
1.1.9. Besoins en terme d'habitat	11
1.1.10. Territoire et niche écologique.....	11
1.1.11. Alimentation.....	12
1.1.12. Mouvements.....	13
2. DEUXIEME PARTIE : MENACES ET FACTEURS LIMITANTS.....	14
PREDATION	14
2.1.1. Mammifères introduits.....	14
2.1.2. Autres prédateurs potentiels	15
IMPACT DU BRACONNAGE	16
COMPETITION AVEC D'AUTRES OISEAUX	16
FACTEURS INTERNES A L'ESPECE	16
2.1.3. Fragmentation, effectifs faibles et structure sociale.....	16
2.1.4. Variabilité génétique	17
2.1.5. Dispersion des individus.....	17
MENACES LIEES A L'HABITAT.....	17
2.1.6. Qualité de l'habitat.....	17
2.1.7. Invasions par les pestes végétales.....	18
2.1.8. Impact du Cerf de Java.....	19
DERANGEMENTS	19
2.1.9. Dérangements liés à la chasse au Cerf.....	19
2.1.10. Impact des activités de loisir	19
CYCLONES.....	20
INCENDIES.....	20
EPIZOOTIE	20
SYNTHESE DES DIFFERENTES MENACES.....	22
3. TROISIEME PARTIE : ANALYSE DE MODELES DEMOGRAPHIQUES	23
SIMULATIONS DE LA DYNAMIQUE DE POPULATION	23
3.1.1. Cohérence des paramètres démographiques avec l'évolution de la population de CN.....	24
3.1.2. Variation de la survie adulte (simulations).....	25
3.1.3. Variation du succès reproducteur (simulations).....	25
4. QUATRIEME PARTIE: OBJECTIFS ET ACTIONS DE CONSERVATION.	26
OBJECTIFS	26
STATUT DE PROTECTION ET MESURES RECENTES DE CONSERVATION	27
POLITIQUE ET LEGISLATION.....	27
SUIVIS ET ESTIMATION DES PARAMETRES DEMOGRAPHIQUES.....	27

PREVENTION ET CONTROLE DES PREDATEURS	28
4.1.1. Prévention.....	28
4.1.2. Contrôle des prédateurs	29
MONITORING ET RECHERCHE	29
4.1.3. Etudes génétiques	29
4.1.4. Ecologie.....	29
4.1.5. Monitoring.....	30
4.1.6. Recherche sur les menaces	30
4.1.7. Recherche sur les actions de conservation	30
PROTECTION DES HABITATS ET ESPECES INVASIVES	30
LUTTE CONTRE LE BRACONNAGE	31
TRANSLOCATION.....	31
DIMINUTION DES DERANGEMENTS ET SENSIBILISATION DU PUBLIC	31
SYNTHESE DES MESURES DE CONSERVATION	33
5. REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES	34
6. ANNEXES.....	37
ANNEXE 1 : Les autres espèces de Coracina menacés dans le monde.....	37
ANNEXE 2 : Méthodes et biais d'estimation de la population d'Echenilleur de La Réunion.....	38
ANNEXE 3: Mentions les plus probables de la répartition ancienne du CN, selon les auteurs	39
Annexe 4 : Hauteur des nids de CN selon les espèces végétales-support	39
ANNEXE 6: Simulations démographiques de la population d'Echenilleur (ULM prog. ; Legendre et Clobert 1995).....	41
ANNEXE 6 bis: Simulations démographiques de la population d'Echenilleur (ULM prog. ; Legendre et Clobert 1995).....	42
ANNEXE 7 : Le contrôle des Prédateurs à l'île Maurice par la Mauritian Wildlife Foundation (d'après Authier 2003).....	43
ANNEXE 8 : Nom scientifique des végétaux-support de l'alimentation de CN (cf. Fig. 1).....	46

La méthodologie suivie pour rédiger ce 'Plan de conservation' est celle des Plans d'Actions européens (ex. : Heredia et al. 1996).

Ces plans sont articulés en 3 parties différentes :

- Informations de base
- Menaces et facteurs limitants
- Objectifs et actions de conservation.

1. PREMIERE PARTIE : INFORMATIONS DE BASE

Nom : **Echenilleur de la Réunion**, *Coracina newtoni* (Pollen 1866) ; appelé localement '**Tuit-tuit**' , 'Merle blanc' ou 'Z'oiseau couillon', noté **CN** dans le texte.

Historique

1717 : Mention non confirmée de l'espèce (nommée « grive » : Le Gentil *in* Barré et al. 1996).

1860 : 1^{ère} citation certaine de l'espèce par Cordemoy (*in* Barré et al. 1996),

1862 : Mention par Maillard (*in* Probst 1999)

1865 : Description scientifique (Pollen 1866). L'auteur note l'oiseau comme « commun de 800 à 1400 m d'altitude dans le nord de La Réunion », mais ne le signale pas ailleurs.

1948 : Milon (1951) observe l'espèce dans le même secteur et la signale dans « l'Est de l'île, au dessus de la ville de St Benoît ».

En **1946** puis en **1962**, Berlioz (1946) et Jouanin (**1973**) considèrent l'espèce comme au bord de l'extinction avec l'estimation de 10 couples.

1974-75 : 2 missions de terrain : A. Cheke, pour l'association anglaise British Ornithologist Union, apporte les premiers éléments de connaissance sur l'Echenilleur et fait une première estimation de la population : 120 couples (Cheke 1976, 1987) ; il demande, avec le concours de la Société Réunionnaise de Protection de l'Environnement (SREPEN) et du Muséum d'Histoire Naturelle de Saint Denis, la création d'une « zone de protection inaliénable » (Cheke 1977).

1990-1991 : Recensement par J.-M. Probst, avec le même protocole que A. Cheke : population estimée à 120 couples (Probst 1993) et amélioration des connaissances sur la répartition et l'écologie de l'espèce (études également poursuivies les années suivantes).

Plusieurs hypothèses sont proposées pour expliquer la raréfaction de CN (Probst 1993, 1995, 1996, 1999 ; Thiollay et Probst 1999).

Décembre 1999 : Création de la Réserve Naturelle de la Roche Ecrite (3 635 ha) qui englobe presque l'ensemble de l'aire de répartition de l'espèce.

1999-2001 : Etudes de l'Echenilleur de La Réunion par la Société d'Etudes Ornithologiques de La Réunion (SEOR) dans le cadre d'un programme de recherche Europe - Région.

2003 : Désignation et signature de convention de co-gestion de la Réserve Naturelle de la Roche Ecrite par l'ONF, les associations SREPEN et SEOR (convention avec la Préfecture de La Réunion).

Août 2003 : Début de la cogestion et suivi intensif du cycle reproducteur de CN par la SEOR.

Trait d'histoire de vie

1.1.1. Description

Passereau forestier d'une vingtaine de centimètres de longueur, au dimorphisme sexuel prononcé :

- Le mâle est gris cendré ; la queue et les ailes sont noires ; l'œil est légèrement barré de noir.
- La femelle possède le dos brun ; la poitrine et le ventre sont blanc crème, striés de brun.
- Les jeunes, au moment de l'envol, ont un plumage beige clair moucheté de brun. Ils commencent à perdre leur plumage juvénile 2 mois et demi après l'envol (SEOR 2001). A l'île Maurice, les juvéniles de Merle cuisinier (*C. Typica*) perdent leur plumage quelques mois après l'envol. Le plumage subadulte ressemble ensuite à un plumage de femelle. La femelle acquiert donc son plumage adulte aussitôt après cette mue tandis que mâle l'acquiert plus tard après avoir perdu son plumage de sub-adulte (Safford et Beaumont 1996).



Echenilleur de La Réunion mâle
(photos : T. Ghestemme)



Echenilleur de La Réunion femelle

1.1.2. Taxonomie et statut

Le genre *Coracina*, famille des Campéphagidés, est distribué sur les continents africains, asiatiques ainsi qu'en Australie, avec 48 espèces décrites, dont 10 sont menacées d'extinction à plus ou moins longue échéance (BirdLife 2004).

L'espèce réunionnaise a le statut de conservation le plus défavorable de toutes ces espèces (En danger), l'espèce mauricienne, *Coracina typica*, possède le statut 'Vulnérable' (IUCN 2004 ; BirdLife 2004). Ces 2 espèces forment une super-espèce (Safford et Beaumont 1996), dont l'éco-éthologie devrait être assez proche (Ile Maurice : 200 km de La Réunion).

Le statut de *Coracina ostenta*, présent aux Philippines, est également 'Vulnérable' et 7 autres espèces sont menacées avec un statut de conservation 'Quasi-menacé', et présentent toutes un déficit de connaissance (cf. annexe 1).

1.1.3. Vocalisations

Les mâles émettent des chants variés, dominés par des « tuit-uit-uit-uit-uit » sonores qui lui ont valu son nom local. En couple ou pendant l'élevage, les deux sexes émettent des cris d'alarme « schrrr », des cris de contact « guêk » plus ou moins doux ainsi que plusieurs cris différents lors de la reproduction.

Les mâles chantent surtout en début et en fin de journée, avec un pic d'activité en début d'après midi (Probst 1996, SEOR 2001). La fréquence des chants des mâles dépend étroitement de la phase du cycle de reproduction (Thiollay et Probst 1999) : ils chantent plus en début de reproduction, avant le début de l'incubation (août à fin octobre) et en fin d'élevage (janvier à mars).

Ce sont les manifestations vocales qui sont utilisées pour dénombrer la population de CN et pour repérer les oiseaux dans leur habitat forestier très fermé.

1.1.4. Distribution

L'ensemble de la population d'Echenilleur est confinée sur un seul massif, dans le nord de La Réunion, à la Plaine des Chicots, la Plaine d'Affouches, la partie Est du cirque de Dos d'Ane et les Hauts du massif de la Grande Montagne (carte 1).

La superficie de la zone de répartition connue de CN pendant la période de reproduction est de **14 km²** dans l'état actuel des connaissances (surface SIG : SEOR 2004).

Répartition agrégative : La distribution des cantons de CN (canton = secteur contenant plusieurs contacts d'un mâle chanteur pendant la saison de reproduction) est de type agrégée (hypothèse : Thiollay et Probst 1999 ; confirmation : Berjot et Mazzeo 2004). Un test T (n=74 cantons) montre une agrégation significative pour des mailles de 1000 et 1250 m de coté (test non significatif pour des mailles de 750 m de côté).

Altitude : Pendant la saison de reproduction, les cantons connus se répartissent entre 1000 à 1800 m. Le nombre de cantons dépend de la classe d'altitude ($K\chi^2$: 53,08 ; $p < 0,01$). Il existe une sélection significative de la gamme d'altitude comprise entre 1300-1700 m est constatée (Tab. 1), et préférentiellement entre 1600 et 1700 m (Berjot et Mazzeo 2004 ; SEOR 2004).

Tableau 1 : Indice de sélection des classes d'altitudes

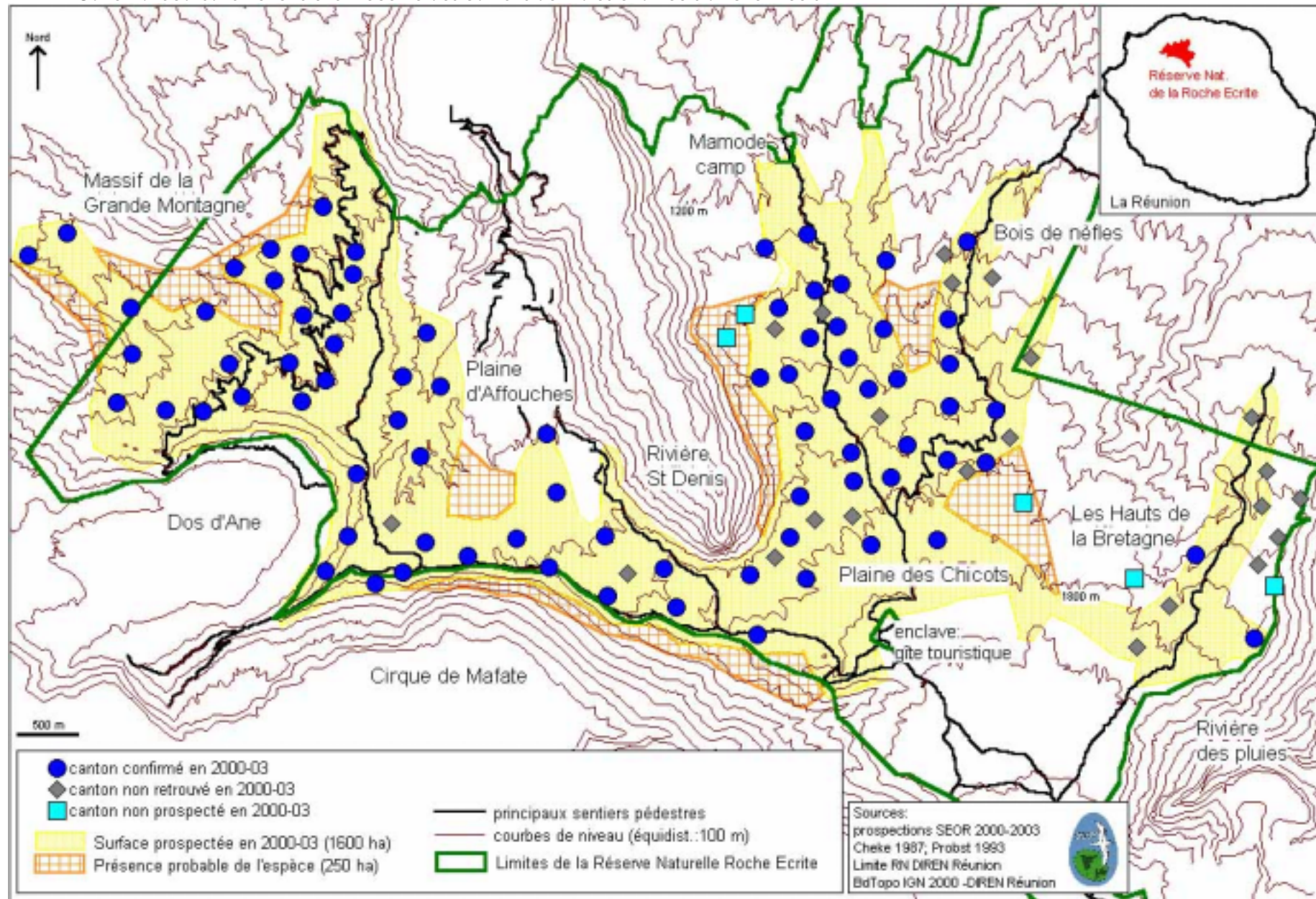
Classes d'altitude (en m)	% de la surface des classes d'altitude (3926,3 ha)	% de cantons de CN (n=87)	Indice de sélection
1000-1100	9%	3%	-0,62
1100-1200	14%	3%	-0,75
1200-1300	16%	10%	-0,35
1300-1400	13%	25%	0,88
1400-1500	13%	21%	0,54
1500-1600	7%	13%	0,81
1600-1700	8%	18%	1,45
1700-1800	7%	6%	-0,17
> 1800	13%	0%	-1,00

Il est constaté une différence non expliquée dans la distribution altitudinale du CN entre les 2 secteurs principaux de répartition de l'espèce :

- Grande Montagne (1^{ers} cantons à partir de 1000 m d'altitude) ;
- Plaine des Chicots (1^{ers} cantons à partir de 1300 m d'altitude, malgré un habitat favorable en dessous de cette altitude)

Après la reproduction, entre mars et août, des individus sont observés en dehors de l'aire de répartition habituelle de l'espèce et à des altitudes plus faibles (voir § 1.6.7).

Carte 1 : Localisation et évolution récente des cantons de mâles chanteurs d'Echenilleurs



1.1.5. Taille de population

La méthode utilisée dans les 3 principaux recensements (Cheke en 1974-75, Probst en 1990-91 et SEOR 2000-2003) est le comptage des mâles chanteurs sur des itinéraires (Tab. 2).

Cette méthode est pertinente pour le suivi des mâles chanteurs à long terme, mais plusieurs biais sont liés à cette méthode) (voir synthèse des biais de la méthode en annexe 2). Le nombre de mâles chanteurs ne traduit pas le nombre de couples : en 2003, sur 11 cantons suivis pendant la saison de reproduction, 3 étaient occupés par des mâles non appariés soit 27 % (SEOR 2004).

Tableau 2 : Principales données sur la taille de la population de *Coracina newtoni*.

Taille de la population de CN	Année	Auteur (référence)
'sa population n'excède pas 10 couples ; 'espèce plus rare que précédemment, et même au bord de l'extinction'	1962	Jouanin 1973
120 couples, peut être 150 couples (comptage mâles chanteurs)	1973-1974	Cheke 1976, 1987
seulement 30 couples	1986	Chazel in Cherel et al. 1989
24 à 60 couples	1987	Cherel 1988 ; Cherel et al. 1989
≥ 120 couples (comptage mâles chanteurs) : pas de changement notable dans l'aire de distribution	1990-1991	Probst 1993
≥ 120 couples,	1991-1992	Attié 1993
150 couples	1990-1993	Thiollay & Probst 1999
43 - 110 familles possibles (domaines vitaux)	2000-2001	SEOR 2001

Ces estimations de taille de population ne reflètent pas l'évolution de la population au cours des 30 dernières années : elles varient selon les biais liés aux pressions d'observation (cf. annexe 2). Les valeurs faibles sont issues d'estimations établies à partir de dénombrements partiels.

