
REINTRODUCTION DE LA GELINOTTE DES BOIS (*BONASA BONASIA*) DANS LES PYRENEES CATALANES

**ETUDE DE FAISABILITE A PARTIR DE CAPTURES REALISEES
DANS LE MASSIF ALPIN FRANÇAIS**





SUJET : Réintroduction de la gélinotte des bois (Bonasa bonasia) dans les Pyrénées catalanes. Etude de faisabilité à partir de captures réalisées dans le massif alpin français

Rapport d'étude commandé par l'Office National de la Chasse et de Faune Sauvage.

Réalisation : Marc Montadert

Le 15 décembre 2012.

TABLE DES MATIERES

| | |
|--|-----------|
| I - Contexte de l'étude | 2 |
| II – Etat de conservation, statut actuel et historique de la gélinotte des bois en Europe occidentale et en France | 3 |
| III – Ecologie générale de la gélinotte | 5 |
| III. 1 - Sélection de l'habitat..... | 5 |
| III. 2 - Dynamique des populations | 6 |
| <i>Un beau mâle de gélinotte à Auzet , photo : Roger Izoard</i> III. 3 - Statut génétique de la gélinotte des bois en France | 8 |
| III. 3 - Statut génétique de la gélinotte des bois en France | 9 |
| IV– Opportunité du projet de réintroduction | 10 |
| V – Faisabilité du projet de réintroduction | 13 |
| V. 1 – Expériences acquises dans la réintroduction des tétraonidés et de la gélinotte en particulier | 13 |
| V. 2 – Résultat d'un test préliminaire de translocation | 14 |
| V. 3 – Mise en œuvre technique des futurs lâchers..... | 17 |
| V. 3a - Choix de la technique et de la période de capture..... | 17 |
| V. 3b - Nombre d'individus à transférer | 18 |
| V. 3c - Choix des sites de captures..... | 19 |
| VI – Evaluation de l'impact démographique des prélèvements sur les populations sources | 25 |
| VI. 1 – Considérations générales sur l'analyse démographique des populations | 25 |
| VI. 2 - Construction du modèle démographique pour la gélinotte des bois..... | 27 |
| VI. 2a – Evaluation des paramètres de survie | 27 |
| VI. 2b – Evaluation des paramètres de reproduction | 28 |
| VI. 2c - Dispersion | 29 |
| VI. 2d - Modélisation de la variation | 30 |
| VI. 2e - Modélisation de l'effet du prélèvement. | 33 |
| VI. 3 – Résultats des simulations | 34 |
| VI. 3a - Modèle déterministe sans stochasticité..... | 34 |
| VI. 3b – Modèle stochastique sans densité-dépendance | 35 |
| VI. 3c – Modèle stochastique avec densité-dépendance : modèle 1 | 37 |
| VI. 3d – Modèle stochastique avec densité-dépendance : modèle exponentiel de la probabilité de recrutement des juvéniles. Modèle 2..... | 38 |
| VI. 3d – Modèle stochastique avec densité-dépendance : modèle polynomiale du 3ème degré de la probabilité de recrutement des juvéniles. Modèle 3. | 40 |
| VI. 3e – Discussion sur les effets du prélèvement selon les modèles employés..... | 41 |
| VI. 3f – Modèle stochastique avec densité-dépendance, cas du Vercors..... | 42 |
| VI. 4 – Conclusion générale sur l'impact des prélèvements sur les populations sources | 44 |
| VII – Propositions de suivi des populations sources | 45 |
| Références citées | 45 |
| Remerciements | 52 |

ETUDE DE FAISABILITE DU PRELEVEMENT DE GELINOTTES SAUVAGES DANS LE MASSIF ALPIN FRANÇAIS EN VUE DE LA REINTRODUCTION DE L'ESPECE DANS LES PYRENEES CATALANES.

I - Contexte de l'étude

La préservation de la biodiversité pyrénéenne est l'objectif de la Stratégie Pyrénéenne de Valorisation de la Biodiversité (SPVB) à l'initiative de l'Etat français et sous la gouvernance conjointe de l'Etat et du Comité de Massif des Pyrénées. Parmi les différents objectifs poursuivis par la SPVB, la restauration de la faune disparue est un des objectifs affirmé. Deux espèces sont particulièrement ciblées par ce projet : le bouquetin ibérique et la gélinotte des bois. Cette deuxième espèce fait l'objet depuis quelques années, d'une réflexion approfondie de la part de la Généralité de Catalogne et plus particulièrement du Conseil Général du Val d'Aran, qui désirerait réintroduire la gélinotte dans les Pyrénées catalanes d'où elle a disparu au début du 20^{ème} siècle. Parallèlement, entre 2008 et 2012, un projet franco-espagnol, le programme Gallipyr, «Réseau Pyrénéen des Galliformes de montagne» s'est développé afin d'harmoniser entre les états qui composent le massif pyrénéen (Espagne-France-Andorre), les méthodes de suivi et de gestion des trois espèces de Galliformes de montagne : Grand Tétras, Lagopède alpin et Perdrix grise. Ce programme a ainsi, assez logiquement, intégré un objectif complémentaire, l'étude de la faisabilité d'une réintroduction de la gélinotte dans les Pyrénées catalanes. Cette étude s'est concrétisée en automne 2011, par un test de lâcher de quelques gélinottes sauvages issues des Alpes françaises.

Le présent travail a pour objectif principal d'étudier la faisabilité technique et scientifique d'un prélèvement d'un certain nombre de gélinottes sauvages dans les Alpes françaises afin de les réintroduire dans le Val d'Aran (Pyrénées catalanes). Il développera les points suivants : l'état de conservation de la gélinotte, un rappel de sa biologie, le choix et les aspects techniques de la méthode de réintroduction, le nombre d'individus à capturer, la durée du projet et la définition des critères de faisabilité du prélèvement du point de vue biologique. Ce dernier point sera particulièrement traité dans le but d'évaluer les conséquences démographiques du prélèvement sur les populations donneuses.

Les questions afférentes aux justifications philosophiques, éthiques et économiques des programmes de réintroduction ne seront pas abordées. Les questions relatives au bien fondé biologique de cette réintroduction, notamment en référence aux critères d'acceptabilité de l'IUCN (IUCN 2009), seront rappelées rapidement, cet aspect ayant déjà été abordé dans un précédent rapport rédigé à l'initiative de la Catalogne (Petit Saludes 2009).

II – Etat de conservation, statut actuel et historique de la gélinotte des bois en Europe occidentale et en France

La gélinotte des bois est l'espèce de tétraonidés qui présente la plus vaste aire de distribution eurasiatique, de l'Europe de l'ouest au Japon. A l'échelle mondiale, son statut de conservation est classé en préoccupation mineure «*LC Least Concern*» du fait de la grande taille de sa population (plus de 30 millions d'individus en Russie) (IUCN 2012). Par contre, en Europe occidentale, plusieurs populations régionales sont en déclin depuis la fin du 19^{ème} siècle, avec une accélération du phénomène depuis les années 50. Certaines populations ont disparu récemment ou, sont sur le point de le faire (par exemple dans les Ardennes belges, au Luxembourg (moins de 60 individus dans ces deux pays) ou en Forêt Noire, Asch 2007, *unpubl. manuscript*).

En France, les enquêtes de présence à l'échelle communale révèlent deux tendances opposées depuis 1950 (Buffet & Dumont-Dayot 2011, Couturier 1964, Deloche & Magnani 2002, Magnani *et al.* 1991).

- Dans le Nord-Est du pays, les populations de basses altitudes sont en très fort déclin, à tel point que la gélinotte peut être considérée comme disparue de plaine à l'exception d'un noyau relique dans les Ardennes. Elle n'est régulière qu'au dessus de 1000 m d'altitude dans les Vosges et le Jura. Dans ces deux derniers massifs, la tendance des 10 dernières années semble assez différente, avec un déclin continu dans les Vosges et plutôt une augmentation dans le Jura.

- Dans le sud-est de la France, principalement les Alpes de Haute Provence, la gélinotte est en expansion géographique depuis les années 50-70 avec localement de très fortes densités (Montadert 2005, Montadert & Léonard 2006). Entre ces deux dynamiques opposées, la population qui occupe les Alpes du Nord, de la Haute-Savoie aux Hautes-Alpes, ne montre pas de changements importants de l'aire occupée.

De plus, la gélinotte existait aussi dans le Massif Central et les Pyrénées au début du 20^{ème} siècle d'où elle a pratiquement été éliminée par les intenses déboisements qu'ont subi ces deux régions au 18 et 19^{ème} siècle. Son statut actuel dans ces deux massifs reste toutefois incertain. Dans le Massif Central, elle était encore rarement signalée dans les années 30 et 40 (Berthet 1948) puis à nouveau de façon sporadique dans les années 70, 80 et 90, dans les départements de la Loire et du Puy-de-Dôme, notamment dans les monts du Forez et les Bois Noirs (Amblard 1992, Brugière 1988, Piechaud 1988). Quelques observations non confirmées ont encore été réalisées au cours des années 2000 en limite de la Haute Loire et de l'Ardèche, alors que l'espèce n'a pas été revue dans les Monts du Forez (C. Nappée, *com. pers.*)¹.

Dans les Pyrénées, des exemplaires conservés dans les musées et quelques citations dans la littérature font état d'une présence régulière jusqu'à la fin du 19^{ème} et le début du 20^{ème} (Berlic 1983). Par la suite, très peu de contacts fiables ont été obtenus, avant une recrudescence apparente des observations dans les années 80 et 90 (une dizaine de données (Catusse *et al.* 1992)). Depuis 2000, cependant, aucune observation validée n'a plus été reportée. Ainsi, il semble pratiquement certain que quelques gélinottes ont bien été présentes dans les Pyrénées à la fin du 20^{ème} siècle, mais l'origine de ces oiseaux pose question. Catusse (1992) privilégie l'hypothèse de la survivance d'une population relique passée inaperçue, plutôt que des lâchers clandestins (la 3^{ème} hypothèse d'une colonisation naturelle semblant d'emblée exclue du fait des faibles capacités de dispersion et de l'éloignement des populations les plus proches). De notre point de vue, la probabilité de survie pendant des dizaines d'années d'une population de gélinotte composée de quelques rares individus qui auraient un temps réussi à reconstituer une

¹ Dernière minute : une observation de gélinotte aurait été effectuée cet automne dans les monts du Forez.

petite population pour disparaître aussi rapidement, ne nous semble pas forcément plus vraisemblable que des personnes relâchant clandestinement quelques oiseaux en différents endroits de la chaîne. En effet, des élevages plus ou moins officiels existent (ou existaient) en France et ailleurs en Europe, ces éleveurs forment un réseau informel qui pourrait permettre d'obtenir sans trop de problèmes, quelques individus. Quoiqu'il en soit, à moins qu'un témoignage fiable vienne confirmer l'existence de lâchers clandestins, il est probable que nous ne saurons jamais le fin mot de cette histoire. De toute façon, l'absence de contacts récents, nous conduit à penser qu'un retour spontané de la gélinotte dans les Pyrénées est exclu sans un programme solide de réintroduction.

Pour conclure, l'état de conservation de la gélinotte en France et plus largement en Europe occidentale, est assez contrasté.

