

FÉDÉRATION DÉPARTEMENTALE DES CHASSEURS DU FINISTÈRE

SUIVI, ÉTUDE ET MODÉLISATION DE L'OCCUPATION DU TERRITOIRE DE LA POPULATION NICHEUSE DE COURLIS CENDRÉS (*NUMENIUS ARQUATA*) DANS LES MONTS D'ARRÉE



DOCUMENT RÉALISÉ PAR LA FÉDÉRATION DÉPARTEMENTALE DES
CHASSEURS DE FINISTÈRE, GRÂCE AU SOUTIEN FINANCIER DE L'OFFICE
FRANÇAIS DE LA BIODIVERSITÉ.

TABLE DES MATIÈRES

1.CONTEXTE DE L'ÉTUDE : PROGRAMME ECOCONTRIBUTION PORTÉ PAR LA FDC29	
1.1 TY BLAISE	08
1.1.1 Description	08
1.1.2 Gestion	08
1.1.3 Caractérisation du paysage	08
1.1.4 Enjeux de conservation à Ty Blaise	10
1.1.5 Dispositif Écocontribution et étude de Ty Blaise	10
2.LE COURLIS CENDRÉ	14
2.1 DESCRIPTION	14
2.2 AIRE DE RÉPARTITION ET POPULATIONS	14
2.3 REPRODUCTION ET DYNAMIQUE DE LA POPULATION	18
2.4 HABITATS ET ÉCOLOGIE	19
2.5 ENJEUX DE CONSERVATION	19
2.5.1 Statuts de conservation	19
2.5.2 Facteurs de dérangement et menaces	20
2.5.3 Plan de gestion et actions de conservation existantes	21
3.OBJECTIF DE L'ÉTUDE	24
4.MATÉRIEL ET MÉTHODES	25
4.1 AIRE DE L'ÉTUDE	25
4.2 PARTIE 1 : MODÉLISATION DE L'OCCUPATION DU TERRITOIRE	25
4.2.1 Choix du traitement des données	25
4.2.2 Protocole	27
4.2.3 Analyse statistique	30
4.3 PARTIE 2 : PHÉNOLOGIE DE LA REPRODUCTION ET IDENTIFICATION DES COUPLES NICHEURS	32
4.3.1 Protocole de suivi	32
4.4 PARTIE 3 : ÉVALUATION DE LA PRESSION DE PRÉDATION SUR LES NIDS	33
4.4.1 Protocole	33
4.5 MATÉRIEL ET MAIN D'ŒUVRE	33
5.RÉSULTATS	36
5.1 PARTIE 1 : MODÉLISATION DE L'OCCUPATION DU TERRITOIRE	36
5.1.1 Description des données obtenues et tab data	36
5.1.2 Modélisation occupation constante : partie détection	36
5.1.3 Modélisation de l'occupation	36
5.2 PARTIE 2 : PHÉNOLOGIE DE LA REPRODUCTION ET ESTIMATION DU NOMBRE DE COUPLES	42
5.2.1 Nombre de couples	42
5.2.2 Phénologie de la reproduction	42
5.3 PARTIE 3 : ÉVALUATION DE LA PRESSION DE PRÉDATION SUR LES NIDS	46
5.4.1 Description	46
6.DISCUSSION	50
6.1 PROBABILITÉ DE DÉTECTION	50
6.2 FACTEURS INFLUENÇANT L'OCCUPATION	50
6.3 FACTEURS IMPACTANT LE SUCCÈS DE REPRODUCTION	52
7.CONCLUSION ET PRESCRIPTIONS	54
8.OUVERTURES ET CRITIQUES	60
9.ABSTRACT	60

**PROGRAMME
ECOCONTRIBUTION
PORTÉ PAR LA FDC29**

Dépôt 2022

© Tous droits réservés

Réalisation : FDC 29

Rédaction : Ganaelle MARAMBE

Crédit photo : FDC29 - Philippe Vitel -
Adobe Stock photo

DOCUMENT RÉALISÉ PAR LA FÉDÉRATION
DÉPARTEMENTALE DES CHASSEURS
DU FINISTÈRE, GRÂCE AU SOUTIEN
FINANCIER DE L'OFFICE FRANÇAIS DE LA
BIODIVERSITÉ.





TABLE DES FIGURES

FIGURE 1 : Carte de situation de Ty Blaise au sein de Parc Naturel Régional d'Armorique (PNRA).	p.11
FIGURE 2 : Localisation cadastrales des parcelles de la FPHFS et de la FDC29.	p.11
FIGURE 3 : Carte du périmètre de la zone spéciale de conservation des Monts d'Arrée Centre et Est.	p.13
FIGURE 4 : Carte des grands ensembles écologiques des crêtes des Monts d'Arrée et de la cuvette du Yeun Elez, ajusté au périmètre de Ty Blaise et des habitats d'intérêt communautaire.	p.13
FIGURE 5 : Le Courlis cendré (<i>Numenius arquata arquata</i>).	p.17
FIGURE 6 : Aire de répartition du Courlis cendré en Europe et en Afrique.	p.17
FIGURE 7 : Effectifs de Courlis cendré nicheurs (à gauche) et hivernants (à droite) en France, d'après PNG 2015-2020.	p.17
FIGURE 8 : Évolution des effectifs nicheurs de courlis cendrés dans les Monts d'Arrée, d'après suivi busards et courlis 2021, Maoût et Ballot.	p.18
FIGURE 9 : Évolution et répartition de la population de courlis cendré entre 1995 et 2017, suivi busards et courlis 2017, Maoût et Ballot.	p.19
FIGURE 10 : Cycle de reproduction d'un limicole d'après Hudson et al. (1994).	p.23
FIGURE 11 : Sites de reproduction historiques du courlis cendré dans les Monts d'Arrée, d'après rapport d'activité Bretagne vivante 2018.	p.27
FIGURE 12 : Carte de localisation des sites prospectés en 2022	p.31
FIGURE 13 : Bagueage d'un courlis mâle, site de Roz ar had.	p.36
FIGURE 14 : Nid factice et piège photographique.	p.36
FIGURE 15 : Corrélations entre les différentes variables prédictives (n=29), les variables sont considérées corrélées à $r > 0.7$.	p.38
FIGURE 16 : Estimations de l'intercept α et du coefficient β Date du modèle 1 et de leur intervalle de confiance à 95%. Les estimations dont le CI ne chevauche pas zéro sont significatifs.	p.39
FIGURE 17 : Probabilité de détection selon le suivi.	p.40
FIGURE 18 : Estimations de l'intercept α , du coefficient β Surface1 et β Boisement du modèle 24 et de leur intervalle de confiance à 95%. Les estimations dont le CI ne chevauche pas zéro sont significatifs.	p.42
FIGURE 19 : Phénologie globale de la reproduction 2022.	p.44
FIGURE 20 : Carte de localisation des SNC et des couples nicheurs en 2022.	p.45
FIGURE 21 : Poussins de Courlis cendrée, site de Roz ar had, 15 juin 2022.	p.46
FIGURE 22 : Nid de Courlis cendré après éclosion, site de Trévél sud, 3 œufs.	p.46
FIGURE 23 : Nid de Courlis cendré après éclosion, site de Roz ar had, 3 œufs	p.47
FIGURE 24 : Poussins de Courlis cendré, site de l'Elorn	p.47
FIGURE 25 : Prédation sur faux-nids, site de Quilliogues.	p.48
FIGURE 26 : Évolution du nombre d'œufs par nids factices en fonction des dates de prospection.	p.48
FIGURE 27 : Caractérisation des hauteurs de végétation sur le site de nidification.	p.51



TABLE DES TABLEAUX

TABLEAU 1 : Tableau de synthèse des données cadastrales.	p.10	
TABLEAU 2 : Effectifs du courlis cendré dans les Monts d'Arrée de 1995 à 2021, d'après le suivi busard et courlis 2021, Maout et Ballot.	p.18	
TABLEAU 3 : Périodes de présence du Courlis cendré en France.	p.20	
TABLEAU 4 : Statut du courlis cendré, figure extraite du plan de gestion de Ty Blaise.	p.21	
TABLEAU 5 : Code atlas nicheur, d'après rapport d'activité Bretagne vivante 2018.	p.30	
TABLEAU 6 : Récapitulatif des facteurs déterminants pour la détection.	p.33	
TABLEAU 7 : Récapitulatif des facteurs déterminants pour l'occupation.	p.33	
TABLEAU 8 : Liste des modèles classés selon leur AIC. Le ΔAIC correspond à la différence entre la valeur de l'AIC de chaque modèle et le modèle ayant l'AIC le plus bas, l'AICweight est le poids de chaque modèle selon son AIC et K est le nombre de paramètres intégrés dans le modèle.	p.39	
TABLEAU 9 : Estimations ; SE : erreur standard ; CI : intervalle de confiance ; p : p-value de la probabilité de détection pour le modèle incluant l'effet de la date (modèle 1). Les résultats statistiquement significatifs sont en gras (p<0.05).	p.39	
TABLEAU 10 : Estimations ; SE : erreur standard ; CI : intervalle de confiance ; p : p-value de la probabilité de détection pour le modèle incluant l'effet du suivi (modèle 2). Les résultats significatifs statistiquement sont en gras (p<0.05).	p.40	
TABLEAU 11 : Estimations ; SE : erreur standard ; CI : intervalle de confiance ; p : p-value de la probabilité de détection pour le modèle incluant l'effet de l'altitude (modèle 3). Les résultats significatifs statistiquement sont en gras (p<0.05).	p.40	
TABLEAU 12 : Estimations ; SE : erreur standard ; CI : intervalle de confiance ; p : p-value de la probabilité de détection pour le modèle incluant l'effet de l'heure de la journée. Les résultats significatifs statistiquement sont en gras (p<0.05).	p.40	
TABLEAU 13 : Liste des modèles classés selon leur AIC. Le ΔAIC correspond à la différence entre la valeur de l'AIC de chaque modèle et le modèle ayant l'AIC le plus bas, l'AICweight est le poids de chaque modèle selon son AIC et K est le nombre de paramètres intégrés dans le modèle.	p.41	
TABLEAU 14 : Estimations ; SE : erreur standard ; CI : intervalle de confiance ; p : p-value de la probabilité d'occupation pour le modèle 24. Les résultats statistiquement significatifs sont en gras (p<0.05).	p.42	
TABLEAU 15 : Estimations ; SE : erreur standard ; CI : intervalle de confiance ; p : p-value de la probabilité d'occupation pour le modèle 25. Les résultats statistiquement significatifs sont en gras (p<0.05).	p.42	
TABLEAU 16 : Estimations ; SE : erreur standard ; CI : intervalle de confiance ; p : p-value de la probabilité d'occupation pour les modèles intégrant la diversité du milieu, la molinie et la route. Les résultats statistiquement significatifs sont en gras	p.42	
TABLEAU 17 : Récapitulatif des enjeux, objectifs et opérations concernant directement le suivi ou la conservation du Courlis cendré au sein du plan de gestion de Ty Blaise 2022-2027.	p.55	
TABLEAU 18 : Récapitulatif des enjeux, objectifs et opérations concernant indirectement le suivi ou la conservation du Courlis cendré au sein du plan de gestion de Ty Blaise 2022-2027.	p.56	



CHAPITRE 1

CHAPITRE 2

CONTEXTE
DE L'ETUDE
ET COURILIS
CENDRÉ

1. CONTEXTE DE L'ÉTUDE : PROGRAMME ECOCONTRIBUTION PORTÉ PAR LA FDC29

1.1 Ty Blaise

1.1.1 Description

Ty Blaise est un espace naturel de 230 ha, propriété de la Fondation pour la protection des habitats de la faune sauvage (FPHFS), et géré depuis 25 ans par la Fédération départementale des chasseurs du Finistère (FDC29). Cet espace remarquable, autour du Mont-Saint-Michel-de-Braspars, s'inscrit au sein du Parc Naturel Régional d'Armorique et du site Natura 2000 des Monts d'Arrée Centre et Est (FR5300013) (fig.1 et 3). Il se situe au cœur d'un haut lieu de la randonnée pédestre. Les Monts d'Arrée accueillent en effet un réseau de sentiers et un nombre de visiteurs notables, le Mont-Saint-Michel-de-Braspars étant l'un de ses points d'attraction principaux. Les randonneurs empruntent quotidiennement les tracés autour de Ty Blaise, leur offrant de voir faune et flore typiques des Monts d'Arrée.

Propriétaires	Commune	Nombre de parcelles par commune	Surface cumulée par commune	Nombre total de parcelles concernées	Surface totale concernée
FPHFS	Botmeur	2	1,9152	113	239,2521 ha
	Braspars	35	124,4951		
	Saint-Rivoal	76	112,8438		
FDC29	Braspars	5	9,1615	5	9,1615 ha
Département du Finistère	Braspars	1	2,6100	1	2,6100 ha
Total				118	248,3980 ha

Tableau 1 : Tableau de synthèse des données cadastrales.

1.1.2 Gestion

Les propriétés sont situées sur les communes françaises de Braspars, Saint-Rivoal et Botmeur, rattachées au département du Finistère, et à la région Bretagne.

Trois propriétaires privés sont associés dans sa gestion: la Fondation pour la protection des habitats de la faune sauvage (Wildlife Habitats Foundation, FPHFS) pour sa propriété dite "site de Braspars – Saint-Rivoal" la Fédération départementale des chasseurs du Finistère (FDC29) pour sa propriété dite "de Ty Blaise à Braspars" et le Département du Finistère pour la parcelle AE264 (Braspars) (tab.1 et fig.2).

Toutes les parcelles de la FPHFS et deux des parcelles en propriétés de la FDC29 (n°263 et n°462) sont inscrites en zone Natura 2000.

1.1.3 Caractérisation du paysage

Le paysage des Monts d'Arrée est caractérisé par de nombreux petits sommets aux fortes pentes, culminants à plus de 250 m d'altitude (point culminant : Roc'h Ruz 385 m) contrastant avec le reste du territoire d'altitude moyenne peu élevée, le 3/4 des surfaces étant inférieur à 200 m d'altitude. Une longue ligne de crête, formée de schistes mêlés de quartzites et de grès, surplombe un ensemble de collines granitiques et schisteuses.

Les sols des sommets sont caillouteux et podzoliques et portent majoritairement de vastes étendues de landes. Les sols des reliefs collinaires sont, quant à eux, plus humiques, et sont occupés par du bocage dense et des milieux agricoles (prairies de pâtures et de fauche, cultures).

On y retrouve également la cuvette du "Yeun Elez", une vaste dépression tourbeuse collectant une part des eaux de ruissellement de la chaîne des Monts d'Arrée et faisant naître la rivière Elez, affluent du fleuve côtier l'Aulne.

Paysage typique de Bretagne, les landes occupent une partie importante du département, notamment dans les Monts d'Arrée grâce à des conditions pédologiques favorables (sols oligotrophes, acides et podzoliques).

Ce sont principalement des landes à Molinie bleue (*Molinia caerulea*), à Ajonc de Le Gall (*Ulex gallii*) et à bruyères (Bruyère ciliée *Erica ciliaris*, Bruyère cendrée *Erica cinerea*, Bruyère à quatre angles *Erica tetralix*, Callune *Calluna vulgaris*) (fig.4).

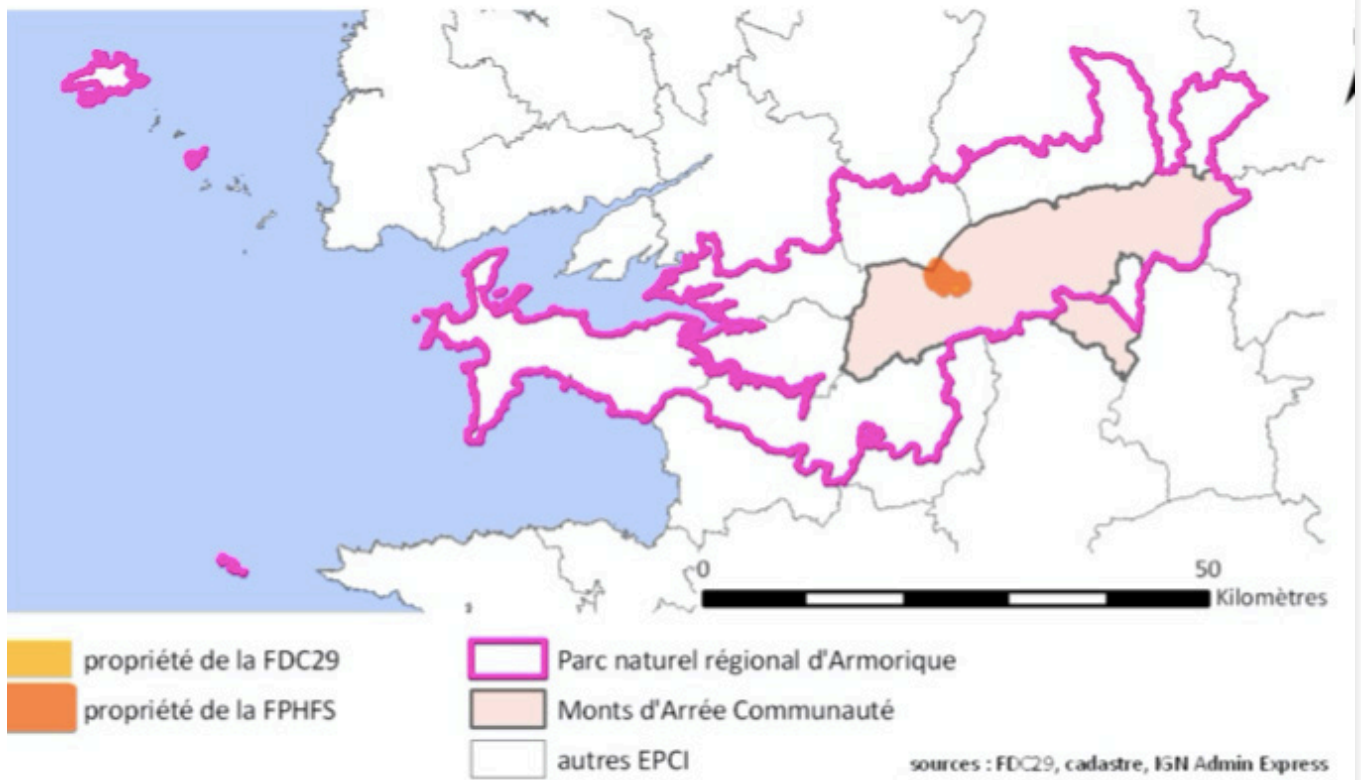


Figure 1 : Carte de situation de Ty Blaise au sein de Parc Naturel Régional d'Armorique (PNRA).

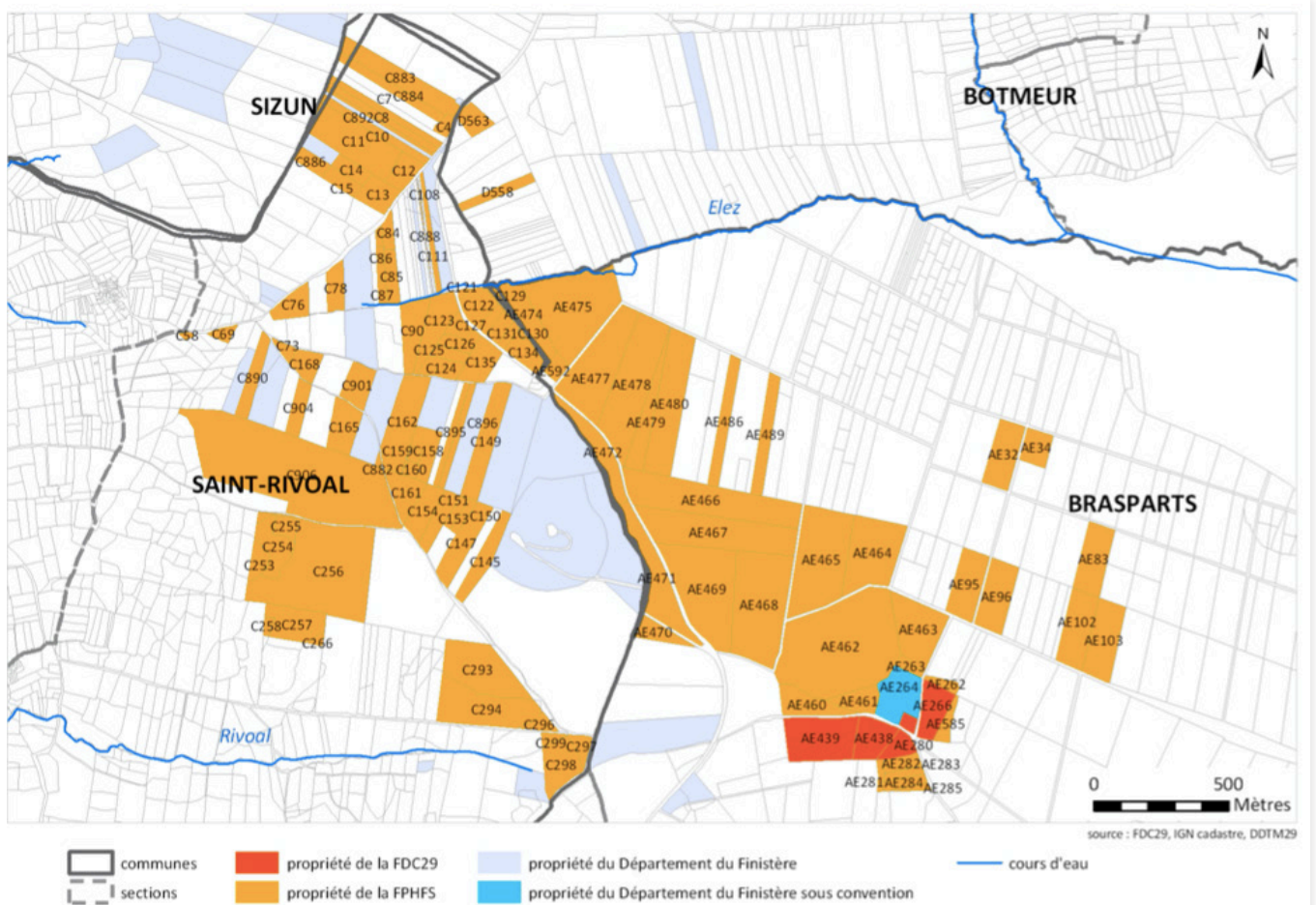


Figure 2 : Localisation cadastrale des parcelles de la FPHFS et de la FDC29.