Estimation de la population actuelle (cf. Tab 3) : L'analyse des dénombrements effectués en 2003 permet d'évaluer la population à 84 mâles chanteurs connus (79 mâles connus entre 2000 et 2003 + 5 mâles connus antérieurement supposés présents). Ce nombre de mâles se répartit sur 14 km², soit 6 mâles par km² (SEOR 2004).

Tableau 3 : Estimation du nombre de mâles chanteurs de CN à partir des recensements 2000-2003 .

Surfaces favorables	Nombre de mâles chanteurs
Surface prospectée : 14 km ²	84 mâles recensés
Habitat favorable : surface prospectée + non prospectée : 16,5 km ²	100 mâles

La population de CN en 2003 est estimée à 100 mâles chanteurs.

1.1.6. Evolution historique (tendances à long terme)

L'analyse des documents anciens (peu nombreux) et des témoignages laissent supposer une réduction importante de l'aire de répartition du CN, à la fois en terme de surface occupée et de fourchette d'altitude au cours des 18^{ème} et 19^{ème} siècles.

La première description de la répartition de l'Echenilleur vient de Pollen, qui en 1865, l'a trouvé « très abondant dans les hauts de La Possession et de Saint Denis ainsi que dans les forêts de Dos d'Ane, de 800 m à 1400 m » (Pollen 1866). Cet auteur le cite plus bas qu'actuellement et ne le signale pas ailleurs dans l'île.

Plusieurs mentions ultérieures signalent pourtant l'espèce dans différents secteurs de l'île (cf. annexe 3) où son absence actuelle a été confirmée récemment (Probst 1995, Thiollay et Probst 1999).

La population originelle de CN semble avoir subi une fragmentation en sous-populations, dont une seule aurait survécu (Thiollay et Probst 1999). L'Echenilleur se serait « retranché » vers les Hauts de l'île (probablement en raison du déboisement ; Attié 1993, Thiollay et Probst 1999).

Une diminution de la population est citée dans les années 1940-1960, les causes possibles étant le braconnage et le cyclone désastreux de 1948 (Cheke 1987). T. Bègue, l'ancien garde-chasse de la Plaine des Chicots aurait noté une augmentation du nombre de CN pendant les années 1970 liée, selon lui, à la surveillance accrue contre le braconnage (Cheke 1987).

1.1.7. Tendances récentes

A- Evolution récente (1974-1990)

Population stable ou en légère diminution entre 1974 (Cheke 1987) et 1991 (Probst 1993), avec des localisations similaires de cantons (90 % des cantons de 1974 retrouvés en 1990-91, n = 49).

B- Evolution récente (1990-2003)

Réduction d'au moins 15 % de l'aire de répartition avec disparition de mâles chanteurs situés sur la bordure Est de l'aire de répartition : Hauts de La Bretagne et secteur de Bois de Nèfles.

Diminution d'au moins 20% du nombre de mâles (Tab. 4 et carte 1) entre les années 1990 (Probst 1993) et 2003 : 19 % des cantons ont disparu (et 6 % n'ont pas été retrouvés pour des problèmes de référencement géographique ou de surestimation) (n=69 ; SEOR 2004).

Surface maximale de l'aire de répartition de CN mesurée (présence de mâles chanteurs entre 1974 et 2003) : 16,5 km² (14 km² occupés actuellement + 2,5 km² occupés antérieurement, inutilisés en 2003).

Tableau 4 : Nombre de cantons recensés dans les différents secteurs de l'aire de répartition du CN au cours des 3 recensements. (Les chiffres entre parenthèses signifient que les secteurs n'ont pas été totalement prospectés)

Secteur	Année recensement (références)		
	1974-75 (Cheke 1987)	1990-1991 (Probst 1993)	2000-2003 (SEOR 2004)
Bretagne	(4)	12	2
Bois de Nèfles	14	15	11
Plaine des Chicots	(18)	23	24
Plaine d'Affouches	(13)	18	19
Massif Grande Montagne	Non prospecté	(7)	23

1.1.8. Reproduction

(références : Thiollay et Probst 1999 ; SEOR 2001 et 2004)

Construction des nids : à partir de fin août, surtout oct.-déc. Un couple peut construire jusqu'à 3 nids différents au cours de la même saison de reproduction (3 cas observés avec 3 nids sur 5

couples suivis; SEOR 2004). Mâles et femelles participent à la construction du nid, à l'incubation et au nourrissage des jeunes.

Ponte : entre sept. et fév. ; surtout nov.- déc, soit en début d'été austral.

Durée d'incubation : 15-17 jours (n=1 ; SEOR 2004).

Durée d'élevage au nid : 20-23 jours (n=3 ; SEOR 2001 et SEOR 2004).

Envois des jeunes : entre déc. et mars (capacités de vol réduites au sortir du nid).

Période de dépendance (période pendant laquelle les jeunes sont encore nourris par les adultes) : environ 2 mois et demi (n=3 ; SEOR 2001, 2004).

Coopération dans la reproduction supposée : 2 observations d'un jeune de la saison précédente accompagnant un couple en reproduction (Thiollay et Probst 1999).

Taille de la ponte : 2 œufs, parfois 3 ; bleu pâle tachés de rouge foncé (n=7 Thiollay et Probst 1999 ; n=3 SEOR 2004).

Taille des nichées : généralement 2 jeunes ; 1 cas avec 3 jeunes.

Succès reproducteur: 1/3 des couples produisent des jeunes à l'envol (0,66 jeune /couple/an ; n=9 couples; voir Tab. 5, SEOR 2004). Ce succès reproducteur varie selon les secteurs de l'aire de répartition (voir § 2.1.1).

Une autre estimation de la production de jeunes, à partir de l'observation de jeunes au nid, est 0,93 jeune/couple/an (n=16 nids ; Thiollay et Probst 1999).

Tab . 5 : Succès de la reproduction des couples suivis entre 2000 et 2003 (SEOR 2004).

N° du couple	Saison 2003							2000	2001	TOTAL
	1	2	3	4	5	6	7	1	1	
Nombre de nids observés	1	2	3	3	3	1	1	1	2	17 nids
Nombre de nids incubés certains / (+ probables)	1	1	1 (2)	2	1	1	(1)	1	1	9 (11)
Reproduction du couple pour la saison	Succès	Succès	Echec	Echec	Echec	Echec	Echec	Succès	Echec	3 succès sur 9
Nombre de jeunes envoyés	2	2	0	0	0	0	0	2	0	6

Ponte de remplacement possible, environ 15 jours après l'échec (n=4, SEOR 2004). Aucun cas de 2 nidifications avec succès dans la même saison de reproduction n'a été observé.

Caractéristiques des nids :

- coupes d'environ 10 cm de diamètre (taille réduite par rapport à l'oiseau), constituées principalement de rameaux terminaux de Branle vert (*Erica reunionnensis*), lichen (cf *Parmelia sp.*, *Usnea sp.*) et fils/cocons d'araignée.
- position : à la fourche de deux ou trois branches, dans le tiers supérieur de grands arbres, à une hauteur moyenne de 11 m (n=26).
- support du nid : neuf espèces végétales connues, communes dans l'aire de répartition de CN : principalement Tamarin des Hauts, Tan rouge et Bois maigre (cf. annexe 4).

Structuration de la population : sur 11 cantons suivis en 2003 :

- 3 mâles solitaires,
- 1 couple sans reproduction constatée,
- 5 couples sans production de jeunes,
- 2 couples s'étant reproduit avec succès (2 jeunes par couple).

1.1.9. Besoins en terme d'habitat

Oiseau forestier strictement associé à la végétation indigène de hauteur supérieure ou égale à 3 m (Thiollay et Probst 1999), et en particulier, à :

- **la forêt à Tamarins des Hauts** : altitude : 1600-1900 m. Formation forestière haute et relativement ouverte, diversité moyenne en espèces de ligneux.
- **la forêt complexe de montagne** : alt : 1100-1600 m. Formation forestière dense, très diversifiée et hétérogène (micro-habitats selon les facteurs du milieu).
- **la forêt de moyenne altitude** : alt : 800-1100 m. Formation non utilisée pour l'installation des nids mais exploitée par l'espèce pendant la reproduction, notamment pour l'alimentation des jeunes (SEOR 2004).

A l'île Maurice, l'Echenilleur endémique occupe des forêts indigènes de basse altitude de 300 à 850 m (Safford et Beaumont 1996, Tatayah com. pers.).



Forêt à Tamarins des Hauts



Forêt complexe de montagne (photos : T. Ghestemme)

Observations anecdotiques de CN dans d'autres milieux (en dehors de la reproduction) : fourrés arbustifs éricoïdes d'altitude (>1900 m) ou plantations de *Cryptomeria japonica* (Thiollay et Probst 1999).

Sélection de l'habitat : Un habitat hétérogène semble être préféré par l'espèce : 68 % des cantons contiennent 2 à 4 grands types d'habitats (Berjot et Mazzeo 2004). La tendance à la sélection de la gamme d'altitude 1600-1700 m (voir § 1.2.) coïncide avec la zone de transition entre forêt complexe de montagne et forêt à Tamarins.

Sélection du site de nidification (Berjot et Mazzeo 2004) : 1) pas de sélection d'une structure particulière de la végétation par rapport au reste du territoire du couple ; 2) sélection significative de zones de nidification avec Tamarin des Hauts et Branle vert et évitement de zones à Mahots (*Dombeya sp.*) ; 3) tous les nids observés en 2003 (n=10) sont installés sur des planèzes ou à proximité des crêtes (critère protection contre les vents dominants/ensoleillement de l'emplacement du nid ; SEOR 2004).

1.1.10. Territoire et niche écologique

Taille du territoire : Variable selon le type de végétation : il semble plus grand en Forêt à Tamarins (14 ha, n=7) que dans la Forêt complexe de montagne (10 ha, n=10) (Thiollay et Probst 1999).

Domaine vital utilisé par 2 familles de CN : 24 et 27 ha (SEOR 2004).

A l'île Maurice, la taille des domaines utilisés par *Coracina typica* est 3 à 4 fois inférieure à celle des surfaces utilisées à La Réunion (Cheke 1987, SEOR 2004)

1.1.11. Alimentation

Régime alimentaire : gamme assez large de proies : principalement Lépidoptères (adultes et chenilles), Coléoptères (adultes et larves), Araignées, Phasmes et Diptères ; occasionnellement, des fruits (5 espèces identifiées), des fleurs de Tamarin des Hauts (Probst 1993, 1999, 2002, SEOR 2001, 2004).

La consommation de Geckos, *Phelsuma* sp., déjà observée (Probst com. pers.), semble anecdotique. D'après les connaissances actuelles, les aires de répartition de Geckos et de CN se recouvrent très peu (1 cas connu sur la Plaine d'Affouches). Par le passé, lorsque CN était plus bas en altitude, le reptile devait constituer une part plus importante de son régime alimentaire.

Le régime alimentaire de l'Echenilleur de Maurice est constitué de 81 à 90 % d'Arthropodes et 10 % de Geckos (Safford et Beaumont 1996).

L'importance des larves d'*Oryctes* sp. (Coléoptère indigène de 5 cm) est citée dans le régime alimentaire de l'Echenilleur au XIXe siècle (Pollen 1866). Cet insecte, relativement inféodé au Palmiste rouge (*Acanthophenix rubra*), se serait raréfié de manière importante, suite au braconnage intensif du palmier (Cheke 1987).

La taille des proies du CN semble inférieure à celle des proies de l'Echenilleur de Maurice (Safford et Beaumont 1996 ; SEOR 2004).

Essences utilisées : 13 espèces végétales sont principalement utilisées comme support d'alimentation, en particulier : le Tamarin des Hauts (*Acacia heterophylla*), puis le Branle vert (*Erica reunionnensis*) et le Tan Rouge (*Weinmania tinctoria*) (SEOR 2004). Le Branle vert est une essence très prospectée dans les 2 grands types de milieux (Fig. 1).

Les analyses statistiques effectuées sur le succès de chasse et la taille des proies en fonction des essences végétales, du type d'habitat et du statut reproducteur de l'individu ne montrent pas de différence significative, mais le nombre de données est encore limité (SEOR 2004).

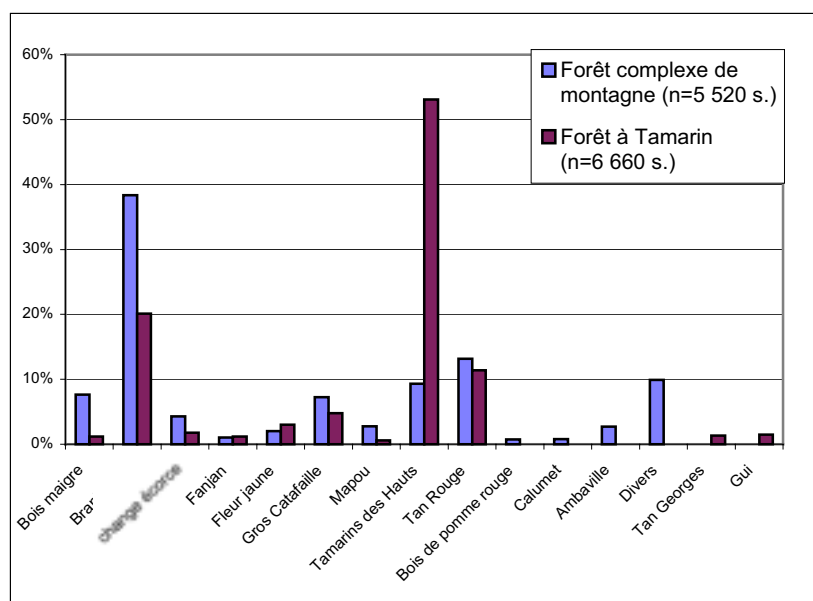


Figure 1 : Proportion du temps de recherche alimentaire de CN passé sur les différentes essences dans les 2 grands types d'habitat (voir correspondance des noms vernaculaires en annexe 8).

Méthode de recherche alimentaire : seul ou en couple, le glanage au sens large représente environ 50% du temps de recherche alimentaire, l'affût actif est le deuxième mode de recherche alimentaire (35 % ; n = 12 180 secondes ; SEOR 2004).

Milieux d'alimentation : canopée forestière : le mâle exploite plutôt le tiers supérieur des arbres tandis que la femelle explore la strate située en dessous, entre 2 et 7 m (l'espèce ne descend que très exceptionnellement au sol).

1.1.12. Mouvements

Mouvements hiver/été : Hors reproduction, certains individus sont observés jusqu'à 700 m à plus de 1900 m (Probst 1999). Ces observations sont peu fréquentes et semblent se limiter à quelques individus (mâles solitaires ou immatures). Pendant l'hiver austral, aucun oiseau n'a été vu à plus de 2 km d'un canton de reproduction connu (Thiollay et Probst 1999).

L'Echenilleur mauricien n'a jamais été contacté à plus de 500 m à l'extérieur des territoires connus (Safford et Beaumont 1996).

Dispersion : la dispersion des juvéniles après leur émancipation est très peu connue. La mobilité de l'espèce semble globalement assez réduite (voir § précédent). Quelques observations d'individus immatures ont été réalisées en hiver, sur des territoires de couples ou en bordure d'aire de répartition (Thiollay et Probst 1999 ; SEOR 2004).

2. DEUXIEME PARTIE : MENACES ET FACTEURS LIMITANTS

Les menaces sont ordonnées selon les catégories :

- **Critique** : facteur qui peut conduire à l'extinction dans 20 ans ou moins
- **Elevée** : facteur qui peut conduire au déclin de 20 % de la population en 20 ans ou moins ;
- **Moyenne** : facteur qui peut conduire à un déclin inférieur à 20% de la population sur des parties significative de son aire de distribution en 20 ans ou moins ;
- **Faible** : facteur qui affecte seulement à un niveau très local, dans un secteur hébergeant quelques individus
- **Inconnue** : facteur qui doit affecter l'espèce mais dont l'étendue n'est pas connue.

Prédation

2.1.1. Mammifères introduits

Menace élevée

Prédation par les rats : la prédation par les rats est la première hypothèse pour expliquer l'échec important de la reproduction de CN (Thiollay et Probst 1999, SEOR 2004). Deux espèces sont présentes dans l'aire de répartition de CN : le Rat noir (*Rattus rattus*) et le Rat surmulot (*R. norvegicus*). Par son comportement arboricole et nocturne, la première espèce représente la plus grande menace. Des restes d'oiseaux ont été retrouvés dans 8 % des contenus stomacaux des deux espèces de rats (n=36 ; SEOR 2004) capturés dans l'aire de répartition de CN.

Les taux de prédation sur des nids artificiels, étudiés dans l'aire de répartition de CN (SEOR 2004), sont cohérents avec les premières données spatiales sur le succès reproducteur de CN (ex : secteurs Plaine des Chicots aval/ Plaine des Chicots amont ; Fig.2).