Il est nettement défavorable pour les populations de plaine et de moyenne montagne en dessous de 1000 m d'altitude. Les raisons classiquement avancées pour expliquer ce déclin évoquent une transformation défavorable des habitats, notamment en plaine par la conversion en futaie, des taillis feuillus à courte révolution qui constituaient autrefois son milieu de prédilection (Heim de Balsac 1935). En montagne, la transformation des futaies irrégulières mixtes en plantations mono-spécifique d'épicéas est aussi considérée comme une cause importante du déclin (voir le cas assez évident de la Forêt Noire (Lieser 1994)). Toutefois, cette explication ne peut rendre compte de l'ensemble du déclin qui a touché aussi des massifs ayant été peu concernés par cette artificialisation, comme certaines forêts jurassiennes entre 500 et 1000 m d'altitude où sa présence est devenue anecdotique à partir des années 80-90. Dans ces cas, d'autres facteurs non évalués sont probablement intervenus (augmentation de la prédation, changements climatiques ?).

A l'opposé de ce constat défavorable, la situation est nettement meilleure dans les Alpes du Sud où l'espèce est apparue dans les années 50-70 dans les Alpes de Haute Provence et où elle continue son expansion en direction des Alpes maritimes. Ce phénomène d'extension d'aire est aussi constaté dans les Alpes occidentales italiennes (De Franceschi 1994). Cette dynamique positive trouve son origine probable dans l'apparition de nouveaux milieux grâce aux reboisements spontanés de dizaines de milliers d'ha d'anciennes zones agricoles et pastorales. Ces boisements spontanés qui n'ont pas été exposés jusqu'à maintenant, à une sylviculture intensive, représentent actuellement des habitats optimaux. De plus, certains boisements artificiels de pins noirs issus des campagnes de reboisements du RTM², au début peu accueillants pour la gélinotte, sont actuellement en phase de transition vers des peuplements mixtes d'essences autochtones beaucoup plus favorables (cas du Haut Verdon, M. Montadert *obs. pers.*).

Ailleurs dans les Alpes du Nord, la distribution est globalement stable. Les investigations menées par l'Observatoire des Galliformes de Montagne depuis le milieu des années 2000 afin de mieux connaître le statut numérique des populations révèlent que l'espèce est régulière mais souvent à faible densité du fait de la prédominance de types de boisements peu accueillants (futaie adulte régularisée). Par contre, quand les conditions stationnelles permettent l'implantation de boisements favorables, les densités apparaissent élevées (Montadert 2007, Montadert 2010, Montadert *et al.* 2007).

Ainsi en France, la gélinotte présente une histoire complexe fortement influencée à long et à court terme, par l'emprise humaine sur l'espace boisé. Bien que localement menacée, elle semble malgré tout encore capable, quand les conditions sont (ou deviennent) favorables, d'établir d'importantes populations démographiquement saines ayant une forte probabilité de survie à long terme.

² RTM : restauration des terrains de montagne

III – Ecologie générale de la gélinotte

III. 1 - Sélection de l'habitat

La gélinotte des bois est une espèce exclusivement forestière qui ne quitte qu'exceptionnellement le couvert des arbres. Les formations végétales semi-ouvertes comme les landes arborées ou les tourbières ne sont fréquentées qu'en bordure au contact avec le boisement fermé. Toutefois, tant que le couvert est suffisant, elle peut occuper une grande variété de boisements feuillus comme résineux et ce, quel que soit l'exposition, l'altitude ou le degré d'humidité du substrat (Bergmann *et al.* 1996). En fait, au sein de cette grande diversité de situations écologiques, les habitats préférés peuvent être caractérisés par trois constantes :

- La présence, même à faible densité, d'arbres ou d'arbustes feuillus utilisés comme alimentation hivernale. Dans le domaine boréal, c'est classiquement l'aulne et le bouleau. Dans les montagnes des régions tempérées, les essences les plus citées sont : les sorbiers, le bouleau, l'aubépine, les saules et bien sûr le noisetier dont les chatons constituent une ressource particulièrement sélectionnée³. Le hêtre est aussi régulièrement consommé mais n'est pas sélectionné en priorité (Dronneau 1984 c, Jacob 1988, Schatt 1991, Schatt 1993, Zbinden 1979).
- La présence d'un fort recouvrement des branches entre 1 et 6-7 m de hauteur, idéalement des branches de résineux. Ce degré d'encombrement de la végétation conditionne la survie individuelle notamment en période hivernale, en permettant aux oiseaux d'échapper à la prédation (Montadert 2005, Sachot *et al.* 2003).
- La présence, au moins par plages, d'un fort recouvrement des herbacés ou des éricacées, nécessaire à l'élevage des jeunes (De Franceschi & Bottazzo 1995, Montadert 2005). Comme tous les galliformes, les jeunes de moins d'1 mois dépendent des insectes pour se nourrir et ceux-ci ne sont abondants en forêt que dans les secteurs suffisamment lumineux pour que se développe la strate herbacée.

Ces trois dimensions de l'habitat idéal de la gélinotte sont en fait difficiles à rencontrer à l'intérieur d'une même petite entité boisée. En effet, la gélinotte occupe toute l'année un domaine vital assez restreint (une quarantaine d'ha en moyenne) et doit donc pourvoir à ses besoins sur cet espace réduit. Il y a une certaine contradiction entre, d'une part la recherche de boisements fermés apportant la sécurité et, d'autre part, le besoin d'essences alimentaires héliophiles (se régénérant en conditions de fort éclaircissement) et d'une strate herbacée importante, nécessitant aussi une certaine ouverture des boisements. Cette contradiction apparente se résout par l'hétérogénéité structurale du boisement. Ainsi, les boisements optimaux pour la gélinotte sont avant tout des peuplements hétérogènes présentant une structuration fine en mosaïque de quelques ares à quelques dizaines d'ares. Cette hétérogénéité structurale se rencontre plus facilement dans les stations faiblement productives (d'où la plus grande fréquence des habitats favorables en altitude) et/ou régulièrement perturbées (couloirs d'avalanches, coup de vent, hétérogénéité des conditions de sol, etc ...). Bien sûr, un des facteurs de perturbation le plus fréquent est l'exploitation forestière qui selon le mode de traitement pratiqué, favorise (gestion irrégulière de peuplements mixtes en montagne, taillis feuillus à courte révolution en plaine), ou défavorise, l'espèce (sylviculture régulière de résineux par grandes unités homogènes, futaie régulière feuillue tournée vers la production de bois d'œuvre).

³ D'où le nom anglais *Hazel grouse* et allemand *Hazelhuhn* et aussi celui parfois encore utilisé en français de Poule des coudriers.

Enfin, l'histoire des usages à l'échelle du siècle, joue un grand rôle dans l'état actuel de nombreux habitats. Ainsi, les phases de recolonisation forestière spontanée qui suivent l'abandon des terres agricoles sont toujours de bons habitats temporaires (pendant quelques dizaines d'années selon la productivité de la station).

Dans le cas particulier des habitats disponibles sur le site de lâcher au Val d'Aran, tous ces facteurs jouent, ou ont joué, un rôle dans l'état actuel des boisements. Ainsi, une partie des habitats actuels sont représentés par des stades pré-forestiers suite à l'abandon agricole (anciennes terrasses recouvertes de taillis de noisetiers denses), puis les stades plus avancés (pinèdes de pin sylvestre à divers stades d'évolution vers la sapinière qui lui succède).

Mais, l'habitat apparaît aussi favorable dans des stades plus matures de la hêtraie-sapinière du fait des contraintes stationnelles (fortes pentes, couloirs d'avalanches) qui entretiennent des boisements suffisamment hétérogènes pour que les trois dimensions de l'habitat soient présentes.

Ainsi, au delà de l'impact de l'exploitation humaine, c'est essentiellement la grande variété des conditions stationnelles qui, sur le long terme, assurera le maintien des habitats à gélinotte au Val d'Aran et plus largement dans les Pyrénées.

De la même façon, les habitats caractéristiques de l'une des populations sources (Auzet dans les Alpes de Haute Provence) sont largement le fruit de la dynamique spontanée de la recolonisation forestière des territoires abandonnés par l'agriculture entre 1850 et 1950. Sur ce site plus des ¾ des boisements sont issus de ce processus et sont tous actuellement de bons habitats à gélinotte, d'abord représentés par des pinèdes de Pin sylvestre qui, progressivement s'enrichissent en épicéa, sapin et hêtre au bout d'une centaine d'années.

D'autres sites potentiels de prélèvement comme le plateau du Vercors (voir plus bas) ont, eux aussi, subis de fortes coupes au 19^{ème} siècle. Compte tenu de l'altitude moyenne élevée (1500m), des contraintes pédologiques (sols calcaires compacts peu productifs) et de la rudesse du climat (fort enneigement), les futaies résineux claires d'Epicéa et de Pin à crochet qui constituent ces boisements, évoluent extrêmement lentement et gardent spontanément une structure hétérogène en mosaïque très favorable à la gélinotte.

III. 2 - Dynamique des populations

Le fonctionnement démographique de la gélinotte a été très peu étudié, beaucoup moins que celui d'autres espèces de tétraonidés. D'assez nombreuses données existent concernant les fluctuations démographiques à long terme de certaines populations locales (Beshkarev *et al.* 1994, Cattadori 1999, Hjeljord *et al.* 2011, Leclercq 1988, Ranta *et al.* 1995). Cependant, l'évaluation des paramètres démographiques individuels: taux de survie, reproduction, dispersion, n'a été réalisé que sur un seul site d'étude, celui d'Auzet, un des sites proposé pour réaliser les prélèvements (Montadert & Léonard 2003).

D'une façon synthétique, il est vraisemblable que la dynamique des populations de gélinotte soit très différente dans les montagnes du Sud de l'Europe par rapport au fonctionnement des populations boréales. Au nord, il est constaté de très grandes fluctuations inter-annuelles des effectifs, souvent cycliques. Le succès reproducteur moyen de ces populations est plus élevé permettant de rapides accroissements numériques (Montadert 2005) et au moment des pics d'abondance, des densités automnales parfois extraordinaires (jusqu'à une gélinotte à l'ha !). Même si il n'y pas d'estimation de taux de survie disponible⁴, il est vraisemblable qu'il soit assez faible ($\approx 50\%$??) ou au moins assez variable selon les années et les phases du cycle.

⁴ Swenson (1991) évalué le taux de survie de quelques individus équipés d'émetteurs mais sur un nombre trop réduit d'individus pour que ses résultats soient généralisables.

En Europe du sud, les fluctuations peuvent aussi être assez marquées mais n'ont pas un caractère cyclique. Dans le cas de la population d'Auzet, les quelques éléments recueillis depuis une dizaine d'années suggèrent une grande stabilité de la population printanière. Il faut de plus rappeler que la plupart des longues séries de données disponibles sur la gélinotte sont réalisées par la méthode de la battue estivale dont la faible précision est, en soi, une source importante de variation, susceptible d'augmenter les fluctuations apparentes des effectifs.

A Auzet, le suivi individuel de plusieurs dizaines d'individus équipés d'émetteurs a permis une estimation de la survie individuelle, de 0,73 pour les mâles adultes et 0,66 pour les femelles adultes. Le taux de survie des juvéniles de septembre à juin a été estimé pour les deux sexes à 0,68 (données réactualisées depuis Montadert & Léonard (2003)). Le taux de survie annuel des adultes apparaît assez élevé pour un galliforme de petite taille (en comparaison le taux de survie annuel des perdrix est souvent \leq à 50 %) mais comparable à ceux du Lagopède alpin au sud de son aire de distribution (Novoa *et al.* 2011).

Le succès reproducteur des poules équipées a varié entre 1 et 1,5 jeunes par poule selon les périodes. Des comptages en battue réalisés sur un des sites d'Auzet ont donné une moyenne de 28 % de jeunes dans la population totale levée, soit environ 1,1 jeunes par poule (en estimant le nombre de poules levées à partir d'un sex-ratio adulte déséquilibré en faveur des mâles (Montadert & Léonard 2006).