Comme la plupart des landes présentes en Europe, ce sont des formations secondaires résultant d'un long travail de déboisement, défrichement, coupe, brûlage, etc. entrepris par l'homme et destinés à faire régresser les sous-arbrisseaux ligneux au profit des végétaux herbacés. Seules quelques stations "en équilibre" avec leur milieu sont climaciques, les conditions locales n'ayant jamais permis (ou presque) le développement de boisements naturels.

Depuis le milieu du XXe siècle, cet habitat peu productif a connu une forte régression victime d'un double mouvement de déprise agricole (abandon des pratiques traditionnelles) ou, au contraire, d'intensification se traduisant par une transformation de la lande (boisement de résineux, mise en culture, urbanisation). En l'absence de gestion, les landes sèches et mésophiles se retrouvent envahies plus ou moins rapidement par des espèces préforestières, conduisant à terme à la fermeture du milieu.

À l'échelle des 23 communes des Monts d'Arrée (plus large que l'échelle du site Natura 2000), ces fortes pressions agricoles et sylvicoles ont fait régresser les landes sèches et mésophiles d'environ 37,5% depuis 1976. (3 602 ha défrichés et plantés).

Au sein du site de Ty Blaise, les landes sèches sont repérées principalement sur la partie sommitale du Mont-Saint-Michel-de-Brasparts, le long de la crête du Tuchenn Cador et autour du Roc'h Leign. Les landes humides s'étalent ensuite largement depuis les limites d'emplacement des landes sèches le long des pentes.

Elles se situent principalement sur les pentes des Menezioù, selon un gradient d'humidité descendant, les landes sèches occupant les sommets et débuts de pente, les landes mésophiles occupant les milieux et bas de pente. Les landes sèches couvrent une superficie de 366 ha, soit 3,5% du site "Monts d'Arrée Menez Meur". Les landes mésophiles (moyennement humides) couvrent 4209 ha soit 35,08 % du site "Monts d'Arrée" (Surface totale au sein des parcelles en propriétés de la FPHFS/FDC29 : 120 ha, soit 48%).

1.1.4 Enjeux de conservation à Ty Blaise

Du fait de son patrimoine naturel, Ty Blaise porte des enjeux internationaux de conservation des habitats humides et des espèces faunistiques et floristiques inféodées. Il accueille notamment des espèces de faune et de flore visées à l'annexe II et IV de la Directive "Habitat, faune, flore" ainsi que des habitats d'intérêts communautaires, telles que les landes et les tourbières.

Le site est aussi, inscrit dans une ZNIEFF 1 comportant 21 espèces déterminantes des ZNIEFF. Douze espèces menacées ou quasi-menacées de disparition sont présentes sur les parcelles de Ty Blaise. La responsabilité est donc forte pour le gestionnaire.

1.1.5 Dispositif Écocontribution et étude de Ty Blaise

Né de la réforme de la chasse de 2019, le dispositif "Ecocontribution" constitue un fonds auquel contribuent l'État et les fédérations des chasseurs, dédié à des actions en faveur de la reconquête de la biodiversité. Ce fonds est prévu à l'article L421-5 et L421-14 du CE.

En 2020, la FDC29 dépose son projet Ecocontribution pour l'étude de l'état écologique et l'engagement d'un programme opérationnel de conservation des landes et tourbières du site de Ty Blaise. Elle souhaite mener cette démarche en lien avec les grands acteurs de gestion et propriétaires de la zone que sont : le Conseil départemental 29, le PNR d'Armorique, les communes de Brasparts, Saint-Rivoal, Botmeur et des associations environnementales. Cette association d'acteurs réunis au sein d'un comité de pilotage, permet d'engager un programme d'actions élargi et pertinent au regard des enjeux de conservation du site et de son environnement.

Ce programme bénéficie également à des espèces landicoles dont l'État de conservation est directement impacté par la disparition de ces habitats, constituant des milieux de vie et de reproduction. Notamment le courlis cendré *Numenius arquata arquata* qui figure parmi les espèces menacées ou quasi-menacées de disparition présentes dans les Monts d'Arrée et dont le cycle de reproduction dépend fortement de l'état de la lande.

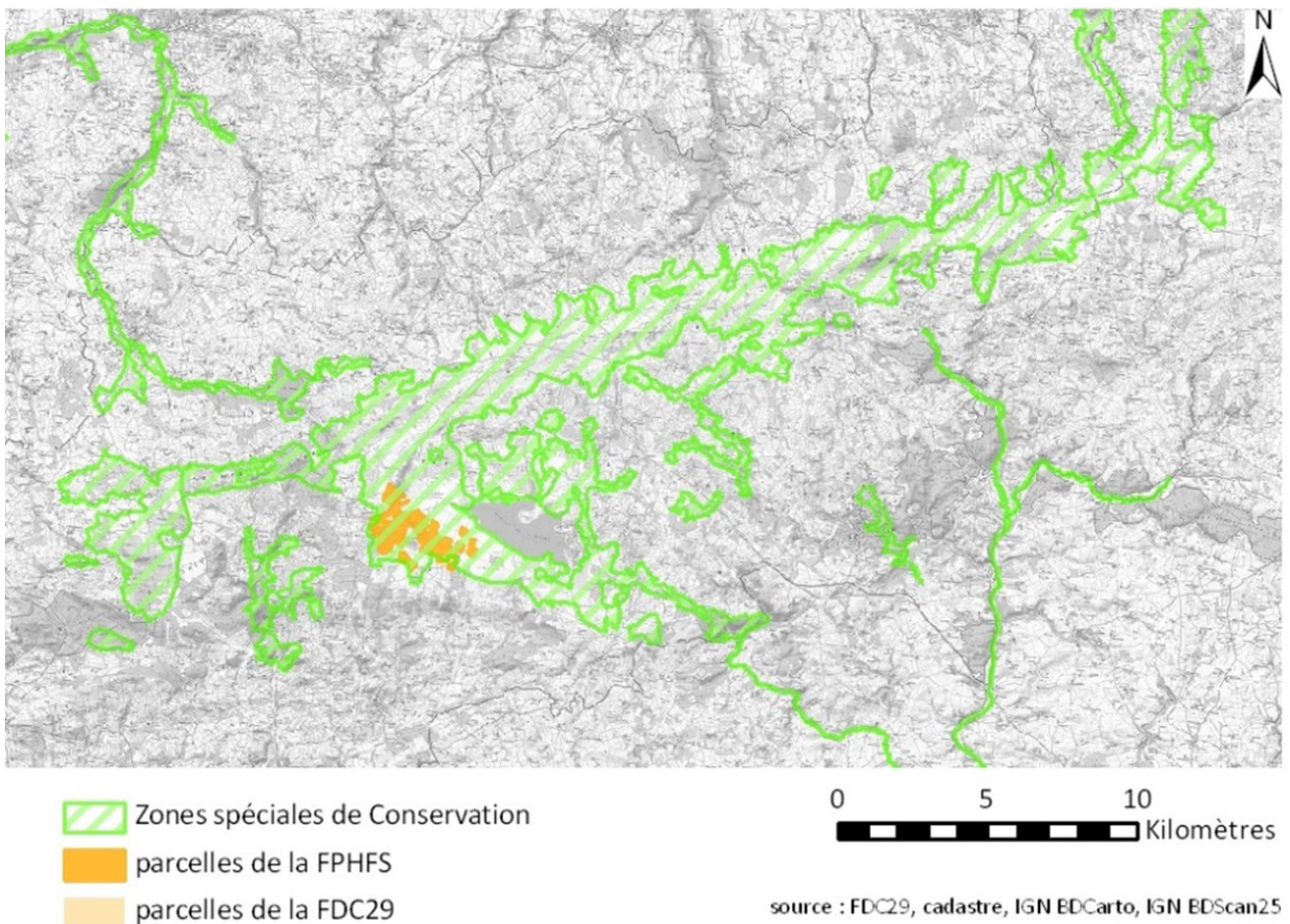


Figure 3 : Carte du périmètre de la zone spéciale de conservation des Monts d'Arrée Centre et Est.

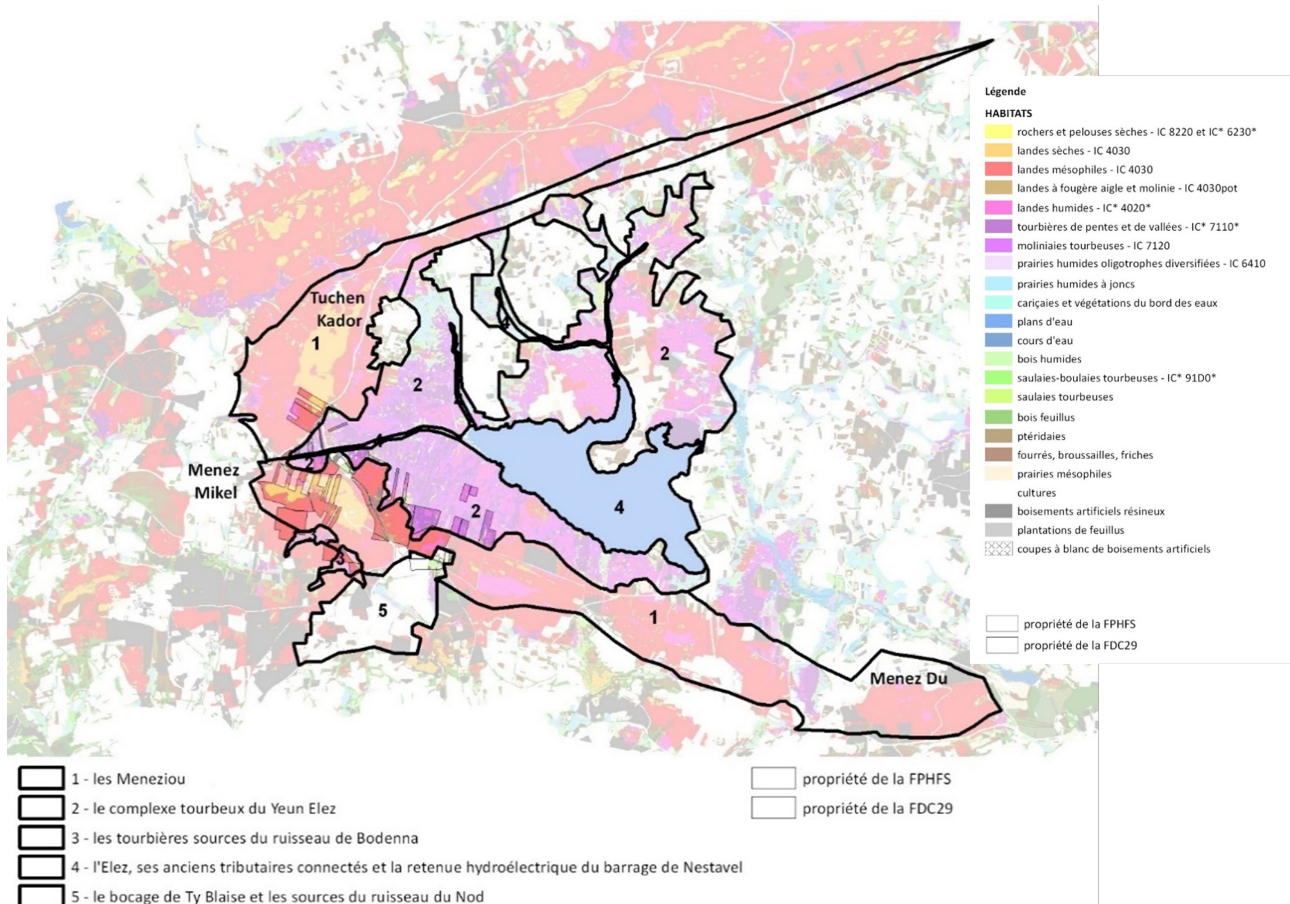


Figure 4 : Carte des grands ensembles écologiques des crêtes des Mont d'Arrée et de la cuvette du Yeun Elez, ajusté au périmètre de Ty Blaise et des habitats d'intérêt communautaire.





2. LE COURLIS CENDRÉ

2.1 Description

Le Courlis cendré *Numenius arquata arquata* de la famille des Scolopacidae est le plus grand limicole de son genre : 55 à 60 cm de long et 90 à 106 cm d'envergure pour un poids allant de 600 à 1300g (fig 5). Le Courlis cendré possède un bec très long et fin, recourbé vers le bas, rosâtre ou rougeâtre à sa base, très sensible à son extrémité, et mesurant de 9 à 15 cm, plus long chez la femelle que chez le mâle.

Il arbore un plumage brun tacheté et moucheté de beige et de noir et le dessus de la tête présente de fines raies noires. En vol, une forme en V blanc est particulièrement visible sur le bas du dos. Les jeunes ressemblent à l'adulte, mais arborent des teintes plus claires. La mue suivant la reproduction s'étale de juillet à novembre tandis que la mue pré-nuptiale intervient entre février et avril.

Il se distingue du Courlis corlieu, *Numenius phaeopus*, par sa taille sensiblement plus importante, son plumage plus clair est également moins contrasté sur le dos, les flancs et la poitrine. La double raie, pratiquement en couronne qui orne la tête du Courlis corlieu constitue le critère décisif lorsqu'une incertitude pèse sur la détermination.

2.2 Aire de répartition et populations

Le Courlis cendré est une espèce polytypique migratrice partielle dont la répartition en période de reproduction s'étend de l'ouest de l'Europe jusqu'à l'Oural, et du cercle arctique jusqu'au nord-ouest (fig.6). L'aire d'hivernage est plus vaste et s'étend jusqu'aux côtes africaines et la Péninsule arabique. La population totale est estimée entre 700 000 et 1 310 000 d'individus dont 202 000 à 297 000 couples nicheurs.

En France, seul le Courlis cendré de la sous-espèce *N. arquata arquata* est présent. En période hivernale, le littoral Manche-Atlantique constitue la principale zone d'hivernage française de l'espèce dont le principal site d'accueil est la baie du Mont-Saint-Michel (fig.7). Les hivernants seraient en augmentation, mais n'accueilleraient que 2% de

leurs effectifs européens (500 000). Avec environ 23 000 individus comptabilisés en moyenne entre 1991 et 2017, la population hivernante française a été estimée globalement stable depuis ses trente dernières années, voire en légère augmentation (Mahéo 1978-2011, Issa et al. 2012, Issa & Muller 2015). En 2017, les comptages Wetlands dénombrèrent 8 700 hivernants en Bretagne (en augmentation), dont près de 2 200 en Finistère.

La répartition en période de reproduction intéresse 51 départements à l'exception de ceux de la région méditerranéenne (fig.7). Les principaux secteurs de reproduction à l'est sont le bassin de la Saône, l'Alsace, la Lorraine et à l'ouest la Bretagne et les marais du Cotentin. Le plus important noyau de peuplement est actuellement situé dans le Val de Saône qui concentre à lui seul près de la moitié de l'effectif national et pour lequel la tendance d'évolution est stable. À contrario, les deux autres bastions principaux et historiques de l'espèce que sont l'Alsace et la Bretagne connaissent un déclin marqué.

Les derniers indices de nidifications **en Bretagne** ont surtout été constatés dans les Monts d'Arrée. La population finistérienne de Courlis cendrés bénéficie d'opérations de recensement assez régulières de ses effectifs nicheurs par des ornithologues de l'association Bretagne Vivante. Ces suivis font l'objet de plusieurs synthèses à l'échelle départementale et régionale (Guermeur et Monnat 1980, Bargain et al. 1999, GOB 2012). L'objectif de ce suivi étant d'appréhender les effectifs et la répartition de l'espèce (couples nicheurs) sur le site et de suivre son évolution. En 1992, un état des lieux de la population sur les Monts d'Arrée a été réalisé par l'association Bretagne Vivante sur commande du PNRA. Des études ont été renouvelées sur la période 2005-2006 au sein de la zone Natura 2000 des Monts d'Arrée, et enfin une dernière en 2021.



Figure 5 : Le Courlis cendré (*Numenius arquata arquata*).

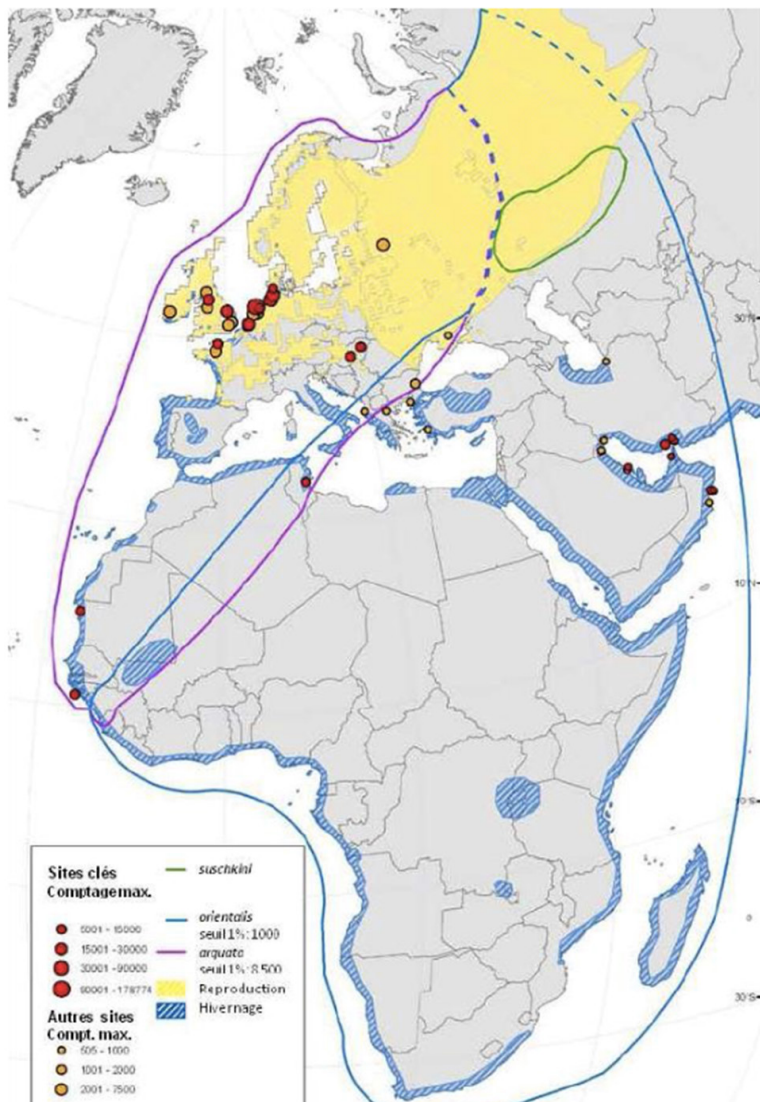


Figure 6 : Aire de répartition du Courlis cendré en Europe et en Afrique.

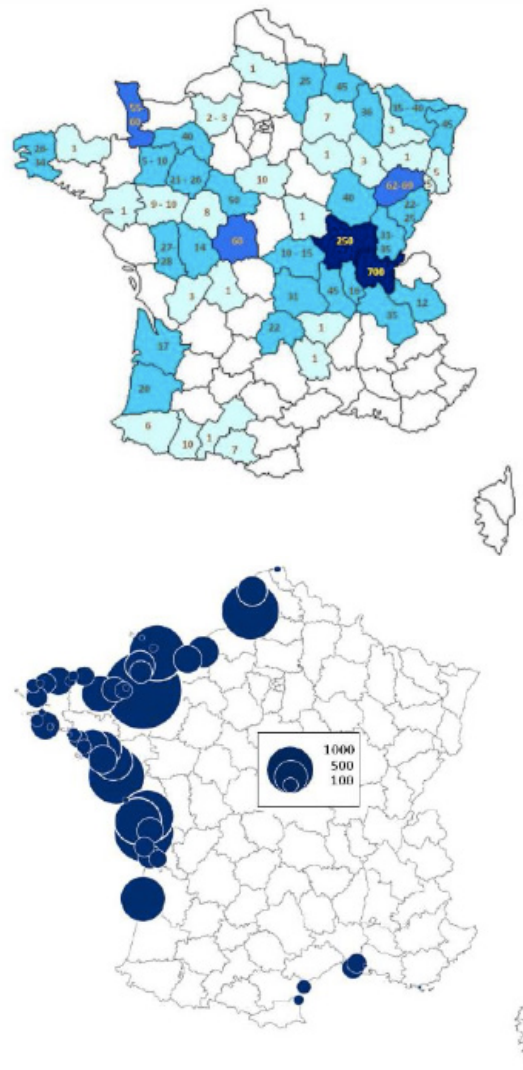


Figure 7 : Effectifs de Courlis cendré nicheurs (à gauche) et hivernants (à droite) en France, d'après PNG 2015-2020.

La population finistérienne, qui comptait encore 300 couples en 1977 dont 65 à 86 couples dans les Monts d'Arrée, connaît une chute drastique de ses effectifs nicheurs à partir de 2006 avec seulement 26 à 34 couples recensés sur la zone. Le déclin se poursuit jusqu'en 2021 où les effectifs estimés ne s'élèvent plus que de 19 à 21 couples, soit une perte de 70% des effectifs nicheurs en l'espace de 40 ans (tab.2 et fig.8 et 9).

L'évolution temporelle s'est également traduite par une évolution spatiale : les sites de reproduction, autour de la retenue Saint-Michel, ont été progressivement abandonnés, comme certains sites de l'Est des Monts d'Arrée. Les couples de Courlis cendrés se concentrent désormais sur la crête centrale des Monts d'Arrée. Sur les 16 communes encore occupées en 1995, seules 8 communes l'étaient toujours en 2021.

En France, la population de nicheurs est estimée entre 1 300 et 1 600 couples d'après la dernière enquête nationale nicheurs coordonnées par la LPO et l'ONCFS (2012), et accuserait une diminution de 25% en 15 ans (Issa & Muller 2015, PNG 2015-2020).