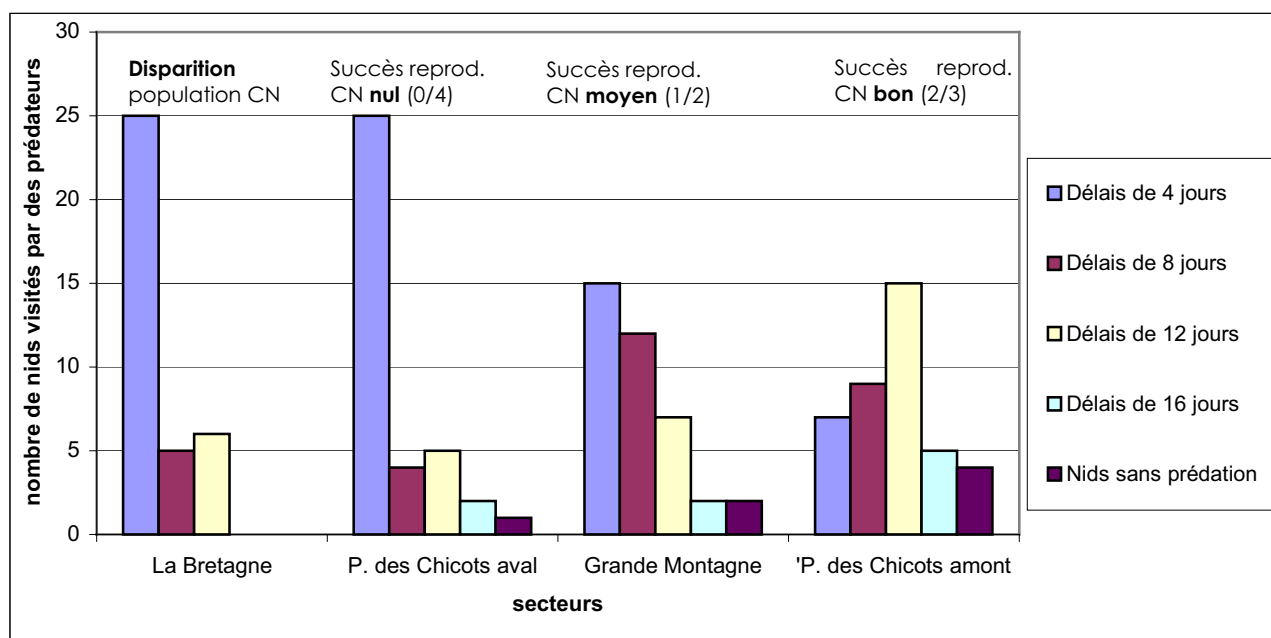


Figure 2 : Date des premiers constats de prédation sur les nids artificiels dans chaque secteur (n=36 pour chaque secteur) et mise en relation avec le succès reproducteur de CN dans ces secteurs. Chaque nid artificiel a été relevé tous les 4 jours pour vérifier la prédation sur les nids (mois de janvier 2004).

Indices d'abondance de rats : Les taux de piégeage et les espèces piégées sont variables selon les secteurs (88 rats piégés, 1350 nuits-piège ; SEOR 2004):

- 0,2 % des nuits-piège avec capture à la Bretagne (une seule capture de Rat noir).
- 8,7 % dans le secteur « Plaine des Chicots aval » (dont 39 % des captures : Rat noir),
- 10,5 % sur la Grande Montagne (dont 54 % des captures : Rat noir),
- 8,9 % dans le secteur « Plaine des Chicots amont » (dont 23 % des captures : Rat noir),

Le secteur de la Plaine des Chicots où la proportion de Rats noirs capturés est la plus importante est celui où le succès reproducteur de CN est le plus faible.

Une contradiction non expliquée est visible au niveau du secteur de la Bretagne où les nids artificiels ont été consommés très rapidement alors que les abondances de rats mesurées à l'aide du piégeage sont les plus faibles. L'hypothèse proposée est que l'espèce présente serait essentiellement le Rat noir, cantonné à la canopée forestière qui est particulièrement haute et continue dans ce secteur. Le piégeage au sol ne rendrait pas compte de l'abondance des Rats noirs.

Prédation par le Chat (*Felis catus var. familiaris*) : l'espèce est observée sur l'ensemble de l'aire de répartition de CN en densités parfois importantes (3 individus sur 0,5 Km², SEOR 2004).

La fréquence d'occurrence des proies dans les fécès de chats collectés sur la Réserve Naturelle est de : 56 % de rats, 33 % de musaraignes (*Suncus murinus*) et 15 % d'oiseaux (n=54 fécès ; SEOR 2004). Le chat représente une menace très importante car c'est un prédateur de nichées et d'adultes, ce qui est très dommageable pour la dynamique de la population (voir § 3). Plusieurs échec de nidification de CN s'étant produits dans les jours qui suivent l'éclosion pourrait être attribuées à ce prédateur.

Facteurs favorisant les prédateurs introduits

Les populations de mammifères introduits sont favorisées par les abandons de chats et par les déchets et poubelles accessibles aux rats et aux chats. Ces déchets proviennent des randonneurs, des braconniers fréquentant cet espace ainsi que du gîte touristique présent au centre de la Réserve Naturelle.

2.1.2. Autres prédateurs potentiels

Menace inconnue

La prédation de nichées de CN par des espèces d'oiseaux introduits par l'homme n'a jamais été observée mais 2 % des nids artificiels ont été prédatés par des oiseaux (n=144 ; SEOR 2004).

Le Bulbul orphée (*Pycnonotus jocosus*) et le Cardinal (*Foudia madagascarensis*) sont les deux espèces potentiellement prédatrices d'œufs d'oiseaux.

*A l'île Maurice, le Merle (*Hypsipetes olivaceus*), le Cardinal endémique (*Foudia rubra*) et le Bulbul orphée ont déjà été observés en train de s'attaquer à des œufs (Tatayah com. pers.).*

Le Bulbul orphée est en train de coloniser la Réserve Naturelle : aucune observation avant 1996 puis une augmentation régulière des contacts jusqu'en 2000 et contacts permanents depuis cette date, avec reproduction certaine depuis 2002 (Probst 1996, Le Corre 1998, Mandon-Dalger et al. 1999, Ghestemme 2002).

Le Cardinal est établi depuis longtemps dans les formations indigènes à des densités moyennes qui semblent stables.

Le Busard de Maillard ou Papangue (*Circus maillardi*), espèce endémique, pourrait prédateur les nichées de CN ainsi que des adultes. Une mention de prédation de nichée de CN par ce rapace existe (Thiollay et Probst 1999).

Impact du braconnage

Menace élevée

Peu de connaissances existent sur l'évolution et l'ampleur du braconnage ainsi que sur la capture volontaire de CN par les braconniers.

A. Cheke décrit comme « sévère » l'impact du braconnage sur cette espèce à effectifs restreints (Cheke 1976). Selon lui, la rareté de CN en 1950-60 était réelle et il y a eu un accroissement notable dans les années 70-80, grâce au contrôle intensif du braconnage par le garde-chasse. Le braconnage aurait augmenté dans les années 90 et serait en diminution depuis la création de la Réserve Naturelle (1999).

Le piégeage à la « glue » des petits passereaux indigènes, n'est pas sélectif et paraît actuellement encore important dans le périmètre de la Réserve Naturelle (souvent dans des territoires de CN). La capture d'adultes de CN a un impact fort sur la dynamique de la population (voir § 3.).

Compétition avec d'autres oiseaux

Menace faible

Il n'existe pas de réelle compétition entre le CN et les autres espèces indigènes : les autres espèces insectivores utilisent des strates de la végétation et des méthodes de chasse différentes (Barré et al. 1996, SEOR 2001, Mérian 2002).

La compétition alimentaire potentielle entre l'Echenilleur et le Bulbul orphée est possible (Barré et al. 1996). Le régime alimentaire de cette espèce, sur la Réserve Naturelle, est mal connu. Dans l'Océan Indien, le Bulbul orphée est considéré comme omnivore, capable de chasser les insectes posés ou volants (Michel 1986 ; Mandon-Dalger 2002).

L'intensité de cette menace dépend surtout de l'évolution des densités de Bulbul orphée dans l'aire de répartition du CN.

Facteurs internes à l'espèce

2.1.3. Fragmentation, effectifs faibles et structure sociale

Menace inconnue (élevée)

La répartition des territoires d'Echenilleur est très variable selon les secteurs (voir A2/3.1), même lorsque les formations végétales sont favorables et équivalentes aux secteurs occupés par CN.

Au moins 27 % des mâles Tuit-Tuit ne sont pas appariés, certains depuis plusieurs années (n=11 ; SEOR, 2004). Cette structure sociale n'est pas *a priori* le résultat d'un sex-ratio biaisé à la base. Une mortalité plus élevée des femelles (souvent observée chez des espèces subissant de la prédation au nid) ou une dispersion plus grande des jeunes femelles pouvant conduire à une perte sèche pour la population (Bretagnolle *com. pers.*) et serait responsable de ce taux d'appariement. La faible production de jeunes par la population serait logiquement la base de ce déséquilibre (voir § 3.).

Par le passé, la population de Tuit-Tuit a disparu de plusieurs localités de l'île et ne subsiste que sur un seul massif. Sur ce dernier, les sous-populations les plus excentrées, en limite orientale de l'aire de répartition ont disparu ou se sont raréfiées au cours des 10 dernières années (Hauts de La Bretagne et Bois de nèfles). Les raisons de ce déclin et de cette contraction de l'aire de répartition ne sont, pour l'instant, pas connues.

Pour comprendre la dynamique de la population, l'étude de sa structure et des paramètres démographiques sont indispensables à connaître. Ces études passent par un suivi à long terme d'individus bagués et par un suivi de la reproduction d'un échantillon représentatif de la population.

2.1.4. Variabilité génétique

Menace inconnue (faible à moyenne)

La réduction des effectifs entraîne une baisse de la diversité génétique et une augmentation de la consanguinité. La diminution de la variabilité génétique est également accentuée par la durée de la période où l'espèce a connu des effectifs réduits.

La variabilité génétique influe sur la survie des individus et le succès reproducteur ainsi que sur la plasticité de l'espèce, qui lui permet de faire face aux modifications de son environnement (Primack 2002).

Cependant, la baisse de diversité génétique est souvent moins préjudiciable à la survie d'une espèce que les risques d'extinction par brusque variation démographique ou environnementale (Blondel 1995).

D'après ses effectifs actuels, la variabilité génétique de CN a dû baisser mais ne paraît pas être encore déterminante pour l'avenir de l'espèce. Cependant, des études génétiques sont nécessaires, la population se situant en dessous de la valeur du *Minimum Viable pour une Population* généralement admise (Reed et al 2003 ; voir §3).

2.1.5. Dispersion des individus

Trait de vie

La dispersion des individus semble limitée par les falaises vertigineuses présentes sur environ 40 % du périmètre de la distribution de l'espèce. Peu d'individus sont observés en dehors de l'aire de répartition (voir 1.2.12.).

Les zones potentielles d'extension de la population se limitent à (surfaces habitats indigènes d'après ZNIEFF1, Dupont 1987 à 1999) :

- l'Ouest du Massif de la Grande montagne (environ 1 000 ha),
- aux secteurs en aval de sa distribution actuelle (Hauts de St Denis, de La Bretagne ; env. 800 ha)
- aux zones vides présentes dans sa distribution actuelle (env. 500 ha).

Au delà de ce massif, l'extension de l'aire de répartition semble presque totalement impossible. A long terme, le développement de la population ne pourrait se réaliser que par des opérations de translocation.

La vallée très encaissée de la Rivière Saint Denis peut limiter le flux d'individus entre les 2 grandes sous-populations de CN et réduit par conséquent le brassage génétique: à l'Est la Plaine des Chicots (37 mâles) et à l'Ouest la Plaine d'Affouches et la Grande Montagne (42 mâles).

L'actuelle répartition et la faible dispersion observée semblent liés principalement au nombre insuffisant d'individus (lien direct avec la dynamique de la population).

Menaces liées à l'habitat

2.1.6. Qualité de l'habitat

Menace faible à moyenne

Une des hypothèses proposées est que l'Echenilleur serait situé désormais dans un milieu sub-optimal, après une remontée en altitude (Thiollay et Probst 1999). Son isolement dans le massif de

La Roche Ecrite (absence de colonisation d'autres secteurs forestiers similaires) semble indiquer une espèce en sursis. D'autres arguments plaident pour cette hypothèse :

- 1) les espèces de *Coracina* de la zone occidentale de l'Océan Indien sont plutôt des espèces de basse altitude (Probst 1999) ;
- 2) la cause de raréfaction des autres espèces de *Coracina* le plus souvent identifiée est la disparition des milieux de basse altitude (voir annexe 1).

Les données recueillies et synthétisées concernant la distribution de CN et le facteur « milieu » se résument ainsi :

- Territoires plus petits en forêt de montagne (formation diversifiée 1100-1600 m) qu'en Tamariniaie (1600-1800 m), supposant des ressources alimentaires disponibles plus importantes en forêt de montagne (Thiollay et Probst 1999 ; un certain biais existe lié aux pressions de prospection) ;
- La répartition des cantons montrent une sélection positive de la gamme d'altitude 1300-1700 m, sélection plus élevée entre 1600-1700 m (cf. Carte 1 ; SEOR 2004) ;
- Les altitudes basses de la Plaine des Chicots 1000-1300m sont évitées (bien que possédant des milieux favorables) ;
- Sur ce massif, l'abondance des insectes phytophages diminue avec l'altitude (Rochat com. pers.). Les disponibilités alimentaires à certaines périodes-clés du cycle biologique du CN pourraient être un facteur limitant.

Pour une espèce dont l'optimum serait un milieu de basse altitude, l'évitement de la gamme 1000-1300 m paraît peu logique.

En terme de ressource alimentaire, la forêt de montagne semble un meilleur biotope que la formation à Tamarins mais ce milieu est aussi celui où le taux de prédation des nids serait le plus élevé (cf. § 2.1.1).

A des altitudes plus faibles, la même différence existe à l'île Maurice, avec une prédation des nids plus grande en basse altitude par rapport aux nids situés en moyenne altitude (Tatayah com. pers.).

Le caractère suboptimal de l'habitat actuel du CN et les conséquences sur les ressources alimentaires disponibles pour CN, notamment pendant les périodes-clés, restent à étudier et approfondir, en particulier à partir de comparaison avec L'Echenilleur de l'île Maurice.

L'Echenilleur de Maurice occupe des forêts de basse altitude (300 à 800 m). Bien que la végétation indigène soit dégradée par les pestes végétales, l'Echenilleur de Maurice présente une population en accroissement (Jones com. pers. ; Safford 1997).

2.1.7. Invasions par les pestes végétales

Menace faible

L'invasion par les pestes végétales conduit à une relative uniformisation et une perte de diversité végétale indigène, et pourrait avoir un impact sur les disponibilités alimentaires (diversité d'insectes plus faible sur les plantes exotiques ; Southwood 1982, in Safford et Beaumont 1996).

Le recouvrement en *Hedychium gardnerianum* (Zingibéracée envahissante) sur environ 42 % du sous-bois des milieux occupés par CN (600 ha) limite, voire empêche, toute régénération de la végétation indigène. Les strates arbustives sont parfois absentes, ce qui pourrait diminuer le volume potentiel de recherche alimentaire de CN (90 % du temps de recherche alimentaire passé entre 3 et 11 m de hauteur : Mérian 2002).

2.1.8. Impact du Cerf de Java

Menace faible

Le Cerf de Java, *Cervus timorensis rusa*, est présent dans l'aire de répartition de CN depuis environ 150 ans (Attié 1994), avec des densités qui ont fortement varié sur cette période. Sa présence entraîne une modification de la végétation indigène, par :

- la consommation des jeunes plants et des adultes de certaines espèces végétales (au moins 17 espèces indigènes consommées ; Attié 1994, Cazaban 2000) ;
- le piétinement et la création de pistes ;
- la dissémination des graminées introduites et d'autres espèces végétales introduites, maintien des formations exotiques de prairies ;

De plus, la présence du Cerf attire les braconniers dans la Réserve Naturelle qui, souvent, pratique également la capture d'oiseaux.

Dérangements

2.1.9. Dérangements liés à la chasse au Cerf

Menace faible

Entre les années 60 et 90, une activité importante de chasse au Cerf s'est déroulée dans les milieux indigènes de la Plaine des Chicots. La présence permanente d'un garde-chasse et la mise en place d'enclos ont permis de densifier les populations de Cerfs (*T. Bègue com. pers*). Pendant les années 90 et jusqu'en 2003, la chasse au Cerf a été limitée (de 0 à 4 journées par an).

Cette activité engendre principalement : 1) l'ouverture et l'entretien de layons (coupe d'arbres indigènes) facilitant l'accès, notamment aux braconniers, 2) le dérangement de la faune : chasse pratiquée sous forme de battues avec des chiens. Les détonations peuvent déranger les oiseaux, principalement au début de la saison de reproduction (Cheke 1976). Cet auteur note également que certains des rabatteurs pratiquent également le braconnage.

Depuis 2004, la convention de bail liant la Société de chasse et l'ONF déplace le lot de chasse hors des secteurs de nidification du CN et prévoit un encadrement des opérations de chasse par les gestionnaires, ainsi qu'une étude de l'impact de la chasse sur CN. (voir §4.7.).

2.1.10. Impact des activités de loisir

Menace faible à moyenne

La Réserve Naturelle attire chaque année environ 30 000 personnes sur ses sentiers, essentiellement des sportifs. 55 km de sentiers sont entretenus régulièrement dans le secteur de la Réserve Naturelle. Un gîte/restaurant est présent au centre de la réserve (4 012 nuitées en 2003) et le camping est pratiqué (sauvage ou autorisé).