Dans le massif jurassien, des comptages en battue, menés depuis les années 80 ou 90 dans trois sites donnent un pourcentage de jeunes dans la population totale de 33% en moyenne, soit une estimation de 1,4 jeunes par poule, variant selon les sites de 0,8 à 1,8 juv./poule (Montadert & Groupe Tétras Jura non publié, Leclercq 1984, Leclercq *et al.* 1997).

Les taux de reproduction apparaissent ainsi globalement assez semblables entre Auzet et les populations jurassiennes. Il faut toutefois signaler qu'ils sont extrêmement variables dans un même site selon les années, variant de pratiquement 0 à 4 jeunes par poule. Les causes d'échec de la reproduction et les variations inter-annuelles du succès reproducteur semblent essentiellement liées à la prédation des nids, souvent très importante (seulement 35 % de succès des nids à Auzet (Montadert & Leonard 2011)). La survie des jeunes de la naissance jusqu'à l'âge de l'indépendance à 3 mois, est de l'ordre de 30-40 %. Elle semble beaucoup moins fluctuante d'une année sur l'autre, que le succès des nids.

Une modélisation démographique réalisée à partir des paramètres de la population d'Auzet donne un taux multiplicatif annuel supérieur à 1 (Montadert 2007, voir chapitre VI). Une analyse de sensibilité des paramètres démographiques à Auzet montre que les variations de la survie des femelles jouent un rôle déterminant sur les variations du taux multiplicatif annuel. Cependant, le succès reproducteur joue aussi un rôle important du fait de l'importance de ses variations inter-annuelles (Montadert 2005).

Un autre élément important du fonctionnement démographique des populations de gélinotte est l'importance des mouvements de dispersion des individus. Cet aspect n'a pratiquement été quantifié qu'à Auzet à partir d'oiseaux suivis par télémétrie (Montadert & Leonard 2011, Montadert & Léonard 2006). Il ressort de ces travaux que la plupart des jeunes se dispersent à moins de 4 km, avec une distance de dispersion post-natale des femelles inférieure à celle des mâles (distance médiane 1,9 km pour les femelles, 2,8 pour les mâles). En fait, cette différence est liée au fait que environ 20% des jeunes mâles se dispersent à grande distance (> 10 km, record de 25 km), comportement qui n'a pas été noté chez les jeunes femelles équipées et qui est aussi exceptionnel parmi un échantillon d'oiseaux observés hors forêt (Montadert & Klaus 2011). Ainsi, l'essentiel du recrutement se fait au niveau local à l'intérieur d'un même massif forestier. Quand deux massifs voisins sont séparés par plusieurs centaines de mètres de milieux ouverts, il est à prévoir un très faible flux de femelles entre ces

deux unités et donc, un fonctionnement autonome pouvant conduire à des trajectoires démographiques opposées. Ainsi, la fragmentation de l'espace boisé est un facteur limitant important pour la gélinotte dont les populations viables ne semblent devoir se maintenir à long terme que dans les situations où la continuité du boisement est assurée sur plusieurs milliers d'ha.



Un beau mâle de gélinotte à Auzet , photo : Roger Izoard

III. 3 - Statut génétique de la gélinotte des bois en France

Selon les auteurs, de 4 à 12 sous-espèces sont identifiées dans le monde sur des critères de morphologie et de plumage (Del Hoyo *et al.* 1994). En France, deux sous espèces sont reconnues, *B. b. rhenana* des Vosges et des Ardennes et *B. b. styriaca* des Alpes, la population jurassienne présentant des caractères intermédiaires entre les deux sous-espèces (Bauer 1960). Leur différenciation aurait pour origine leur isolement pendant la période glaciaire dans deux refuges différents (sud de la France-Espagne pour la première, Balkans pour la seconde). En absence d'étude génétique réalisée sur des exemplaires pyrénéens de provenance certaine, il nous est actuellement impossible de savoir à quelle sous-espèce rattacher la population pyrénéenne originelle. Il est possible qu'elle ait été proche de *B. b. rhenana* si effectivement le refuge glaciaire de cette sous-espèce était occidental, mais il est tout aussi possible également que la population pyrénéenne ait appartenu à une autre sous-espèce, aujourd'hui disparue. En effet, la position géographique des Pyrénées est à l'origine d'un fort taux d'endémisme. Des études récentes sur la phylogéographie du Grand-Tétras montrent que la population pyrénéenne appartient à une entité évolutive originale qui justifie pleinement son statut de sous-espèce (Duriez *et al.* 2007). De même, la sous-espèce pyrénéenne de Lagopède alpin apparaît plus éloignée des populations alpines que ne sont les populations alpines des populations scandinaves (Caizergues *et al.* 2003). Ainsi, les informations disponibles ne permettent pas de privilégier clairement une sous-espèce à réintroduire et il est vraisemblable que les populations pyrénéennes de gélinotte présentaient des caractéristiques génétiques originales aujourd'hui irrémédiablement perdues. De toute façon, même si il s'avérait que les gélinottes qui occupent actuellement l'aire de *B. b. rhenana* sont génétiquement plus proches de la population pyrénéenne d'origine que ne l'est *B. b. styriaca*, le mauvais état de conservation de *rhenana*, semble exclure d'emblée la possibilité de prélever un nombre suffisant d'individus pour la réintroduction (forte régression dans les Vosges, quasi extinction des forêts de plaine du nord-est de la France ou du sud-ouest de l'Allemagne). Il est aussi intéressant de souligner que le type d'habitat considéré comme typique pour la sous-espèce *rhenana* (taillis feuillus à basse altitude) n'est pas précisément le type d'habitat qui est actuellement le plus représenté dans les Pyrénées.

IV– Opportunité du projet de réintroduction

Nous rappelons ici rapidement les critères qui ont déjà été analysés pour juger de l'opportunité de réaliser une telle réintroduction.

- Appartenance à l'aire de distribution d'origine de l'espèce

Ce point ne fait pas de doute, il a été abordé dans le chapitre précédent.

- Impossibilité du retour naturel de l'espèce

La distance avec les populations démographiquement saines les plus proches (Alpes du sud) semble impossible compte tenu des distances de dispersion de la gélinotte, de 1 à 4 km en moyenne, au maximum 25 km (Montadert & Leonard 2011).

- Disparition des causes à l'origine de l'extinction

Le déboisement très important des Pyrénées qui a culminé au milieu du 19^{ème} siècle est bien documenté (défrichements agricoles, charbonnages) (Bonhote & Vernet 1988, Davasse 2000). Il a conduit à une fragmentation forestière extrême qui suffit probablement à expliquer le déclin de la gélinotte. En effet, il est bien montré que la gélinotte n'occupe pas les boisements isolés dans une matrice de milieux ouverts quand ils sont situés à seulement quelques centaines de mètres du boisement principal (Aberg *et al.* 2000, Kajtoch *et al.* 2012, Saari *et al.* 1998, Sewitz & Klaus 1997). Ce phénomène a aussi été probablement aggravé par la chasse abusive et par la dégradation de la qualité des habitats restants du fait du surpâturage en forêt qui peut éliminer le sous-étage arbustif.

Le fait, apparemment surprenant, que le Grand-Tétras ait réussi à survivre, trouve son explication dans des capacités de dispersion bien supérieures qui lui permettent notamment de traverser les milieux ouverts. Toutefois, il est passé lui aussi par un goulot d'étrangement démographique au début du 20^{ème} siècle qui aurait pu lui être fatal (Ingram 1915). Un siècle après l'allègement des pressions anthropiques, l'état de la forêt a bien changé. Elle présente maintenant une couverture pratiquement continue sur l'ensemble du versant nord de la chaîne pyrénéenne entre 800 et 1800 m d'altitude.

- Qualité des conditions d'accueil pour l'espèce dans le Val d'Aran

Une étude préalable de la capacité d'accueil du Val d'Aran suggère au minimum 7100 ha d'habitats potentiels, soit une superficie suffisante dans un premier temps, pour implanter une population autonome (Petit Saludes 2007). Ces forêts sont par ailleurs, directement connectées avec des milliers d'ha de forêts sur le versant français. Les habitats forestiers du val d'Aran sont très diversifiés du fait d'une grande variété de conditions de sol, d'exposition, de pente, d'altitude (850 à 1700m) et d'âges. Tous les types forestiers montagnards sont représentés : taillis de noisetiers sur d'anciennes terrasses agricoles, futaie feuillues meso-hygrophiles riches en essences, chênaies sèches, Ceinture altimontaine à sorbiers et bouleaux, hêtraie-sapinière, sapinières, pinèdes de Pin sylvestre, pinèdes subalpines de Pin à crochets. L'exploitation forestière y est réduite, du fait de la faible densité de la voirie et du faible intérêt économique local. Quelques petites coupes sont réalisées pour le bois de chauffage et quelques parcelles sont exploitées pour le bois résineux. Ces activités concernent des espaces réduits et ne sont, de tout façon, pas particulièrement préjudiciables à l'espèce sur le moyen terme.



Site de lâcher au val d'Aran, Pyrénées catalanes

- Absence d'impact négatif sur la faune locale

La gélinotte des bois n'est pas une espèce compétitrice, ni prédatrice. Son impact sur la végétation forestière peut-être considéré comme nul. Ses relations avec les autres espèces de tétraonidés (notamment le Grand-Tétras) sont considérées comme neutre ; les deux espèces occupant souvent les mêmes habitats en s'ignorant totalement (absence d'hybridation dans les conditions naturelles). La possibilité d'apport de parasites ou de maladies est réduite du fait de la provenance sauvage envisagée pour la réintroduction (voir plus loin). Par ailleurs, un *screening* parasitaire a été réalisé dans la population d'Auzet qui a révélé la très faible charge parasitaire de cette population (Belleau, *com. pers.*).

- Acceptabilité sociale et soutien politique

Ce projet de réintroduction revient entièrement à une initiative locale et régionale des administrations compétentes espagnoles (Conseil du Val d'Aran et Généralité de Catalogne), suite à la suggestion de quelques naturalistes de renom. Ces administrations ont montré depuis plusieurs années leur forte motivation pour le projet en finançant plusieurs études préalables sans lesquelles ce dossier ne serait pas aussi avancé.

De plus, en comparaison des espèces prédatrices, la gélinotte des bois n'est pas une espèce dont la présence provoque des conflits avec les usages et activités en vigueur dans les espaces montagnards, ce qui devrait grandement faciliter son acceptation locale.

On peut ainsi rappeler les points suivants :

- La gélinotte est peu sensible au dérangement touristique. Il est connu qu'elle n'évite pas la proximité des routes forestières ou des pistes de ski de fond, contrairement au Grand-Tétras (Leclercq 1985). Les activités de randonnées estivales ou hivernales qui existent actuellement dans le Val d'Aran touchent peu les forêts potentielles qui, de toute façon, présentent de nombreux secteurs peu accessibles en dehors du réseau assez lâche de pistes et chemins balisés qui, en soit, n'ont pas de raisons de provoquer une gêne pour l'oiseau.
- Elle n'est pas concernée par une activité cynégétique importante. Là où elle est encore

chassée (trois départements alpins), elle constitue un gibier très apprécié mais particulièrement difficile à atteindre du fait de sa discrétion et de son comportement piéteur face au chien d'arrêt. Sa présence n'a pas de raison d'impacter la pratique actuelle de la chasse dans les Pyrénées, notamment la chasse au gros gibier. La gélinotte semble parfaitement indifférente aux passages des chiens courants qui peuvent passer à quelques mètres de l'oiseau sans provoquer sa fuite (M. Montadert, *obs. pers.*). Il n'en reste pas moins que la chasse de la bécasse peut permettre de contacter l'espèce et donc d'entraîner des tirs volontaires ou accidentels. Cette chasse à la bécasse est pratiquée dans les sites de lâchers et ceux potentiellement colonisables et il apparaît nécessaire d'informer les chasseurs des risques de confusion avec une espèce qu'ils n'ont pas l'habitude de rencontrer.