Ce déclin se confirme également dans les autres pays européens abritant les plus fortes populations de nicheurs notamment en Finlande, Allemagne, Irlande, Pays-Bas, Norvège, Russie, Suède et Royaume-Uni.

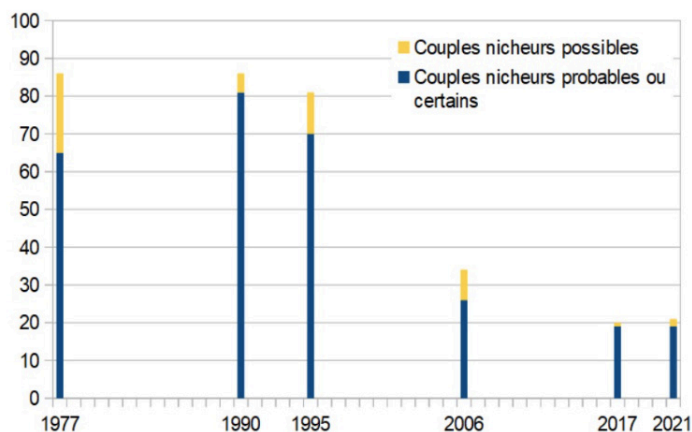


Figure 8 : Évolution des effectifs nicheurs de courlis cendrés dans les Monts d'Arrée, d'après suivi busards et courlis 2021, Maoût et Ballot.

Commune	1977	1990	1995	2006	2017	2021
BERRIEN	3-5	3	5-6	2	0-1	0
BOLAZEC	3-5	1	1	0	0	0
BOTMEUR	4-5	6-8	6-7	1-3	1	4
BOTSORHEL	7-8	9	8-9	2	1	1
BRASPARTS	6-7	11-12	5-7	2-3	0	1
BRENNILIS	3-5	2	0-1	0	0	0
COMMANA	3-4	2	1	0	1	3
HANVEC	3-5	0	0	0	0	0
LA FEUILLEE	4-5	6	5-6	2	4	4
LANNEANOU	2-3	2	3	2	0	0
LE CLOITRE-ST-THÉGONNEC	6-7	15	11-12	5-6	5	1-2
LOQUEFFRET	3-4	6	4-5	2	0	0
PLOUGONVEN	4-5	2	2	1	0	0
PLOUNEOUR-MENEZ	5-6	9-10	11-12	5-8	6	5
SAINT-RIVOAL	3-4	2	1	0	0	0-1
SCRIGNAC	4-5	2-3	3	2	0	0
SIZUN	2-3	3	4-5	0-1	1	0
Nombre de couples	65-68	81-86	70-81	26-34	19-20	19-21

Tableau 2 : Effectifs du courlis cendré dans les Monts d'Arrée de 1995 à 2021, d'après le suivi busard et courlis 2021, Maout et Ballot.

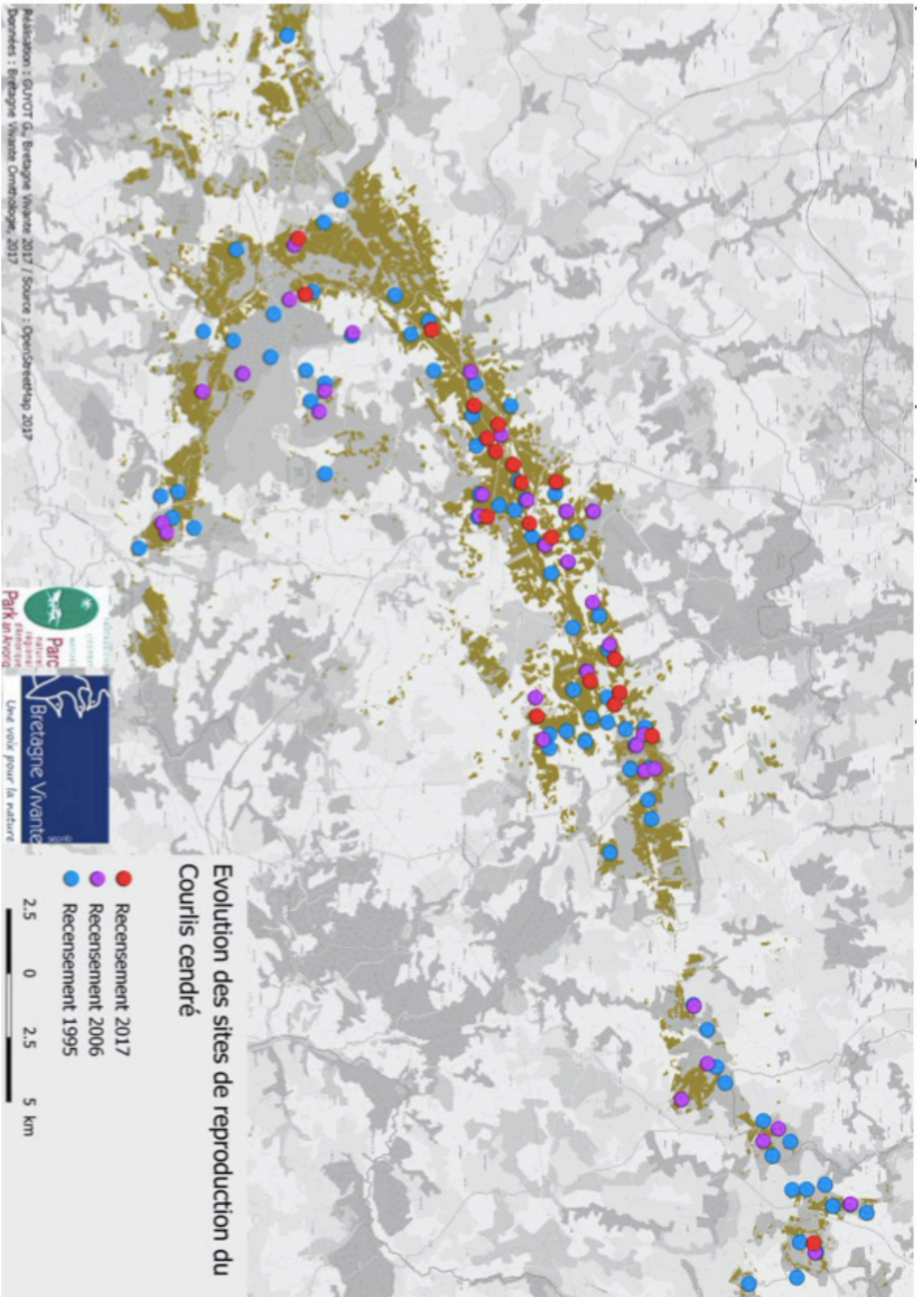


Figure 9 : Évolution et répartition de la population de courlis cendré entre 1995 et 2017, suivi busards et courlis 2017, Maoût et Ballot.

2.3 Reproduction et dynamique de la population

La plupart des populations de cette espèce sont entièrement migratrices et se reproduisent d'avril à août (Hayman et al. 1986). L'espèce est philopatride, les adultes sont fidèles à leur territoire de nidification (86% des couples en Suède), même si celui-ci a subi des changements, et si toutefois, il conserve des conditions propices à la reproduction.

Les jeunes peuvent s'installer dans de nouveaux types de milieux, ce qui permet d'expliquer le développement au cours du XX^{ème} siècle d'une partie de la population des Îles Britanniques. La première reproduction n'est enregistrée qu'à partir de l'âge de deux ans.

L'espèce quitte ses aires d'hivernage de février à mai, bien que les non-reproducteurs puissent rester dans les aires d'hivernage toute l'année (del Hoyo et al. 1996). En France, la population nicheuse se répartit

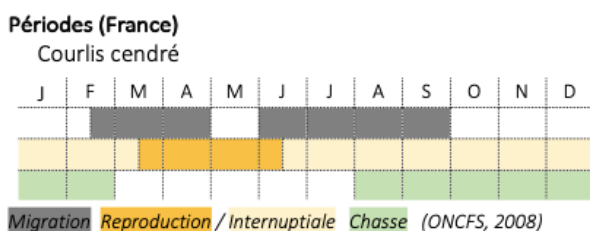


Tableau 3 : Périodes de présence du Courlis cendré en France.

en deux entités principales. À l'est une population continentale presque exclusivement prairiale. Les oiseaux évitent la reproduction dans les prairies pâturées, et seuls quelques cas de reproduction dans les friches et les cultures sont mentionnés. À l'ouest, une population atlantique qui niche essentiellement dans les landes de fauche, ce qui l'apparente davantage à celle des Îles Britanniques.

Entre les deux, les noyaux de population du centre de la France présentent tous les cas intermédiaires, avec cependant une utilisation préférentielle des milieux prairiaux humides (Sigwalt 1994, Boschert 2004). Grégaire sur les zones d'hivernage, il est semi-colonial sur les zones de reproduction (Johnsgard, 1981) et devient territorial (Flint et al. 1984). Les densités de nicheurs sont comprises entre trois et neuf couples pour 100 ha. Au niveau européen, la

densité dans les landes est d'un à deux couples pour 100 ha, mais seulement de 0,2 à 0,8 dans les zones prairiales.

Des données exceptionnelles de 14 couples pour 100 ha dans des landes et de 60 couples pour 100 ha dans des milieux semi-naturels ont cependant déjà été observées.

La distance minimale entre deux nids n'est jamais inférieure à 100 mètres et la densité est d'autant plus élevée que le site est riche en proies et offre une structure de la végétation appropriée.

Les couples se reforment d'année en année et le cantonnement débute dans la deuxième quinzaine du mois de février et se poursuit tout au long du mois de mars. Le mâle marque son territoire par un vol nuptial et des parades aériennes dans lesquelles les ailes en V forment une figure particulière (Sigwalt 1994, Boschert 2004).

Les nids sont installés en terrains très ouverts et entourés de végétation rase. Ils sont de simples excavations dans le sol, creusées à l'initiative des mâles (Flint et al. 1984) à ciel ouvert ou sous une coupelle de molinie (del Hoyo et al. 1996). Trois à cinq œufs sont pondus par nid au sol à partir de la première quinzaine d'avril, voire parfois dans les derniers jours de mars et sont incubés par les deux parents durant 26 à 28 jours en moyenne. En cas de destruction de ponte, les Courlis sont capables de produire une ponte de remplacement. L'éclosion est semi-synchrone et les poussins sont nidifuges. Ils quittent le nid en quelques heures et se nourrissent seuls dès l'éclosion.

Les familles se livrent à des déplacements, à la recherche des meilleurs sites alimentaires, au fur et à mesure que les poussins acquièrent suffisamment de réserves énergétiques. Les jeunes, élevés surtout par le mâle, sont émancipés au bout de 32-38 jours (5-6 semaines), et prennent leur envol entre fin mai pour les plus précoces, et fin juin pour les plus tardifs (Valkama & Currie 1999, Berg 1992, Grant et al. 1999).

Après la reproduction, les adultes se rassemblent sur les côtes (à partir du mois de juillet) pour la mue post-nuptiale (Snow et Perrins 1998) avant de migrer vers les aires d'hivernage au sud entre juillet et novembre (del Hoyo et al. 1996).

2.4 Habitats et écologie

Le Courlis cendré recherche les espaces dégagés et étendus, soit dépourvus de végétation, soit possédant un couvert végétal de faible hauteur.

En période internuptiale, les courlis cendrés exploitent préférentiellement les vasières, baies, estuaires, côtes rocheuses riches en proies comme des vers *Lanice conchilega*, *Arenicola marina* et *Nereis diversicolor*, des bivalves *Macoma balthica* et *Scrobicularia plana* et le Crabe vert *Carcinus maenas*. Généralement, les vers de taille inférieure à 6 cm sont ignorés, car peu profitables avec l'exception notable de l'estuaire de la Seine où il semble que les courlis ne parviennent pas à extraire des annélides de grande taille sans les casser. Les individus se nourrissent généralement seuls ou en petits groupes (del Hoyo et al. 1996) se regroupant occasionnellement en groupes de plusieurs milliers d'individus, en particulier sur les sites de repos (Snow et Perrins 1998).

Lorsque les ressources trophiques sont insuffisantes à marée basse, les oiseaux peuvent s'alimenter sur le haut de l'estran ou dans des zones de cultures ou de pâtures à proximité de l'estuaire, (source courlis cendré MNHN).

Le régime du courlis cendré en période de reproduction se compose d'insectes terrestres, larves, vers annélidés et petits mollusques capturés sur la végétation, à la surface du sol ou à quelques centimètres de profondeur dans le sol (del Hoyo et al. 1996). Différents végétaux (prêle, feuilles et graines de céréales, etc.) et plus particulièrement des fruits complètent l'alimentation (mûres, myrtilles, airelles).

2.5 Enjeux de conservation

2.5.1 Statuts de conservation

Le Courlis cendré présent en France (*Numenius arquata arquata*) est inscrit en :

- ▶ Annexe II B de la Directive 2009/147/EC,
- ▶ Annexe III de la Convention de Berne,
- ▶ Annexe II de la Convention de Bonn,
- ▶ Annexe 2, catégorie C1 de l'Accord AEWA sous cette dernière convention.

Il est considéré comme ayant un statut de conservation défavorable au sein de l'Europe où niche la totalité de la sous-espèce type *N. arquata arquata*, et est classé "Vulnérable" sur la liste rouge européenne de l'UICN 2015 (tab.4).

Le Courlis cendré est également classé "Vulnérable" sur la liste rouge des oiseaux nicheurs en France métropolitaine de l'UICN 2016 (résultat PNG).

Depuis 2008, il bénéficie en France, dernier pays européen où il reste inscrit comme espèce chassable, de moratoires de chasse aux conditions plus ou moins strictes : la chasse du Courlis cendré n'a pas été ouverte sur le territoire français durant entre les saisons de chasse 2008-2009 à 2011-2012. Durant les saisons 2012-2013 à 2019-2020, elle n'a été ouverte que sur le domaine public maritime.

Un projet d'arrêté a pour objet de suspendre la chasse au Courlis cendré en France métropolitaine pour la saison 2022-2023.

Le Courlis cendré (sous-espèces *Numenius arquata arquata*, *N. a. orientalis* et *N. a. suschkini*) fait l'objet d'un plan d'action international adopté par les parties signataires de l'Accord sur la conservation des oiseaux d'eau migrateurs d'Afrique-Eurasie (AEWA).





TAXON	MENACE				RESP.	PROTECTION
	MOND.	EUR.	FR.	BR.	BR (/FR)	
 Lapin de garenne	EN	NT	NT	NT	modérée	-
 Sphagnum pylaesii <i>Sphaigne de la Pylaie</i>	-	EN	-	-	-	protégé
 Campagnol amphibie	VU	VU	NT	NT	élevée	protégé
 Courlis cendré	NT	VU	VU	EN	très élevée	réglementé

Tableau 4 : Statut du courlis cendré, figure extraite du plan de gestion de Ty Blaise.

L'objectif global du plan d'action international est de restaurer le statut de conservation de cette espèce dans la Liste rouge de l'Union internationale pour la conservation de la nature (UICN) en la faisant passer de la catégorie "quasi-menacée" attribuée en 2007, à la catégorie : "préoccupation mineure" à l'horizon 2025.

Le plan d'actions validé le 18 septembre 2019 conclut que les pays de l'aire de répartition sont d'accord pour lancer un processus de gestion adaptative au niveau international. La chasse ne pourra reprendre tant que le processus ne sera pas effectif.

L'arrêté du 31 juillet 2019 relatif à la chasse du courlis cendré en France métropolitaine pendant la saison 2019-2020, lequel autorisait un prélèvement de 6 000 individus, a été suspendu par le Conseil d'État en août 2019. Par une décision du 17 décembre 2020, le Conseil d'État, statuant au fond, a annulé cet arrêté du 31 juillet 2019.

Prenant acte de ces décisions du Conseil d'État, la chasse du courlis cendré en France métropolitaine est depuis suspendue (saisons cynégétiques 2020-2021 et 2021-2022).

Considérant l'état de non-avancement du plan international de gestion adaptative de l'espèce, ainsi que l'état de ses populations, la chasse du courlis cendré ne peut pas être ouverte en France métropolitaine. Il est donc proposé de suspendre la chasse de cette espèce sur l'ensemble du territoire métropolitain pour la saison cynégétique 2022-2023.

2.5.2 Facteurs de dérangement et menaces

La longévité maximale observée grâce aux données de baguage est d'environ 31 ans et les taux de survie annuels du courlis adulte sont élevés en l'absence de chasse, allant de 82 % à 95 %.

Les rares données sur la productivité du courlis, exprimées en termes de succès à l'envol plutôt que de succès à l'éclosion font état d'un faible taux. La population ne peut rester à son équilibre qu'avec une production de 0,8 à 1,1 jeune par couple et les productivités estimées dépassent rarement 0,7.

La cause principale probable du déclin démographique en Europe serait donc un faible succès de reproduction plutôt qu'une baisse de la survie des adultes (Franks et al., 2017).

Selon Hudson et al. (1994), la productivité d'un individu peut être représenté comme un cycle dont

chaque étape peut être influencée par des facteurs déterminants (fig.10).

Le succès reproducteur d'un individu commence par le choix du site de nidification. De nombreux critères sont à prendre en compte considérant que les Courlis seront cantonnés à leur site pendant toute la période de reproduction. Cette étape cruciale, conditionnée par la disponibilité d'habitats adéquats pour la reproduction, va déterminer la population de nicheurs.

L'abandon de la fauche des landes, l'intensification de l'agriculture, le reboisement ou encore la conversion des prairies en cultures fragmentent l'habitat et réduisent les espaces potentiellement favorables à l'accueil de l'espèce, les forçant à se confiner aux petits espaces favorables restants.

Ces changements peuvent également contribuer à l'augmentation du nombre de prédateurs généralistes dans le paysage au sens large, ainsi qu'à l'augmentation de la vulnérabilité des nids et des poussins à la prédation (Trolliet, 2003).

La prédation contribuerait pour 85 à 97% aux causes de destruction des nids et 74% aux causes de mortalité des poussins.

La présence humaine en période de reproduction présente des risques de destruction des nids par piétinement, par des chiens non tenus en laisse ou provoquer la désertion des nids par les couples.

Une augmentation de la mortalité est également constatée dues à des travaux agricoles trop précoces.

La mortalité avant l'âge d'un an est de 53%, descend à 37% la seconde année et se stabilise entre 18 et 26% à l'âge adulte selon les sites étudiés.

La perte et la dégradation des habitats peuvent donc être considérées comme une des causes majeures de la baisse du succès reproducteur du Courlis cendré (Newton, 2004).

2.5.3 Plan de gestion et actions de conservation existantes

Un Plan National de Gestion du Courlis cendré (PNG 2015-2020) a été mis en place afin de renforcer les connaissances encore trop peu nombreuses sur l'espèce et l'utilisation de son habitat. L'objectif étant la mise en place de mesures adaptées visant à atténuer la diminution de la productivité de l'espèce en s'assurant notamment d'avoir suffisamment d'habitats favorables à la nidification du Courlis et de contribuer ainsi à améliorer le statut de conservation en France.

Une série d'actions de conservation ont été proposées dans le cadre de ce plan mis à jour (Brown 2015), qui est énumérée ici :

- ▶ Assurer la protection des sites clé pour cette espèce et s'assurer qu'ils sont gérés de manière appropriée ;

- ▶ Sensibiliser à la protection de l'espèce, en particulier parmi les communautés agricoles, et travailler de manière proactive avec les agriculteurs pour promouvoir des techniques de gestion des terres qui profiteraient à l'espèce ;
- ▶ Maintenir le moratoire de la chasse de l'espèce en France, quantifier le niveau de chasse dans d'autres zones (comme la Russie européenne) et veiller à ce que la chasse illégale soit empêchée ;
- ▶ Mener des suivis pour mettre à jour les estimations de la population et des tendances pour mieux comprendre le cycle biologique de l'espèce, son aire de répartition et ses déplacements ;
- ▶ Poursuivre les recherches de l'impact de certaines menaces sur cette espèce.

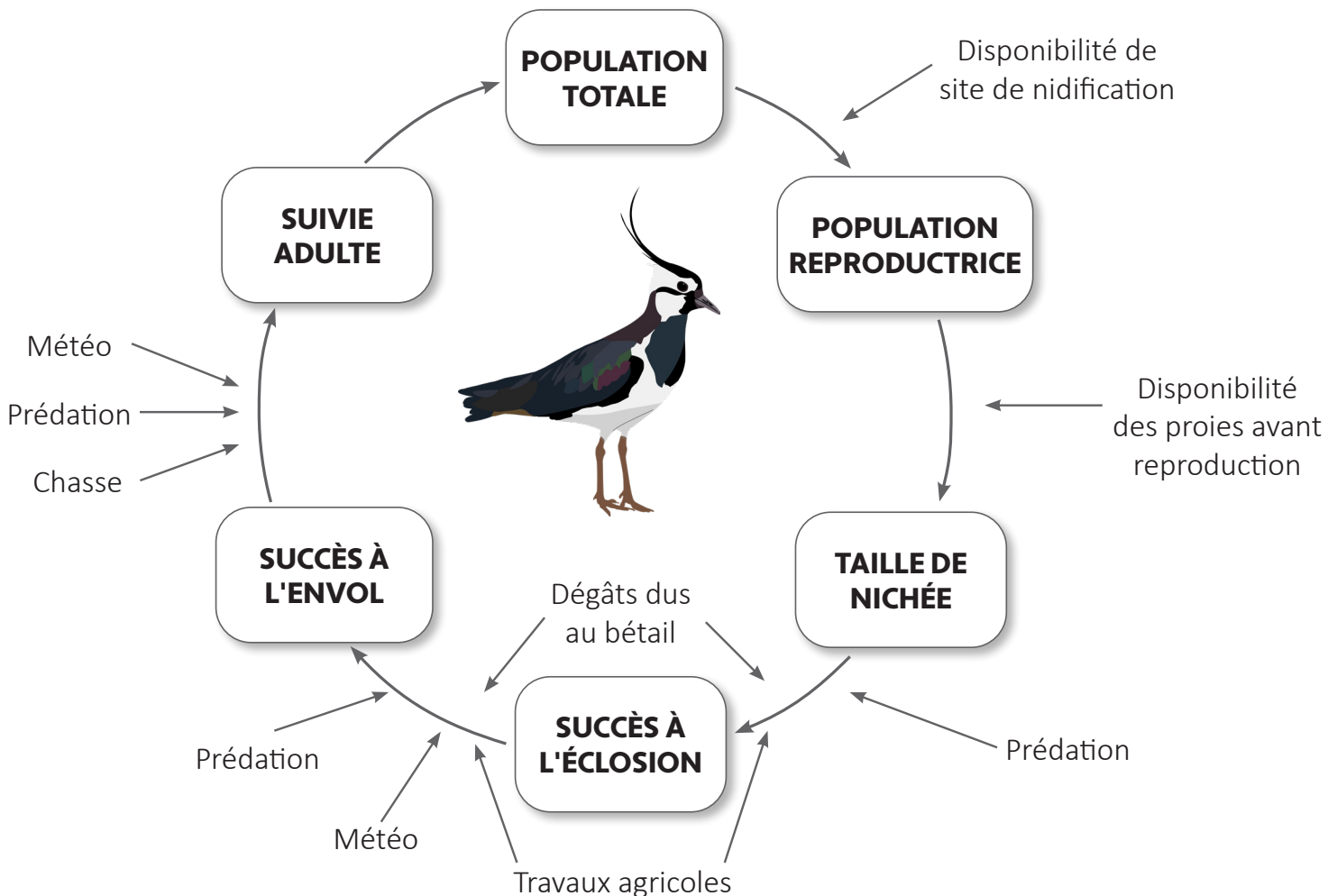


Figure 10 : Cycle de reproduction d'un limicole d'après Hudson et al. (1994).