Dans un milieu forestier insulaire relativement vierge, ces activités entraînent des perturbations directes et indirectes, souvent préjudiciables également à l'Echenilleur :

1. Dépôt de déchets favorisant les prédateurs introduits ;

2. Stockage de déchets à proximité du gîte de tourisme de l'enclave de la Réserve Naturelle entraîne la prolifération de chats et de rats ;
3. Dégradation du milieu par prélèvement de végétaux, de bois pour le feu ;
4. Risque accru d'incendie ;
5. Dissémination des pestes végétales et destruction de plantes indigènes lors des entretiens des sentiers ;
6. Dérangement sonore par les personnes .

Les survols en hélicoptère effectués à basse altitude, sont relativement dérangeants pour CN pendant la saison de reproduction (Ghestemme obs. pers.).

Par rapport au dérangement humain, CN est une espèce qui semble peu affectée par les randonneurs. Cependant, avec la promotion de la Réserve Naturelle et l'augmentation prévisible du nombre de visiteurs, le dérangement pourrait devenir plus important.

Cyclones

Menace faible à moyenne

Les cyclones tropicaux sont de nature à perturber les peuplements biologiques d'un secteur donné. Ils jouent sur la survie individuelle et la fécondité des animaux et sur la dynamique de la végétation.

Ils sont assez fréquents sur La Réunion : 16 systèmes à moins de 100 km des côtes réunionnaises en 20 ans (0,8 par an), dont 81 % en janvier-février (Météo France 1997), soit pendant la période d'envol des poussins de CN.

En raison de ses faibles effectifs, la population de CN peut être affectée par ces phénomènes ; ex : la population du Foudi de Rodrigues a été réduite à 5 ou 6 couples après le cyclone « Monica » (1968) et celle du Pigeon des Mares de Maurice aurait été réduite de moitié après le cyclone « Gervaise » en 1975 (Cheke 1976).

Incendies

Menace faible à moyenne

Les incendies entraînent une perte d'habitats ou, au minimum, une réduction importante des qualités de ceux-ci.

Par le passé, des incendies ont eu lieu sur la Plaine d'Affouches et la Grande Montagne, sur des secteurs localisés (surtout crêtes, surface <1 ha, ONF com. pers.). Au total, environ 100 hectares ont été incendiés en une quarantaine d'années (soit 7 % de l'aire de répartition du CN) dont 50 ha en 1991 et en 1994 sur la Plaine d'Affouches (Probst 1996).

Les cantons de ces secteurs semblent s'être déplacés vers les fonds de vallées, souvent épargnées par les incendies. Actuellement, CN peut être observé dans ces fonds de vallées, mais le statut des oiseaux et leur succès reproducteur sont inconnus ; à même niveau de prospection, les densités de cantons dans ces secteurs incendiés sont plus faibles.

Un incendie de grande envergure représente une menace réelle dans la partie ouest de l'aire de répartition du CN (caractère plus sec de la végétation, secteurs incendiés recolonisés par des plantes facilement inflammables, présence importante de braconniers).

Epizootie

Menace inconnue (potentiellement élevée)

La malaria des oiseaux pourrait expliquer le déplacement du CN vers des altitudes plus élevées (Cheke 1976). Le risque d'épizootie concerne les parasites sanguins, en général des Protozoaires (genres *Haemoproteus*, *Plasmodium*, *Leucocytozoon*, *Trypanosoma*...) et des nématodes sanguins (Institut Pasteur de Madagascar com. pers.). A La Réunion, l'extinction de la Huppe de Bourbon est parfois reliée à une maladie aviaire qui aurait été apportée par le Martin triste (Barré et al 1996).

Certains oiseaux introduits présents dans l'aire de répartition de CN pourraient être porteurs du parasite vecteur de la maladie : Bulbul orphée, Cardinal et Rossignol du Japon, *Leotrix lutea* (cette dernière espèce est vecteur de *Plasmodium vaughanii* à Hawaï ; Lever 1987).

Synthèse des différentes menaces

Les différentes menaces ont été hiérarchisées entre elles à partir des connaissances actuelles et des simulations démographiques (voir § 3.).

Tableau 5 : Hiérarchisation des différentes menaces et paramètre démographique influencé.

(x) : importance potentielle de la menace.

Menaces	Critique	Elevée	Moyenne	Faible	Inconnue	Effet des menaces sur:	
						Survie Adulte	Succès reprod.
Prédation par mammifères introduits		x				x	x
Prédation par oiseaux					x		x
Braconnage		x				x	
Compétition avec d'autres oiseaux				x			x
Qualité de l'habitat			x	x			x
Invasion par les pestes végétales				x			x
Variabilité génétique			(x)	(x)	x	x	x
Fragmentation et structure de la population		(x)			x		x
Impact du Cerf de Java				x			x
Activités de chasse au Cerf				x			x
Activités de loisir			x	x		x	x
Cyclones			x	x		x	x
Incendies				x			x
Épizootie		(x)			x	x	x

Ces menaces sont souvent liées entre elles et peuvent agir en synergie (cf. annexe 5). La compréhension des relations entre les facteurs limitants peut aider à la mise en place des mesures de conservation.

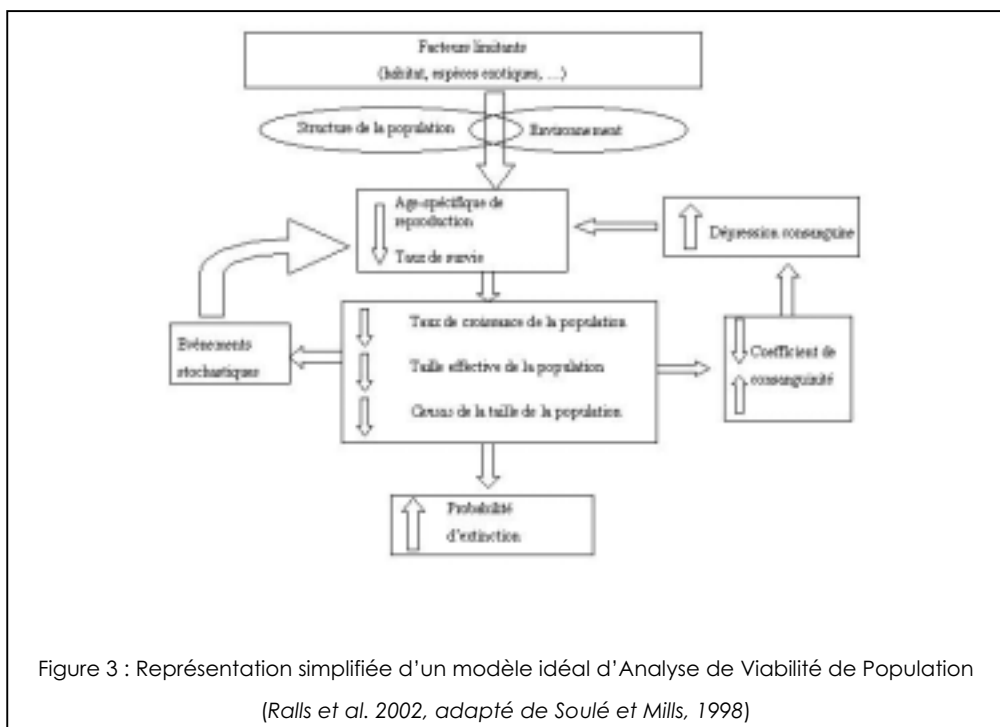
3. TROISIEME PARTIE : ANALYSE DE MODELES DEMOGRAPHIQUES

Une approche par simulations à partir de modèles démographiques est ajoutée au contenu classique des Plans d'action.

Même si les paramètres démographiques ne sont connus que très partiellement, ces simulations permettent d'appréhender et de caractériser la dynamique de la population de CN. Cette analyse est utilisée comme une aide à la décision pour hiérarchiser les menaces en fonction de leur impact sur la dynamique de la population de CN, et donc prioriser les actions à conduire.

Pour une analyse de viabilité d'une population simple stochastique (cf. fig. 3), les données nécessaires sont (d'après Ralls et al. 2002) :

- Structure d'âge
- **Age de première reproduction**
- **Fécondité moyenne par structure d'âge**
- **Survie moyenne par structure d'âge**
- **Variance de la fécondité**
- **Variance de la survie**
- Capacité de charge du milieu et dépendance de densité
- Variation de la capacité de charge du milieu
- Fréquence et importance des catastrophes
- Covariance du taux de croissance démographique



Simulations de la dynamique de population

Le programme de modélisation utilisé est celui développé par Legendre et Clobert (1995) : Unified Life Models. Le modèle employé intègre la stochasticité démographique ; la simulation est de type probabiliste (simulations de MonteCarlo) : elle analyse la probabilité d'extinction d'une partie de la population (moyenne sur 1 000 trajectoires) en un temps donné.

Pour les simulations sur la population de CN, les paramètres démographiques ont été fixés à partir des premiers éléments de connaissance.

- **Effectif initial : 191 individus dont :**

- Nombre de mâles adultes : **100** (voir §1.2.5)
- Nombre de femelles adultes (73 % des mâles appariés, voir 1.2.8) : **73**
- Nombre de mâles subadultes (1-2 ans): **9***
- Nombre de femelles subadultes (1-2 ans): **9***

* : nombre de subadulte obtenu en calculant la production de juvéniles ayant survécu une année : $73 \times 0,33$ (succès reproducteur . estimé) $\times 2$ jeunes $\times 0,5 \times 0,4$ de survie juvénile = 9,36 subadultes de chaque sexe.

- **Sex-ratio primaire estimé : 0,5**

- **Nombre de jeunes à l'envol par reproduction réussie : 2**

- **Maximum de reproduction réussie par couple et par an : 1**

- **Survie juvénile estimée : 0,4**

- **Individus participant à la reproduction : uniquement adultes**

- **Survie identique des adultes et des subadultes**

Les simulations font ensuite varier les deux paramètres non fixés, essentiels dans l'étude de la dynamique d'une population : **le succès reproducteur** et **la survie adulte**.

3.1.1. Cohérence des paramètres démographiques avec l'évolution de la population de CN

1) La réduction du nombre de canton de mâles de CN constatée est de 20 % en 10 ans (voir § 1.6.). En appliquant ce taux sur la population de mâles chanteurs, la probabilité d'extinction de 90 % de la population, au bout de 100 ans, est de 41% (population divisée par 4 en 100 ans ; cf. fig 4).

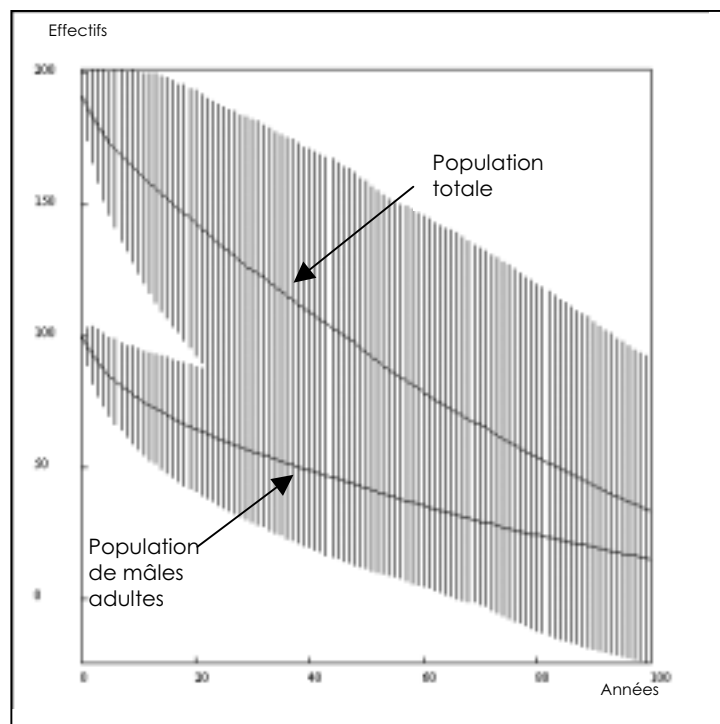


Figure 4 : Evolution de la population de CN en appliquant le taux de déclin observé entre 1990 et 2001

(les barres verticales représentent la gamme des simulations et la courbe la moyenne de ces simulations). Programme utilisé : Unified Life Models, Legendre & Clobert 1995.

2) On fixe, à partir des données de terrain, le succès reproducteur à 0,33 (1/3 des femelles produisent des jeunes voir 1.2.8) et on fait varier la survie adulte jusqu'à obtenir une courbe

cohérente avec l'évolution de la population de mâles constatée sur le terrain. La valeur du taux de survie qui s'accorde le mieux avec l'évolution globale de la population est de 0,88.

Ce taux de survie est cohérent avec la survie d'autres espèces de passereaux, habituellement comprise entre 0,5 et 0,9 (Gill 2003). Peu d'études existent sur des passereaux forestiers tropicaux, mais les taux de survie sont souvent assez importants, variant de 0,67 à 0,91 (Prys-Jones & Diamond 1984, Woodworth et al. 1999, Brown et al. 1990, Frith & Frith 2001).

3.1.2. Variation de la survie adulte (simulations)

La survie adulte de CN semble importante (la plupart des individus adultes bagués sont revus régulièrement et des mâles sont observés sur des cantons similaires depuis 25 ans) mais ne peut pas encore être estimée à l'aide des individus bagués (nombre encore trop faible).

Le succès reproducteur est fixé à 0,33 (valeur mesurée sur le terrain) et on fait ensuite varier la survie adulte (cf. annexe 6). Une augmentation de 1% de la survie (de 0,88 à 0,891) fait passer le taux d'accroissement de la population de 0,98 à un taux proche de 1, traduisant une population stable.

La mortalité d'adulte a beaucoup d'influence sur la dynamique de la population de CN. Le contrôle des causes de mortalité des adultes, notamment par le braconnage et la prédation (chats), est indispensable.

3.1.3. Variation du succès reproducteur (simulations)

La survie adulte est fixée à la valeur moyenne de 0,88 et nous faisons ensuite varier le succès reproducteur (cf. annexe 6):

- succès reproducteur de 0,33, mesuré sur le terrain (1 femelle sur 3 produit des jeunes) : **décroissance lente** de la population (taux d'accroissement : 0,98),
- avec un succès reproducteur de 0,37 : **la population devient stable** (taux d'accroissement : 1,00),
- succès reproducteur de 0,40 (2 femelles sur 5 produisent des jeunes): **accroissement lent de la population** (taux d'accroissement : 0,101).

Par rapport à la survie adulte, la variation du succès reproducteur entraîne un effet moindre sur l'évolution des effectifs de la population.

L'action sur le contrôle des prédateurs introduits sur des sites de reproduction connus de CN est possible et devrait permettre d'augmenter le succès reproducteur d'un taux de 0,33 à au moins 0,40 (soit au moins 2 femelles sur 5 produisant des jeunes).

Les principales menaces sur le succès reproducteur sont la prédation par des mammifères introduits et, bien que cela ne soit pas connu, les risques d'épizootie et la structure de la population.

4. QUATRIEME PARTIE: OBJECTIFS ET ACTIONS DE CONSERVATION.

Chaque objectif est décliné en série d'actions suivies par une brève description. Chaque action est hiérarchisée selon son importance, avec une indication sur l'échelle de temps pour sa mise en place.

Priorité

- **Essentielle** : une action nécessaire pour prévenir un grand déclin de la population qui pourrait conduire à l'extinction de l'espèce ;
- **Elevée** : une action qui est nécessaire pour éviter un déclin de plus de 20% de la population en 20 ans ou moins ;
- **Moyenne** : une action qui est nécessaire pour éviter un déclin de moins de 20% en de 20 ans ou moins ;
- **Faible** : une action qui est nécessaire pour éviter des déclins locaux de la population ou qui a toute les chances d'avoir un impact faible sur la population à travers son aire de répartition.

Echelle de temps :

- **Immédiate** : action achevée dans les prochaines années ;
- **Courte** : action achevée dans les 1 à 3 années suivantes ;
- **Moyenne** : action achevée dans les prochaines 1 à 5 années ;
- **Longue** : action achevée dans les prochaines 1 à 10 années ;
- **En cours** : une action actuellement en cours et qui doit se poursuivre ;
- **Achevée** : une action qui a été accomplie pendant la préparation du plan d'action (ces actions peuvent néanmoins être révisées ou reconduites en fonction des circonstances dans le futur).

Objectifs

A court terme (5 ans) :

Sortir la population de l'Echenilleur du vortex d'extinction dans lequel elle est engagée, en augmentant le nombre de femelles dans la population. Cet objectif implique d'augmenter significativement le succès reproducteur de l'espèce.

A moyen terme (10 ans) :

Doubler le nombre de femelles pour que la population atteigne un niveau supérieur au seuil de viabilité de la population (minimum de 125 couples reproducteurs; Reed et al. 2003).

Informations sur la taille minimum de viabilité de la population

La taille minimum de viabilité d'une population implique l'estimation de la taille de la « population efficace » (effective population), qui s'apparente au nombre d'individus en âge de se reproduire ; néanmoins c'est un paramètre reconnu comme complexe à estimer (Waples 2002). Cette population efficace est toujours inférieure à la taille totale, habituellement dans un facteur de 2 à 4 (Caughley & Gunn 1996).

D'après des analyses récentes sur 62 espèces d'oiseaux, 125 couples reproducteurs sont nécessaires pour une persistance d'au moins 50 % de la population sur 40 générations ; ou un nombre d'adulte de 7 000 pour assurer la survie de 99 % de la population (Reed et al. 2003). La variation de la production de jeunes selon les couples réduit la taille de la population efficace par un facteur de 60 à 85 % (Primack 2002).