- La gélinotte n'est pas fondamentalement touchée par une pratique pastorale modérée (pâturage en forêt), actuellement souvent pratiquée dans les Pyrénées. Dans certaines conditions, le pâturage constitue même une pratique favorable en entretenant l'hétérogénéité de la végétation. Toutefois, il est connu que l'action simultanée des cerfs et des bovins sur le tapis végétal se renforce mutuellement (fort impact sur les ligneux bas de la part des cerfs, et sur la strate herbacée de la part des bovins) ce qui peut conduire à une dégradation importante des habitats du Grand-tétras et pourrait aussi dégrader celui de la Gelinotte des bois (Ménoni *et al.* 2008). De ce point de vue, les populations de cerfs (voire de daims) sont en pleine croissance dans les Pyrénées catalanes. Ces deux espèces sont susceptibles à forte densité, de dégrader la couverture ligneuse du sous-étage, celle là même qui joue un rôle capital dans la vie de l'oiseau. Des observations empiriques réalisées dans les Alpes, suggèrent effectivement que la gélinotte se raréfie fortement dans les forêts extrêmement abruties par les cerfs. Cet impact a aussi été suggéré concernant le Grand-Tétras dans les Pyrénées françaises (Ménoni, *com.pers.*). Certains massifs forestiers du Val d'Aran sont d'ores et déjà fortement abrutis par le Cerf, et compte tenu du caractère dynamique de sa population, il apparaît nécessaire de maintenir une pression cynégétique suffisante pour empêcher la dégradation des habitats.

- Enfin, la présence de la gélinotte, n'a pas de raison d'interagir avec l'exploitation forestière actuellement pratiquée dans le Val d'Aran. Celle-ci est peu importante et n'entraîne pas la réalisation de coupes rases sur de grandes surfaces. Sur le versant français où elle est plus importante, elle s'exerce principalement à travers un jardinage qui s'appuie sur les mécanismes spontanés de la régénération naturelle, qui a déjà fait ses preuves pour créer ou perpétuer des habitats favorables à la gélinotte (Montadert *et al.* 1994).

V – Faisabilité du projet de réintroduction

Le caractère opportun du projet étant rappelé, nous développerons ici la faisabilité de la réalisation de l'objectif fixé, à savoir l'implantation d'une population viable, c'est à dire capable de se développer d'une façon autonome et durable sur le long terme.

V. 1 – Expériences acquises dans la réintroduction des tétraonidés et de la gélinotte en particulier

La réintroduction d'une espèce de Galliformes et de Tétraonidés en particulier, est une opération complexe. Différents travaux et synthèses ont été publiés sur les résultats de nombreuses tentatives de réintroduction en Amérique du Nord et en Europe (Baxter *et al.* 2008, Bergmann *et al.* 2000, Bump 1963, Griffith *et al.* 1989, Kaler *et al.* 2010, Kelly & Kirpatrick 1979, Klaus 1998, Klaus & Graf 2000, Kurzejeski & Root 1988, Liukkonen-Anttila 2001, Ludwig & Storch 2011, Nappée 2008, Reese & Connelly 1997, Scott & Carpenter 1987, Seiler *et al.* 2000, Siano *et al.* 2006, Snyder *et al.* 1999, Sokos *et al.* 2008, Steen 1998, Toepfer *et al.* 1990, Unger & Klaus 2008, Wolf *et al.* 1996, Zum Sande & Spittler 1975).

Il ressort de ces travaux les points suivants :

- La majorité des tentatives se sont soldées par des échecs, surtout quand on prend comme critère, non pas l'existence d'une reproduction mais l'implantation d'une population viable au moins 10 ans après le dernier lâcher. D'une façon générale, les mammifères apparaissent plus faciles à réintroduire que les oiseaux et parmi ceux-ci, les galliformes apparaissent particulièrement difficiles à réintroduire.
- L'obstacle principal au succès des réintroductions, même quand l'habitat disponible est suffisamment vaste et favorable (conditions pas toujours réalisées), est le taux élevé de prédation des oiseaux dans les premiers mois suivant le lâcher.
- Les réintroductions à partir d'oiseaux nées en captivité ont un taux d'échec supérieur à celui des réintroductions utilisant des individus sauvages, essentiellement du fait de la très faible survie des oiseaux nés en captivité du fait de leur vulnérabilité à la prédation, et/ou de leur mauvaise condition physique (Mäkinen *et al.* 1997).
- Les cas avérés de réussite concernent généralement des réintroductions ayant fait appel à un nombre important d'oiseaux sauvages (≥ 100) lâchés en un temps court (quelques années).
- En ce qui concerne la gélinotte des bois, il n'y a eu officiellement que deux tentatives de réintroduction en Allemagne. La première expérience qui s'est déroulée dans le Harz, à partir d'oiseaux issus de captivité, a échoué (Bergmann & Niklasch 1995). Dans ce cas, le suivi de 29 gélinottes nées en captivité et équipées d'émetteur, a montré qu'une seule d'entre elles avait réussi à passer l'hiver. La seconde réintroduction est toujours en cours en Thuringe à partir d'un mélange d'oiseaux sauvages et captifs (142 gélinottes captives et 23 sauvages lâchées entre 2001 et 2011, S. Klaus, *com. pers.*). Dans ce cas, l'absence de suivi télémétrique ne permet pas de savoir s'il existe une différence de survie entre les deux provenances. En 2011, soit 10 ans après le début des lâchers toujours en cours, trois territoires ont été identifiés et un premier cas de reproduction a été observé.

Ainsi, le recul manque pour savoir si la gélinotte des bois est particulièrement difficile à réintroduire par rapport à d'autres espèces de Tétraonidés, mais rien n'indique que les chances

de succès soient supérieures à celles d'autres espèces plus fréquemment réintroduites (Grand-Tétrás, Tétrás de prairies ...).

Compte tenu des expériences menées sur d'autres espèces, **le choix d'une réintroduction basée sur des oiseaux sauvages semble devoir être préférée**. Par ailleurs le lâcher d'oiseaux nés en captivité présente d'autres désavantages comme, le coût élevé de l'implantation d'un site d'élevage et le problème de la qualité sanitaire des oiseaux élevés en captivité (d'après Christian Nappée, les souches de gélinotte actuellement captives en Europe sont souvent infectées par une bactérie pathogène).

Cependant la réintroduction à partir d'une souche sauvage pose évidemment deux problèmes fondamentaux :

- la capacité de capturer et de transporter un nombre adéquat d'animaux,
- la possibilité de disposer d'une ou de plusieurs populations sources susceptibles de supporter démographiquement le prélèvement.

Ces deux points sont abordés dans les chapitres suivants.

V. 2 – Résultat d'un test préliminaire de translocation

Dans le but d'évaluer la faisabilité technique d'une réintroduction à partir de gélinottes sauvages, un test a été réalisé en automne 2011 (Montadert 2011). Les oiseaux ont été prélevés sur le site d'Auzet (massif des Monges, 04). Ce site a abrité de 1998 à 2006 une importante étude sur la gélinotte menée par l'ONCFS. Elle a permis de perfectionner les techniques de capture, réputée difficile chez cette espèce et a révélé, entre autres, que l'espèce atteignait ici de fortes densités comparables à celles rencontrées dans les pays nordiques.

Les oiseaux ont été capturés à l'aide de filets dans lesquels ils étaient attirés par l'imitation de leur chant. Ils étaient immédiatement transférés en Espagne par la route, équipés d'émetteurs et relâchés dans un massif forestier de la rive gauche de la Garonne dans le Val d'Aran à proximité de Vielha.

Ce test visait à répondre aux questions suivantes :

- Peut-on capturer un nombre raisonnable de gélinottes sauvages des deux sexes en une saison de capture automnale de deux mois, à savoir au minimum une dizaine d'oiseaux ?
- Les gélinottes capturées vont-elles survivre au stress de capture et au transport jusqu'au site de lâcher ?
- Quel sera le taux de survie et la dispersion des oiseaux lâchés entre l'automne et le printemps suivant ?
- Les gélinottes femelles survivantes arriveront-elles à s'apparier et à se reproduire ?

Résultats préliminaires

Aspects positifs

La faisabilité de la capture d'une dizaine de gélinotte en automne a été démontrée.

Au total six mâles et cinq femelles ont été transférés au Val d'Aran (un mâle et une femelle immatures, les autres individus étant adultes). Trois autres mâles ont été capturés mais relâchés immédiatement afin de privilégier la capture des poules.

28 jours pleins de terrain ont été nécessaires pour réaliser ces captures. Les gélinottes ont toutes été transférées une par une, par la route, bien que nous aurions pu à une occasion, transférer un couple (mais le mâle a été relâché car il ne restait plus qu'un émetteur disponible).

Survie pendant la capture et le transport

Malgré une certaine variation des conditions de transport (voir ci-dessous), nous n'avons constaté aucune mortalité lors de cette première phase. Les oiseaux n'ont pas montré, ni pendant la capture elle-même⁵, ni au moment de leur libération, de signes évidents de stress (mue anormale, signes d'atonie musculaire «myopathie de capture» (Höfle *et al.* 2004, Marco *et al.* 2006, Ward *et al.* 2011)). Tous les oiseaux, même ceux ayant passé plus de temps dans la cage de transport, présentaient un plumage en parfait état et se sont envolés rapidement sans problèmes apparents.

Survie après lâcher

Elle peut être considérée comme normale si l'on excepte les trois femelles mortes dans les trois semaines suivant le lâcher (voir ci-dessous). Entre octobre et avril soit 5-6 mois, un seul mâle sur les six lâchés, a été tué en mars par un Autour des palombes, prédateur classique de la gélinotte notamment à cette époque. Cette mortalité apparaît comparable à celle observée pendant la même période chez les mâles adultes à Auzet ($\approx 24\%$) (Montadert & Léonard 2003).

A partir du mois d'avril, deux mâles ont été perdus. Il est vraisemblable que ces oiseaux ont débuté à ce moment d'importants déplacements qu'il n'a pas été possible de suivre, compte tenu des difficultés de détection et des problèmes de disponibilité de personnels (voir ci-dessous). Le fait que des déplacements importants interviennent au printemps n'est pas particulièrement étonnant car ces comportements ont parfois été notés de la part de mâles célibataires, immatures ou adultes (Montadert 1995, Montadert 2005). Il est vraisemblable que l'erratisme de ces oiseaux ait encore été accentué par la quasi absence de femelles.

Parmi, les deux mâles et deux femelles encore suivis après avril, une femelle a été tuée par un carnivore en mai ou juin, phénomène qui peut être considéré comme normal à cette époque de l'année.

La femelle restante semblait appariée avec l'un des deux mâles, mais il n'a pas été possible de savoir si elle avait pondu. Un contact visuel en août a permis de s'assurer qu'elle n'était pas accompagnée de jeunes.

Capacité de déplacements et connectivité fonctionnelle des habitats

Des déplacements assez importants ont été constatés, principalement en suivant le même versant boisé sur plusieurs km. Une des poules a cependant traversé la vallée pour longer pendant une partie de l'hiver la rive droite. Elle s'est finalement cantonnée rive gauche à 17 km du point de lâcher. Il est aussi possible que certains individus se soient déjà rendus côté français par le col du Portillon, montrant ainsi que la connectivité forestière est suffisante pour permettre un processus de colonisation à large échelle en cas de réussite de la réintroduction.