Philip Vitel

CHAPITRE 3

CHAPITRE 4

OBJECTIF DE
L'ÉTUDE

-

MATÉRIEL ET
MÉTHODES

3. OBJECTIF DE L'ÉTUDE

Dans le cadre de son projet Ecocontribution, la FDC29 souhaite mener une étude sur le Courlis cendré dans les Monts d'Arrée connus pour être un des derniers sites de nidification de l'espèce en Bretagne.

Le présent plan vise donc à intégrer les objectifs du PNG afin de mettre en place un programme de suivi et d'actions permettant d'améliorer son statut de conservation. Cette démarche se veut en lien avec d'autres acteurs et gestionnaires de la zone comme le PNR d'Armorique qui intègre un volet Courlis cendré dans son programme LIFE et l'association Bretagne Vivante qui effectue des suivis sur la zone depuis de nombreuses années. Ces échanges permettront un suivi et des actions coordonnées et pertinentes en faveur du Courlis cendré.

Les informations apportées par les différents suivis ont permis de caractériser le déclin de la population du Courlis cendré dans les Monts d'Arrée. Néanmoins, ces suivis n'ont pas fait l'objet d'un protocole standardisé. Il est de ce fait difficile d'exploiter ces données et d'en tirer des inférences fiables. De plus, afin de maximiser les observations, les suivis se sont concentrés sur des zones connues pour être des sites de nidification de l'espèce. D'autres zones de nidification possible ont ainsi pu être écartées, introduisant, de fait, un biais dans la répartition supposée de l'espèce dans la région.

La FDC29 propose la mise en place d'un protocole standardisé et reproductible qui permettra de suivre la population le plus efficacement possible sur le long terme et d'identifier les causes de son déclin. Cette étude s'intéresse principalement aux exigences écologiques, notamment en matière d'habitat, qui pourraient influencer la répartition et l'occupation de l'espèce sur le territoire (Clements, 2014).

La caractérisation des sites et des habitats fréquentés est relativement rarement, réalisée dans le cadre des programmes des divers suivis des Courlis cendrés en période de reproduction. Quelques sites ont fait l'objet de caractérisation à différents niveaux de précision : les Pertuis Charentais : analyse des ressources trophiques (LIMITRACK), la Réserve des Bohons : typologie des habitats (FDC50), les habitats sélectionnés par le Courlis cendré (Poirel 2017), une partie du PNRMCB : habitats, densité et hauteur

de strates (GONm et PNRMCB), le département de la Vienne : typologie d'habitats (LPO Vienne), l'Ain : étude paysagère (OFB).

La zone des Monts d'Arrée recense de nombreux facteurs de dérangement et d'usages défavorables pouvant mettre en péril l'installation des couples nicheurs et le succès de leur reproduction. Il est proposé d'étudier l'influence de ces facteurs prédictifs sur l'occupation et la répartition des individus nicheurs en utilisant une modélisation de type Single-season occupancy (une seule espèce et une seule saison) telle que décrite par MacKenzie and Kendall (2002).

Cette méthode est basée sur des données d'observation binaires de présence/absence de l'espèce. La détermination des variables caractéristiques pour chaque site étudié et les variables relatives au suivi permettent d'estimer la probabilité que l'espèce occupe un site en fonction de ces facteurs tout en prenant en compte la probabilité de détection. Cette méthode permet de générer des prédictions sur la distribution de l'espèce à plus grande échelle et de comprendre les facteurs qui déterminent cette répartition.

L'objectif est donc de comparer l'occupation du Courlis cendré nicheur dans différents sites selon certains facteurs comme, par exemple, la structure de la végétation. Les effets d'autres facteurs liés au site comme le % de couverture boisée seront aussi testés. Des facteurs liés au suivi et au site pourront être utilisés pour modéliser la probabilité de détection (e.g : l'heure de la journée, la date, la présence de randonneurs, etc.).

Les résultats permettront de comparer l'utilisation spatio-temporelle du territoire par le Courlis cendré en fonction des régions, des types d'habitats et d'identifier quels sont les modes de gestion répondant au mieux aux exigences écologiques de l'espèce en zone de reproduction. Ces nouvelles connaissances pourront être intégrées dans les modes de gestion proposés aux gestionnaires, pour qu'ils soient favorables à l'espèce.

4. MATÉRIEL ET MÉTHODES

4.1 Aire de l'étude

La zone d'étude s'étend au-delà des propriétés de la FPHFS, car la conservation du Courlis cendré doit être appréhendée à plus grande échelle. L'aire d'étude correspond donc à la ZSC FR5300013 "Monts d'Arrée centre et est" caractérisée principalement par de vastes étendues de landes (4 892 ha) mais aussi par des formations tourbeuses (2 391 ha) et des prairies semi-naturelles (652 ha) couvrant une superficie totale de 10 872 ha (fig.11).

4.2 PARTIE 1 : Modélisation de l'occupation du territoire

4.2.1 Choix du traitement des données

Single season occupancy modelling :

L'abondance est la variable écologique la plus couramment utilisée pour évaluer une tendance de la population (MacKenzie et al., 2006). Néanmoins,

l'occupation est souvent proposée comme une alternative au monitoring de l'abondance, principalement parce que les données d'occupation sont beaucoup plus faciles à obtenir sur de grandes échelles spatiales que les données nécessaires à l'estimation de l'abondance (MacKenzie et Nichols, 2004). De plus, il est parfois très difficile d'estimer l'abondance des espèces cryptiques ou à faible effectif (Cove et al., 2013).

L'occupation est définie comme la proportion de superficie, de parcelles ou d'unités d'échantillonnage occupées par une espèce d'intérêt. Il est très utile dans les études de distribution et de taille de l'aire de répartition (MacKenzie et al., 2006). Il est utilisé par l'UICN dans le cadre du critère B pour évaluer le statut d'une espèce (Breiner et Bergamini, 2018).

Il est important de bien différencier l'aire de répartition d'une espèce et la répartition spatiale d'une population de cette espèce. L'aire de répartition



Figure 11 : Sites de reproduction historiques du courlis cendré dans les Monts d'Arrée, d'après rapport d'activité Bretagne vivante 2018.

correspond à la zone délimitant la répartition géographique d'une espèce vivante ou de toute autre unité taxonomique qui inclut la totalité de ses populations. L'aire d'une espèce peut être continue ou au contraire disjointe.

La répartition spatiale d'une population en revanche correspond aux modalités de répartition à l'intérieur d'un biotope des individus constituant une population d'une espèce déterminée.

Sur une surface donnée, les individus peuvent être répartis de 3 façons différentes :

- ▶ Lorsqu'il existe une forte compétitivité intraspécifique provoquant un espacement plus ou moins régulier des individus la répartition est dite uniforme (i.e : un peuplement d'arbres dans une forêt climacique) ;
- ▶ Lorsque les facteurs limitants sont presque inexistantes, ce qui est assez rare dans la nature, la répartition est dite aléatoire (i.e : le début de l'invasion d'adventifs dans un champ de blé).
- ▶ Celle retrouvée le plus fréquemment est la répartition contagieuse. Les mécanismes de reproduction, par exemple, entraînent un rapprochement des couples puis un éloignement après la reproduction, donnant l'aspect d'une répartition en agrégats.

Ici, il est proposé d'effectuer une approche de modélisation d'occupation simple espèce simple-saison (modélisation d'occupation statique) telle que décrite par MacKenzie et al. (2006) qui permet de construire des modèles prenant en compte les détections imparfaites. Plutôt que de considérer uniquement les sites, où l'espèce a été détectée, comme "occupés" (également appelée "occupation naïve"), ces modèles tiennent compte du fait qu'une espèce peut être présente mais non détectée (MacKenzie et al., 2006, 2002).

Cette approche nécessite des données de présence/absence pour estimer la probabilité d'occupation corrigée par le paramètre de probabilité de détection. En effet, la non-détection d'une espèce n'implique pas nécessairement que l'espèce d'intérêt est absente d'un lieu donné (MacKenzie et Royle, 2005). Une espèce peut passer inaperçue sur un site d'étude en raison de divers facteurs autres que son absence du site. Ne pas tenir compte de cette erreur de détection peut sérieusement biaiser tous les estimateurs de paramètres (Kerry et Chandler, 2012).

La capacité d'estimer la probabilité de détection des espèces vient de la répétition des suivis : si l'espèce est observée sur un site donné lors d'au moins un suivi, c'est qu'elle est présente (c'est-à-dire que le site est occupé). On peut donc conclure que ne pas observer l'espèce dans ce site lors d'un autre suivi est dû à la non-détection et pas à l'absence de l'espèce. En plus de la probabilité de détection, les modèles estiment la probabilité d'occupation, c'est à dire la probabilité que l'espèce d'intérêt soit présente sur un site.

La probabilité d'occupation peut être modélisée en fonction de facteurs spécifiques au site, par exemple : la végétation, la présence routes, etc. et permet de produire des inférences sur ce qui peut affecter la probabilité qu'un site soit occupé. De même, la probabilité de détection peut être modélisée en fonction de facteurs du site, mais aussi en fonction de facteurs liés au suivi, par exemple, la présence de randonneurs ou la météo. Les données d'observation sont des données binaires de détection/non-détection regroupées sous forme d'une matrice de type site par suivi.

Les modèles d'occupations prennent donc en compte deux composantes :

Le processus écologique :

Le processus écologique détermine si un site i est occupé $z_i=1$ ou non $z_i=0$ pendant une saison et peut-être noté :

$$z_i \sim \text{Bernoulli}(\psi_i) \quad (1)$$

Le processus d'observation :

Le processus d'observation $(y_{i,j})$ détermine si l'espèce est détectée ou non en fonction du statut d'occupation réelle du site (z_i). Le taux de réussite est donc un produit de l'occurrence réelle sur le site i (z_i) et de la probabilité de détection lors du suivi j ($p_{i,j}$) :

$$y_{i,j} \sim \text{Bernoulli}(z_i * p_{i,j}) \quad (2)$$

Il existe plusieurs prérequis pour une modélisation de ce type :

- ▶ Le premier est que le statut d'occupation d'un site ne change pas au cours d'une saison entre les suivis, c'est à dire que la population est considérée close. Cette hypothèse peut être relâchée entre les saisons.

- ▶ Le 2ème prérequis est qu'il ne peut pas y avoir de fausses détections, les individus doivent être toujours correctement identifiés.
- ▶ Le 3ème prérequis est que l'occupation et la détection sont constantes pour tous les sites ou peut être modélisée par des variables, il n'y a pas d'hétérogénéité non-modélisée.
- ▶ Le dernier prérequis est l'indépendance des sites et l'indépendance des suivis (réplicas spatiaux et temporels).

La violation de ces prérequis peut entraîner un biais positif dans les estimations d'occupation (Sollmann, 2018). Une modélisation de ce type requiert donc un protocole strict afin de respecter tous ces prérequis.

4.2.2 Protocole

Choix des sites : réplicas spatiaux

Des sites d'échantillonnage (n = 141) ont été sélectionnés aléatoirement à l'aide du logiciel ArcGIS 9.3 Geographic Information System (GIS) sur l'ensemble du site d'étude. Le nombre de sites sélectionnés a été calculé selon MacKenzie and Royle (2005) se basant sur la probabilité d'occupation estimée et la probabilité de détection.

Pour obtenir un modèle robuste, il doit y avoir suffisamment de sites et de détections.

Selon la table de Mackenzie, en prenant une probabilité d'occupation de 0,2 et une probabilité de détection de 0,4, il faut au minimum 4 suivis sur 83 sites. Pour les espèces dites rares, il est conseillé d'augmenter le nombre de sites. Il a été choisi d'augmenter le nombre de sites (n=141) ainsi que le nombre de suivis (n=5).

Ces sites sont assimilés à des mailles ayant une superficie de 16 ha, déterminés sur la base d'estimations publiées sur la taille des territoires de reproduction du courlis ; 6 à 14 ha pour les Courlis (Stanley and Skagen, 2007). Pour des raisons logistiques, plusieurs sites ont été regroupés le long de transects passant par chacun des centroïdes de maille. Les sites prospectés sont donc répartis tous les 400m, le long de chaque transect (échantillonnage systématique). 17 parcours ont ainsi été établis pour les 141 sites sur l'ensemble de la zone d'étude couvrant ainsi une superficie de 2 256 ha (40% des landes et prairies de la zone) (fig.12). Un parcours contient de 1 à 16 sites.

Suivi des effectifs de courlis cendrés : réplicas temporels

Les sites ont tous fait l'objet de cinq suivis pendant la période de cantonnement, du 5 avril au 5 mai, afin de permettre l'estimation de l'occupation (MacKenzie and Nichols, 2004). L'ordre dans lequel les parcours ont été prospectés a été choisi aléatoirement sur l'ensemble de la période.

Les suivis ont été effectués du lever du soleil jusqu'à 4 heures après le lever du soleil, et de 4 heures avant le coucher du soleil, jusqu'au coucher du soleil. Chaque site a été suivi au moins une fois le matin et une fois lors de l'après-midi/début de soirée. Le sens dans lequel le parcours est effectué a été inversé entre chaque passage.

Les suivis dans un site ont été réalisés par un seul observateur suivant un transect de 400 m qui commençait et se terminait à une limite du site. Les relevés n'ont pas été effectués pendant les périodes de vents violents ou de fortes pluies. L'observateur lance une repasse sur une enceinte (chant ou cri de courlis mâle) puis fait un point d'observation durant 5 min au centre du site et observe dans toutes les directions dans un rayon de 200m (suivi de type EPS : échantillonnage ponctuel simple).

Pour chaque observation, le type de détection (chant, cri, survol, vol dans la parcelle, visuel, visuel/auditif), le statut social (seul, en couple, en groupe, nid, couvée) et le nombre d'individus ont été enregistrés. Les détections uniquement auditives ont également été relevées, mais ne sont pas prises en compte pour la modélisation. Ces observations sont catégorisées selon un code atlas permettant de définir le statut nicheur de l'individu observé : nicheur possible, probable, certain (Tipton et al. 2008) (tab.5).

Lorsque la détection lors d'un passage est de type "nicheur certain" ou "nicheur probable", la détection est toujours prise en compte. En revanche, si la détection est de type "nicheur possible", la détection n'est prise en compte que si une autre détection de ce type ou une détection de type nicheur certain" ou "nicheur probable" est relevée lors d'au moins un autre passage.

L'historique des détections dans chaque site dépend donc du statut nicheur des individus lors des 3 passages. L'observateur consigne également d'autres informations relatives au suivi : la date, l'heure (2 catégories : matin / après-midi), les conditions météorologiques (couverture nuageuse,

précipitations, force du vent), présence humaine, présence de prédateurs (corvidés, renard, sangliers), présence d'autres oiseaux (e.g busard cendré). Le point du transect (coordonnées GPS) et la distance au transect mesurée par un télémètre sont aussi renseignés lorsqu'un individu est détecté.

Caractérisation des sites : protocole d'échantillonnage de la végétation

Les caractéristiques de végétation ont été quantifiées pour tous les sites d'études à l'aide de la méthode d'interception ponctuelle (Bonham 1989) et de quadrats de végétation. La difficulté étant de caractériser la végétation pour un site de 16 ha, composé de parcelles pouvant être très différentes les unes des autres selon le mode de gestion, l'étude a été réalisée à l'échelle des parcelles, définies par des frontières visibles (route, haies, talus, etc.) ou présentant une végétation homogène de visu. La strate herbacée, correspondant ici à la végétation ligneuse inférieure à 1 m de hauteur et à la végétation non-ligneuse, a été caractérisée selon le protocole d'échantillonnage suivant : un bâton gradué de 1 m marqué par des incréments de 5 cm a été utilisé pour mesurer la strate herbacée (min/max/moy) dans les différentes catégories de hauteur au sein d'un quadrat de 50 cm de côté. Le recouvrement, par les classes physiologiques de la végétation correspondant aux groupes d'espèce typique des landes : molinie bleue (*Molinia caerulea*), ajonc (*Ulex* sp.), bruyères (*Erica* sp.) et Callune (*Calluna* sp.), a également été relevé pour chaque quadrat. Ces relevés de végétation par quadrats ont été répétés 3 fois de manière aléatoire pour chaque parcelle. Ces données permettent de définir pour chaque site : la hauteur de végétation la plus fréquente, la composition ainsi que la densité.

Caractérisation des sites : autres facteurs

On suppose que d'autres caractéristiques de l'habitat peuvent affecter le courlis comme, par exemple, l'année depuis la dernière fauche, la proportion de zones humides, la distance à une zone humide, la distance à la route ou bien la proportion de boisements. Les 4 dernières variables ont été estimées comme la distance (1m) entre le centroïde de la parcelle et le bord ou la route ou de la zone humide émergente la plus proche, respectivement (distance euclidienne).

L'observateur remplit une fiche pour chaque site. À chaque passage, si l'observateur détecte la présence d'individus, il renseigne le code atlas afin de déterminer le statut nicheur : certain, probable, possible.

CODE ATLAS	DESCRIPTION DU CODE ATLAS	CLASSIFICATION DE LA NIDIFICATION
2	présence dans son habitat durant sa période de nidification	Nidification possible
3	mâle chanteur présent en période de nidification, cris nuptiaux ou tambourinage entendus, mâle vu en parade	
4	couple présent dans son habitat durant sa période de nidification	Nidification probable
5	comportement territorial (chant, querelle avec des voisins, etc.) observé sur un même territoire 2 journées différentes à 7 jours ou plus d'intervalle	
6	comportement nuptial : parades, copulation ou échange de nourriture entre adultes	
7	visite d'un site de nidification probables. Distinct d'un site de repos	
8	cri d'alarme ou tout autre comportement agité indiquant la présence d'un nid ou de jeunes aux alentours	
10	transport de matériel ou construction d'un nid	
11	oiseau simulant une blessure ou détournant l'attention, tels les canards, gallinacés, oiseaux de rivage, etc.	Nidification certaine
12	nid vide ayant été utilisé ou coquilles d'œufs de la présente saison	
13	jeunes en duvet ou jeunes venant de quitter le nid et incapables de soutenir le vol sur de longues distances	
14	adulte gagnant, occupant ou quittant le site d'un nid ; comportement révélateur d'un nid occupé dont le contenu ne peut être vérifié (trop haut ou dans une cavité)	
16	adulte transportant de la nourriture pour les jeunes durant sa période de nidification	
17	coquilles d'œufs éclos	
18	nid vu avec un adulte couvant	
19	nid contenant des œufs ou des jeunes (vus ou entendus)	

Tableau 5 : Code atlas nicheur, d'après rapport d'activité Bretagne vivante 2018.