Pour 100 mâles d'Echenilleur estimés, seuls 73 seraient appariés et entreraient dans l'estimation de la population efficace, soit 146 individus reproducteurs. Avec un succès reproducteur de 33%, 24 couples **au maximum** produisent des jeunes. Ces effectifs sont très inférieurs aux valeurs nécessaires pour le maintien de l'espèce.

Statut de protection et mesures récentes de conservation

Priorité Elevée, en cours

Le CN est classé '**En danger**' (BirdLife 2004, UICN 2004). Les mesures de conservation mises en place sont :

- **Classement en Réserve Naturelle** de la majeure partie de l'aire de répartition actuelle de l'espèce (95 %) ;
- **Etude et suivis** de couples reproducteurs ;
- **Contrôle des prédateurs** (rats et chats) autour de certains nids de 2003.

Politique et législation

Priorité Moyenne, moyen terme

Actuellement,

- le CN est sur la liste des espèces protégées (Arrêté interministériel, 1989),
 - la majeure partie de l'aire de répartition de l'espèce est protégée par le classement en Réserve Naturelle.
- **A court terme : nécessité de maîtrise foncière dans les secteurs où l'espèce est actuellement présente en dehors de la Réserve Naturelle** (la Grande Montagne, 200 ha environ).
- **A moyen terme**, la protection de la surface d'expansion potentielle de l'espèce est nécessaire (voir §1.7.4) : la Grande Montagne 1000 ha ; Hauts de St Denis 800 ha.

Priorité Essentielle, en cours

Mesures du Plan de gestion de la Réserve Naturelle de La Roche Ecrite (2005-2009) adaptées à une amélioration du statut de conservation du CN.

Priorité Elevée, court terme

Autorisation légale d'éliminer les chats sur le territoire de la Réserve Naturelle. Le Chat est actuellement considéré comme un animal domestique et ne peut être éliminé que par les fourrières communales.

Suivis et estimation des paramètres démographiques

Priorité Essentielle, en cours

Aire de répartition, taille de la population : Quelques secteurs de la Réserve Naturelle difficilement accessibles sont encore à prospecter comme sur le Massif de la Grande Montagne, les Hauts de la Bretagne et de Bois de nêfles.

Evolution de l'aire de répartition : Recherche et écoutes dans les zones en bordure de l'aire de répartition actuelle.

Evolution des effectifs : Recensement des cantons de mâles chanteurs sur les itinéraires principaux (ceux utilisés pendant les comptages actuels et historiques), à renouveler chaque année, pendant la période de reproduction.

Proportion d'individus reproducteurs dans la population / suivi des cantons de reproduction : deux méthodes sont envisagées pour étudier ce paramètre : 1) recensements à l'écoute des mâles

célibataires (identifiables grâce à leur chant) ; 2) suivi individuel de chaque canton, avec détermination de la présence d'une femelle dans le canton.

Remarques particulières :

- la méthode de recensement des mâles par le chant reste à améliorer. Mais à terme, cette méthode permettra d'optimiser le temps passé sur le terrain.
- d'un point de vue stratégique, la deuxième méthode concerne dans un premier temps les cantons les plus accessibles, puis, au fur et à mesure des années, le nombre de cantons étudiés sera régulièrement augmenté.

Estimation de la survie individuelle : baguage avec code couleur individuel et contrôle visuel des individus. La capture se réalise sur des secteurs utilisés préférentiellement par les individus, à l'aide de la diffusion du chant de l'espèce (repassé).

Le nombre d'oiseaux à baguer annuellement doit être le maximum possible mais un nombre de 30 est généralement admis pour une validité statistique (Le Corre *com. pers.*). Au moins 3 à 5 années de capture/re-capture sont nécessaires (Lebreton et al. 1992). Compte-tenu de la difficulté de capture de l'espèce, cette étude est très consommatrice en temps.

Dans le cas d'une population aussi réduite, un suivi individuel d'un échantillon de la population, à l'aide de bagues colorées, est nécessaire à moyen terme. Le baguage de jeunes à l'envol, déjà testé avec succès par la SEOR sur 6 poussins, permet de connaître avec certitude l'âge et l'origine des oiseaux.

L'expérimentation d'une technique d'identification individuelle des chants à l'aide de sonogrammes va être testée dès 2005. Bien qu'au début cette étude peut être consommatrice en temps, elle permettrait le suivi individuel des mâles chanteurs (technique plus rapide que le baguage des individus)

Estimation du succès reproducteur : deux méthodes complémentaires sont envisageables :

- Localisation et suivi des nids (septembre à mars). Le suivi d'un nid s'étale sur environ 35 jours (incubation + élevage). Il s'agit d'une étude très lourde car les nids sont difficiles à trouver mais elle apporte d'autres informations complémentaires. Il faudra privilégier le suivi léger d'un nombre important de nids plutôt qu'un suivi intensif sur un nombre limité de nids.
- Détermination du succès reproducteur annuel par recensement des jeunes nouvellement envolés (reconnaissables à leurs cris). Cette méthode est plus rapide que la précédente et augmente le nombre de cantons suivis.

Prévention et contrôle des prédateurs

4.1.1. Prévention

Priorité moyenne, immédiate

Eliminer toutes les causes qui favorisent l'installation, la propagation et la pullulation des rats et des chats : aucun déchet (même organique) accessibles aux animaux ne doit être abandonné dans la forêt.

- éducation de tous les publics (voir §4.17)
- Pendant leur stockage, les déchets doivent rester inaccessibles à ces espèces (utilisation de poubelles hermétiques aux rats et aux chats) ;
- Evacuation des déchets (gîte) le plus rapidement possible ;
- Elimination des poules et des chiens du gîte touristique (dont la nourriture distribuée favorise les rats)

4.1.2. Contrôle des prédateurs

Priorité Essentielle, immédiate

La lutte contre les rats et les chats est indispensable et urgente dans les secteurs de reproduction d'Echenilleur (voir § 2) **afin d'augmenter la production de jeunes**. Une phase de contrôle intensif de ces prédateurs dans certains secteurs de nidification représentatifs, complétée d'une évaluation des résultats, est à mettre en place.

Rats : Le principal objectif est de réussir réduire fortement les populations de rats dans les secteurs connus de nidification de CN.

Les expérimentations récentes sur les prédateurs (cf. §2.1.1) ont montré que le Rat noir étant principalement arboricole et, le système par piégeage au sol (par ex. Pascal et al. 1996) ne permet pas de lutter efficacement contre le Rat noir (SEOR 2004).

La méthode de contrôle choisie est la lutte intégrée (piégeage et empoisonnement), inspirée de celle utilisée depuis de nombreuses années par la Mauritian Wildlife Foundation à l'île Maurice (Authier 2003 ; cf. annexe 7). Les secteurs-cible pour ce contrôle des prédateurs sont les sites connus de nidification utilisés annuellement par les couples d'Echenilleurs. La méthode s'adapte au contexte local en évitant par exemple les secteurs présentant des espaces dégagés, où les Papangues pourraient capturer des rats empoisonnés.

Chats : Mise en place d'un contrôle par piégeage dans les secteurs de nidification connus de CN où des opérations de contrôle des rats ont lieu. La lutte simultanée est préférable pour éviter 1) que les populations de rats augmentent à la suite de la destruction des chats ; 2) que la pression de prédation des chats sur les oiseaux augmente du fait de la diminution des densités de rats (Courchamp et al. 1999).

Monitoring et recherche

4.1.3. Etudes génétiques

Priorité Elevée, court terme

Etudier la variabilité génétique de la population : ces études nécessitent plusieurs années de captures avec prélèvements sanguins à réaliser à partir de 2005 lors des captures pour des analyses de laboratoire en 2007-2008.

4.1.4. Ecologie

Priorité Elevée, moyen terme

Améliorer les connaissances de l'écologie et du type d'habitat optimal de l'Echenilleur avec des analyses comparatives avec l'Echenilleur de l'île Maurice. Cette mesure peut permettre d'obtenir les caractéristiques des milieux potentiels pour une translocation, dans le cas où cette action devrait être envisagée.

L'utilisation de l'habitat au sens large (reproduction, alimentation) et la dispersion des individus (milieux préférentiels ?) sont également à mieux comprendre

4.1.5. Monitoring

Priorité Essentielle, immédiate

Effets du contrôle prédateurs 1) sur les abondances de rats et 2) sur le succès de la reproduction de CN : cette mesure est indispensable pour connaître l'impact de la prédation, et l'efficacité des mesures de conservation engagées, sur la dynamique de la population de CN.

4.1.6. Recherche sur les menaces

Priorité Elevée, Moyen terme

Epizootie : L'étude du risque de parasites sanguins nécessite de nombreux échantillons sanguins (de CN, d'oiseaux indigènes et exotiques sympatriques et d'oiseaux en dehors de l'aire de répartition de CN ; Robert ; Institut Pasteur *com. pers.*). Les prélèvements seront réalisés lors des captures de CN et à l'aide de captures spécifiques pour les autres passereaux ; les analyses pourront commencer fin 2006.

4.1.7. Recherche sur les actions de conservation

Priorité moyenne, court terme

Nourrissage supplémentaire : Cette mesure de conservation peut être testée *in situ* à la période de l'élevage au nid, en disposant de petits récipients de plusieurs types contenant des larves de vers de farine et/ou d'autres insectes. Cette mesure sera testée sur quelques couples et nécessitera d'être améliorée et adaptée selon les résultats des comportements de CN.

Priorité Elevée, Moyen terme

Translocation : En accord avec les co-gestionnaires, il est prévu d'étudier la question (placée en priorité 2 dans le Plan de gestion) lorsque plus d'éléments de connaissances de l'espèce sont disponibles (à partir de l'année 2007) : étude de faisabilité, détermination et étude des sites potentiels, collaboration avec l'île Maurice où le même type de projet concerne le Merle cuisinier ...

Protection des habitats et espèces invasives

Priorité Elevée, en cours

Prévention et lutte contre les incendies : la protection contre les risques d'incendies est nécessaire, que ce soit au niveau de la sensibilisation du public, de la surveillance, de la répression et des moyens disponibles pour lutter contre le feu.

Priorité Faible, en cours

Restauration des zones incendiées : La restauration de la centaine d'hectare incendiés dans l'aire de répartition de l'espèce permettra d'augmenter la surface d'habitat favorable à CN et permettra de limiter les risques d'incendies ultérieurs : plantes colonisatrices des zones incendiées sont facilement inflammables. Il est proposé à l'ONF d'utiliser les plantes hôtes de nombreux insectes consommés par CN et de planter du Palmiste rouge (*Acanthophoenix rubra*) dans les opérations de cicatrisation de la végétation. Nous allons nous rapprocher de l'Insectarium de La Réunion pour évaluer les possibilités d'inoculer des larves d'*Oryctes* dans ces plantations (*suggestion d'A. Cheke*). La rapidité de recolonisation de ces palmistes par l'*Oryctes* est à suivre et à étudier auprès de spécialistes.

Prévention et lutte contre les espèces envahissantes dans la Réserve Naturelle : ces actions sont déjà intégrées dans les missions des co-gestionnaires du site. Le Plan de gestion de la Réserve

Naturelle identifie une hiérarchisation de lutte contre les pestes végétales : 1) surveillance et éradication des plantes nouvellement installées dès leur détection, 2) lutte contre les pestes moyennement représentées sur la Réserve et 3) contrôle des plantes exotiques largement réparties. Les techniques de lutte contre le Longose, *Hedychium gardenarium* sont à l'étude par des organismes de recherche.

Contrôle des effectifs de Cerfs de Java : L'objectif fixé dans le Plan de gestion de la Réserve Naturelle est de **maintenir la population de Cerf à un niveau bas** en exerçant une pression de chasse régulière. Une convention a été passée avec la Société de chasse en place sur le site depuis une cinquantaine d'année pour encadrer la pratique de la chasse et fixer des objectifs à atteindre en matière de nombre d'animaux tués.

Lutte contre le braconnage

Priorité Essentielle, en cours

Le braconnage a un effet sur la survie adulte, paramètre démographique très important dans la dynamique de la population (voir § 3.). Une surveillance et des actions de répression par des agents assermentés a été mise en place depuis 2003. Cette action doit se poursuivre et s'intensifier pour réduire réellement ce facteur de mortalité.

Translocation

Priorité Elevée, long terme

Cette action peut sembler essentielle si l'effet de l'habitat est un facteur limitant déterminant dans la dynamique de l'espèce, et à long terme, pour augmenter l'aire de répartition de la population et améliorer le statut de conservation de cette espèce.

Cette action est conditionnée par les connaissances sur l'éco-éthologie de l'espèce dans son milieu actuel et les connaissances des caractéristiques du milieu optimal (voir § 2.5.1.).

La translocation d'individus est programmée théoriquement en 2009-2010, après avoir obtenu une augmentation de la population actuelle et si cette mesure paraît indispensable. Selon l'urgence, il serait possible d'envisager, à partir de 2007, le suivi de quelques individus par télémétrie dans un milieu de basse altitude (site à définir, ex : Mare Longue...), en réalisant au préalable une étude de l'abondance des prédateurs.

Diminution des dérangements et sensibilisation du public

Priorité Moyenne, court terme

Informier et sensibiliser les personnes qui entrent dans la réserve (visiteurs et travailleurs) :

- Ne pas abandonner de chats ou de chiens dans la réserve,
- Ne pas nourrir les chats et les rats observés,
- Ne laisser AUCUN déchets, même biodégradables,
- N'introduire aucune plante dans la Réserve Naturelle,
- Nettoyer ses chaussures et ses vêtements en entrant dans la Réserve Naturelle,
- Utiliser les WC pour aller aux toilettes (Parking et gîte).

Sensibiliser le public aux bons comportements pour diminuer le dérangement :

- Rester sur les sentiers balisés,
- Adopter un comportement respectueux de la nature : être relativement silencieux, ne pas diffuser de musique forte, ne pas s'approcher des nids d'oiseaux, ne pas diffuser le chant de l'Echenilleur pour l'observer, ...
- Ne pas casser, prélever ou détruire les plantes,
- Signaler aux co-gestionnaires de la Réserve Naturelle toutes anomalies constatées (incendie, braconniers, nouvelles plantes exotiques, ...) mettant en péril l'environnement.

- Surtout éviter les incendies : ne faire du feu et ne fumer que dans les endroits autorisés près du Parking et du gîte.

Les survols en hélicoptères doivent respecter l'espace aérien de la Réserve Naturelle : hauteur qui ne dérange pas la faune ou utilisation d'autres axes de survols qui évitent la Réserve. Les déposes de matériels qui peuvent se faire assez souvent dans le secteur du gîte, doivent éviter de survoler les milieux forestiers de la Réserve (itinéraire conseillé par le Cirque de Mafate ou la Rivière des Pluies).

Synthèse des mesures de conservation

Tableau 7 : Synthèse des différentes actions

ACTIONS	Importance / Echelle de temps					
	Immédiate	Court terme	Moyen terme	Long terme	En cours	Achevée
Actions essentielles						
Plan de gestion de la Réserve Naturelle (2005-2009) adapté à la conservation de CN.					x	
Suivis et estimation des paramètres démographiques de CN					x	
Augmentation de la lutte contre le braconnage	x				(x)	
Contrôle des prédateurs sur les sites de nidification de CN	x					
Monitoring des effets du contrôle des prédateurs sur leur abondance et sur la reproduction de CN	x					
Actions d'importance élevée						
Statut de protection et mesures récentes de conservation					x	
Recherche sur l'écologie de CN					x	
Prévention et lutte contre les incendies					x	
Autorisation légale d'éliminer les chats		x				
Etudes de la variabilité génétique de CN		x				
Etude du risque d'épizootie de CN			x			
Recherche sur la faisabilité de la translocation			x			
Réalisation de la translocation				x		
Actions d'importance moyenne						
Prévention vis à vis des prédateurs	x					
Diminution des dérangements et sensibilisation du public		x				
Expérimentation du nourrissage supplémentaire		x				
Politique et législation : maîtrise foncière			x			
Actions d'importance faible						
Contrôle des Cerfs de Java					(x)	
Lutte hiérarchisée contre les espèces invasives					x	

Experts ayant contribué à ce Plan de conservation

Liste des experts ayant contribué à ce plan par leurs commentaires utiles et pertinents :

- Carole Attié, Ligue pour la Protection des Oiseaux
- Vincent Bretagnolle, chercheur au Centre d'Etudes Biologiques de Chizé-CNRS
- Anthony Cheke, Ornithologue, membre de la British Ornithologist Union, Angleterre
- Roger Safford, Ornithologue, RSPB-BirdLife
- Vikash Tatayah, Fauna manager à la Mauritian Wildlife Foundation, Ile Maurice
- Jean-Marc Thiollay, ONF - Ecole Normale Supérieure
- Jacques Trouvilliez, Directeur de la Réserve Naturelle de La Roche Ecrute, ONF

5. REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

Plan d'action espèces :

- ANONYME 1996. Plan de sauvegarde de la Perruche d'Ouvea - Nvelle Calédonie. 6 pp.
- EDUARDO de Juana & CARMEN Martinez. 1999. European Union Species Action Plan Little Bustard (*Tetrax tetrax*). BirdLife International European Commission. 17 pp + annexes.
- FULLER R. A., Mc GOWAN P. JK., CARROLL J. P., DEKKER. W. R. J. & GARSON P. J. 2003. What does IUCN species action planning contribute to the conservation process? **Biological Conservation** 112 / 343-349.
- GONZALEZ C. (SEO/Birdlife Spain, Tenerife) 1995. Action plan for the blue Chaffinch (*Fringilla teydea*). BirdLife International European Commission. 14 pp.
- HEREDIA B., ROSE L. & PAINTER M. 1996 **Threatened Birds in Europe Action plans** Council of Europe Publishing. BirdLife International. 352 pp.
- ZINO F., HEREDIA B. & BISCOITO M. J. 1996. Action plan for Fea's Petrel. (*Pterodroma feae*). 13 pp.
- ZINO F., HEREDIA B. & BISCOITO M. J. 1995. Action plan for Zino's Petrel (*Pterodroma madeira*). Prepared by BirdLife International on behalf of the European Commission. 14 pp.
- RISTOW Dietrich. 1999. International species action plan Eleonora's falcon. BirdLife International on behalf of the European Commission. 25 pp + annexes.