Aspects négatifs

Une mortalité anormale par prédation a été constatée dans les trois semaines suivant le lâcher pour trois femelles. Compte tenu du fait que le mois d'octobre n'est pas une période de forte mortalité chez les gélinottes sauvages suivies à Auzet, ce pic de mortalité apparaît clairement associé à la translocation des oiseaux. Bien que nous n'ayons pas constaté de phénomène de myopathie de capture, les oiseaux s'envolant facilement au moment du lâcher, il est connu que le stress généré par la capture et le transport ainsi que l'implantation dans un milieu inconnu, augmente fortement la vulnérabilité à la prédation (Dickens *et al.* 2010).

⁵ Ce point ne faisait de toute façon pas de doute après l'expérience acquise à Auzet où plus de 70 individus ont été précédemment capturés au filet sans constater de mortalité lors des captures.

Nous avons des raisons de penser que cette surmortalité pourrait, au moins partiellement, être associée à des conditions de transport plus difficiles de ces trois femelles. En effet, une femelle a subi une panne du système de climatisation de la cage lors du transport ce qui a provoqué une forte élévation de la température à plus de 25°C, susceptible de dégrader sa condition corporelle. Les deux autres femelles ont été capturées en fin de journée et transportées de nuit pour être relâchées au petit matin. Nous n'avons, en effet, pas voulu relâcher les oiseaux au milieu de la nuit de peur d'augmenter leur risque de prédation. La durée de détention a donc été de 14-16 h, contrairement au 8 h de transport pour les gélinottes capturées en matinée. La durée de détention est connue pour être un des facteurs de stress important (Dickens, op.ci.) et donc à l'origine de ces mortalités anormales. Cependant, un mâle qui a lui aussi subi ce traitement a survécu sans problème. Il est ainsi possible que la vulnérabilité des femelles à la translocation soit supérieure à celle des mâles.

Le suivi par télémétrie des gélinottes relâchées s'est avéré très difficile.

Les émetteurs ont présenté une distance de détection réduite dans les conditions de relief du site de lâcher (grand versant raide). Ceci, associé à une mobilisation de personnels techniques probablement insuffisante, ne nous a pas permis d'avoir des localisations suffisamment précises et fréquentes⁶. Un survol en hélicoptère n'a pas donné de résultat, probablement à cause des interférences générées par les rotors. Le survol en avion que nous avons testé avec succès à Auzet pour retrouver des gélinottes en dispersion, n'a pas pu être réalisé ce qui a empêché de retrouver les deux mâles perdus début avril. Enfin, ces difficultés de suivi nous ont empêchés de savoir si une des deux poules apparemment appariée au printemps, a effectivement tenté de se reproduire.

Plusieurs oiseaux se sont dispersés sur de grandes distances

Une dispersion anormale des oiseaux lâchés a été constatée, associée probablement aux changements d'habitat puis à l'absence de femelles. Ces déplacements ont hélas, conduit une des deux poules survivantes au printemps à se cantonner à 17 km du point de lâcher dans une forêt sans mâle.

Conclusion sur le test de translocations, applications aux futures translocations

Le bilan des aspects positifs et négatifs de ce test permet de penser que la mise en œuvre d'un programme de réintroduction à partir d'oiseaux sauvages a des chances très raisonnables de réussir. Il apparaît envisageable de capturer 10 et maximum 20 gélinottes par automne pour autant que nous disposions d'un site de capture bien connu et abritant une forte densité de gélinotte.

Il faut toutefois souligner les points suivants :

- Il est important de tenter de diminuer les causes probables de surmortalité, notamment des poules, en diminuant le temps de transport.
- Un lâcher de 10 individus par saison, paraît insuffisant au début pour avoir un nombre suffisant d'individus survivants et susceptibles de se reproduire au printemps suivant. Il semblerait préférable de tenter, au moins la première année, la capture de 20 individus pour augmenter les chances de formation de couples.

⁶ Un des agents forestier aranais le plus investi dans la télémétrie des gélinottes, est hélas décédé lors d'une sortie à ski réalisée dans le cadre de ses loisirs. Ceci a fortement perturbé la réalisation du suivi.

- Il serait peut-être judicieux de changer de site de lâcher en fonction de la distribution des oiseaux déjà cantonnés afin d'augmenter la probabilité de formation des couples.
- Il est fondamental de disposer d'un poste à plein temps sur place au Val d'Aran pour réaliser un suivi correct des oiseaux équipés. La possibilité de disposer d'un avion dans les cas de pertes de signal devra aussi être envisagée.

V. 3 – Mise en œuvre technique des futurs lâchers

Nous présentons ici les arguments techniques et scientifiques qui justifient le choix des techniques et de la période de capture, du nombre d'individus à relâcher et des sites où pourraient être réalisés les prélèvements.

V. 3a - Choix de la technique et de la période de capture

Plusieurs techniques de capture sont connues pour capturer des gélinottes :

- Capture à l'épuisette dans les igloos sous la neige.
- Capture dans des cages tombantes sur les places de poudrage ou sur des sites appâtés à l'aide de baies (du printemps à l'automne).
- Capture dans des cages nasses (période estivale et automnale essentiellement).
- Capture dans des filets d'oiseaux préalablement attirés par l'imitation de leur chant (printemps et automne).

Parmi ces techniques que nous avons toutes expérimentées au cours des années, nous avons retenu la technique du rappel des oiseaux et capture dans un filet en période automnale (pour une présentation précise de la méthode, voir Montadert, 2005). D'autres techniques auraient pu être envisagées, notamment la technique des nasses que nous avons employée avec succès, essentiellement pour la capture des nichées en août. Nous avons cependant renoncé à cette technique car nous n'avons pas voulu capturer des jeunes oiseaux n'ayant pas encore atteint leur poids adulte, car ils sont plus sensibles que les adultes au stress de capture. De plus, la nasse implique souvent un temps de rétention des oiseaux non négligeable entre leur rentrée dans le piège et son relevé, durée qui se rajoutera à celle du transport. Pour les adultes, la nasse s'est révélée beaucoup moins efficace que le rappel, que ce soit au printemps ou en automne.

Nous avons choisi la saison automnale plutôt que printanière pour trois raisons :

- Le climat printanier en mars avril est beaucoup plus incertain que celui d'automne avec de fréquentes précipitations, souvent neigeuses, qui diminuent la probabilité de réussir des captures. De plus, l'accès aux sites est souvent rendu difficile par l'enneigement persistant.
- L'automne correspond au pic d'abondance de la population grâce à l'apport des jeunes qui, à partir de septembre, ont pratiquement atteint leur poids adulte et sont aussi susceptibles de réagir au rappel. Selon le succès de reproduction, la population de septembre est de 10 à 150 % supérieure à celle de printemps, $\approx 40\%$ en moyenne.
- Des captures automnales laissent le temps aux oiseaux de découvrir leur nouvel environnement et de se cantonner au printemps dans un secteur, et avec un partenaire, qu'ils auront choisi. Il est de plus à craindre, que dans le cas de captures printanières de poules (en mars, début avril avant la ponte), le stress induit par la translocation ne fasse échouer la ponte, repoussant ainsi à un an leur possibilité de se reproduire.

Cependant, l'automne présente un désavantage évident par rapport au printemps, la difficulté de localiser les oiseaux par les signes indirects de présence (crottes, traces). Au printemps, ces signes permettent facilement et rapidement de savoir si un territoire est occupé, sans avoir besoin d'un contact auditif ou visuel, toujours très aléatoire chez cette espèce discrète. Ainsi, seule une très bonne connaissance du terrain permet à l'automne de savoir où positionner les filets de capture. Cette connaissance est disponible à Auzet grâce aux travaux antérieurs, elle devra être acquise sur les autres sites envisagés (voir ci-dessous : choix des sites).

V. 3b - Nombre d'individus à transférer

La taille de la population à transférer est un paramètre difficile à déterminer. Il est certain que plus cet effectif sera important plus les chances de succès seront grandes, ce paramètre étant l'un des plus déterminants dans le résultat des multiples expériences de réintroduction réalisées dans le monde, quelque soit le taxon concerné (Wolf, *et al.* 1996). Cependant, il est tout aussi certain que pour des raisons pratiques, biologiques et politiques, un nombre raisonnable doit être fixé. Il est donc nécessaire de trouver le meilleur compromis possible qui permette d'avoir une chance raisonnable de succès.

Comme déjà rappelé plus haut, les expériences antérieures de réintroduction de la gélinotte des bois sont trop rares pour fournir une information pertinente. Si l'on s'appuie sur les résultats obtenus sur d'autres espèces de tétraonidés, les réintroductions ayant utilisés des oiseaux nés en captivité impliquent généralement plusieurs centaines d'individus lâchés pendant plusieurs années, sans pour autant conduire à un succès. Ainsi la réintroduction du Grand-Tétras dans les Cévennes a conduit au lâcher de 597 individus entre 1978 et 1994 (Nappée 2008). Quinze ans plus tard, une petite population reproductrice semble bien implantée mais elle est sans doute encore trop réduite pour que l'on puisse conclure au succès de l'opération. Dans une synthèse sur les opérations de réintroductions, il apparaît que celles qui impliquent au moins 100 adultes ont plus de chances de succès (Fischer & Lindenmayer 2000).

Bien que situé sur un autre continent, il peut être intéressant d'analyser les multiples tentatives de réintroduction de la gélinotte huppée *Bonasa umbellus*, réalisées depuis plus d'un siècle en Amérique du nord. Cette espèce est proche phylogénétiquement de *B. bonasia*, et présente aussi de nombreuses similitudes en matière de sélection de l'habitat (préférence pour les forêts fermées au sous-bois dense), d'écologie alimentaire (alimentation hivernale à base de bourgeons d'essences feuillues) et de comportement (faible distance de dispersion post-natale, petite taille des domaine vitaux, sédentarité). Les dizaines de tentatives de réintroductions réalisées ont consisté à lâcher un certain nombre d'oiseaux capturés à l'état sauvage en un petit nombre d'années (Backs 1984, Hunyadi 1984, Kelly & Kirpatrick 1979, Kurzejeski & Root 1988, Kurzejeski & Thompson III 1999, Moran & Palmer 1963, Paige 1975, Palmer 1913, Steen 1998, Woolf *et al.* 1984). On peut détailler l'exemple remarquable d'un plan de restauration réussie de la gélinotte huppée dans le Missouri, où l'espèce avait pratiquement disparu au milieu du 20^{ème} siècle. Dans ce cas, 39 sites de réintroduction ont été sélectionnés entre 1959 et 1983, recevant une moyenne de 70 gélinottes par site en 1 à 3 années de lâcher (28% des réintroductions comportaient de 20 à 56 individus, 57 % entre 60 et 91 et seulement 15% entre 113 et 198 individus). Pratiquement toutes ces tentatives, même celles impliquant moins de 60 individus fondateurs, ont permis l'implantation d'une population viable (un seul échec), dont certaines peuvent même être chassées. Des tentatives de même ampleur ont aussi été réalisées dans l'Indiana avec une moyenne de 41 individus lâchés sur 25 sites entre 1961 et 1982 et aussi un fort taux de succès. Backs (1984) recommande de lâcher 60 gélinottes en 1 ou 2 années dans environ 400 ha de bon habitat pour obtenir de bonnes chances de succès.

On peut aussi mentionner les réintroductions sur des îles au milieu des grands lacs où l'espèce était naturellement absente du fait de son incapacité à survoler les étendues d'eau. Dans ce cas, il a parfois suffi d'une dizaine d'oiseaux pour implanter une population (Palmer 1913).