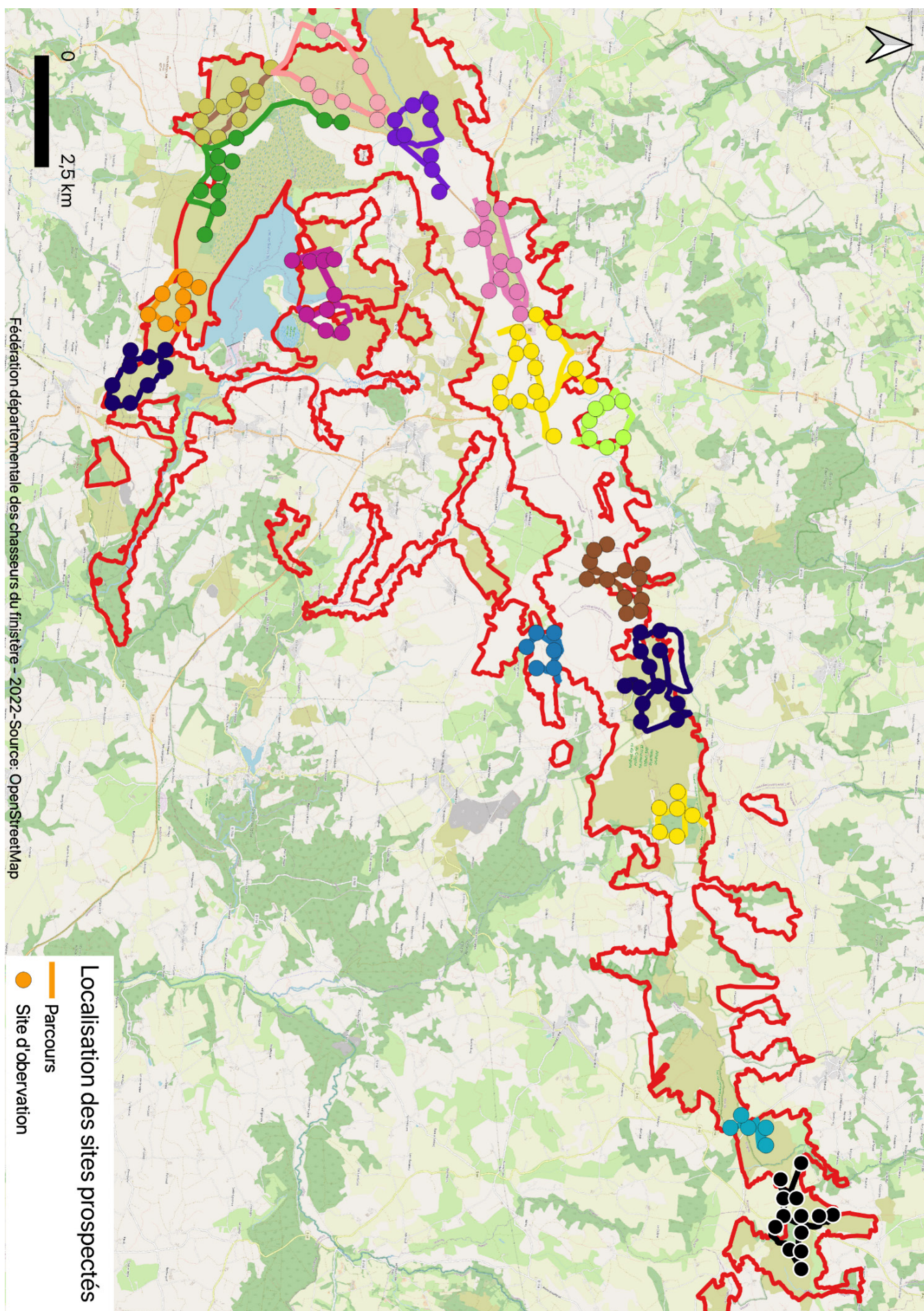


Figure 12 : Carte de localisation des sites prospectés en 2022

4.2.3 Analyse statistique

Récapitulatif des facteurs déterminants pour l'occupation et la détection (en tab. 6 et 7).

Modélisation des paramètres

Les modèles prennent en compte des équations pour l'occupation ψ_i et la probabilité de détection p . Des variables potentiellement pertinentes suivant nos hypothèses peuvent ensuite être ajustées dans chaque équation. L'occupation peut être modélisée en fonction de variables variant uniquement selon le site (site covariates) (MacKenzie et Royle, 2005). Ces variables restent constantes au cours de la saison et caractérisent les sites. La probabilité de détection peut être modélisée par des variables liées au site, mais aussi par des variables liées au suivi. Ces variables sont susceptibles de changer d'un suivi à l'autre (MacKenzie et Royle, 2005). Ces deux paramètres (ψ_i , p) peuvent être modélisés comme des fonctions linéaires des variables $x_{i,j}$ et $x_{i,j}$ à l'aide de fonctions de lien logit (Niedballa et al., 2015). Ainsi, pour les probabilités d'occupation ψ_i et de détection p nous avons obtenu des modèles sous la forme :

$$\text{logit}(\psi) = \alpha + \beta x_i \quad (3)$$

$$\text{logit}(p) = \alpha + \beta x_{i,j} \quad (4)$$

où α fait référence à l'intercepte et β au coefficient de simple régression (Fiske et al., 2011).

Analyse

Nous avons construit des modèles d'occupation dans le logiciel R 3.1.129 en utilisant le package "unmarked" version 0.10-330 (Fiske et al., 2011 ; Team, 2013). Nous avons défini 31 covariables prédictives (tab. 6 et 7) et utilisé une procédure par étape pour développer un ensemble de modèles candidats comme décrit par MacKenzie et al. (2003). Avant la construction du modèle, la corrélation des covariables a été vérifiée en calculant le coefficient rho de Spearman. Les covariables corrélées au-delà de 0,7 doivent être supprimées (Sofi et al., 2019). De plus, les covariables continues (altitude, hauteur de végétation, etc.) ont été centrées et divisées par deux écarts-types afin de rapprocher leurs valeurs de zéro (à l'échelle des valeurs de la variable réponse binaire). Cela améliore la convergence numérique du maximum de vraisemblance (Gelman, 2008 ; Soofi et al., 2018).

Pour chaque modèle, nous avons calculé la valeur du critère d'information d'Akaike (AIC) pour les classer

et avons sélectionné le meilleur modèle en fonction des valeurs du delta AIC (ΔAIC) selon Burnham et Anderson, 2002. Nous avons considéré les modèles avec un $\Delta AIC \leq 2$ comme le meilleur critère pour déterminer le modèle supporté (Burnham et Anderson, 2002). Nous avons également calculé les poids d'Akaike (AIC weight).

La force des relations entre les covariables et les paramètres d'occupation ψ_i et de détection $p_{i,j}$ est basée sur les intervalles de confiance (IC) à 95 % des coefficients et la direction des relations. La direction des effets des covariables a été déterminée à partir des estimations positives ou négatives de la pente. Nous avons considéré les IC (intervalles de confiance) compris entre 25 % et 95 % ne chevauchant pas le zéro comme le plus fort indicateur des relations, les IC qui chevauchaient zéro, mais non centrés sur zéro, pour indiquer une relation intermédiaire, et les IC centrés sur zéro n'indiquant pas de relations (Arnold, 2010).

Avant de commencer à construire le modèle, les covariables de réponse et prédictives ont été définies dans "unMarkedMultFrame" pour garantir que tous les modèles sont adaptés aux mêmes données, ce qui est nécessaire pour la sélection de modèles basés sur l'AIC (Kerry et Chandler, 2012).

Model fitting

Dans une première étape du processus de modélisation, nous avons d'abord ajusté un modèle nul où tous les paramètres sont restés constants, c'est-à-dire qu'aucun effet des variables n'est testé :

$$M.null = p(.)\psi(.)$$

Ensuite, nous avons testé des modèles ajustés pour la partie probabilité de détection p en utilisant uniquement des variables différentes (variables de site et de suivi) tout en maintenant l'occupation constante sur tous les sites (nous n'avons utilisé aucune variable pour ce paramètre). Ces modèles seront appelés "modèles d'occupation constante" par souci de simplicité (Nicholson et Van Manen, 2009).

Le meilleur modèle a été choisi selon l'AIC. Ce modèle a ensuite été considéré comme le modèle nul pour la partie occupation ψ . Nous avons ajusté les modèles pour la partie occupation en utilisant uniquement les variables liées au site. Là encore, le meilleur modèle a été choisi par l'AIC.

CLASSE	VARIABLE	CODE	DESCRIPTION	SOURCE	REF
Détection					
	Date	DATE	Date ordinale du suivi	Spécifique au suivi	Suivis répétés 2022
	Heure	TIME	Heure de la journée du suivi	Spécifique au suivi	Suivis répétés 2022
	Heure de la journée	DAYTIME	Matin ou Après-midi	Spécifique au suivi	Suivis répétés 2022
	Observateur	OBS	Nom de l'observateur durant le suivi	Spécifique au suivi	Suivis répétés 2022
	Couverture nuageuse	CLOUDY	Ciel dégagé, nuageux ou couvert	Spécifique au suivi	Suivis répétés 2022
	Pluviométrie	RAIN	Absence de pluie, bruine ou averse	Spécifique au suivi	Suivis répétés 2022
	Vent	WIND	Absence de vent, vent faible, moyen ou fort	Spécifique au suivi	Suivis répétés 2022
	Présence de randonneurs	HUM	Présence ou absence de randonneurs	Spécifique au suivi	Suivis répétés 2022
	Présence de prédateurs	PRED	Présence ou absence de prédateurs	Spécifique au suivi	Suivis répétés 2022

Tableau 6 : Récapitulatif des facteurs déterminants pour la détection.

Occupation					
	Pourcentage de landes (%)	LAND	Landes sèches et humides	Spécifique au site	
	Pourcentage de milieux humides (%)	WET	Tourbières, landes humides, prairies humides, fourrés humides	Spécifique au site	
	Pourcentage de boisements (%)	WOODY	Boisements, forêts, végétation des haies et talus	Spécifique au site	
	Hauteur de végétation	HEIGHT	Haute: >50 cm Moyenne: 36-50cm Faible: 0-35 cm	Spécifique au site	
	Pourcentage de molinie (%)	MOL	Ratio	Spécifique au site	
	Années depuis la dernière fauche	YLF	Nombre d'années écoulées depuis la dernière fauche	Spécifique au site	
	Distance à la route	ROAD	Distance euclidienne	Spécifique au site	

Tableau 7 : Récapitulatif des facteurs déterminants pour l'occupation.

4.3 PARTIE 2 : Phénologie de la reproduction et identification des couples nicheurs

4.3.1 Protocole de suivi

Le protocole de suivi des couples nicheurs de Courlis cendrés dans les monts d'Arrée s'est déroulé en 2 étapes distinctes prenant en compte les différentes phases de reproduction de l'espèce. La première étape du suivi s'est déroulée du 5 avril au 5 mai 2022, durant le cantonnement du courlis, selon un protocole spécifique à la modélisation du territoire. Les 141 sites sélectionnés et répartis sur 17 parcours ont été prospectés 5 fois chacun durant cette période.

Les prospections ont été interrompues du 6 mai au 6 juin 2022, période correspondant à la phase de couvain. Cette phase a été volontairement exclue du protocole étant donné la difficulté à détecter les individus pendant la couvain. De plus, les prospections auraient pu être source de dérangement et mener à un échec de reproduction.

La 2^{ème} étape du suivi s'est déroulée du 7 juin au 11 juillet 2022, durant la période d'éclosion et d'élevage des jeunes. Le protocole de suivi et le choix des sites ont été modifiés. Lors de la première étape du suivi, les 141 sites prospectés étaient choisis de manière aléatoire, les courlis étaient donc absents de beaucoup d'entre eux. Afin de suivre les familles de manière rigoureuse, et de récupérer un maximum de données sur les couples présents, ces sites ont donc été abandonnés pour se consacrer aux sites de présence de l'espèce uniquement.

Treize parcours de 2h, couvrant les sites de nidification potentiels des couples, ont donc été définis en collaboration avec Gwenola Biau, stagiaire de Master au PNRA. Des habitats favorables à l'alimentation des familles ont également été inclus dans ces parcours. À partir du 27 juin 2022, quatre parcours n'ayant enregistré aucun contact ont cependant été abandonnés. Chaque parcours a été prospecté 3 fois par semaine par 4 observateurs, soit au lever du soleil soit à partir de 18h. Le moment de prospection (soir ou matin) était inversé pour tous les circuits entre chaque passage pour limiter les biais temporels. Ces plages horaires ont été choisies afin de maximiser la détection des familles (Colwell et al., 2020).

Durant la totalité du protocole de suivi, chaque

observation d'un Courlis cendré était horodatée et géolocalisée à l'aide d'une tablette sur Qfield. Le comportement de l'individu était également consigné afin d'y associer un code atlas et donc de définir le statut de reproduction : possible, probable ou certain. La détection des poussins de manière directe (visuelle ou auditive) étant très faible, leur localisation est particulièrement difficile. Leur suivi a donc été réalisé principalement par l'interprétation des comportements de surveillance des adultes (De Jong et al., 2021).

Données et analyse

L'analyse de la phénologie de l'espèce, ainsi que l'estimation du nombre de couples reproducteurs dans les monts d'Arrée en 2022, ont été obtenus d'après l'ensemble des données disponibles, et ne sont pas uniquement issus du protocole de suivi. En effet, une base de données provenant de la plateforme participative Faune Bretagne (source : Bretagne Vivante), et des données issues de la balise GPS d'un individu mâle équipé pendant la saison ont été utilisées (Source : université de la Rochelle). La base de données de Faune Bretagne totalise 550 observations enregistrées au sein de la zone d'étude, entre le 17 mars et le 16 juillet 2022, par des naturalistes professionnels et amateurs. Combinées aux données issues du protocole, elles ont permis de définir des sites de nidification cohérents (SNC). Ces sites ont été définis comme les zones comptabilisant un minimum de 25 observations ou dans lesquelles un nid avait pu être localisé grâce à un drone équipé d'une caméra thermique (source : Université de la Rochelle).

Le statut de reproduction de chaque SNC (possible, probable, certain) a ensuite été évalué selon les codes atlas maximums enregistrés dans la zone permettant ainsi une estimation du nombre de couples.

La phénologie de la reproduction globale a été analysée en croisant les codes atlas et les dates pour toutes les observations. Une analyse plus fine a été menée pour les couples dont le statut de reproduction était certain.

4.4 PARTIE 3 : Évaluation de la pression de prédation sur les nids

4.4.1 Protocole

Afin d'évaluer une éventuelle pression de prédation sur les nids de courlis cendré, un protocole de piégeage photographique et de nids factices a été mis en place. Les faux nids composés de 4 œufs de poule ont été placés dans les différents SNC, mais aussi dans des zones qui pourraient être favorables à l'espèce, mais où elle est absente (4 nids dans les SNC et 4 nids dans les zones d'absence).

Ces faux-nids ont été placés à proximité d'un piquet de bois sur lequel un piège photographique Bushnell est fixé. Le nid abandonné avec 2 œufs du SNC de Ty Roz et celui de Botcador abandonné sans œuf ont également été équipés (œufs de poule rajoutés dans le nid de Botcador).

Pour ce protocole, 2 pièges photographiques étaient disponibles, les 10 nids n'ont donc pas pu être équipés simultanément, mais une rotation a été effectuée. Les nids ont été prospectés tous les 5 jours du 5 mai au 5 juin 2022. Si des œufs sont prédatés ou ont disparu, ils sont remplacés à chaque passage. Ce protocole préliminaire n'a pas vocation à servir de support pour une analyse détaillée. Les données

récoltées servent à identifier une tendance de la pression de prédation (nombre de nids et d'œufs prédatés) et les éventuels prédateurs présents sur la zone d'étude (piège photographique).

4.5 Matériel et main d'œuvre

Suivi :

- ▶ 2 Tablettes GPS ;
- ▶ 2 télémètres laser ou jumelles télémètres intégrés ;
- ▶ 2 Jumelles ;
- ▶ 1 technicien.

Pression de prédation :

- ▶ Caméras ;
- ▶ Faux nids ;
- ▶ Œufs de poules ;
- ▶ 12 piles par caméra.

Caractérisation de la végétation :

- ▶ Décamètre ;
- ▶ Quadrat ;
- ▶ Bâton gradué tous les 5 cm.



Figure 13 : Bagueage d'un courlis mâle, site de Roz ar had.



Figure 14 : Nid factice et piège photographique.

CHAPITRE 5

RÉSULTATS

5. RÉSULTATS

5.1 PARTIE 1 : Modélisation de l'occupation du territoire

5.1.1 Description des données obtenues et tab data

L'espèce a été détectée 43 fois sur 25 sites (n=141) pour l'ensemble des 5 suivis. La probabilité d'occupation naïve (ψ) et la probabilité de détection (p) sont donc respectivement estimées à 0,18 et 0,31.

La corrélation entre les variables prédictives a été testée avant de construire les modèles. Toutes les variables relatives à la présence d'une certaine catégorie de classe de végétation (H1, R1, H2, mol1, mol2) et à leur surface (S10, S2, Smol1, Smol2) sont corrélées à plus de 0,9 et ne sont donc jamais utilisées dans le même modèle. Les autres variables testées ne sont pas corrélées au-dessus de 0,7 et peuvent donc être utilisées dans le même modèle.

5.1.2 Modélisation occupation constante : partie détection

23 modèles ont été créés afin de tester l'effet des différentes variables sur la probabilité de détection (tab. 8). Le meilleur modèle selon la méthode basée sur la valeur de l'AIC est celui qui intègre l'effet de la date (Modèle 1 : AIC=220,39, AICw=0,33).

La date (jour julien) à laquelle un site est prospecté à un effet significativement négatif sur la probabilité de détection (Table 9 : $p < 0,05$, CI ne chevauche pas le 0).

Le nombre de sites où l'espèce est détectée varie selon les suivis et donc la date. Des individus détectés à un site lors d'un suivi ne le sont pas forcément lors d'un autre suivi et inversement.

Les autres modèles ont un $\Delta AIC > 2$ (tab.8) et ne sont donc pas considérés comme assez robuste pour la suite de la modélisation. Il est cependant intéressant de vérifier les estimations pour certains de ces modèles dont les variables testées peuvent montrer un impact sur la probabilité de détection.

Dans le modèle 2, l'effet du suivi a été testé (effet des 5 différents suivis). La probabilité de détection est significativement négative au 5ème suivi, les individus sont moins détectés à cette période (tab.10).

L'effet de l'altitude a été testé dans le modèle 3 et impacte positivement la probabilité de détection. Les individus sont détectés à des altitudes plus élevées (tab.11).

Un dernier modèle a été construit pour tester l'effet de l'heure sur la probabilité de détection. Ce modèle n'a pas été inclus dans la liste des modèles sélectionnés selon l'AIC car les valeurs de la variable ne sont pas numériques (1^{ère}-2^{ème} partie de matinée M1-M2/1^{ère}-2^{ème} partie de soirée S1-S2). Les résultats présentés dans le tableau 12 montre que le moment de la journée n'a pas d'effet sur la détection de l'espèce.

5.1.3 Modélisation de l'occupation

La modélisation de la partie occupation est construite de la même manière que pour la partie détection. Le meilleur modèle (modèle 1) a été utilisé comme le modèle nul et les effets des variables relatives uniquement au site ont été testés (tab.13).

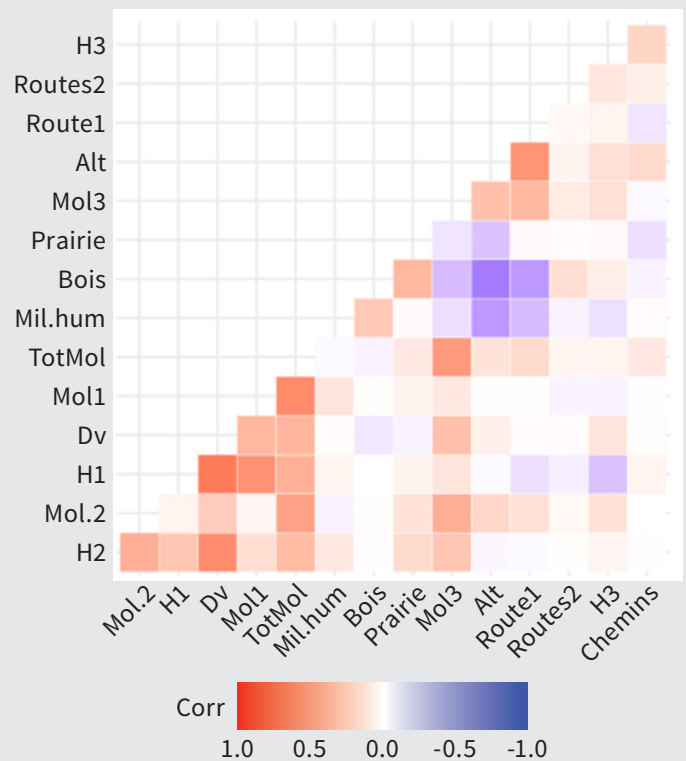


Figure 15 : Corrélation entre les différentes variables prédictives (n=29), les variables sont considérées corrélées à $r > 0.7$.

Modèles de détection	AIC	Δ AIC	AIC Weight	K
1. $p(date) \psi(.)$	220.39	0.00	0.33	3
2. $p(suivi) \psi(.)$	222.91	2.52	0.09	6
3. $p(altitude) \psi(.)$	223.00	2.61	0.09	3
4. $p(boisement) \psi(.)$	223.82	3.43	0.06	3
5. $p(mol3) \psi(.)$	223.99	3.60	0.06	3
6. $p(predateur) \psi(.)$	224.21	3.82	0.05	3
7. $p(CN) \psi(.)$	224.77	4.38	0.04	3
8. $p(route1) \psi(.)$	224.92	4.52	0.03	3
9. $p(rando) \psi(.)$	224.92	4.53	0.03	3
10. $p(surf1) \psi(.)$	224.96	4.57	0.03	3
11. $p(.) \psi(.)$	225.56	5.16	0.03	2
12. $p(observateur) \psi(.)$	225.93	5.54	0.02	3
13. $p(mil.humide) \psi(.)$	226.23	5.84	0.02	3
14. $p(vent) \psi(.)$	226.66	6.27	0.01	3
15. $p(mol2) \psi(.)$	226.68	6.29	0.01	3
16. $p(mol1) \psi(.)$	226.86	6.47	0.01	3
17. $p(chemin) \psi(.)$	227.14	6.75	0.01	3
18. $p(pluviométrie) \psi(.)$	227.23	6.84	0.01	3
19. $p(route2) \psi(.)$	227.37	6.98	0.01	3
20. $p(prairie) \psi(.)$	227.45	7.06	0.01	3
21. $p(heure) \psi(.)$	227.53	7.14	0.01	3
22. $p(visibilité) \psi(.)$	227.63	7.24	0.01	3
23. $p(surf2) \psi(.)$	227.67	7.28	0.01	3

Tableau 8 : Liste des modèles classés selon leur AIC. Le Δ AIC correspond à la différence entre la valeur de l'AIC de chaque modèle et le modèle ayant l'AIC le plus bas, l'AICweight est le poids de chaque modèle selon son AIC et K est le nombre de paramètres intégrés dans le modèle.

	Estimations	SE	CI	p
Intercept α	-0.697	0.262	-1.2/-0.18	0.00777
Date	-0.583	0.226	-1.02/-0.14	0.00982

Tableau 9 : Estimations ; SE : erreur standard ; CI : intervalle de confiance ; p : p-value de la probabilité de détection pour le modèle incluant l'effet de la date (modèle 1). Les résultats statistiquement significatifs sont en gras ($p < 0.05$).