Références Echenilleur

- ATTIE C. 1991. Etude de *Coracina newtoni*, Pollen, 1986 à la Plaine des Chicots. **Rapport SREPEN**. 8 pp + annexes.
- ATTIE C. 1993. Etude de l'Echenilleur de La Réunion ou Tuit-tuit, *Coracina newtoni*. **Rapport SREPEN/Département/Région**. 53 pp.
- COATMEUR J & PROBST J-M. 1999. Compte-rendu de la session de baguage du Tuit-Tuit *Coracina newtoni* à l'île de la Réunion du 20 novembre au 3 décembre 1997. **Bulletin Phaethon** 9 : 4-9.
- BERJOT M. & MAZZEO I. 2004. Sélection de l'habitat de nidification d'un oiseau menacé : le Tuit-tuit, *Coracina newtoni*. **Rapport de maîtrise de Biologie/SEOR**. 23 pp.
- BERLIOZ J. 1946. Oiseaux de La Réunion. In **Faune de l'Empire Français**, Vol 4. Larose France.
- CHEKE A.S. 1976. Rapport sur la distribution et la conservation du Tuit-tuit, oiseau rarissime de La Réunion. **Rapport** du British Ornithologists Union Mascarene Island Expedition, Conservation Memorandum n°2. 16 pp.
- CHEKE A.S. 1977. Rapport sur la distribution et la conservation du Tuit-tuit, oiseau rarissime de La Réunion. **Info Nature** 15 : 21– 42.
- CHEKE, A.S. 1987. The ecology of the surviving native land-birds of Réunion. In **Studies of Mascarene Island Birds**. (Ed : A.W. Diamond). University Press, Cambridge. pp : 301-358.
- CHEREL J.F. 1988. L'Echenilleur de La Réunion va-t-il disparaître? **Alauda** 56 : 182.
- CHEREL J.F., QUILICI S., GRONDIN J.R. & H. GRUCHET. 1988. Le Tuit-tuit, Dossier d'information - Statut de l'espèce, urgence des mesures de protection. **Info Nature** 23 : 1-14.
- GHESTEMME, T. 2002. Contribution au plan de gestion de la Réserve Naturelle de la Roche Ecrute. Evaluation patrimoniale et propositions de définition des objectifs de gestion. **Rapport** de DESS 'SGET'-Université de la Réunion. 45 pp. + Annexes.
- JOUANIN C. 1973. Note sur l'avifaune de la Réunion. **L'Oiseau et la R.F.O.** 34 : 83-84.
- LE CORRE M. 1998. Résultat de la sortie concertée Tuit-tuit des 15 et 16 novembre 1997. **Bulletin Le Taille-vent** 4 : 17-19.
- MERIAN T. 2002. Ecologie alimentaire et utilisation de l'espace par un peuplement de passereaux forestiers indigènes dans une forêt peu ou pas modifiée par l'homme. **Rapport** de Maîtrise de biologie SEOR / Université de la Réunion. 17pp.

- MILON P. 1951. Notes sur l'avifaune actuelle de l'île de La Réunion. **Terre et vie** 98 : 129-178.
- POLLEN F.P.L. 1866. On the genus *Oxynotus* of Mauritius and Reunion. **Ibis** 2 : 275-280.
- PROBST J.-M. 1993. Recherche bibliographiques et études préliminaires sur la densité et la biologie de l'oiseau endémique menacé : *Coracina newtoni* Pollen, 1866. **Rapport** 31 pp.
- PROBST J.-M. 1995. La présence éventuelle de l'Echenilleur *Coracina newtoni* dans d'autres massifs forestiers situés en dehors de sa répartition connue (Ile de La Réunion). **Bulletin Phaethon** 2 :86-89.
- PROBST J.-M. 1996. Etude de la biologie de reproduction et nouvelles données sur l'Echenilleur de La Réunion. **Rapport SRAM**. 25 pp. + Annexes.
- PROBST J.-M. 1999. Recherche sur la distribution ancienne plausible de l'Echenilleur de la Réunion *Coracina newtoni* (Pollen, 1866). **Bulletin Phaethon**, 9 : 24-44.
- SALAMOLARD M. & GHESTEMME T. 2002. Carte de répartition de l'Echenilleur de La Réunion. **Rapport SEOR**. 9 pp + cartes.
- SEOR 2001. Programme Oiseaux Terrestres. Etude de l'écologie et de l'abondance de 9 espèces d'oiseaux indigènes, des menaces qui pèsent sur elles et des mesures à mettre en place. **Rapports** intermédiaires. DIREN/Région/Europe-Feder.
- THIOLLAY J.-M. 1996. Compte rendu de mission à La Réunion et Maurice. Programme Oiseaux terrestres. **Rapport DIREN**, Europe. 13 pp.
- THIOLLAY, J.-M. & J.-M. PROBST. 1999. Ecology and conservation of a small insular bird population, the Réunion Cuckoo-shrike, *Coracina newtoni*. **Biological Conservation** 27:191-200.

Références autres thèmes

- ARMSTRONG D. P., SCOTT D. R., DIAMOND W. J., PERRETT J. K., CASTRO I., EWEN J. G., GRIFFITHS R. & TAYLOR J. 2002. Population dynamic of reintroduced Forest Birds on New Zealand islands. **Journal of Biogeography** 29 609-621
- ARTOIS M., DUCHENE M.J., PERICARD J.M. ET XEMAR V. 2002. **Le chat domestique errant ou haret**. Encyclopédie des carnivores de France n°18. Ed. SFPEM- MNHN.
- AUTHIER M. 2003 : Les réintroductions d'espèces - Synthèse bibliographique. **Rapport interne SEOR/ Université de La Réunion**. 70 pp + annexes.
- ATTIE M. 1994. Impact du Cerf de Java à la Plaine des chicots et propositions de restauration du milieu. **Rapport ONF** 38pp.
- ATKINSON, I.A.E. 1985. The spread of commensal species of *Rattus* to oceanic islands and their effects on island avifaunas. In: Moor, P.J. (Ed.), **Conservation of Island Birds** (Technical Publication No. 3). International Council for Bird Preservation, Cambridge, UK, pp. 35-81.
- ATKINSON, I.A.E. 1989. Introduced animals and extinctions . In Western, D., Pearl, M. (Eds.), **Conservation for the Twenty-first Century**. Oxford University Press, UK,. 54-75.
- ATKINSON I.A.E. 2001. Introduced mammals and models for restoration. **Biological conservation** 99 : 81-96.
- BARRE N., BARAU A. & JOUANIN C. 1996. **Oiseaux de la Réunion**. Editions du Pacifique, Paris. 192 pp.
- BLANCHARD F. 2000. **Guide des milieux naturels de La Réunion- Maurice- Rodrigues**. Ed. Ulmer, Paris (France). 380 pp.
- BOYCE M.S. 2002. Reconciling the Small-Population and Declining-Population Paradigms. In (Eds Beissinger S.R. & D.R. McCullough). **Population Viability Analysis**, The University of Chicago Press, USA.
- BIBBY C.J., BURGESS N.D. & HILL D.A. 1992. **Bird census techniques**. Academic press, Cambridge, UK. 239 pp.
- BIRDLIFE INTERNATIONAL. 2000. **Threatened birds of the World**. Lynx Edicions and BirdLife International. 602 pp + annexes.
- BROWN R.J., BROWN M.N. & RUSSEL E.M. 1990. Survival of 4 species of passerines in Karri forest in south western Australia. **Corella** 14: 69-78.
- BRETAGNOLLE V., GHESTEMME T., ATTIE C. & THIOLLAY J.M. 2000. Distribution, population size and notes on ecology of the Reunion Harrier *Circus maillardi*. **Journal Raptor Research** n° 34. 8-17.
- BLONDEL J. 1995. **Biogéographie, une approche descriptive et évolutive des populations**. Collection Ecologie n°27, Ed Masson. 239 pp.
- CAUGHLEY C. & GUNN A. 1994. Conservation Biology in Theory and Practice .Blackwell Science. 405pp.
- CAZABAN A. 2000. Les Cerfs de la Roche Ecrite. **Rapport** de BTA Gestion Faune sauvage / ONF. 37 pp.
- COURCHAMP F., LANGLAIS M. ET SUGIHARA G. 1999. Cats protecting birds : modelling the mesopredator release effect. **Journal of Animal Ecology** 68: 282-292.
- FARELL J.R. & HARDY J.W. 1993. Survival, seasonal abundance, sex-ratio and diet of eastern Spinebills in the blue mountain, New south Walles Australia. **Corella** 17: 33-40.
- FISHPOOL, L.D.C. & M.I. EVANS. Eds 2001. **Important Bird Areas in Africa an associated islands** : Priority sites for conservation. Newbury and Cambridge, UK: Pisces Publications and BirdLife International (BirdLife Conservation Series No. 11). 1138 pp.
- FRITZ C.B. & FRITZ D.W. 2001. Morphology, moult and survival of 3 sympatric bowerbirds in Australia wet tropical upland rain forest. **Corella** 25: 41-60.
- GILL F.B. 2003. **Ornithology**. Second Edition. W H. Freeman and Company. 691 pp.
- GHESTEMME T. & ROCHET M. 2001. Le Braconnage des oiseaux forestiers. **Bulletin SEOR Taille-vent Spécial Braconnage**. 17-19.
- HALL D.G. 2000. Ecology of rats in the national park of Mauritius and how their management affects the native birds. First year report. **Rapport MWF- University of Bristol**.10 pp.

- IUCN. 2004. **2002 IUCN Red List of Threatened Species**. <http://www.redlist.org/>
- KING D.I., DEGRAAF R.M., GRIFFIN C.R., MAIER T.J. 1999. Do predation rates on artificial nests accurately reflect predation rates on natural bird nest. **Journal of Field Ornithology** n° 70.
- LEBRETON J.-D., BURNHAM K.P. & ANDERSON D.R. 1992. Modeling survival and testing biological hypotheses using marked animals : a unified approach with case studies. **The Ecological Society of America**. 118 pp.
- LEGENDRE S. & CLOBERT J. 1995. ULM, a software for conservation and evolutionary biologist. **Journal of Applied Statistics** 22 : 817-834.
- LEVER C. 1987. **Naturalised birds of the world**. Ed Longman Scientific & Technical, Avon, UK. 245 pp + annexes.
- MANDON-DALGER I., LE CORRE M. CLERGEAU P., PROBST J.M. & BESNARD N. 1999. Modalités de colonisation de l'île de La Réunion par le Bulbul orphée (*Pycnonotus jocosus*). **Revue d'Ecologie** 54, 283-294.
- MANDON-DALGER I. 2002. Sélection de l'habitat et dynamique d'invasion d'un oiseau introduit, le cas du Bulbul orphée à l'île de La Réunion. **Thèse de doctorat**. 200 pp.
- MICHEL C. 1986. **Birds of Mauritius**. Edit. Ocean Indien. Stanley, Mauritius, 2nd Ed. 41 pp.
- MOUTOU F. 1983. Propositions pour la réintroduction à La Réunion d'espèces aujourd'hui disparues. Etude et protection des vertébrés de La Réunion. **Info Nature** 20, 39-52.
- NEWTON I. 2000. **Population limitation in Birds**. Academic Press. London, U.K. 480 pp.
- PASCAL M, SIORAT F., COSSON J.F., BURIN DES ROZIERES H. 1996. Eradication de population insulaire de surmulots. Archipel des Sept îles – Bretagne. **Vie milieu** 4 : 345-354.
- PAYET M. & PROBST J.-M. 1996. Premières observations du Bulbul orphée dans le territoire du Tuit-Tuit. **Bulletin Phaethon** 4 :108.
- PENLOUP A., MARTIN J.L., GORY G., BRUNSTEIN D., BRETAGNOLLE V. 1997. Nest site quality and nest predation as factors explaining the distribution of Pallid swifts (*Apus pallidus*) on Mediterranean island. **Oikos** 80. 141-151.
- PRIMACK R.B. 2002. **Essentials of Conservation Biology** - Third edition. Sinauer Associates, Sunderland, Massachusetts, U.S.A. 698 pp.
- PRYS-JONES R.P. & DIAMOND A.W. 1984. Ecology of the landbirds of the granitic and coralline islands of the Seychelles, with particular reference to Cousin Island and Aldabra Atoll. pp. 529-558 in Stoddart, D.R. (ed.) **Biogeography and ecology of the Seychelles Islands**. Monographiae Biologicae 35. The Hague, Netherlands: Dr W Junk publishers.
- PROBST J.-M. 2002. **Faune indigène protégée de l'île de La Réunion**. Edition Nature et Patrimoine. 100 pp.
- RALLS K., BEISSINGER S.R. & COCHRANE J.F. 2002. Guidelines for Using Population Viability Analysis in Endangered-species management. In (Eds Beissinger S.R. & D.R. McCullough). **Population Viability Analysis**, The University of Chicago Press, USA.
- REED D.H., O'GRADY J.J., BROOK B.W., BALLOU J.D. & FRANKHAM R. 2003. Estimates of minimum viable population sizes for vertebrates and factors influencing these estimates. **Biological Conservation** 113: 23-34.
- REISTAMA L.R., HOLMES R.T., SHERRY T.W. 1990. Effects of removal of red squirrels (*Tamiasciurus hudsonicus*) and eastern chipmunks (*Tamias striatus*) on nest predation in a northern hardwood forest: an artificial nest experiment. **Oikos** 57 :129-132.
- ROCHAT J., BLARD F., BRILLANT S., GASNIER S. & POUSSERAU J. 2004. Etude Faunistique des Arthropodes de la Réserve Naturelle de la Roche Ecrite. **Rapport** Association Insectarium de la Réunion. 21 pp + annexes.
- SAFFORD R.J. 1997. Distribution studies on the forest-living native passerines of Mauritius. **Biological Conservation** 80: 189-198.
- SAFFORD R.J. & BEAUMONT J. 1996. Observations on the biology of the Mauritius Cuckoo-shrike, *Coracina typica*. **Ostrich** 67 : 15-22.
- SEOR 2004 b. Compte rendu de mission d'étude de *Coracina typica* à l'île Maurice. Rapport interne SEOR. 21 pp.
- SIMBERLOFF D. 1998. Flagships, umbrellas and keystones : is single-species management passe in the landscape area ? **Biological Conservation** Vol 83: 247-257.
- SOULE M.E. 1987. **Viable populations for conservation**. Cambridge univ. Press. 663-678
- SUTHERLAND, W.J. 1996. **From Individual Behaviour to Population Ecology**. Oxford University Press. U.K. 202 pp
- TASSIN J. & RIVIERE J.N. 2001. Le rôle potentiel du *Leiothrix lutea* dans la germination de plantes envahissantes à la Réunion. **Alauda** 63: 34-41.
- THIBAUT, J.C., J.M. MARTIN, A. PENLOUP & J.-Y. MEYER. 2002. Understanding the decline and extinction of monarchs in Polynesian Islands. **Biological Conservation** 108: 161-174.
- WAPLES R. S. 2002. Definition and Estimation of Effective Population Size in the Conservation of Endangered Species. In (Eds Beissinger S.R. & D.R. McCullough) **Population Viability Analysis**, University of Chicago Press, USA.
- WEIDINGER K. 2001. How well do predation rates on artificial nests estimate predation on natural passerines nests?. **Ibis** 143: 632-641.
- WILLBRAND T. & MARCSTROM V. 1988. On the danger of using dummy nest to study nest predation. **The Auk** 105. 421-424.
- WHITE G. C, FRANKLIN A. B & SHENK T. M. 2002. Estimating Parameters of PVA Models From Data on Marked Animals. In (Eds Beissinger S.R. & D.R. McCullough). **Population Viability Analysis**, The University of Chicago Press, USA.
- WOODWORTH J., FAABORG B.L., ARENDT J. ET WAYNE J. 1999. Survival and longevity of the Puerto rican Vireo. **Wilson Bulletin**. 4 pp
- YAHNER R.H. & CYPHER B.L. 1987. Effect of nest depredation of artificial arboreal nest. **Journal of Wildlife Management** 51: 32-36.