On peut conclure de ces expériences de réintroductions de la gélinotte huppée à partir d'oiseaux sauvages que :

- Pour peu que les habitats forestiers présentent une structure favorable sur des étendues suffisantes, la réintroduction est une méthode efficace pour implanter une population viable.
- Un effectif de 60-70 individus est généralement suffisant pour implanter une population quand l'habitat est favorable.
- Les échecs sont essentiellement dus à une qualité insuffisante du milieu d'accueil (rareté des structures buissonnantes indispensables à la protection contre les prédateurs, ressources alimentaires insuffisantes ...) et/ou à un trop faible succès reproducteur dans les premières années qui suivent le lâcher. Chez cette espèce, le fonctionnement démographique se caractérise en général par un taux de renouvellement très rapide dû à une faible survie hivernale (30-50%) qui est normalement compensée par un fort taux de reproduction (au moins trois jeunes par poules).

A l'évidence, les expériences de translocations de gélinotte huppée ont eu un taux de réussite supérieur à celles concernant les Tétrras de prairie qui est d'environ 32 %, alors même que le nombre d'oiseaux relâchés est généralement supérieur à 100 individus (Snyder, *et al.* 1999).

Il est possible que cette différence tienne en grande partie à la nature grégaire et au mode d'appariement des Tétrras de prairies caractérisé par l'existence de places de chant traditionnelles où s'effectuent les accouplements. Cette structure sociale est probablement difficile à instaurer dans le premier temps des lâcher avant qu'un certain seuil de population ne soit atteint. De plus, les individus relâchés de ces espèces ont tendance à se disperser à grandes distances ce qui augmente encore leur vulnérabilité à la prédation.

De l'ensemble de ces expériences de translocations de Tétrraonidés sauvages, nous pensons pouvoir déduire qu'un lâcher **d'une centaine de gélinottes, soit au minimum 40 femelles et un cinquantaine de mâles** devrait avoir quelques chances de succès. L'idéal serait de réaliser ce travail en trois ans comme la plupart des cas américains. Dans la pratique, les difficultés techniques de capture nous conduisent à penser qu'une période de 5 ans serait plus probablement nécessaire pour atteindre cet objectif.

V. 3c - Choix des sites de captures

Quatre critères techniques et biologiques interviennent dans le choix d'un site de capture susceptible de fournir potentiellement plusieurs dizaines d'individus :

- Présence d'une population locale non fragmentée de plusieurs centaines d'adultes afin que le prélèvement n'ait pas d'impact sur la viabilité de la population conformément à une prescription importante de l'IUCN (2009) relative aux réintroductions (voir plus loin). La continuité forestière doit être assurée pour que les oiseaux prélevés aient tous une probabilité élevée d'être remplacés rapidement grâce à la dispersion des jeunes.
- Existence d'une forte densité locale qui conditionne une probabilité élevée de contact avec l'espèce lors des missions de terrain et donc un rendement élevé de capture.

- Une bonne accessibilité du milieu (faible pente, dessertes) pour limiter les temps de marche d'approche, de capture et de transport des oiseaux.
- Un éloignement modéré du site par rapport au Val d'Aran pour pouvoir réaliser le transport dans la journée (8 heures environ)⁷.

Le site d'Auzet où a été réalisé le test de translocation présente à l'évidence toutes ces caractéristiques.

La zone potentielle de capture couvre 3380 ha à cheval sur les communes d'Auzet, Seyne-les-Alpes et Verdaches. Les densités relevées dans deux unités de 250 ha et 150 ha de ce vaste ensemble sont de 10 c./100 ha, soit des densités considérées comme les plus fortes rencontrées en Europe occidentale⁸. Dans les faits, certains secteurs forestiers abritent des densités inférieures (hêtraies, certaines pinèdes). En ne retenant qu'une densité moyenne de 5 couples/100 ha, on obtient une estimation printanière minimale de 338 individus. En postulant un sex-ratio déséquilibré en faveur des mâles de 1.18, on aurait au printemps : 155 femelles et 183 mâles. En automne, il faut rajouter un effectif variable de jeunes (pour une reproduction moyenne de 1.1 jeune par poule dans la population en fin d'été \approx 170 juvéniles).

Deux arguments ne conduisent cependant pas à se contenter de cet unique site de capture.

En premier lieu, il apparaît préférable de ne pas faire supporter à un seul site, tous les prélèvements envisagés, afin de ne pas risquer d'impacter démographiquement la population et de faciliter l'acceptation locale des prélèvements.

Deuxièmement, une étude récente a permis de démontrer que la diversité génétique des gélinottes de Auzet était nettement plus faible que celle des gélinottes des Alpes du nord ou du Jura, probablement du fait de l'histoire récente de son implantation à partir d'un faible nombre d'individus (Rozsa 2011). Même si cette population ne montre pas de signes d'affaiblissement démographique, ni de signes évidents de baisse de fécondité (taux d'éclosion apparemment normal), il est connu que des taux de consanguinité élevés liés aux faibles effectifs, conduisent souvent à une baisse de la fécondité (Briskie & Mackintosh 2004, Brook *et al.* 2002, Madsen *et al.* 2004, Pimm *et al.* 2009, Westemeier *et al.* 1998). Dans ces conditions, il ne paraît pas judicieux d'espérer recréer une nouvelle population à partir d'un nombre forcément limité d'individus appartenant à une population ayant déjà une faible diversité génétique.

Dans le but de sélectionner au moins un deuxième site de capture, nous avons utilisé les informations disponibles sur le niveau d'abondance de la gélinotte dans les Alpes du Nord. Depuis 2002, un programme de suivi de la gélinotte a été initié par l'Observatoire des Galliformes de Montagne, il vise à établir à l'échelle des unités naturelles, le niveau d'abondance évaluée à partir d'une méthode indiciaire (Montadert *et al.* 2006)⁹. Dans un premier temps, quelques sites ont été choisis d'une façon arbitraire par certains opérateurs, puis deux programmes successifs d'échantillonnage de sites ont été réalisés (le 2^{ème} toujours

⁷ Il serait peut-être intéressant d'étudier la faisabilité technique et financière d'utiliser un petit avion pour réaliser le transfert afin de réduire ainsi fortement le temps de transport.

⁸ Des densités printanières de 12-15 couples/km² sont citées dans certaines régions de Finlande ou de Russie

⁹ La méthode dite des Indices d'Abondance sur Placettes Circulaires : IPPC, s'appuie sur la recherche des indices de présence au printemps, essentiellement des fèces très reconnaissables, afin d'établir un indice d'abondance. L'IPPIC est égal au nombre de placettes de 20 m de rayon avec présence d'au moins un indice rapporté à un total de 100 placettes distribuées régulièrement sur une grille de 200 m de côté, soit sur une surface de 400 ha. Cet indice a été testé par comparaison à des densités réelles évaluées par génotypage des fèces et s'est révélé correctement corrélé.

en cours) afin à terme de modéliser ce niveau d'abondance à l'échelle de l'ensemble de la région (Aubry 2011, Montadert 2010, Montadert, Magnani & Aubry 2007).

La figure 1 positionne tous les sites échantillonnés depuis 2002 dans les Alpes du nord. On peut facilement identifier les massifs qui semblent abriter des densités assez élevées de gélinotte, soit les sites dont l'IPPC est \geq à 20%. Le calibrage réalisé grâce à la comparaison avec les densités réelles, suggère qu'un IPPC \approx 30 % correspond à des densités d'environ 5 couples aux 100 ha. L'examen de la carte fait ressortir nettement quatre secteurs à fortes densités (Fig. 1).

- Les hauts plateaux du Vercors en limite de l'Isère et de la Drôme (Figure 2).

Ce site est à notre connaissance le seul autre site véritablement adéquat. Les forêts favorables couvrent environ 7000 ha avec des densités d'environ 5 couples/100 ha, d'après les IPPC calculé sur quatre sites du plateau qui sont compris entre 17 et 33% (Montadert 2010, Montadert, Magnani & Aubry 2007). En ne retenant qu'une densité minimale de 4 couples/100 ha, on obtient un effectif printanier de 560 individus : soit, avec un sex-ratio de 1.18 : 257 femelles et 303 mâles.

De plus, l'accessibilité est relativement bonne à l'automne du fait des faibles pentes et d'un réseau de pistes suffisant.

Ce site se trouve compris dans les limites de la Réserve Naturelle des Hauts Plateaux, elle même comprise dans le territoire du Parc Naturel Régional du Vercors.

Le statut cynégétique de la gélinotte est différent dans les deux départements. Sur la partie iséroise du plateau, la gélinotte est chassée avec déclaration obligatoire des prises. Le tableau annuel sur l'ensemble du département de l'Isère est de 14 individus en moyenne, min. = 4, max. = 19 individus (période 1999-2010). Ce tableau est réalisé sur la plupart des massifs avec cependant une nette prépondérance du massif de Belledonne (36 % des prises) et du Vercors (34 %, 5 individus prélevés annuellement en moyenne)¹⁰.

En Drôme, la gélinotte n'est plus chassée depuis quelques années (plan de chasse 0).

Il faut noter que cette décision est en cohérence avec le statut assez précaire de l'espèce sur l'ensemble du Département de la Drôme en dehors, justement, de la petite partie couvrant les hauts plateaux du Vercors. En Isère, la gélinotte apparaît mieux répartie avec des populations établies dans tous les grands massifs (Chartreuse, Belledonne, Valbonnais notamment).

- Massif du Revard (73) dans les Bauges à proximité de Chambéry. Ce massif couvre environ 900 ha de forêts favorables à la gélinotte, il est de plus très accessible à l'automne. Une évaluation de la densité de gélinotte par une méthode génétique a été réalisée en 2010 sur 400 ha et donne environ 6 couples /100 ha (Montadert, Léonard & Jacob, non publié). En ne retenant que 5 couples /100 ha de densité moyenne, on aurait au printemps une cinquantaine d'individus. La gélinotte des bois est chassée en Savoie, les prélèvements annuels ne me sont pas connus.

- Forêt Domaniale de Chartreuse et forêts voisines à l'ouest du massif de Chartreuse (38), quelques 400 ha de forêts semblent assez riches en gélinotte. L'IPPC obtenu (30%) suggère une densité de 5 couples/100 ha, soit 40 individus au printemps.

- Haute vallée de l'Isère à proximité de Moutiers (73) en limite du Beaufortin et de la Tarentaise. Deux sites IPPC de part et d'autre de la vallée ont donné des valeurs de 21 et de 38% soit des densités comprises entre 4 et 6 couples/100 ha. L'estimation de la surface

¹⁰ Données transmises par la Fédération Départementale des Chasseurs de l'Isère.

forestière présentant de telles densités est difficile compte tenu de la forte variation des conditions stationnelles (pente, exposition ...) qui fait qu'il est peut-être risqué de généraliser ces densités à l'ensemble de la superficie forestière du secteur. On peut probablement estimer qu'il existe 1000 ha favorable, soit une centaine d'individus adultes au printemps.

On peut finalement synthétiser les avantages et inconvénients des différents sites dans le tableau suivant.

Tableau I : Caractéristiques des sites proposés pour effectuer des prélèvements de gélinotte

| | Effectif minimum de printemps | Densité | Accès au milieu en automne | Temps de transport |
|-------------------------------------|----------------------------------|-------------|-------------------------------|-----------------------|
| Auzet (04) | 338 | très forte | facile | 7h50 |
| Vercors (38/26) (hauts-plateaux) | 560 | forte | assez facile | 7h10 |
| Revard (73) | 50 | forte | facile | 8h14 |
| Chartreuse (38) (domaniale) | 40 | forte | facile | 7h50 |
| Moutiers (73) | 100 | assez forte | difficile | 8h16 |

L'examen du tableau fait très nettement ressortir en plus du site d'Auzet, le site du Vercors. Ces deux sites, sont les seuls qui possèdent une population de gélinotte dépassant nettement 100 adultes.