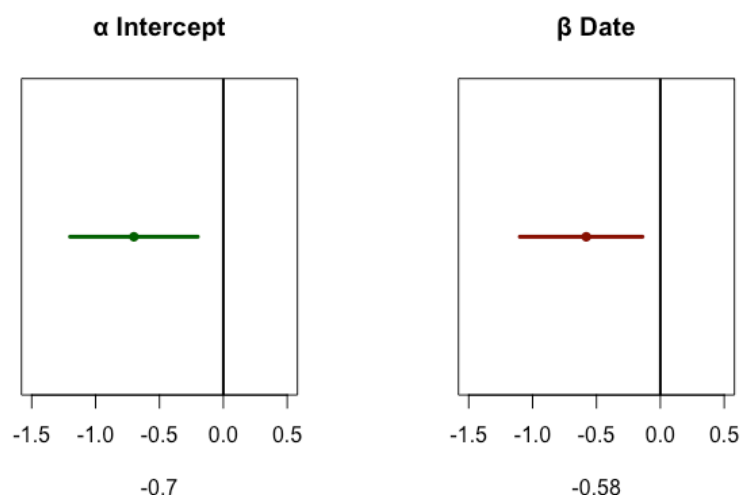


Figure 16 : Estimations de l'intercept α et du coefficient β Date du modèle 1 et de leur intervalle de confiance à 95%. Les estimations dont le CI ne chevauche pas zéro sont significatifs.

	Estimations	SE	CI	p
Suivi 1	0.0766	0.475	-0.85/1	0.87177
Suivi 2	-0.3799	0.619	-1.6/0.83	0.53941
Suivi 3	-0.3799	0.619	-1.6/0.83	0.53941
Suivi 4	-1.0054	0.652	-2.3/0.27	0.12324
Suivi 5	-2.3378	0.866	-4./-0.64	0.00691

Tableau 10 : Estimations ; SE : erreur standard ; CI : intervalle de confiance ; p : p-value de la probabilité de détection pour le modèle incluant l'effet du suivi (modèle 2). Les résultats significatifs statistiquement sont en gras ($p < 0.05$).

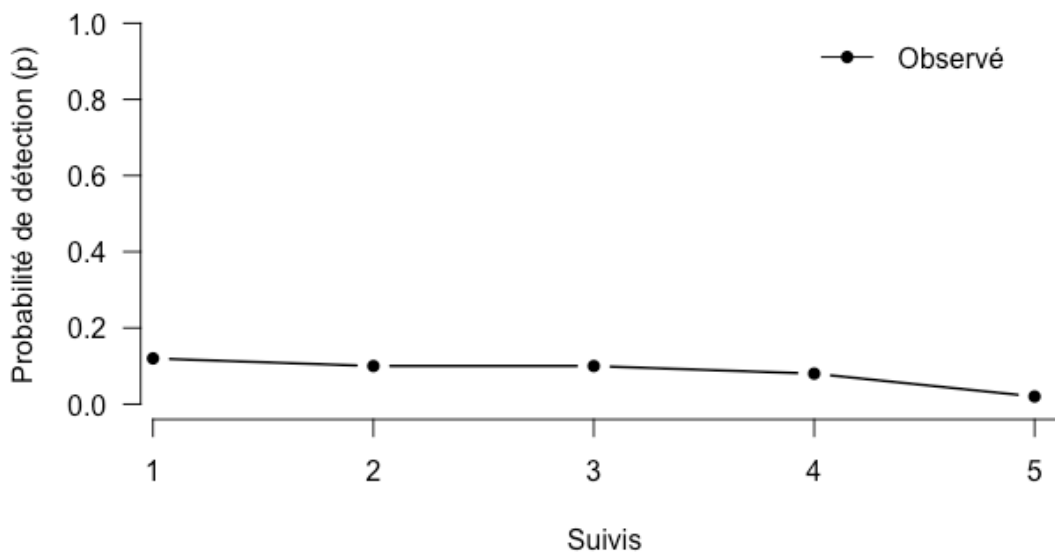


Figure 17 : Probabilité de détection selon le suivi.

	Estimations	SE	CI	p
Intercept α	-0.904	0.296	-1.48/-0.32	0.0023
Altitude	0.463	0.216	0.04/0.88	0.0317

Tableau 11 : Estimations ; SE : erreur standard ; CI : intervalle de confiance ; p : p-value de la probabilité de détection pour le modèle incluant l'effet de l'altitude (modèle 3). Les résultats significatifs statistiquement sont en gras ($p < 0.05$).

	Estimate	SE	CI	p
Intercept α	-10.2	161	-325/305	0.95
M1	24.2	310	-582/630	0.93
M2	11.8	161	-303/327	0.94
S1	22.6	224	-417/462	0.92
S2	23.3	398	-756/802	0.95

Tableau 12 : Estimations ; SE : erreur standard ; CI : intervalle de confiance ; p : p-value de la probabilité de détection pour le modèle incluant l'effet de l'heure de la journée. Les résultats significatifs statistiquement sont en gras ($p < 0.05$).

Le modèle le plus robuste sélectionné selon la méthode de l'AIC est le modèle 24 AIC=213,54 , AICw=0,36). Ce modèle prend en compte la surface de parcelles dont la hauteur de végétation est comprise entre 0 et 35 cm combinée à la présence de boisements dans le site. Les résultats sont présentés dans la table 14.

La surface des parcelles de hauteur de végétation basse (0-35cm) a un effet positif sur l'occupation réelle du Courlis cendré tandis que la présence de boisements à un impact négatif. La combinaison d'une surface minimum de végétation basse combinée à l'absence de boisements augmente donc la probabilité qu'un site soit occupé par l'espèce (fig.18). Les estimations pour ce modèle sont de 0,63 pour la probabilité d'occupation et de 0,35 pour la détection.

Le modèle 25 peut aussi être considéré comme robuste (tab.14 : $\Delta AIC < 2$). Une surface de prairies (pâturées et fauchées) trop importante par rapport à la surface de landes à un effet négatif sur la présence du Courlis cendré (tab. 15). Les individus sélectionnent des sites où l'habitat majoritaire est

composé de landes mésophiles.

Tous les autres modèles ont un $\Delta AIC > 2$, mais il reste encore une fois intéressant de vérifier la significativité des effets de certaines variables sur les estimations de probabilité d'occupation.

Par exemple, la diversité du milieu (présence de hauteur de végétation basse H1 : 0-35cm, moyenne H2 : 36-50cm et haute H3 : > 50cm) augmente significativement la probabilité d'occupation (tab.16). Les sites présentant une hauteur de végétation hétérogène, associée à des surfaces minimums de végétation basse seraient donc plus propice à l'espèce.

D'autres variables comme la surface de parcelles de végétation basse ayant un recouvrement en molinie supérieur à 75% ou la présence de routes principales et secondaires au sein d'un site ont également un effet sur la probabilité d'occupation ($p < 0.05$) mais leur intervalle de confiance chevauche zéro. Les valeurs n'étant pas centrées sur 0, on peut tout de même conclure à un effet intermédiaire de ces variables sur la probabilité d'occupation (tab.16).

	Modèles d'occupation	AIC	ΔAIC	AIC Weight	K
24.	<i>p(date) ψ(surf1+boisement)</i>	213.54	0.00	0.36	5
25.	<i>p(date) ψ(prairie)</i>	214.32	0.79	0.60	4
26.	<i>p(date) ψ(boisement)</i>	216.49	2.96	0.68	4
27.	<i>p(date) ψ(surf1)</i>	216.98	3.44	0.74	4
28.	<i>p(date) ψ(diversité.milieu)</i>	217.70	4.17	0.79	4
29.	<i>p(date) ψ(mol3)</i>	217.84	4.30	0.83	4
30.	<i>p(date) ψ(H3)</i>	217.90	4.36	0.87	4
31.	<i>p(date) ψ(route1)</i>	219.04	5.51	0.89	4
32.	<i>p(date) ψ(H1)</i>	219.43	5.90	0.91	4
33.	<i>p(date) ψ(tot.molinie)</i>	220.23	6.69	0.92	4
1.	<i>p(date) ψ(.)</i>	220.39	6.86	0.93	3
34.	<i>p(date) ψ(surfmolinie1)</i>	220.45	6.91	0.95	4
35.	<i>p(date) ψ(altitude)</i>	220.77	7.23	0.96	4
36.	<i>p(date) ψ(mol2)</i>	220.90	7.36	0.96	4
37.	<i>p(date) ψ(chemin)</i>	221.87	8.34	0.97	4
38.	<i>p(date) ψ(mol1)</i>	221.87	8.34	0.98	4
39.	<i>p(date) ψ(route2)</i>	221.90	8.36	0.98	4
40.	<i>p(date) ψ(surfmolinie2)</i>	222.11	8.57	0.99	4
41.	<i>p(date) ψ(H2)</i>	222.40	8.86	0.99	4
42.	<i>p(date) ψ(surf2)</i>	222.47	8.93	0.99	4
43.	<i>p(date) ψ(mil.humide)</i>	222.56	9.02	1.00	4
44.	<i>p(date) ψ(ratio1)</i>	224.21	10.67	1.00	3

Tableau 13 : Liste des modèles classés selon leur AIC. Le ΔAIC correspond à la différence entre la valeur de l'AIC de chaque modèle et le modèle ayant l'AIC le plus bas, l'AICweight est le poids de chaque modèle selon son AIC et K est le nombre de paramètres intégrés dans le modèle.

	Estimations	SE	CI	p
Intercept α	-0.460	0.472	-1.38/0.46	0.3299
Surface1	0.571	0.262	0.05/1.08	0.0291
Boisement	-1.404	0.590	-2.56/-0.24	0.0174

Tableau 14 : Estimations ; SE : erreur standard ; CI : intervalle de confiance ; p : p-value de la probabilité d'occupation pour le modèle 24. Les résultats statistiquement significatifs sont en gras ($p < 0.05$).

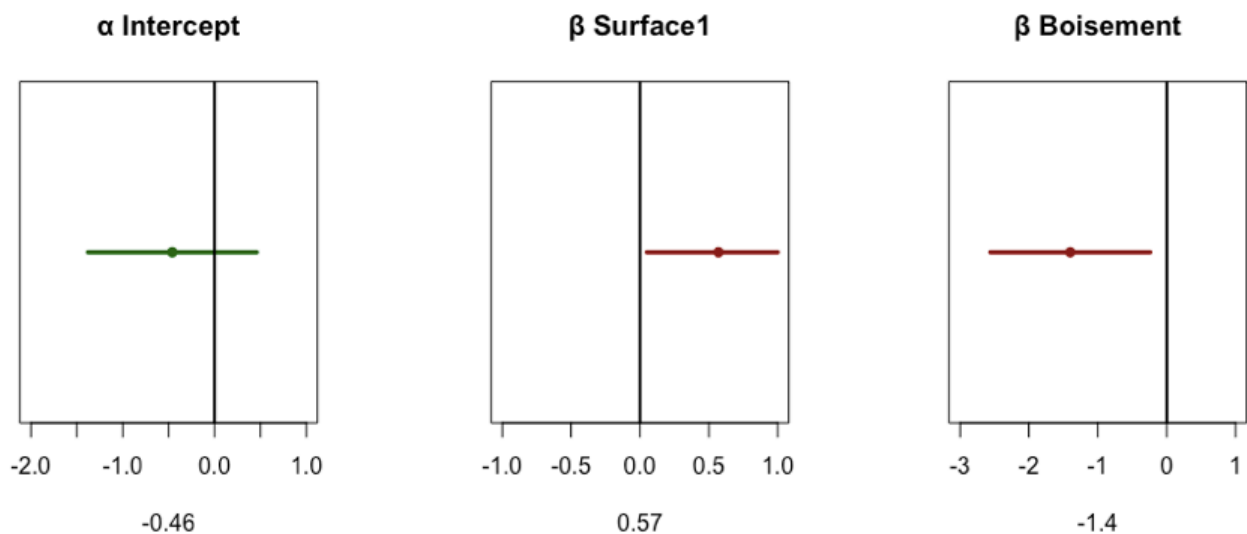


Figure 18 : Estimations de l'intercept α , du coefficient β Surface1 et β Boisement du modèle 24 et de leur intervalle de confiance à 95%. Les estimations dont le CI ne chevauche pas zéro sont significatifs.

	Estimations	SE	CI	p
Intercept α	-0.148	0.49	-1.1/0.8	0.7623
Prairie	-1.675	0.59	-2.4/-0.5	0.0045

Tableau 15 : Estimations ; SE : erreur standard ; CI : intervalle de confiance ; p : p-value de la probabilité d'occupation pour le modèle 25. Les résultats statistiquement significatifs sont en gras ($p < 0.05$).

	Estimations	SE	CI	p
Div. Milieu	1.18	0.542	0.11/2.24	2.96e-02
SurfMol1	0.33	0.232	-0.12/0.78	1.55e-01
Routes	1.12	0.590	-0.03/2.27	5.75e-02

Tableau 16 : Estimations ; SE : erreur standard ; CI : intervalle de confiance ; p : p-value de la probabilité d'occupation pour les modèles intégrant la diversité du milieu, la molinie et la route. Les résultats statistiquement significatifs sont en gras



5.2 PARTIE 2 : Phénologie de la reproduction et estimation du nombre de couples

5.2.1 Nombre de couples

Les estimations du nombre de couples sont à prendre avec précaution. La présence de nombreux individus, ne pouvant pas être identifiés individuellement (absence de baguage), ne permet pas de façon certaine d'associer un individu à un couple. De plus, les oiseaux étant mobiles sur une zone géographique restreinte, le dénombrement des couples pourrait être surestimé.

Au total, le nombre de 13 couples a été retenu pour la saison 2022, répartis sur 10 sites de nidifications cohérents (SNC) (fig.20). 6 de ces couples sont considérés comme nicheurs certains, c'est à dire qu'une reproduction ou une tentative avérée a été relevée (nids ou pulli repérés) et 7 sont considérés comme nicheurs probables.

Des nids ont été repérés pour 4 couples, et des pulli ont été repérés (contact visuel ou auditif) pour 5 couples de nicheurs certains. Un jeune volant n'a été observé que pour la famille de Roz ar Had. Pour le couple de nicheur certain du SNC de Botcador, la tentative de reproduction a échoué. La femelle a été prise en photo en train de couvrir le 20 avril 2022 (drone de l'équipe de la Rochelle), mais le nid a été retrouvé vide le 5 mai 2022.

5.2.2 Phénologie de la reproduction

Phénologie globale

Pour la saison 2022 dans les Monts d'Arrée, la période de présence de l'espèce s'est étalée du 17 mars 2022

au 16 juillet 2022. Le cantonnement de l'espèce, qui correspond à l'arrivée des individus, le choix du site de nidification et les parades nuptiales, a duré jusqu'à mi-mai. Les pontes se sont déroulées entre mi-avril et mi-mai et les éclosions ont eu lieu entre mi-mai et mi-juin. Le dernier individu a quitté les monts d'Arrée le 16 juillet 2022.

Phénologie pour chaque couple de nicheur certain

SNC de Trévezel

Le couple présent sur le SNC de Trévezel a été observé à partir du 24 mars 2022. Le 1er juin 2022, le nid est localisé avec 3 œufs et le 5 juin, 3 pulli sont détectés. L'éclosion des œufs étant semi-synchrone, il faut 2 à 5 jours pour que la nichée soit complète (De Jong et al., 2021) ce qui coïncide avec une éclosion entre le 2 et le 4 juin 2022.

En prenant en compte une durée d'incubation de 28 jours et le délai de 3-5 jours pour obtenir une ponte complète de 3 œufs (les œufs sont pondus 1 par 1 avec un délai de 1-2 jours entre chaque), la ponte aurait commencé entre le 1er et le 3 mai 2022 (De Jong et al., 2021). Le nid est trouvé abandonné avec les 3 œufs éclos le 7 juin 2022 indiquant que la famille s'est déplacée.

Une des prairies fréquentées pour l'alimentation est fauchée le 13 juin et un seul poussin a pu être détecté par la suite. Le 15 juin, le foin est ramassé dans cette parcelle où la famille est toujours présente avec le jeune le jour même. Après le 15 juin, plus aucun poussin n'a été détecté mais les adultes ont continué de montrer des comportements d'alarme et sont restés sur le site jusqu'au 23 juin.

	Période générale	Dates extrêmes
Arrivée sur les sites	Jusqu'à mi-avril	17 mars- 13 avril
Parades	Fin mars- mi mai	28 mars- 17 mai
Ponte	Mi avril- mi mai	20 avril- 13 mai
Incubation (données littérature)	28 jours	
Eclosion	Mi mai- mi juin	23 mai- 11 juin
Capacité de vol des jeunes (données littérature)	35 jours	
Départ de la migration vers les quartiers d'hiver	Derniers à la mi juillet	15 juillet

Figure 19 : Phénologie globale de la reproduction 2022.

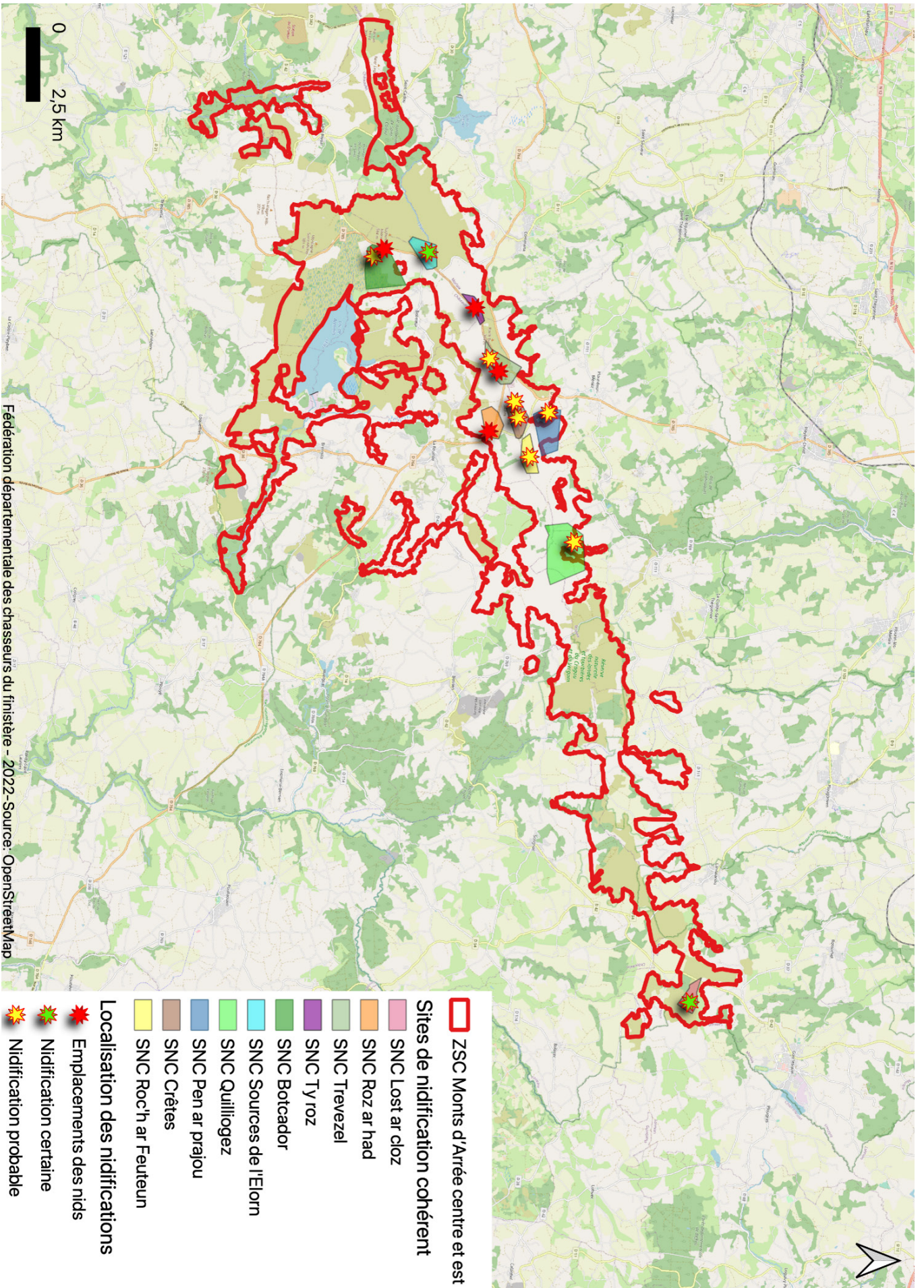


Figure 20 : Carte de localisation des SNC et des couples nicheurs en 2022.

SNC de Ty Roz

Concernant le couple du SNC de Ty Roz, la première observation a eu lieu le 24 mars 2022. Un premier passage du drone équipé d'une caméra thermique le 20 avril permet de localiser un nid avec 2 œufs. Lors du 2ème passage le 5 mai, le nid semble abandonné avec les 2 œufs toujours présents, ce qui est confirmé par l'inspection des œufs par l'équipe de la Rochelle (œufs froids).

Le couple est cependant toujours présent sur le site et une forte alarme suggère la présence d'une ponte de remplacement. Le 24 mai la femelle est entendue piaffer, comportement pouvant indiquer la présence de poussins et le 10 juin une détection auditive des pulli au niveau d'une lande haute confirme cette présence. Ce couple étant le seul pour lequel les pulli n'ont pas été détectés visuellement, il est difficile d'estimer la date de la ponte de remplacement. La famille n'a plus été contacté (contact visuel ou auditif) après cette date.



Figure 21 : Nid de Courlis cendré après éclosion, site de Trévél sud, 3 œufs.



Figure 22 : Poussins de Courlis cendrée, site de Roz ar had, 15 juin 2022.



Figure 23 : Nid de Courlis cendré après éclosion, site de Roz ar had, 3 œufs

SNC des Sources de l'Elorn

Les premières détections du couple du SNC des sources de l'Elorn datent du 24 mars 2022.