6. ANNEXES

ANNEXE 1 : Les autres espèces de Coracina menacés dans le monde (BirdLife 2000)

Nom	Pays	Gamme d'altitude	Principales menaces	Remarques
Coracina ostenta (Vulnérable) Pop : 10000 En déclin	Philippines	0-1100 m, occasionnellement jusqu'à 2150 m	Déforestation, prélèvement sélectif des gros arbres	Se retrouve en faible densité en forêt secondaire ; Quasi absent de la forêt saine présente au dessus de 1100 m ; les populations en forêt de montagne d'altitude ne persistent pas a priori.
Coracina typica (Vulnérable) Pop : 600-700 En augmentation	Ile Maurice	200-800 m, mais principalement de 460 à 800 m	Déforestation, envahissement par les pestes végétales, Prédation par animaux introduits,	Densités 4 à 5 fois plus importantes que le Coracina de La Réunion (25 territoires / km ²) Statut peut descendre au niveau Quasi-menacé lorsque la population atteindra 1000-1200 individus
Coracina fortis (Quasi-menacé) Pop : ?	Indonésie	Au dessus de 1500 m	Déforestation, dégradation de l'habitat	Très localisée, connue de 3 localités mais manque de données ; néanmoins l'espèce se retrouve au niveau d'habitats dégradés mais préfère la forêt de montagne avec un sous- bois ouvert
Coracina bicolor (Quasi-menacé) Pop : ?	Indonésie	Au dessus de 900 m mais peut se retrouver en dessous	Déforestation, dégradation de l'habitat	?
Coracina graueri (Quasi-menacé) Pop : ?	Congo	1150 – 1900 m	Déforestation, dégradation de l'habitat (surtout de la forêt de transition)	L'espèce se nourrit aussi bien en sous-bois que dans la canopée ; se nourrit surtout de chenilles
Coracina dispar (Quasi-menacé) Pop : ?	Indonésie	?	?	
Coracina mindanensis (Quasi-menacé) Pop : ?	Philippines	En dessous de 1000 m	Déforestation des milieux de basse altitude	5 sous-espèces ; semble préférer les forêts de basse altitude
Coracina holopolia (Quasi-menacé) Pop : ? En déclin	Papouasie Iles Salomon	0-950 m	Déforestation des milieux de basse altitude	Plus commun dans les montagnes , déclin semble lent car le principal habitat de l'espèce ne convient pas à l'exploitation de bois

ANNEXE 2 : Méthodes et biais d'estimation de la population d'Echenilleur de La Réunion

La méthode utilisée par les 3 principaux recensements (Cheke en 1974-45, Probst en 1990-91 et SEOR 2000-2003) est le comptage des mâles chanteurs sur des itinéraires, essentiellement par l'écoute. Cette méthode surestime la densité de cantons mais elle est reproductible et permet les comparaisons pour le dénombrement global de la population. Elle est pertinente pour le suivi des mâles chanteurs à long terme, mais plusieurs biais sont liés à cette méthode :

- le nombre de mâles chanteurs ne reflète pas le nombre de couples. En 2003, sur 11 cantons suivis pendant la toute la saison de reproduction, 3 étaient occupés par des mâles solitaires (SEOR 2004) ;
- Les mâles solitaires chantent avec une grande intensité. Ces individus parcourent également de grandes distances quotidiennes (risques de double comptage) ;
- De même, les secteurs de forte densité, favorisent beaucoup les émissions sonores (stimulation) (Bibby et al. 1992) ;
- *Les mâles de l'Echenilleur mauricien chantent à partir de l'âge de 1 an mais ne se reproduisent pas avant 2 ans (Safford et Beaumont 1996).*

Il est donc préférable de considérer les résultats de ce type de méthode comme une évaluation de la population de mâle chanteurs.

Autres remarques relatives à la méthode de recensement des mâles chanteurs :

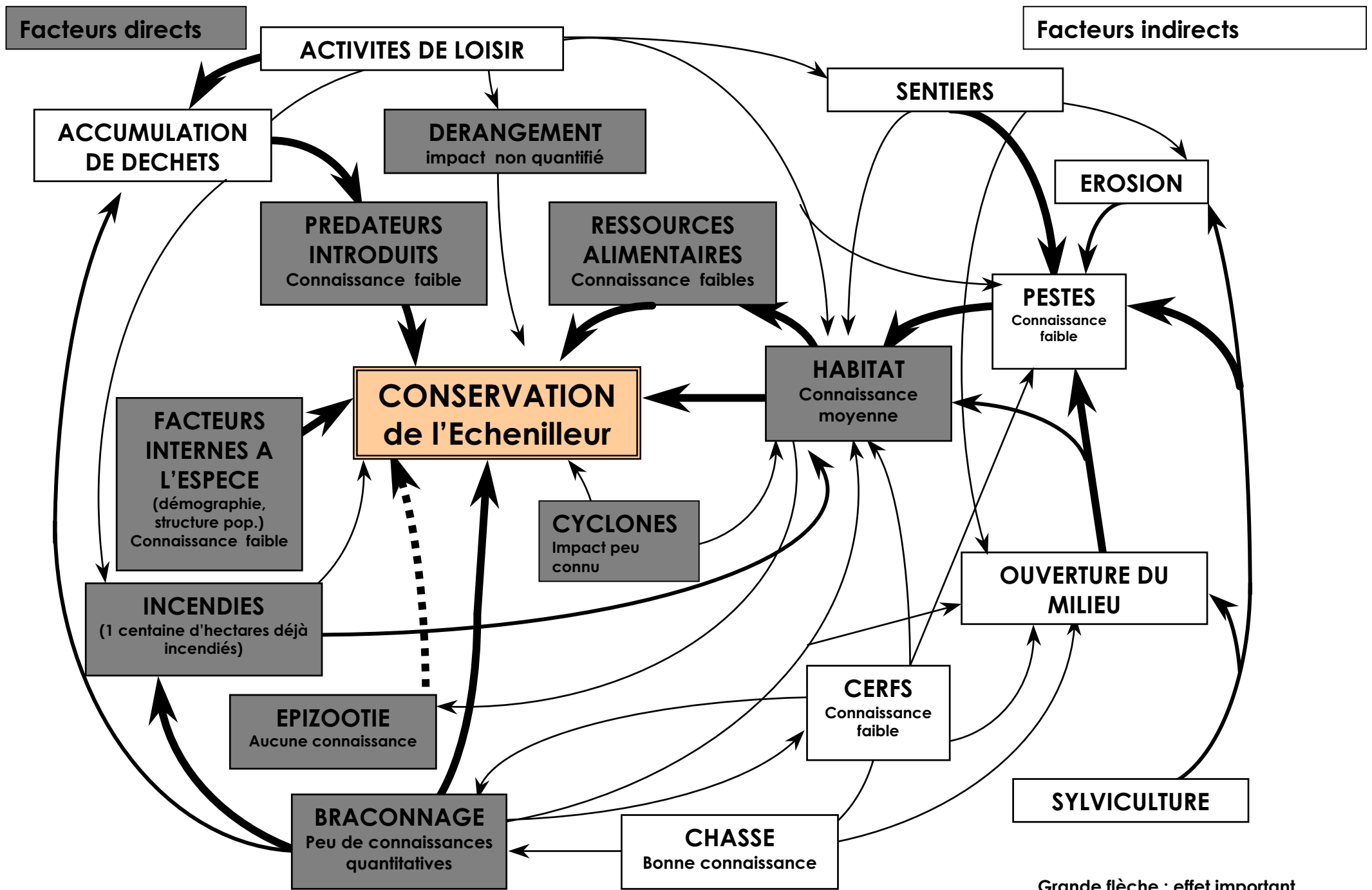
- Les suivis au nid confirment que les mâles deviennent très silencieux pendant la période d'incubation et surtout pendant l'élevage au nid (Probst 1993, SEOR 2004) ;
- La distance de perception des chants des mâles est déterminante dans les dénombrements. Au delà de 200-300 m, la probabilité de détecter un mâle devient inférieure à 50 % (SEOR 2001) ;
- La pression d'observation et la surface prospectée est déterminante dans les évaluations et les comparaisons des densités (Probst 1993). Les estimations qui proposaient une population comprise entre 10 et 60 mâles étaient affectées par ce biais (Chazel 1986, Chérel 1988) ;
- Certains jours ne sont pas favorables aux recensements : les mâles sont peu loquaces alors que les conditions météorologiques sont favorables (Probst com. pers., SEOR 2004) ;
- L'expérience des observateurs à cette méthode et la connaissance de toutes les types de vocalisation du CN permettent également de mieux localiser l'origine de l'émission du chant.

ANNEXE 3: Mentions les plus probables de la répartition ancienne du CN, selon les auteurs

Cheke 1976	Milon 1951	Probst 1995	Prospections récentes (Probst 95)
Années 60-70 au Cratère St Benoît	1948, Hauts de St Benoît, à 300 m d'altitude	D'après des agents ONF et Mr Barau, observations régulières dans le massif du cratère, dans la première partie des années 80	Massif du Cratère : non mis en évidence Martins imitant le Tuit-tuit entendus à Grand étang en 90 (va dans le sens d'une présence récente de l'espèce)
Années 60-70 dans les Hauts de St Anne (2 mentions dont T.Bègue)			Hauts de St Anne : non mis en évidence
Début des années 60 forêts de St Philippe			Forêt de St Philippe: non mis en évidence
		En 93, Ornithologue anglais identifie un chant à Takamaka	Takamaka : non mis en évidence mais secteurs inaccessibles
Tuit-tuit tué à 900m au Brûlé en 1915-1920	Cris à 600 m au Brûlé en 1948 (précision altitude ?)		
Années 30 : forêt de Bellecombe			Rivière de l'Est : non mis en évidence
			Plaine des Merles, Salazie: non mis en évidence
Spécimen du MNHN, 1875 De Lisle (récolté près du Grand Brûlé (St Philippe ?)			Grand Matarum, Cilaos: non mis en évidence
1865 Pollen : Très abondant dans les hauts de St Denis et dans les montagnes de 800 à 1400 m			Hauts de St Paul : non mis en évidence

Annexe 4 : Hauteur des nids de CN selon les espèces végétales-support

Essences végétales	Cheke, 1976	Probst 1993 & 1996	SEOR 2001	SEOR 2004	Total	Hauteur moyenne (m)
Tamarin des hauts <i>Acacia heterophylla</i>		7, 10, 10, 14, 17 m (n = 5)	9 et 10 m (n = 2)	13, 10, 16, 12 m (n = 4)	12	10,6
Tan rouge <i>Weinmania tinctoria</i>	1 (15 m)	2 (8m)		1 (14 m)	4	7,8
Bois maigre <i>Nuxia verticillata</i>		1 (12 m)	1 (7)	2 m (15,6)	4	10
Change écorce <i>Aphloia theiformis</i>		1 (4 m)			1	4 m
Bois de pomme rouge <i>Syzygium cymosum montanum</i>		1 (6 m)			1	6 m
Mahot rouge <i>Dombeya reclinata</i>		1 (12 m)			1	12 m
Gros Patte poule <i>Euodia obtusifolia</i>	1 (13 m)			1 (5,5 m)	2	9,3 m
Mapou <i>Monimia rotundifolia</i>				1 (18 m)	1	18 m
Bois d'olive blanc <i>Olea lancea</i>				1 (20 m)	1	20 m
TOTAL 26 nids décrits	2	11	3	10	9 sp.	11,2 m



ANNEXE 5 :
Schéma de synthèse des facteurs limitants de la conservation de CN

ANNEXE 6: Simulations démographiques de la population d'Echenilleur (ULM prog.: Legendre et Clobert 1995)

**Succès reproducteur fixé à F=0,33
Survie adulte variable (S)**

S= 0,88

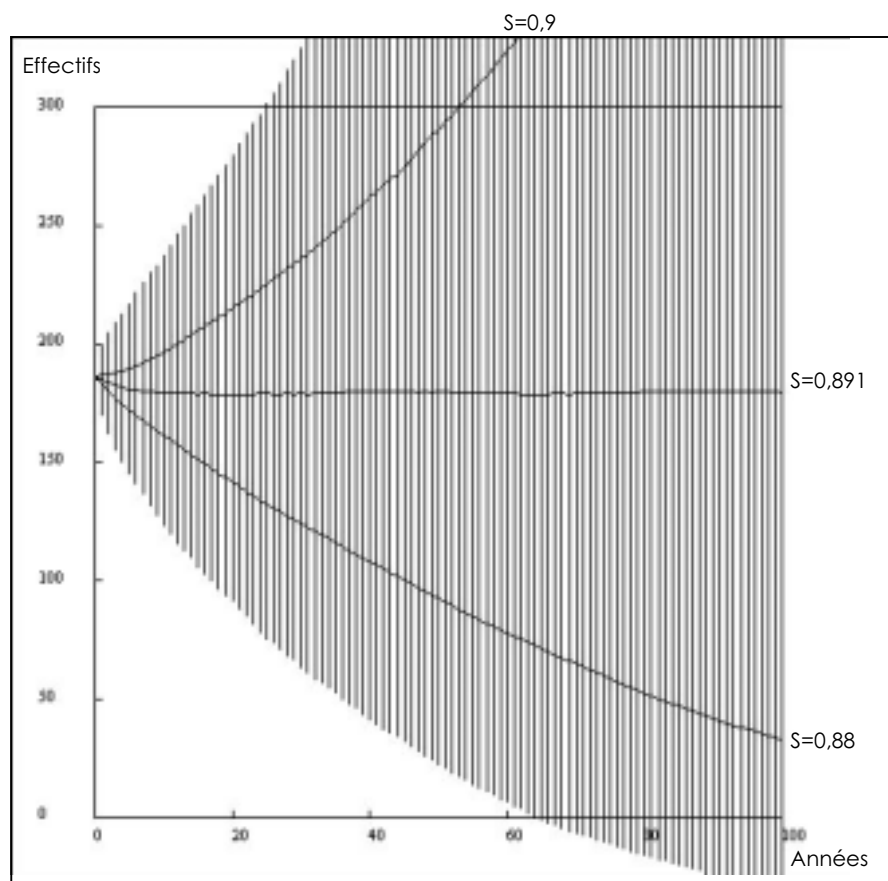
Non extinct population size (pop*):
 min = 20,00
 max = 181,00
 mean = 52,64
 sigma = 26,2793
 SE = 1,1007
 Probability of escape: 0,0000
 Probability of extinction: 0,4300
 Mean extinction time over extinct trajectories [SE]: 81,3256 [0,3990]
 Mean growth rate [SE]: 0,975901 [0,0005]
 Growth rate of the mean pop: 0,982817
 Mean growth rate2 [SE]: 0,987690 [0,000159]
 Growth rate2 of the mean pop: 0,988301
 Mean scaled population structure: 0,0458 0,4539 0,0488 0,4514

S= 0,891

Non extinct population size (pop*):
 min = 20,00
 max = 519,00
 mean = 181,19
 sigma = 80,8363
 SE = 2,5678
 Probability of escape: 0,0000
 Probability of extinction: 0,0090
 Mean extinction time over extinct trajectories [SE]: 90,2222 [0,3094]
 Mean growth rate [SE]: 0,998307 [0,0002]
 Growth rate of the mean pop: 0,999654
 Mean growth rate2 [SE]: 0,998693 [0,000159]
 Growth rate2 of the mean pop: 0,999734
 Mean scaled population structure: 0,0528 0,4493 0,0520 0,4460

S= 0,9

Non extinct population size (pop*):
 min = 20,00
 max = 553,00
 mean = 192,52
 sigma = 91,1672
 SE = 2,8989
 Probability of escape: 0,0000
 Probability of extinction: 0,0110
 Mean extinction time over extinct trajectories [SE]: 80,2727 [0,3892]
 Mean growth rate [SE]: 0,998738 [0,0002]
 Growth rate of the mean pop: 1,000241
 Mean growth rate2 [SE]: 0,999148 [0,000169]
 Growth rate2 of the mean pop: 1,000352
 Mean scaled population structure: 0,0596 0,4423 0,0589 0,439



ANNEXE 6 bis: Simulations démographiques de la population d'Echenilleur (ULM prog.: Legendre et Clobert 1995)