Dans l'hypothèse où le site du Vercors ne pourrait être mobilisé pour faire des captures, il nous semble très difficile de réussir à atteindre l'objectif numérique fixé car les autres sites ne pourront accepter que des prélèvements réduits du fait de la petite taille de leur population. Il faudrait alors répartir l'effectif en plusieurs petits sites où les temps de déplacements et une connaissance insuffisante de la population, abaisseront fatalement le rendement de capture.

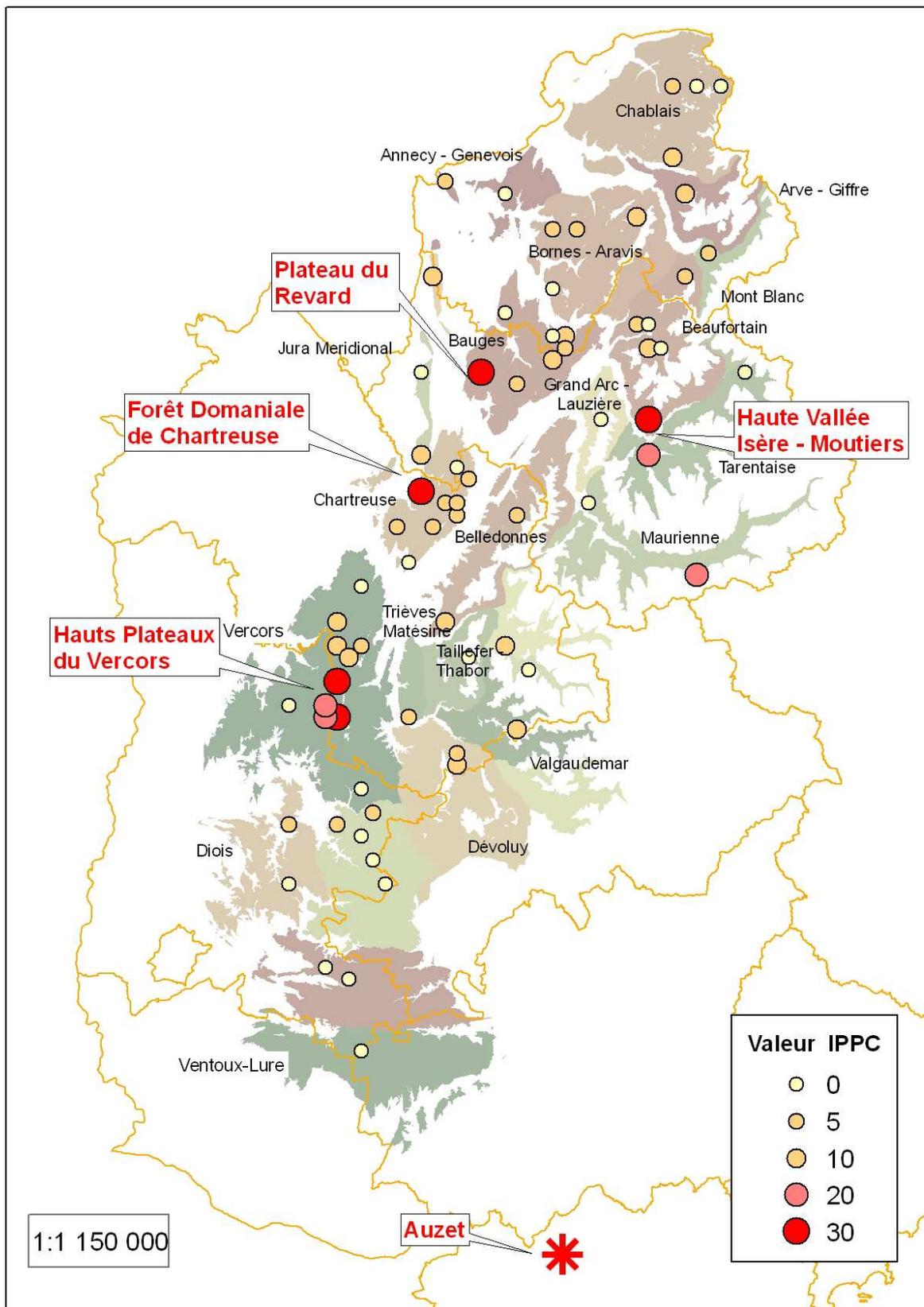


Figure 1 : Localisations des sites de suivi de la gélinoite des bois par la méthode IPPC dans les Alpes du nord. Le site d'Auzet est indiqué par une étoile (valeur IPPC > 50%)

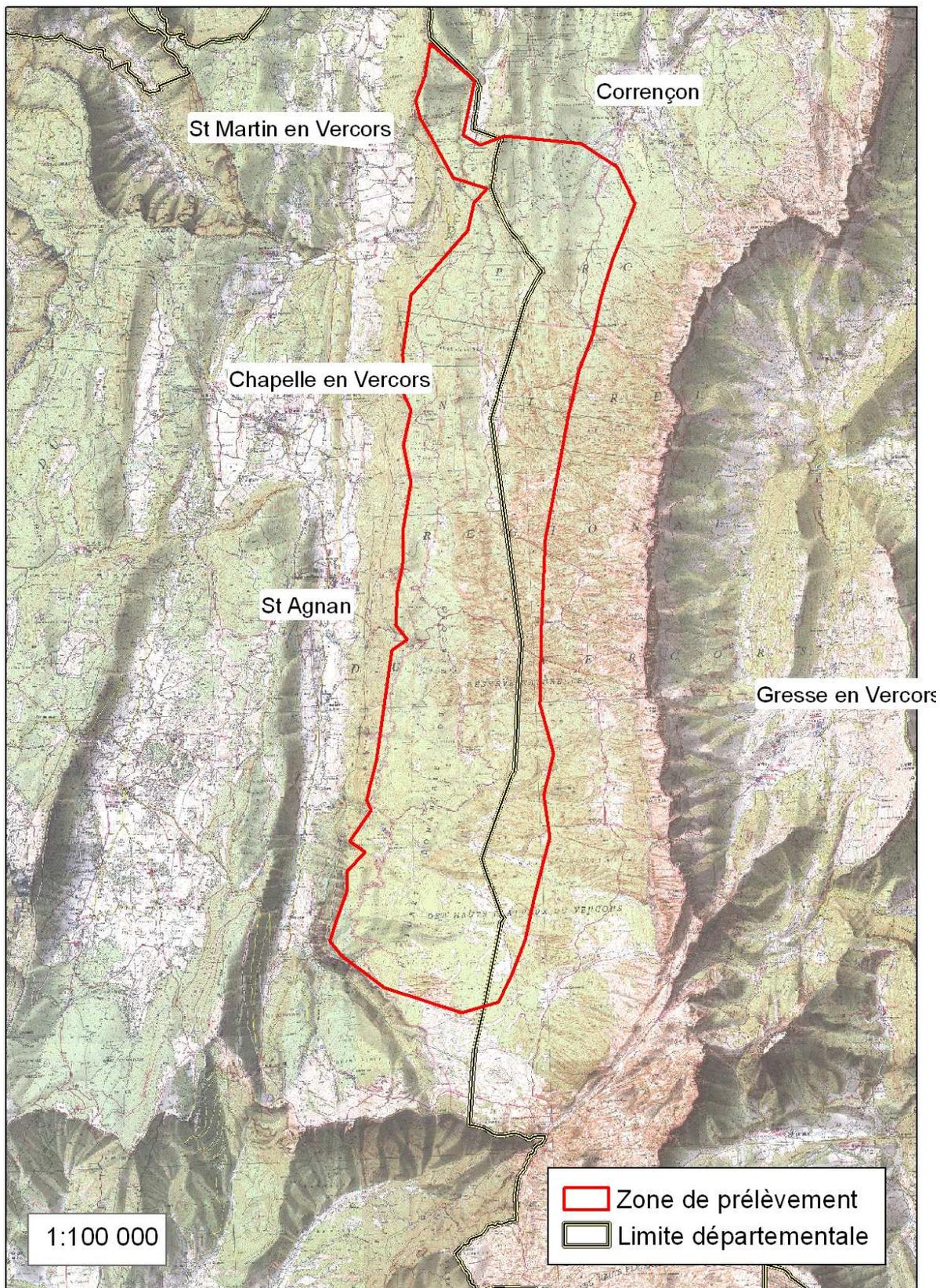


Figure 2 : Site de prélèvement de gélinotte des bois proposé sur les Hauts plateaux du Vercors.

VI – Evaluation de l'impact démographique des prélèvements sur les populations sources

VI. 1 – Considérations générales sur l'analyse démographique des populations

A partir du moment où le projet de réintroduction repose sur le lâcher d'oiseaux sauvages capturés dans le milieu naturel, il importe de s'assurer que ce prélèvement ne mettra pas en danger les populations donneuses.

Une simple évaluation de la ponction que représente le prélèvement en pourcentage de la population source, est insuffisant car elle ne nous dit rien des conséquences sur la dynamique de la population donneuse. Il est donc nécessaire de tenter de modéliser cette dynamique démographique en comparant plusieurs modèles sans, et avec, différents niveaux de prélèvements.

La modélisation de la dynamique des populations est un des grands chantiers de l'écologie des populations, avec comme exemple le plus connu, les analyses de viabilité des populations (PVA : Population Viability Analysis) (Akçakaya & Sjögren-Gulve 2000, Beissinger & Westphal 1998, Boyce 1992). Les PVA visent essentiellement à calculer les probabilités d'extinction d'une population au bout d'une période donnée. Une autre approche cherche à déterminer la taille minimum initiale de la population qui permet une persistance au bout d'une période donnée. Dans le cas qui nous préoccupe, plutôt que de chercher à estimer une probabilité d'extinction qui n'a guère de sens pour les populations stables, il nous semble plus pertinent d'estimer le taux d'accroissement de notre population soumise à différents traitements (à savoir avec ou sans prélèvement).

Ce taux d'accroissement est exprimé par le taux multiplicatif annuel noté λ . Ce paramètre est la grandeur qui, multipliée chaque année par l'effectif, donne l'effectif de l'année suivante. Son caractère multiplicatif implique qu'une population présentant un taux λ fixe pendant une certaine période de temps, présente une variation exponentielle de ses effectifs au cours de cette période.

On a alors $N_t = N_0 * \lambda^t$. Avec t le nombre d'unités temporelles (classiquement l'année), N_t l'effectif à l'instant t et N_0 l'effectif au temps 0.

Ainsi un $\lambda < 1$ indique une population en décroissance exponentielle, et $\lambda > 1$ une population en croissance exponentielle. La comparaison des valeurs de λ sous différents scénarios de prélèvements permettra ainsi de juger de l'influence de ces scénarios sur la dynamique de la population.

Pour simuler une dynamique démographique, il est nécessaire d'estimer les paramètres d'entrées (recrutement de nouveaux individus par la reproduction locale ou par immigration) et les paramètres de sorties (mortalité et émigration).

La modélisation consiste à chaque pas de temps (ici l'année) de recalculer l'effectif de l'année suivante en appliquant ces paramètres d'entrées et de sorties.