Le 8 juin, les pulli sont déteints par contact auditif et le 10 juin un contact visuel confirme la présence de 3 pulli dans une prairie, sans que le nid ne soit déteint à proximité. Une fois tous les œufs éclos, les pulli quittent le nid en quelques heures et perdent leur dent d'œuf en 1 à 2 jours (De Jong et al., 2021). L'absence de dent d'œuf sur les 3 poussins observés le 10 juin suggère un début d'éclosion aux alentours du 6-7 juin et une ponte le 8 mai. Le 14 juin, aucun contact visuel n'est établi mais une alarme lointaine suggère que la famille s'est déplacée. La famille n'a pas été recontacté après le 14 juin.

SNC de Lost ar Cloz

le SNC de Lost ar Cloz, la première détection a eu lieu le 22 mars 2022. Le 11 juin, 2 pullis sont déteints visuellement et indiquent une éclosion le jour même. En se basant toujours sur un délai de 28 jours, le début d'incubation pourrait avoir commencé aux alentours du 13-14 mai. La date de ponte tardive ainsi que la présence de 2 œufs uniquement pourraient suggérer une ponte de remplacement (De Jong et al., 2021). La famille n'a plus été déteintée après le 5 juillet SNC



Figure 24 : Poussins de Courlis cendré, site de l'Elorn

de Roz ar Had

Sur le SNC de Roz ar Had, la première détection a eu lieu le 30 mars. Le 21 avril, la femelle est repérée grâce au drone à caméra thermique en train de se coucher dans la lande mais aucun nid n'est localisé. Le 23 mai, 3 poussins ayant éclos le jour même sont détectés. Le comportement de la femelle le 21 avril suggère un début de ponte à cette date confirmant une période d'incubation de 28 jours et en prenant en compte l'intervalle de temps entre chaque œuf.

Le site de Roz ar had est le seul où un jeune a pu être détecté jusqu'au stade supposé volant le 5 juillet. La femelle du couple n'a plus été observé après le 27 juin sur le site. Les observations, ainsi que les données GPS du mâle, indiquent que le mâle a quitté les monts d'Arrée le 15 juillet 2022, après une période d'élevage des jeunes de 52 jours.

5.3 PARTIE 3 : Évaluation de la pression de prédation sur les nids

5.4.1 Description

Le 5 mai 2022, 4 œufs ont été placés dans les 8 faux nids ainsi que dans le nid de Botcador. Un piège photographique a été placé au nid de Ty Roz et un autre au nid factice des sources de l'Elorn. Lors de la première prospection le 10 mai, les œufs sont présents dans tous les nids et ne présentent aucune trace de prédation. Les pièges photographiques sont placés au faux nid de Quilliogez et de Toul ar Broch'ed. Le 14 mai, les œufs de tous les nids sont intacts. Les nids de Botcador et du Grang Huguen sont équipés des caméras. Le 20 mai, les 4 œufs de Roc'h ar Feunteun ont disparus. Les œufs sont remplacés et le piège photo est placé à ce nid. La caméra de Botcador reste en place. Le 25 mai, aucun des œufs n'a disparu, les pièges photos sont fixés aux nids factices de Lost ar Cloz et Forc'han. Lors du passage du 31 mai, seuls les œufs de Roc'h ar Feunteun ont de nouveau disparus. Les œufs sont de nouveau remplacés et un piège photographique est replacé au nid. Le faux nid de Bodennec est également équipé d'une caméra. Lors du dernier passage le 05 juin, les œufs de tous les nids sont présents et intacts.

En résumé, seul le faux-nid du SNC de Roc'h ar Feunteun a subi de la prédation à 2 reprises lors de ce suivi mais les prédateurs n'ont pas pu être identifiés puisque les pièges photographiques n'étaient pas en

place à ces moments-là.

Aucune trace de coquilles ou d'œufs n'ont été trouvés à proximité. Concernant le nid abandonné de Ty Roz, les 2 œufs de courlis sont restés intacts bien après la fin du protocole.

Les œufs ont été laissés en place à la fin du suivi et un des œufs du nid factice de Quilliogez a été retrouvé le 15 juin avec des traces de prédation et à 200m de son emplacement initial.



Figure 25 : Prédation sur faux-nids, site de Quilliogez.

	05 mai	10 mai	14 mai	20 mai	25 mai	31 mai	05 juin
Ty Roz	2	2	2	2	2	2	2
Botcador	4	4	4	4	4	4	4
Lost ar Cloz	4	4	4	4	4	4	4
Sources de l'Elorn	4	4	4	4	4	4	4
Roc'h ar Feunteun	4	4	4	0	4	0	4
Quilliogez	4	4	4	4	4	4	4
Grand Huguen	4	4	4	4	4	4	4
Forc'han	4	4	4	4	4	4	4
Toul ar Broch'ed	4	4	4	4	4	4	4
Bodennec	4	4	4	4	4	4	4

Figure 26 : Évolution du nombre d'œufs par nids factices en fonction des dates de prospection.





CHAPITRE 6

CHAPITRE 7

ENSEIGNEMENTS
ET
PRESCRIPTIONS

6. DISCUSSION

Les résultats donnent un aperçu du rôle relatif de certains facteurs à l'échelle du suivi et du site sur la détection et l'occupation du courlis cendré en période de reproduction.

6.1 Probabilité de détection

La probabilité de détection ($p=0,31$) est relativement faible, puisqu'à chaque visite la probabilité de détecter l'espèce, si elle est présente, n'est que de 1 sur 3. Pour certains sites l'espèce n'a été détectée qu'à partir du 3^{ème} suivi, et n'a jamais été détectée sur un site avec nidification certaine (SNC de Trévézel).

Cette faible détection est due en partie à la nature cryptique de l'espèce et à sa morphologie qui se fond dans le paysage. L'altitude pourrait augmenter la détection en offrant une vue plus dégagée et sans obstacles (30).

La date (jour julien) a également un impact sur la probabilité de détection. Néanmoins, les résultats sont à prendre avec précaution, car les différentes phases de la reproduction ne sont pas synchrones pour tous les couples. La phénologie de la reproduction des couples dépend de leur arrivée sur les sites, et s'étale dans le temps. Les individus arrivés en premier sont donc potentiellement détectés plus tôt (parade, chant, comportement territorial). Après la ponte, les couples se font très discrets pour éviter d'attirer l'attention des prédateurs sur les nids et sont donc moins détectés. A l'inverse, les individus arrivés plus tard ne sont pas détectés lors des premiers suivis, mais plus tard dans le mois (6).

La détection baisse significativement à partir du 5^{ème} suivi, effectué du 26 avril au 5 mai 2022, ce qui est cohérent avec la phénologie globale de la reproduction pour cette saison. En effet à partir du 26 avril, la plupart des couples ont entamé la phase d'incubation, ce qui rend la détection difficile pour tous les couples.

L'heure à laquelle le suivi est effectué n'a pas montré d'effet significatif. Cependant, 18 des 43 détections

ont eu lieu en première partie de matinée (du lever du soleil à 10h) et 10 en première partie de soirée (18h à 20h) ce qui est cohérent avec les périodes d'activité connues des oiseaux.

Pour la saison 2022, les individus ont été observés à partir du 17 mars jusqu'au 16 juillet, mais il est fort probable qu'ils aient été présents avant cette date. Le suivi des effectifs doit donc prendre en compte la phénologie de la reproduction et la biologie de l'espèce afin de maximiser la détection.

6.2 Facteurs influençant l'occupation

Les estimations de l'occupation ψ ont répondu positivement aux hauteurs de végétation, démontrées dans d'autres études comme étant un des facteurs essentiels à la nidification (27). En effet plus la surface de lande de hauteur basse (0-35cm) augmente au sein d'un site plus l'estimation de l'occupation est importante. L'hétérogénéité de la lande est également un facteur de choix pour les individus. Les courlis sélectionneraient préférentiellement un habitat de lande basse au sein d'une matrice de lande moyenne à haute pour la nidification.

Cette hypothèse semble être confirmée par les observations sur le terrain. Les 3 nids trouvés avec œufs ou coquilles, et celui de Botcador sans œufs, ont été installés dans des parcelles de hauteur entre 20 et 35cm. Ces parcelles se trouvaient toutes juxtaposées à des landes plus hautes. En effet, la faible hauteur de certaines parcelles offre une bonne couverture visuelle pour les adultes leur permettant par exemple de détecter plus rapidement d'éventuels prédateurs. Les talus qui séparent certaines parcelles facilitent la surveillance. Les activités et les déplacements des juvéniles ne doivent pas être entravés par une végétation excessive. Une hauteur de végétation moyenne permet aux poussins de se déplacer relativement facilement, sans être détecté par les prédateurs.

L'hétérogénéité structurelle de la hauteur de végétation pourrait donc profiter aux courlis en soutenant les activités de nidification et de couvain tout en leur offrant un compromis entre camouflage et visibilité.

Redmond et Jenni (1986) (29) ont observé que les courlis choisissaient des sites de nidification qui avaient été fauchés au cours de l'année précédente. Nous n'avons pas trouvé de relation entre le nombre d'années écoulées depuis la dernière fauche et la hauteur moyenne de la lande, à l'échelle d'une parcelle au cours de cette étude. La difficulté à connaître la date de fauche pour une parcelle, et l'hétérogénéité de la hauteur de végétation après celle-ci, rend difficile toute interprétation sur la relation entre fauche et occupation. Néanmoins, les nids ayant été installés dans des parcelles de plus de 20 cm, il se pourrait que les landes fauchées l'année précédente (moins de 20cm) ne soient pas favorable à la nidification. Il est possible qu'une végétation trop rase ne permette pas un camouflage suffisant pour les individus (10).

Selon le modèle sélectionné, la présence de boisement en plus de la surface de végétation basse affecterait la présence du courlis dans un site. En effet, l'occupation est plus faible pour les sites présentant des milieux fermés dans un rayon de 200m. Ces résultats sont cohérents avec les préférences

de l'espèce qui évitent généralement les bordures des boisements (34). Ces habitats induisent un effet frontière, qui réduit la visibilité et augmente la présence de prédateurs généralistes tels que le corbeau ou le renard. Dans une étude finlandaise, le taux de prédation sur les nids de courlis et les jeunes atteint 64% à proximité d'un milieu fermé contre seulement 5% en milieu ouvert (37). Ces résultats montrent l'importance du type et de la structure de végétation pour le succès reproducteur des individus. Dans les sites de présence, la lande représente plus de 80% de l'habitat. Lorsque le ratio diminue au profit d'autres habitats comme les prairies ou les surfaces agricoles, l'occupation tend à diminuer. Contrairement à ce qui pourrait être attendu, les milieux supposés riches pour l'alimentation comme les milieux humides et les prairies ne conditionnent pas le choix du site de nidification. Le suivi de la famille du SNC de Roz ar Had confirme cette hypothèse, car l'ensemble des phases de la reproduction a eu lieu dans la lande.

La surface de parcelle de végétation basse, dont le recouvrement en molinie dépasse 75%, favorise également l'occupation. Ce faciès étant typique de la lande mésophile jeune (maximum 4 ans après la



Figure 27 : Caractérisation des hauteurs de végétation sur le site de nidification.

fauche) (Bifolchi et al.), il semblerait que le Courlis cendré sélectionne ce type de lande en particulier. Lors des suivis, de nombreux adultes ont été observés s'alimentant sur ces landes. Comme évoquée plus tôt, la présence de prairie n'est pas indispensable, et les courlis pourraient sélectionner des sites où la lande mésophile prédomine, pouvant servir à la fois à la nidification et à l'alimentation. Cette hypothèse n'exclue pas la possibilité que les adultes quittent leur site de nidification pour rejoindre des prairies et des milieux humides pour s'alimenter.

Il semblerait donc que les landes humides, qui étaient occupées par le passé dans les Monts d'Arrée, et qui représentent un habitat important en période de reproduction pour d'autres populations comme celle de Grande-Bretagne, aient été totalement abandonnées. Faute d'entretien, ces landes ont connu une fermeture progressive entraînant leur déclin.

La présence de chemins, de routes et d'activités de loisir, qui sont des facteurs de dérangement pour l'espèce, ne semble pas influencer négativement l'occupation d'un site. L'espèce étant philopatricienne, les couples pourraient être fidèles à leur site de reproduction malgré l'altération des conditions et acquérir une tolérance élevée à ces facteurs.

D'autres sites dans les monts d'Arrée pourraient être favorables à l'espèce. Durant la saison 2022, l'espèce a été détectée dans 25 sites, mais seuls 10 SNC ont été retenus (signes de nidification probable et certains). Il est possible que les individus prospectent d'autres sites, mais qu'ils soient délaissés, car trop isolés, et que la faible population restante de courlis cendré se regroupe autour de quelques sites favorables (28). La répartition en agrégats des couples, sur une faible surface du territoire, semble soutenir cette hypothèse.

6.3 Facteurs impactant le succès de reproduction

Les effectifs de l'année 2022 dans les Monts d'Arrée font état de 13 couples seulement (6 certains et 7 probables), ce qui confirme le déclin global de

l'espèce sur le long terme. En revanche, il est difficile d'identifier une tendance claire sur les dernières années.

Les effectifs rapportés de 2021 sont de 19 couples probables ou certains, mais pourraient avoir été surestimés en raison d'un protocole non-standardisé. Il faudra donc attendre les prochains suivis pour obtenir une tendance claire de l'évolution des effectifs nicheurs dans les Monts d'Arrée.

L'étude de la phénologie de la reproduction a permis d'identifier certains facteurs de risques et de dérangements, à chaque phase, qui pourraient induire des échecs de reproduction. Les pontes sont déposées, en général, en avril, parfois dès fin mars (Allier, Normandie et Val de Saône). Les données d'éclosion tardive jusqu'à mi-juin, constatées lors du suivi correspondant à des pontes déposées jusqu'à mi-mai, ne sont pas exceptionnelles et indiquent souvent des pontes de remplacement, pouvant être consécutives à l'abandon voire à la destruction des nids.

L'abandon d'au moins une ponte (SNC de Ty Roz) pourrait suggérer un dérangement trop important sur les sites de nidifications. Pendant la période de reproduction, la réponse des courlis à l'intrusion humaine sur leur territoire varie selon le stade de nidification à laquelle elle intervient. Pendant la phase d'incubation, l'individu quitte le nid d'assez loin en marchant furtivement ou en s'envolant silencieusement. La répétition des dérangements peut alors entraîner l'abandon de la couvée ou un changement de site l'année suivante.

L'éloignement du couple, consécutif à une perturbation, laisse les nids vulnérables aux éventuels prédateurs (1). Cela se confirme par les observations lors du suivi, des individus ont été aperçus quittant le site, à la suite de passages de promeneurs et de chiens non tenus en laisse. Des témoignages rapportent la destruction d'au moins une couvée par des chiens les années précédentes.

Après l'éclosion, les adultes adoptent des comportements d'alarme à distance, la séparation prolongée des poussins de leurs parents pourrait donc faire augmenter le risque de prédation, en particulier dans les premiers jours qui suivent l'éclosion. En effet, les cris répétés lors des alarmes

seraient susceptibles de favoriser la localisation des poussins par les prédateurs.

Des dates d'éclosion tardive pour certains sites pourraient également indiquer des pontes de remplacement consécutives à l'abandon, voire à la destruction des nids. Lors du suivi, des individus ont été observés quittant le site à la suite du passage de promeneurs et de chiens non tenus en laisse. Des témoignages rapportent la destruction d'au moins une couvée par des chiens les années précédentes.

Le dérangement pourrait donc avoir un effet direct sur la production en induisant l'abandon des couvées et la désertion des sites de reproduction, mais également un effet indirect en faisant augmenter les risques de prédation durant les différentes phases de la reproduction du courlis.

De nombreuses études ont montré l'impact déterminant que pouvait avoir la prédation sur la productivité des limicoles nichant au sol. Une étude de contrôle des prédateurs conduite dans des landes d'altitude britanniques a montré que le contrôle du Renard *Vulpes vulpes* et de la Corneille *Corvus corone* triplait le succès de reproduction du Vanneau, du Pluvier doré et du Courlis cendré. Dans les parties du dispositif expérimental, où ce contrôle a eu lieu, les effectifs nicheurs de ces trois espèces ont augmenté (d'au moins 14 % par an), tandis qu'ils diminuaient (d'au moins 17 % par an) dans les autres (14).

Le protocole exploratoire mis en place lors du suivi n'a pas montré d'effet de la prédation sur les nids, ce qui semble être confirmé par le nid abandonné de Ty Roz dont les 2 œufs n'ont pas été prédatés. La difficulté à localiser les nids dans la lande pourrait expliquer une faible pression sur les couvées dans les Monts d'Arrée.

La prédation étant considérée comme une cause majeure de la destruction des nids et de la mortalité des jeunes dans d'autres régions, il faut rester prudent dans l'interprétation de ces résultats, puisqu'ils ont été obtenus à partir d'un protocole non standardisé et a seule visée informative.

Sur les 6 couples nicheurs certains, 5 ont mené leur

reproduction jusqu' à l'éclosion, mais seul un jeune volant a pu être observé. Pour les autres familles, il n'est pas possible de savoir si les jeunes ont atteint le stade volant, ou s'il y a eu échec. Il est de ce fait difficile de calculer le taux de production pour la saison de reproduction. En tout état de cause, le faible succès reproducteur ne suffirait pas à assurer l'équilibre de la population.

Il est probable que la majorité des pertes intervienne pendant la période d'élevage des jeunes (30). En effet, la plupart des sites de présence sont traversés par des routes primaires et secondaires qui représentent un facteur de risque considérable après l'éclosion des poussins. Deux familles (Roz ar Had et Trévézel) ont été aperçues traversant à plusieurs reprises une route, augmentant les risques de mortalité des jeunes par collision.

La fauche précoce a également été identifiée comme un facteur pouvant augmenter la mortalité des jeunes. En effet, au moins 2 juvéniles ont disparu à la suite de la fauche d'une prairie (Trévézel).

L'abandon de la gestion des landes, qui a conduit à la fermeture du milieu, accentuée localement par l'enrésinement, a entraîné la perte des habitats de nidification favorable à l'espèce. Les nombreuses activités de loisirs pratiquées dans les Monts d'Arrée ont également entraîné une forte augmentation de la fréquentation dans les secteurs de nidification restants, susceptible d'affecter le succès reproducteur du Courlis cendré.

La combinaison de ces facteurs serait donc à l'origine de la faible occupation de l'espèce et du déclin de la population constatée dans les Monts d'Arrée.

7. CONCLUSION ET PRESCRIPTIONS

L'identification et la hiérarchisation des exigences clé, en matière d'habitat, qui influencent l'occupation des espèces dans le paysage, constituent une première étape essentielle pour guider les efforts de gestion à long terme. L'étude de l'occupation du territoire par le Courlis cendré a permis de mettre en évidence l'importance de la lande pour la reproduction et d'identifier les préférences de l'espèce au sein de cet habitat. Les individus sélectionnent de grandes étendues de landes mésophiles ouvertes, présentant une hétérogénéité de hauteur nécessaires à la nidification, l'élevage des jeunes, l'alimentation et le camouflage.

Il est donc essentiel d'assurer la pérennité des sites de nidification dans le temps. La gestion des landes peut être utilisée pour obtenir des habitats structurellement diversifiés pour cette espèce, ayant des préférences disparates au sein du même type d'habitat. Toutes les parcelles d'un site ne devront pas être fauchées la même année, afin de fournir une matrice de végétation à prédominance basse et moyenne (0-50cm) au sein d'une végétation plus haute (+ de 50cm). Le désenrésinement de certaines parcelles pourraient également être envisagé afin d'obtenir un effet d'ouverture recherché par le courlis.

La restauration et la reconversion de certaines landes, selon les préférences de l'espèce, pourraient être envisagé et permettraient de fournir de nouveaux sites de nidification potentielle.

Les landes à cibler devraient être de préférence étendues et interconnectées sur plusieurs dizaines d'hectares et se trouver à l'écart des milieux fermés (boisements, fourrés) et des axes routiers.

Néanmoins, cette étude montre que des sites favorables déjà existants ne sont pas occupés par l'espèce. Le déclin des effectifs ne serait donc pas dû uniquement à une insuffisance d'habitats favorables. Le faible succès reproducteur (1 seul jeune volant détecté) n'est pas suffisant pour maintenir la population à l'équilibre. La taille réduite de la population et sa localisation, éloignée des autres populations françaises, rend difficile l'immigration de nouveaux individus reproducteurs, et les jeunes revenant dans les Monts d'Arrée pourraient ne pas trouver de partenaire. Le peu de jeunes produits serait donc susceptible de rejoindre de nouvelles populations (2).

Des mesures visant à améliorer le succès reproducteur des individus devront donc être envisagées.

Dans le but de réduire la mortalité due aux travaux agricoles, les prairies se trouvant dans les sites de nidification ou à proximité immédiate feront l'objet d'un suivi particulier afin d'éviter la mortalité due aux travaux.

Les agriculteurs propriétaires pourraient être contactés afin de les informer de la présence de l'espèce, et de leur proposer la mise en place d'une MAEC Fauche tardive, lorsque c'est possible, après le 1^{er} juillet, voire le 15 juillet. Si la fauche intervient avant cette date, la pratique d'une fauche centrifuge pourrait être encouragée.

Dans le Val de Saône, des mesures agro-environnementales ont été mises en place à destination du Rôle des genêts. Ces mesures ont profité à d'autres espèces, dont le Courlis cendré. L'accroissement de la population nicheuse du Courlis cendré est dû en grande partie à l'incitation au retard des fauches jusqu'au 15 juillet.

Pour limiter le dérangement pendant la période de reproduction, des panneaux explicatifs seront affichés aux endroits les plus fréquentés, afin de sensibiliser les visiteurs aux bonnes pratiques, comme par exemple, rester sur les chemins balisés et ne pas laisser son chien divaguer dans la lande.

Complémentairement à ce qui vient d'être dit, le plan de gestion 2022-2027 du site de Ty Blaise propose, sur la base d'un état des lieux de l'état écologiques des milieux et des espèces, un programme opérationnel structuré en enjeux, objectifs et actions.