**Survie adulte fixée à $S=0,88$
Succès reproducteur variable (F)**

F=0,37

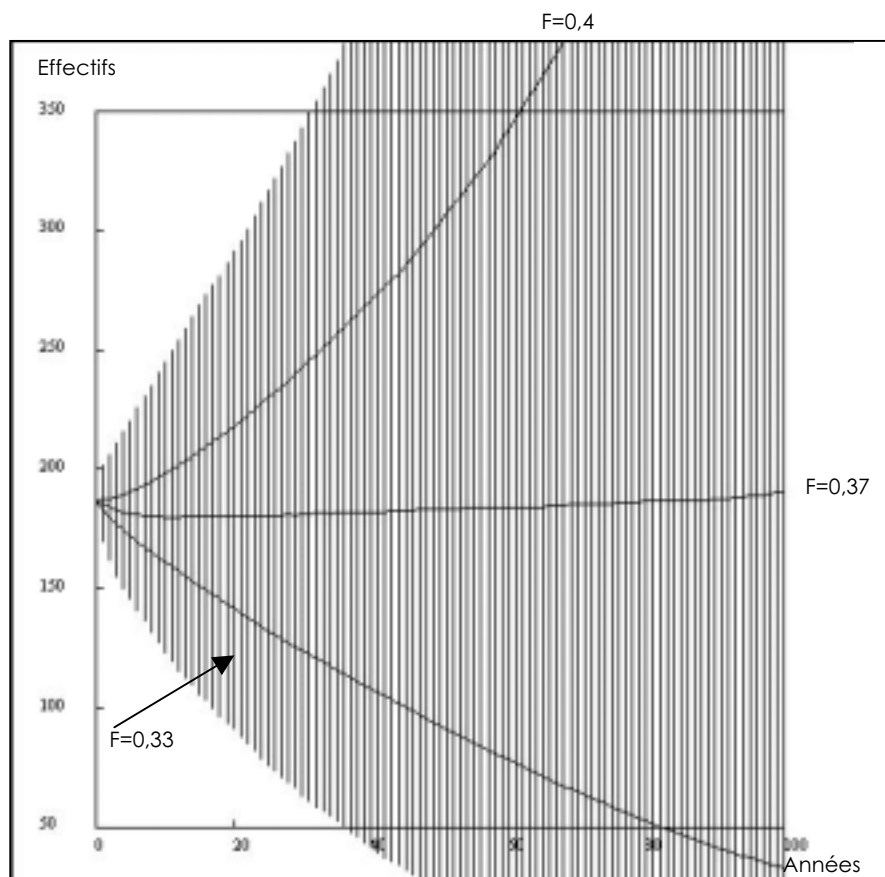
Non extinct population size (pop*):
 min = 20,00
 max = 553,00
 mean = 192,52
 sigma = 91,1672
 SE = 2,8989
 Probability of escape: 0,0000
 Probability of extinction: 0,0110
 Mean extinction time over extinct trajectories [SE]: 80,2727 [0,3892]
 Mean growth rate [SE]: 0,998738 [0,0002]
 Growth rate of the mean pop: 1,000241
 Mean growth rate2 [SE]: 0,999148 [0,000169]
 Growth rate2 of the mean pop: 1,000352
 Mean scaled population structure: 0,0596 0,4423 0,0589 0,4391

F=0,4

Non extinct population size (pop*):
 min = 72,00
 max = 1360,00
 mean = 576,77
 sigma = 212,3287
 SE = 6,7144
 Probability of escape: 0,0000
 Probability of extinction: 0,0000
 Mean growth rate [SE]: 1,010637 [0,0001]
 Growth rate of the mean pop: 1,011381
 Mean growth rate2 [SE]: 1,011090 [0,000130]
 Growth rate2 of the mean pop: 1,011967
 Mean scaled population structure: 0,0657 0,4346 0,0659 0,4338

F=0,33

Non extinct population size (pop*):
 min = 20,00
 max = 181,00
 mean = 52,51
 sigma = 26,1266
 SE = 1,0953
 Probability of escape: 0,0000
 Probability of extinction: 0,4310
 Mean extinction time over extinct trajectories [SE]: 81,2459 [0,4020]
 Mean growth rate [SE]: 0,975854 [0,0005]
 Growth rate of the mean pop: 0,982780
 Mean growth rate2 [SE]: 0,987677 [0,000159]
 Growth rate2 of the mean pop: 0,988287
 Mean scaled population structure: 0,0458 0,4539 0,0488 0,4514



ANNEXE 7 : Le contrôle des Prédateurs à l'île Maurice par la Mauritian Wildlife Foundation (d'après Authier 2003)

Les prédateurs introduits ont un effet dévastateur sur les oiseaux endémiques à Maurice. Lors des translocations/réintroductions, un contrôle des prédateurs autour du site choisi est mis en place.

Le contrôle des prédateurs peut se faire de plusieurs manières :

- la lutte physique : tir, piégeage
- la lutte chimique : empoisonnement
- la lutte biologique : introduction d'agent(s) biologique(s) de contrôle, immunocontraception
- la lutte intégrée : lutte qui cherche à exploiter les éventuelles interactions synergétiques entre les trois formes de lutte précédemment citées (Courchamp *et al*, *in press*).

Actuellement, à Maurice, la lutte physique et la lutte chimique sont utilisées en parallèle ; ce qui constitue une forme de lutte intégrée.

La lutte physique

a- Indice d'abondance

Une des études préliminaires à faire est de procéder à un indice d'abondance des rats (*Rattus rattus* et *R. norvegicus*) sur le site. Cet indice ne donne pas de mesures de densité absolue, mais permet de comparer les densités entre différents sites, à différentes périodes de l'année, ou encore d'évaluer l'efficacité d'un programme de contrôle de ces rongeurs. Le protocole employé est celui décrit par Cunningham et Moors (1983) :

- 50 pièges sont répartis en 25 stations de piégeages, deux pièges par station. Chaque station est éloignée de la suivante de 25-50m. Les pièges sont utilisés pendant trois nuits consécutives, en général.
- Le nombre total de pièges est donc $N = \text{nombre de pièges armés} * \text{nombre de nuit}$
- Le nombre de pièges « perdus » est $n = 0,5 * (\text{nombre de captures} + \text{nombre de pièges désamorçés ou (inclusif) sans appâts})$
- Le nombre effectif de pièges est alors $N' = N - n$
- L'index d'abondance de rats est alors $I = (\text{nombre de rats attrapés}) * 100 / N'$

Une précaution à prendre est de ne pas piéger des espèces non cibles. S'il existe sur le site des espèces non cibles susceptibles d'être attrapées, les pièges doivent alors être impérativement couverts afin de limiter leur éventuel impact négatif (Cunningham et Moors, 1983). La couverture des pièges ne doit pas, d'un autre côté, empêcher ceux-ci de fonctionner correctement.

Le relevé des pièges doit se faire, autant que possible, tôt dans la matinée afin de récupérer les éventuelles captures rapidement, et de pouvoir relever : l'espèce, les mesures morphométriques des individus attrapés ainsi que leur sexe, et au besoin leur état reproducteur (Cunningham et Moors, 1983). Les différents cas de figure se présentant au relevé sont :

- OK : piège amorcé et appât en place
- D : piège désamorcé mais appât toujours en place
- A : piège amorcé mais appât disparu
- DA : piège désamorcé et appât disparu
- R : rat capturé

Les pièges désamorçés et/ou sans appâts doivent être remis en place pour avoir, au total, un nombre de pièges effectifs d'au moins 100 (Cunningham et Moors, 1983).

b- Grille de piégeage ('trapping grid')

Afin de contrôler les prédateurs au niveau d'un nid en activité ou à venir, un système de pièges peut être mis en place sur le site. Les pièges sont alors disposés de manière à créer une zone centrale dépourvue de

prédateurs. Une grille ('grid') de pièges est mise en place dans cette zone, alors que des pièges supplémentaires sont installés en bordure de la zone et sur les chemins d'accès pour attraper tout animal divaguant (cf. figure 1).

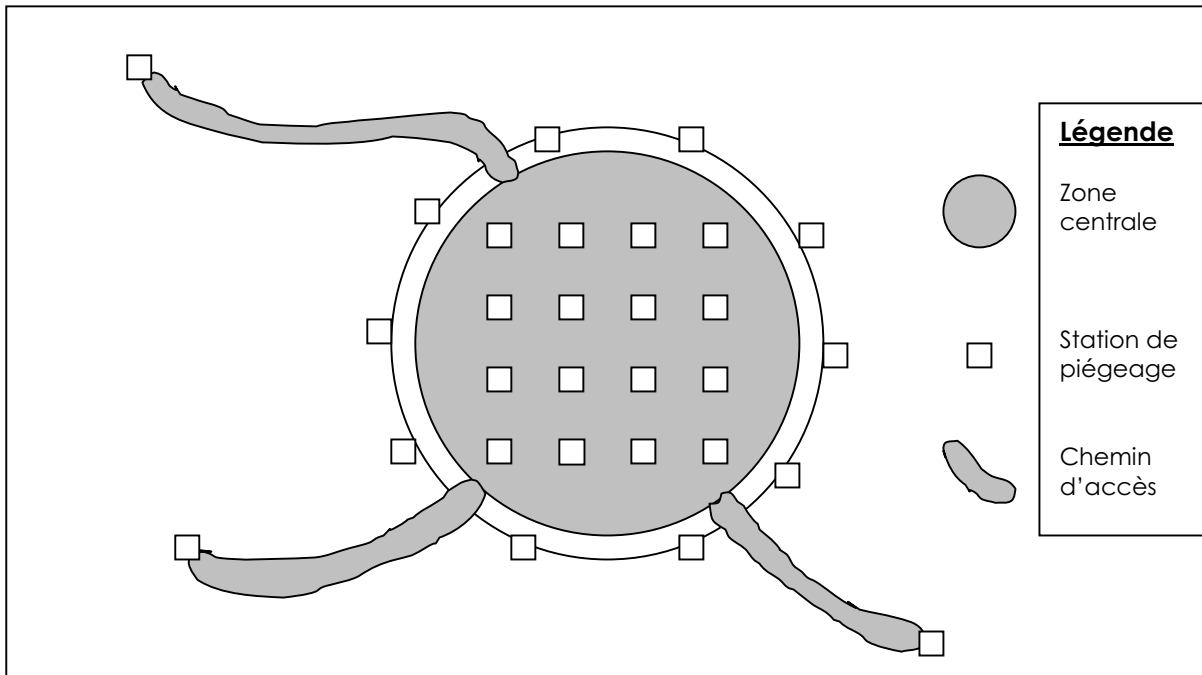


Figure 1 : Grille de piégeage (d'après Roy et Swinnerton, 2001 in Swinnerton 2001b)

L'efficacité de ce système dépend de plusieurs paramètres. Roy et Swinnerton (2001, cité dans Swinnerton, 2001b) recommandent :

- de vérifier les pièges quotidiennement
- de camoufler les pièges en les recouvrant d'un peu de boue
- d'essayer de mettre deux pièges par station de piégeage pour évaluer si ce régime est plus efficace
- d'amorcer les pièges 5 soirs par semaine

Néanmoins, un des problèmes posés par ce système est que certains individus des espèces cibles peuvent naturellement éviter les pièges et seront donc plus difficiles à attraper. Une solution serait d'identifier les périodes de l'année, si elles existent, durant lesquelles les proies se font rares et d'intensifier le contrôle pendant ces périodes clés. Un autre inconvénient est que des animaux appartenant à des espèces non cibles peuvent être capturés. Ces derniers monopolisent le piège jusqu'à leur libération. Ce problème se pose à la Réunion avec les Tangués (*Tenrec ecaudatus*) où cette espèce est introduite et naturalisée dans le milieu naturel. Une solution possible serait de disposer deux pièges par station dans l'éventualité où un tangué se ferait attraper (Roy et Swinnerton, 2001 dans Swinnerton, 2001b).

La lutte chimique

La lutte chimique contrôle les densités de prédateurs par empoisonnement de ceux-ci. Elle est utilisée à Maurice pour lutter contre les rats, en particulier le Rat noir (*Rattus rattus*) qui est un redoutable prédateur des nids de Pigeons roses, Perruches vertes et Crécerelles. La lutte chimique peut être employée pour protéger un point particulier ou une zone. Dans le cas d'un contrôle autour d'un point précis, une grille de stations d'appâts empoisonnés est établie (cf. figure 2). Pour protéger les nids de perruche verte, une bâche de plastique est fixée autour du tronc de l'arbre où nichent les oiseaux. Les arbres environnants sont élagués afin d'empêcher les rats d'accéder au nid par le haut.

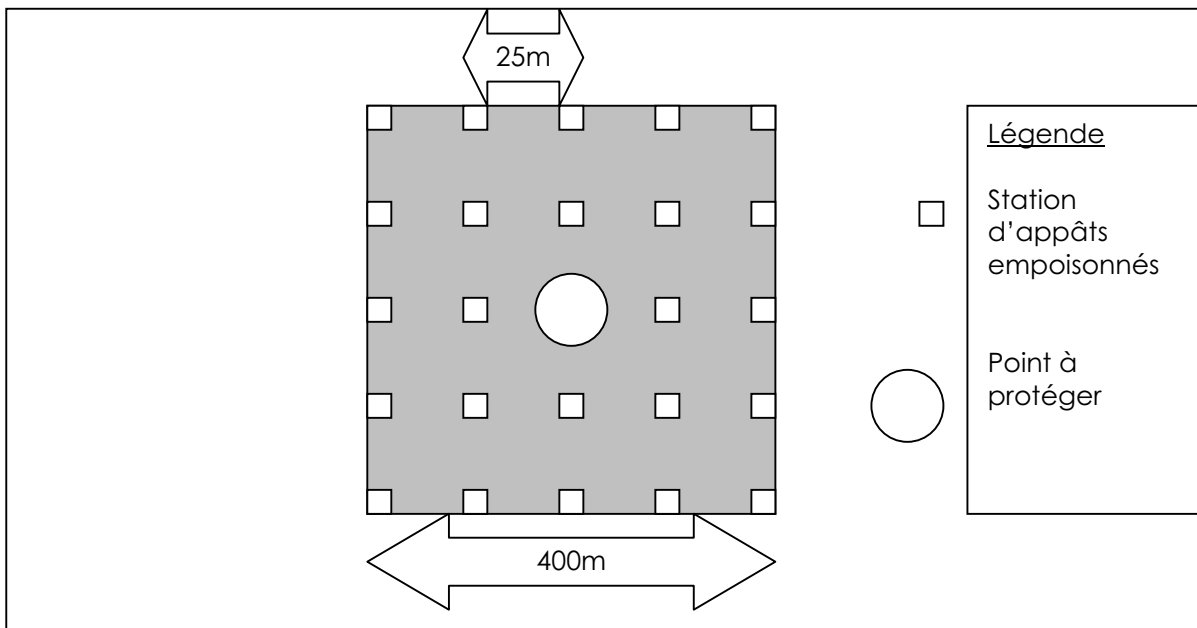


Figure 2 : Grille d'empoisonnement pour protéger un point précis.

Un système de grille peut également être mis en place pour protéger toute une aire. Dans ce cas, les différentes stations d'empoisonnement sont espacées de 25 m. Les appâts sont, en général, déposés au sol, dans des tubes de PVC (d'un diamètre d'au moins 75 mm) d'au moins 500 mm de long.

Le problème de la lutte chimique est l'impact qu'elle peut avoir sur des espèces non cibles par empoisonnement secondaire. Ceci est un problème pour La Réunion où la Papangue (*Circus maillardi*), rapace forestier endémique de l'île, consomme des rats. Une lutte chimique est donc possible uniquement où le couvert forestier est dense et continu, interdisant ainsi l'accès aux proies empoisonnées. Cette lutte ne peut s'opérer à proximité de sentiers de randonnées ou de prairies. Dans ces derniers cas, la capture par piégeage doit être choisie pour lutter contre les prédateurs.

La lutte intégrée

La lutte intégrée est une forme de contrôle des prédateurs qui cherche à exploiter d'éventuelles synergies entre les différentes méthodes. Actuellement à Maurice, deux grilles sont utilisées en parallèle : une grille de pièges pour contrôler les super-prédateurs (chats et mangoustes) et une grille d'empoisonnement pour contrôler les méso-prédateurs (rats). De plus, des grilles ponctuelles d'empoisonnement sont mises en place autour des nids de Perruche verte. Cette forme de contrôle utilise donc la lutte physique et la lutte chimique : il s'agit donc de lutte intégrée.

Cette dernière est préférable afin de pouvoir contrôler toutes les espèces de prédateurs introduits. En effet, contrôler uniquement certaines espèces de prédateurs pourrait être préjudiciable à l'avifaune indigène. Le contrôle de chats et de mangoustes sans contrôle de rats pourrait entraîner la prolifération de ces derniers (par relâchement des pressions de prédation exercées par les super-prédateurs sur les méso-prédateurs). Inversement, le contrôle des populations de rats sans le contrôle de chats et de mangoustes, pourrait accentuer la prédation exercée par ces derniers sur les espèces indigènes, celles-ci servant alors de proies alternatives.

Ce type de lutte intégrée, combinant lutte physique et lutte chimique, pourrait être appliqué à la Réunion, mais à la différence de Maurice, il existe clairement une espèce non cible à La Réunion susceptible d'être affectée par empoisonnement secondaire : la Papangue (*Circus maillardi*). Une solution serait de lancer d'abord une lutte par piégeage des rats, afin de soustraire une partie de la population présente ; puis de commencer une lutte par empoisonnement. Ainsi, le risque d'empoisonnement secondaire est moindre puisqu'une partie de la population de rats a été éliminée par piégeage (Pascal *et al.*, 1996). Cette méthode a été utilisée par Pascal *et al.* (1996) dans le cas de l'éradication des rats surmulots (*Rattus norvegicus*) des îles de Bretagne.

Un suivi est toutefois requis pour évaluer le contrôle des populations de rats et comparer les taux de piégeage à l'indice d'abondance de rats avant la lutte.

ANNEXE 8 : Nom scientifique des végétaux-support de l'alimentation de CN (cf. Fig. 1)

Tamarin des hauts *Acacia heterophylla*
Tan rouge *Weinmania tinctoria*
Bois maigre *Nuxia verticillata*
Change écorce *Aphloia theiformis*
Bois de pomme rouge *Syzygium cymosum montanum*
Mahot rouge *Dombeya reclinata*
Gros Patte poule *Euodia obtusifolia*
Mapou *Monimia rotundifolia*
Bois d'olive blanc *Olea lancea*
Branle vert *Erica reunionnensis*
Gui *Viscum triflorum* (parasite)
Fleur jaune *Hypericum lanceolatum*
Fanjan *Cyathea* sp. (Fougère arborescente)
Calumet *Nastus borbonicus* (Bambou)
Ambaville *Hubertia ambavilla*
Tan Georges *Molinea alternifolia*