Au sein de ce programme, les opérations de suivi et de conservation du courlis cendré apparaissent :

- ▶ de façon directe (tab.17), au sein de 3 enjeux (1, 5 et 11), dont l'enjeu 11 dédié au Courlis cendré, 9 objectifs opérationnels du plan et 13 opérations
- ▶ de façon indirecte (tab.18), au sein d'un enjeu (1), 9 objectifs opérationnels et 20 opérations

Le suivi des effectifs, ainsi que la restauration de ses habitats privilégiés de lande, y prennent d'ores et déjà la plus grande place. Est également abordé l'intérêt de la prévention des dérangements, de la meilleure compréhension du fonctionnement des landes et la prévention des incendies.

OBJECTIF À LONG TERME	OBJECTIF OPÉRATIONNEL DU PLAN	OPERATIONS
ENJEUX 1 / LES LANDES À BRUYÈRES ET LEURS CORTÈGES TYPIQUES D'ESPÈCES FAUNISTIQUES, FLORISTIQUES ET BRYOLOGIQUES LANDICOLES		
1.1 Maintenir la présence pérenne de densités équilibrées de populations reproductrices d'espèces landicoles menacées ou remarquables. <i>Espèces ciblées : Courlis cendré, Busard Saint-Martin, Fauvette pitchou, Pipit farlouse, Linotte mélodieuse, Bruant jaune, Vipère péliade.</i>	1.1.1 Suivi concerté des territoires nuptiaux des oiseaux menacés	Participation aux opérations de recensement des populations nicheuses de Courlis cendré et Busards avec PNRA et Bretagne Vivante.
	1.1.2 Prévenir les dérangements	Surveillance des activités humaines durant la période de nidification et d'élevage des jeunes de Busards.
ENJEUX 5 / LES PRAIRES		
5.1 Restaurer les prairies	5.1.1 Recréer des prairies permanentes diversifiées.	Conversion des jachères faune sauvage en prairies permanentes diversifiées et riches en proies pour le Courlis cendré. Ouverture de clairières prairiales dans les saulaies de Ty Blaise.
	5.1.2 Mieux comprendre cet écosystème.	Évaluation de la contamination par le plomb des terrains de tir et du ruisseau du Nod. Évaluation du peuplement de lombrics.
ENJEUX 11 / LE COURLIS CENDRÉ		
11.1 Réobserver des couples nicheurs de courlis cendré sur les terrains de la FPHFS	11.1.1 Constaté la nidification du Courlis cendré.	Participation aux opérations de recensement des populations nicheuses de Courlis cendré et Busards avec Bretagne Vivante.
	11.1.2 Offrir chaque année des secteurs favorables à la nidification du Courlis cendré.	Entretien de landes basses favorables au Courlis en veillant à préserver des zones de reproduction des Busards et des secteurs favorables aux autres espèces landicoles (passereaux et reptiles). Fermeture des sentiers anarchiques proches des zones favorables à la nidification du Courlis.
	11.1.3 Réduire les perturbations potentielles du centre de formation et d'examen.	Réduction des impacts sonores du centre de formation et d'examen.
	11.1.4 Offrir des zones de nourrissage pour le Courlis.	Fermeture des drains sur les parcelles AE466 à AE469 en veillant à évaluer au préalable l'impact sur les populations de Crossope, Campagnol amphibie et batraciens. Conversion de jachères faune sauvage en prairies permanentes diversifiées riches en proies pour le Courlis cendré.
	11.1.5 Mieux comprendre les facteurs de réussite de la reproduction du Courlis cendré sur les Monts d'Arrée.	Étude comparée de la prédation sur le Courlis cendré en période de reproduction, de la densité et de l'occupation spatiale des prédateurs.

Tableau 17 : Récapitulatif des enjeux, objectifs et opérations concernant directement le suivi ou la conservation du Courlis cendré au sein du plan de gestion de Ty Blaise 2022-2027

OBJECTIF À LONG TERME	OBJECTIF OPÉRATIONNEL DU PLAN	OPERATIONS
ENJEUX 1 / LES LANDES À BRUYÈRES ET LEURS CORTÈGES TYPIQUES D'ESPÈCES FAUNISTIQUES, FLORISTIQUES ET BRYOLOGIQUES LANDICOLES		
1.2 empêcher la destruction, les dégradations de l'écosystème des landes par les usages anthropiques	1.2.1 Supprimer les dégradations liées aux stationnements anarchiques et leurs causes.	Fermeture de l'aire de stationnement anarchique sur les landes des parcelles AE470 et AE471. Proposition de créer des aires de stationnement près du bourg de SAINT-RIVOAL afin d'y reporter, a minima en période estivale, les véhicules de tourisme ou solution alternative. Surveillance des incivilités de stationnement et circulation motorisée et information aux agents de police.
	1.2.2 Réduire les surfaces dégradées par la circulation des personnes et des véhicules motorisés.	Installation négociée de panneaux d'interdiction de circulation d'engins motorisés sur les itinéraires de randonnée. Suppression des sentiers non ouverts au public dans Googlemap. Installation concertée de dispositifs expérimentaux de restauration des abords de sentier dégradés. Négociation pour l'installation et de la maintenance de toilettes sèches en périodes d'afflux touristiques sur l'aire de stationnement de la maison des artisans.
	1.2.3 Encadrer un pâturage soutenable des landes sans dégradations.	Suspension du pâturage bovin sur l'enclos de Ty Béron durant la période de restauration nécessaire. Concertation avec les partenaires et les éleveurs désireux de faire pâturer leurs troupeaux sur les landes.
	1.2.4 Prévenir les risques d'incendie estivaux.	Obtention de panneaux de prévention des risques incendie. Surveillance, effacement éventuel des foyers de feu "sauvages", contacter gendarmerie. Obtention de rappel de la réglementation dans les lieux de promotion touristique, dans les documents touristiques.
	1.2.5 Se former.	Participer aux sessions de l'association des gestionnaires des espaces naturels ; Participer aux sessions European Heathland Workshop.
1.3 Éliminer les espèces exogènes dont la dynamique est susceptible de modifier le fonctionnement écosystémique	Éliminer complètement la population de Cotoneaster himalayen et de Cyprés de Lawson et limiter celle du Laurier palme.	
	1.3.2 Supprimer ou réduire les plantations ou peuplements denses de pins et Suppression définitive de la plantation de pins Laricio sur la parcelle AE472 (Brasparts)	
1.4 mieux comprendre le fonctionnement des landes	Mieux connaître les déterminants abiotiques.	Recensement historique des incendies sur le site Cartographie fine des sols des landes pour connaître les potentialités dynamiques
	1.4.2 Mieux connaître des espèces clés de l'écosystème	Étude des champignons mycorhiziens éricoïdes des landes et les impacts du pâturage sur leur peuplement. Étude d'inventaire taxonomique des pollinisateurs des éricacées et de synthèse des connaissances sur les conditions d'un peuplement équilibré et sur les interactions avec les abeilles domestiques.

Tableau 18 : Récapitulatif des enjeux, objectifs et opérations concernant indirectement le suivi ou la conservation du Courlis cendré au sein du plan de gestion de Ty Blaise 2022-2027.





CHAPITRE 8

CHAPITRE 9

OUVERTURES ET CRITIQUES

-

ABSTRACT

8. OUVERTURES ET CRITIQUES

Il est fortement recommandé de poursuivre le suivi du Courlis cendré engagé autour du site de Ty Blaise et généraliser aux monts d'Arrée selon le même protocole. Les données récoltées pourront être intégrées dans la modélisation de l'occupation du territoire, permettant ainsi d'obtenir un modèle plus robuste.

Le suivi sur plusieurs saisons de reproduction permet également d'intégrer en plus de l'occupation et la détection, les paramètres de colonisation et d'extinction de l'espèce. C'est donc un modèle qui prend en compte la dynamique de population et permet d'évaluer la fidélité spatio-temporelle de l'espèce aux sites. L'impact de la gestion des landes et de la restauration de nouveaux sites pourront être évalués dans ce modèle.

Les estimations des effectifs en 2023 permettront d'obtenir une tendance actualisée de la population selon un protocole standardisé et répété dans le temps. L'effort du suivi devra être équivalent afin de pouvoir comparer les effectifs.

Le déclin des effectifs nicheurs étant dû, au moins en partie, au faible succès reproducteur de l'espèce dans les Monts d'Arrée, il est primordial, lors des prochains suivis, d'en identifier les causes possibles. Les facteurs avancés sont le dérangement, la prédation et les travaux agricoles. Le suivi de la pression de prédation sur les nids devra être reconduit avec un protocole implémenté. Les jeunes volants étant facilement localisables par les prédateurs, la mortalité due à la prédation devra également être évaluée. Un protocole permettant de quantifier la présence humaine pourrait également être envisagé. Concernant les travaux agricoles, l'accompagnement des agriculteurs et l'effet d'une fauche retardée sur le succès reproducteur devront être recherchés.

La pose d'une balise GPS sur un Courlis cendré durant la saison de reproduction 2022 pourrait fournir des informations utiles dans la détermination de son domaine vital et de ses déplacements post

reproduction. Il serait intéressant d'équiper d'autres oiseaux lors des prochains suivis afin de récolter de nouvelles informations sur l'espèce, notamment les lieux de dortoirs et d'hivernage des individus venant se reproduire dans les Monts d'Arrée. Le suivi GPS pourrait également communiquer des informations importantes sur la fidélité des individus, et plus particulièrement des jeunes, aux sites de reproduction et sur la mortalité des individus suivis (3 individus bagués identifiés en 2022).

Le suivi 2023 devra prendre en compte les incendies qui ont touché les Monts d'Arrée pendant l'été 2022, et modifié l'habitat d'au moins 3 SNC (Botcador, Le Yeun et Les sources de l'Elorn). L'évolution de la lande après ces événements, ainsi que la réponse des individus aux modifications de leur habitat, devra être évaluée. Le Courlis cendré montre une forte tolérance aux changements de son habitat et pourrait donc revenir sur les sites.

Afin de mieux appréhender la répartition des courlis cendrés nicheurs sur le territoire finistérien, il est également proposé d'envoyer une enquête "Nicheurs" de présence/absence à toutes les sociétés de chasse du Finistère. Cette enquête pourrait mettre en lumière des sites qui auraient pu être faussement écartés, du fait d'individus non-détectés lors des derniers suivis.

L'ensemble de ces données sont indispensables pour ajuster au mieux les mesures de gestion à l'avenir.

9. ABSTRACT

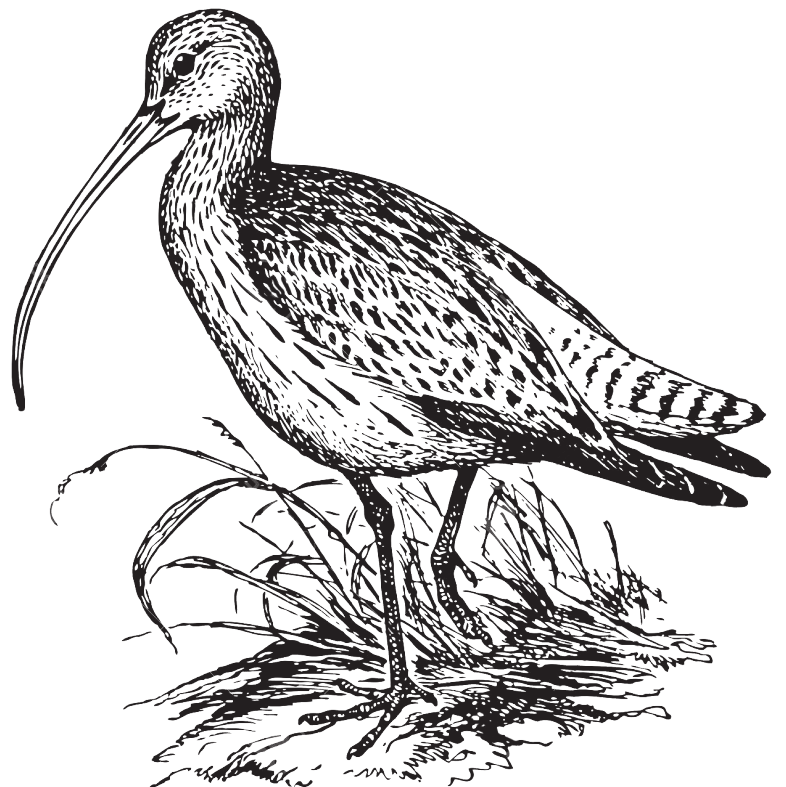
Le Courlis cendré (*Numenius arquata*) est une espèce dont le statut de conservation est jugé préoccupant. Le déclin de la population nicheuse résulte en partie de la perte et de la dégradation des habitats de reproduction. En Bretagne, la population n'est plus constituée que par le noyau des Monts d'Arrée dans le Finistère. Le site Natura 2000 des monts d'Arrée comprend l'un des plus grands complexes de landes de la région, fournissant un habitat de reproduction important pour les courlis.

Nous avons exploré les facteurs à l'échelle du site et du suivi pouvant influencer l'occupation (psi) et

la détection p lors de la saison de reproduction. La surface de végétation basse (0-35) disponible dans un site, et le boisement, sont les meilleurs facteurs prédictifs de l'occupation du courlis. L'occupation augmente avec la surface de végétation basse et diminue avec la présence de boisements. Les résultats indiquent que les courlis sélectionnent de grandes étendues de landes mésophiles hétérogènes présentant peu de milieux fermés.

Le maintien de l'espèce dans les Monts d'Arrée passe donc par la gestion des landes occupées par les individus nicheurs, la réouverture de landes enfrichées et le déboisement de certaines parcelles se trouvant dans les sites de nidification identifiés.

Le déclin de la population pourrait aussi être dû au faible succès reproducteur des individus. Sur les 13 couples nicheurs (probables et certains), détectés pendant la saison 2022, un seul jeune volant a pu être observé. L'impact des facteurs tels que la prédation et le dérangement anthropique (activités de loisirs, trafic routier, travaux agricoles) devront être explorés lors de prochains suivis. (14) (16) (7)



RÉFÉRENCES

- [1] Bargain, B., Gélinaud, G., Le Mao, P., and Maout, J. (1999). Les limicoles nicheurs de Bretagne. *Penn ar bed*, pages 171–172.
- [2] Berg, Å. (1994). Maintenance of populations and causes of population changes of curlews *numenius arquata* breeding on farmland. *Biological Conservation*, 67(3) : 233–238.
- [3] Berg, Å., Lindberg, T., and Källebrink, K. G. (1992). Hatching success of lapwings on farmland : differences between habitats and colonies of different sizes. *Journal of Animal Ecology*, pages 469–476.
- [4] [Bifolchi et al.] Bifolchi, A., Holder, E., Pasco, P.-Y., and Lieurade, A. Réserve naturelle régionale des landes et tourbières du Cragou et du Vergam.
- [5] Breiner, F. T., Nobis, M. P., Bergamini, A., and Guisan, A. (2018). Optimizing ensembles of small models for predicting the distribution of species with few occurrences. *Methods in Ecology and Evolution*, 9(4) : 802–808.
- [6] Brown, D., Wilson, J., Douglas, D., Thompson, P., Foster, S., McCulloch, N., Phillips, J., Stroud, D., Whitehead, S., Crockford, N., et al. (2015). The eurasian curlew—the most pressing bird conservation priority in the UK. *British Birds*, 108(11) : 660–668.
- [7] Broyer, J. and Roche, J. (1991). La population nicheuse de courlis cendré *Numenius arquata* du bassin de la Saône. *Alauda* (Dijon), 59(3) : 129–135.
- [8] Clements, N. D. (2014). Using Occupancy Models to Predict Grassland Bird Distributions in Southeastern Alberta. PhD thesis, Faculty of Graduate Studies and Research, University of Regina.
- [9] Colwell, M., Hilton, G., and Smart, M. (2020). Saving England's lowland eurasian curlews. *British Birds*, 113 : 279–292.
- [10] Cousens, R. (1996). Comparative growth of wheat, barley, and annual ryegrass (*Lolium rigidum*) in monoculture and mixture. *Australian Journal of Agricultural Research*, 47(3) : 449–464.
- [11] De Jong, A., Bocher, P., Brown, D., Franks, S., Gerritsen, G., Meyer, N., and Sviridova, T. (2021). International guidelines for monitoring breeding populations and levels of reproduction in the eurasian curlew *Numenius arquata*.
- [12] Del Hoyo, J., Elliott, A., and Sargatal, J. (1996). *Handbook of the birds of the world* (Barcelona : Lynx edicions).
- [13] Franks, S. E., Douglas, D. J., Gillings, S., and Pearce-Higgins, J. W. (2017a). Environmental correlates of breeding abundance and population change of eurasian curlew *numenius arquata* in Britain. *Bird Study*, 64(3):393–409.
- [14] Franks, S. E., Douglas, D. J., Gillings, S., and Pearce-Higgins, J. W. (2017b). Environmental correlates of breeding abundance and population change of eurasian curlew *numenius arquata* in Britain. *Bird Study*, 64(3):393–409.
- [15] Gerber, B. D., Mosher, B., Martin, D., Bailey, L., and Chambert, T. (2009). Occupancy models—single-species. Program MARK. À Gentle Introduction. doi, 10(00063659909477239).
- [16] Hudson, R., Tucker, G., and Fuller, R. (1994). Lapwing *vanellus vanellus* populations in relation to agricultural changes : a review. *The ecology, conservation of lapwings*, pages 1–33.
- [17] Jiguet, F., Duby, D., Bourgeois, A., Robin, F., Rousseau, P., Nijs, G., Fuchs, J., Lorrillière, R., and Bocher, P. (2021). Investigation into the illegal killing of a tagged eurasian curlew. *Forensic Science International : Animals and Environments*, 1:100005.
- [18] Jin, S., Yang, L., Danielson, P., Homer, C., Fry, J., and Xian, G. (2013). A comprehensive change detection method for updating the national land cover database to circa 2011. *Remote Sensing of Environment*, 132 : 159–175.
- [19] Ławicki, Ł. and Wylegała, P. (2011). Recent data on the declining breeding population of eurasian curlew *Numenius arquata* in western Poland. *Wader Study Group Bull*, 118 : 14–17.

-
- [20] MacKenzie, D. I. and Kendall, W. L. (2002). How should detection probability be incorporated into estimates of relative abundance ? *Ecology*, 83(9) : 2387–2393.
- [21] MacKenzie, D. I. and Nichols, J. D. (2004). Occupancy as a surrogate for abundance estimation. *Animal biodiversity and conservation*, 27(1) : 461–467.
- [22] MacKenzie, D. I., Nichols, J. D., Royle, J. A., Pollock, K. H., Bailey, L. L., and Hines, J. E. (2017). *Occupancy estimation and modeling : inferring patterns and dynamics of species occurrence*. Elsevier.
- [23] MacKenzie, D. I. and Royle, J. A. (2005a). Designing occupancy studies : general advice and allocating survey effort. *Journal of applied Ecology*, 42(6) : 1105–1114.
- [24] MacKenzie, D. I. and Royle, J. A. (2005b). Designing occupancy studies : general advice and allocating survey effort. *Journal of applied Ecology*, 42(6) : 1105–1114.
- [25] Monnat, J. and Guermeur, Y. (1980). *Histoire et géographie des oiseaux nicheurs de bretagne*. Clark, Ministère de l'Environnement et du Cadre de Vie, Direction de la Protection de la Nature, 240p.
- [26] Newton, I. (2004). The recent declines of farmland bird populations in Britain : an appraisal of causal factors and conservation actions. *Ibis*, 146(4) : 579–600.
- [27] Pampush, G. J. and Anthony, R. G. (1993). Nest success, habitat utilization and nest-site selection of long-billed curlews in the columbia basin, oregon. *The Condor*, 95(4) : 957–967.
- [28] Redmond, R. L. and Jenni, D. A. (1982). Natal philopatry and breeding area fidelity of long-billed curlews (*numenius americanus*) : patterns and evolutionary consequences. *Behavioral Ecology and Sociobiology*, 10(4) : 277–279.
- [29] Redmond, R. L. and Jenni, D. A. (1986). Population ecology of the longbilled curlew (*numenius americanus*) in western idaho. *The Auk*, 103(4) : 755– 767.
- [30] Saalfeld, S. T., Conway, W. C., Haukos, D. A., Rice, M., Jones, S. L., and Fellows, S. D. (2010). Multiscale habitat selection by long-billed curlews (*numenius americanus*) breeding in the united states. *Waterbirds*, 33(2) : 148–161.
- [31] Savchenko, A. and Karpova, N. (2006). Migration of curlew sandpipers *calidris ferruginea* in southern central siberia.
- [32] Snow, D. W., Gillmor, R., and Perrins, C. M. (1998). *The birds of the Western Palearctic : Non-passerines*. Oxford University Press.
- [33] Sollmann, R. (2018). A gentle introduction to camera-trap data analysis. *African Journal of Ecology*, 56(4) : 740–749.
- [34] Stadum, J., Warren, J. M., and Rotella, J. J. (2015). Breeding season occupancy of long-billed curlews and sandhill cranes in grazed habitats at red rock lakes national wildlife refuge, montana. *Intermountain Journal of Sciences*, 21 : 15–28.
- [35] Stanley, T. R. and Skagen, S. K. (2007). Estimating the breeding population of long-billed curlew in the united states. *The Journal of Wildlife Management*, 71(8) : 2556–2564.
- [36] Trolliet, B. (2003). Elements for a lapwing (*vanellus vanellus*) management plan. *Game & wildlife science*, 20(1-2) : 93–144.
- [37] Valkama, J. and Currie, D. (1999). Low productivity of curlews *numenius arquata* on farmland in southern finland: Causes and consequences. *Ornis Fennica*, 76(2):65–70.
- [38] Valkama, J., Currie, D., and Korpimäki, E. (1999). Differences in the intensity of nest predation in the curlew *numenius arquata*: A consequence of land use and predator densities ? *Ecoscience*, 6(4) : 497–504.



Suivi, étude et modélisation de l'occupation du territoire de la population nicheuse de Courlis cendrés (*Numenius arquata*) dans les Monts d'Arrée

FÉDÉRATION DÉPARTEMENTALE DES CHASSEURS DU FINISTÈRE

Siège QUIMPER

18 rue A.R.J. Turgot, C.I. Administrative Ty Nay, 29000 Quimper

Tél. 02 98 95 85 35

federation.chasseurs29@fdc29.com

www.fdc29.com