Cette démarche, qui paraît simple de prime abord, se heurte en fait à de nombreux problèmes qui rendent la fiabilité des prédictions souvent sujettes à caution (Coulson *et al.* 2001). Suivant White (2000), on peut lister les problèmes suivants :

1) La précision des estimations des paramètres démographiques (survie, recrutement ...) est souvent faible du fait des difficultés techniques associées à ces mesures et de la petite taille des échantillons. Une erreur de quelques pour cents dans l'estimation des paramètres démographiques clés, suffit à changer la trajectoire de la population simulée. L'importance de cet effet est telle que certains auteurs considèrent que dans la plupart des cas, il faut seulement

utiliser ces modèles pour des analyses comparatives de l'effet de différents scénarios, sans accorder de crédits aux valeurs absolues des prédictions. C'est cette approche que nous privilégions ici.

2) Les sources de variations des paramètres démographiques sont multiples dans les conditions naturelles. Les modèles démographiques purement déterministes où les paramètres sont maintenus constants, ne sont pas réalistes et conduisent à des interprétations erronées. Ainsi, permettre aux paramètres de fluctuer autour d'une valeur moyenne qui reste pourtant constante, augmente fortement les risques d'extinction. On peut identifier les sources de variation suivantes :

- La stochasticité démographique, elle traduit le fait que pour une valeur moyenne d'un paramètre (par exemple le taux de survie), la réalisation de ce taux appliqué à un nombre fini d'individus, donne un nombre qui fluctue aléatoirement autour de la moyenne. Plus l'effectif concerné est petit, plus cet effet aléatoire se fera sentir et augmentera donc la probabilité d'extinction. On peut, par exemple, simuler cet effet stochastique de la survie en considérant que le nombre d'individu survivant dans le pas de temps t , pour un taux de survie S , est la réalisation d'un évènement binomial (c.a.d. ne pouvant prendre que 2 valeurs : vivant ou mort) de probabilité P ¹¹.
- La stochasticité environnementale. Celle-ci peut se décliner en plusieurs sources de variations :
 - Variation temporelle sous contraintes externes : Les paramètres démographiques sont susceptibles de varier d'une année sur l'autre du fait de la variabilité intrinsèque de l'environnement (climat, prédation, évolution spontanée des habitats ...). Même si les valeurs moyennes sont maintenues constantes, l'introduction de cette variabilité augmente aussi la probabilité d'extinction. A ces variations de relativement faible amplitude mais fréquemment rencontrées, on peut aussi ajouter des phénomènes catastrophiques, rarement observés mais de très fort impact, qui peuvent complètement changer la trajectoire d'une population.
 - Variation spatiale. L'habitat est souvent hétérogène dans l'espace et cette hétérogénéité modifie les conditions environnementales que rencontrent les individus. Ainsi, une forte hétérogénéité spatiale introduit une variabilité supplémentaire des paramètres démographiques qui, contrairement à la précédente, diminue les risques d'extinction tant que les flux d'individus sont suffisants au sein de cet espace.
 - Variation individuelle. Beaucoup de modèles (dont ceux développés ici) considèrent que tous les individus d'une population de même classe d'âge et de sexe, soumis aux mêmes conditions environnementales sont identiques d'un point de vue démographique (même paramètres vitaux). Toutefois, il est connu que les performances démographiques peuvent être variables d'un individu à l'autre au sein d'une même classe d'individus. Ces variations des performances individuelles peuvent être d'origines génétique mais aussi phénotypique. Ainsi, les conditions plus ou moins favorables rencontrées pendant la période juvénile d'un individu, peuvent influencer le nombre de jeunes qu'il produira au cours de sa vie adulte (Lindström 1999). L'incorporation de cette variation individuelle dans les modèles démographiques augmente la probabilité de maintien de la population.

¹¹ Intuitivement, il est assez évident de se rendre compte que si le nombre d'individus soumis à cette survie est très petit, à l'extrême $n = 1$, la résultante d'une probabilité de survie qui serait comprise entre 0 et 1, appliquée à ce seul individu ne peut donner qu'un effectif survivant égal à 0 ou à 1 soit les deux valeurs extrêmes théoriquement possibles pour un taux de survie : 0 ou 100 % !.

Ainsi, l'incorporation de ces facteurs de variation, aura selon les cas, tendance à stabiliser les populations ou, au contraire, à augmenter leur risque d'extinction.

Il est aussi important de ne pas confondre ces facteurs de variations qui sont liés aux processus démographique, avec l'incertitude liée à l'échantillonnage. Cette incertitude d'échantillonnage, mesurée par l'intervalle de confiance des valeurs des paramètres vitaux, souvent grande, n'a rien à voir avec l'amplitude de variation des paramètres associés aux processus démographiques.

Enfin, il est généralement nécessaire d'incorporer un mécanisme de densité-dépendance dans la simulation. On constate généralement que les populations ne croissent pas indéfiniment et qu'il existe, pour des conditions environnementales données, une densité d'équilibre. La densité-dépendance implique que le taux d'accroissement λ est dépendant de la densité selon une certaine relation. Il prend en moyenne la valeur nulle quand la densité est égale à la valeur K d'équilibre. Les mécanismes démographiques impliqués peuvent être, à mesure que la densité se rapproche de K , une réduction de la fécondité, de la survie et une augmentation de la dispersion, notamment des jeunes.

L'existence de la densité-dépendance a d'importantes conséquences en matière de gestion cynégétique puisqu'elle rend possible une compensation des prélèvements par une augmentation concomitante des performances démographiques des individus survivants. Cette survie compensatoire peut être complète ou (le plus souvent) partielle. Chez les Tétraonidés, cet aspect a été peu étudié et les cas avérés de survie compensatoire, semblent peu nombreux (Ellison 1991). Pour des raisons diverses (accidents démographiques, forte pression de prédation ou cynégétique, etc...), de nombreuses populations de Tétraonidés se maintiennent en dessous du seuil d'équilibre, ce qui ne permet pas aux mécanismes de densité-dépendance de s'exprimer.

L'incorporation de la densité-dépendance peut se faire à différents niveaux dans la simulation. Cependant pour être réaliste, elle demande souvent des informations difficiles à obtenir car selon les circonstances et les populations, la densité-dépendance peut concerner uniquement certains compartiments de la population ou certains paramètres démographiques. De plus, la forme de cette relation, difficile à déterminer, influencera fortement la dynamique du système. Malgré tout, nous avons cherché à introduire cette densité-dépendance car elle nous semble indispensable pour rendre compte des fluctuations des effectifs observées dans les populations naturelles.

VI. 2 - Construction du modèle démographique pour la gélinotte des bois.

Dans le but de simuler la cinétique démographique d'une population de gélinotte soumise à divers niveaux de prélèvements, nous avons utilisé les estimations des paramètres démographiques suivants :

VI. 2a – Evaluation des paramètres de survie

Ils ont été calculés par le suivi individuel de gélinottes radio-équipées sur le site d'Auzet entre 1998 et 2006 (données complétées depuis Montadert & Léonard (2003)). La survie a été estimée par la méthode de Kaplan-Meier modifiée pour les entrées successives d'individus (Pollock *et al.* 1989) implémentée dans le module Survival sous R (R-Development-Core-Team 2004)).

On voit dans le tableau II que la précision des estimations est particulièrement faible pour les survies séparées des juvéniles selon le sexe. Nous avons donc aussi calculé une survie commune pour les juvéniles tous sexes confondus.

Tableau II : Taux de survie des gélinottes suivies par télémétrie à Auzet, Alpes de Haute Provence (IC : Intervalle de confiance, SE : Erreur standard)

| | Survie annuelle | ICinf-95% | ICsup-95% | SE |
|----------------------|----------------------------|-----------|-----------|-------|
| Mâle adulte | 0,73 | 0,61 | 0,88 | 0,070 |
| Femelle adulte | 0,66 | 0,51 | 0,86 | 0,087 |
| | Survie septembre a mi juin | ICinf-95% | ICsup-95% | SE |
| Mâle juvénile | 0,60 | 0,43 | 0,84 | 0,103 |
| Femelle juvénile | 0,77 | 0,60 | 1 | 0,100 |
| juvéniles deux sexes | 0,68 | 0,55 | 0,84 | 0,073 |

VI. 2b – Evaluation des paramètres de reproduction

Ce paramètre a été estimé à partir de plusieurs sources de données. Nous disposons, d'une part, du suivi de femelles radio-équipées à Auzet (Montadert 2005 et données non publiées) et, d'autre part, des résultats de comptage en battue en été. Ces comptages en battue donnent un nombre de jeunes rapporté à un nombre d'adultes levés. Dans ce cas, le problème est d'estimer la part des femelles dans les oiseaux adultes levés, le sexe de la gélinotte étant impossible à reconnaître à l'envol. Les travaux menés sur le sex-ratio sur le site d'Auzet et dans différentes régions du monde (voir synthèse dans Montadert 2006) montrent qu'il est systématiquement en faveur des mâles au printemps. Nous avons donc empiriquement estimé le nombre de femelles levées en battue en considérant un sex-ratio de 1.18 (15 % de mâles surnuméraires). Ces comptages en battue ont aussi été réalisés intensivement depuis plus de 10 ans dans 3 ou 4 sites d'étude dans le massif jurassien. Ils nous fournissent ainsi une estimation complémentaire du succès reproducteur ainsi que de ses variations inter-annuelles (Tableau III).

Tableau III : Succès reproducteur estimé de différentes populations de gélinotte dans le massif jurassien et les Alpes de Haute Provence

| Méthode | Massif | Site | Nb d'années de suivi | Jeune par poule moyen estimé |
|------------|-------------------------|-------------------|----------------------|------------------------------|
| Battue | Massif Jurassien | Risoux(39) | 33 | 1,8 |
| | | Risol (25) | 21 | 1,2 |
| | | Haute-Joux (39) | 13 | 1,4 |
| | | Champfromier (01) | 15 | 0,8 |
| | Alpes de Haute Provence | Auzet (04) | 8 | 1,1 |
| Télémétrie | Provence | Auzet (04) | 8 | 0,21 à 1,4 |

Quelque soit la méthode utilisée, l'estimation du succès reproducteur est difficile et potentiellement sous-estimée. En battue, la taille des nichées est probablement sous-estimée du fait des difficultés d'observations au moment où la nichée est levée (sous-étage souvent fermé masquant la vue). De plus des différences de détectabilité entre individus et entre forêts rendent les comparaisons difficiles. Ainsi, le très faible succès reproducteur de la forêt de Champfromier (01) semble peu compatible avec le maintien à long terme de cette population qui pourtant ne montre pas de signes de déclin depuis 1993.

La télémétrie pose le problème des faibles effectifs suivis chaque année alors que le succès reproducteur est très variable d'une année sur l'autre et d'une poule à l'autre. Par ailleurs, il n'est pas impossible que les poules radio-équipées aient un succès reproducteur inférieur à celui des poules non équipées.

Finalement, nous avons choisi d'appliquer un taux reproducteur moyen de 1.15 jeune par poule pour la population d'Auzet.

Pour simuler la grande variation inter-annuelle de ce paramètre, nous nous sommes servis des résultats des comptages en battue du Jura pour construire une distribution de fréquence empirique du succès reproducteur, dont la moyenne reste 1.15.

Nous avons préféré cette distribution empirique à une modélisation basée sur une loi de distribution donnée car la distribution observée s'est avérée difficile à modéliser avec une des fonctions classiquement utilisées dans ce domaine (fonction gamma, beta, binomiale négative, etc.). La figure 3 illustre la distribution empirique du succès reproducteur basée sur la distribution observée des nichées dans le massif jurassien. Nous avons légèrement modifié cette distribution afin de ne pas retenir les valeurs extrêmes de reproduction exceptionnellement observées qui nous semblent probablement liées à des artefacts d'échantillonnage (reproduction = 0 : 5% des cas observés et reproduction > 4 : 1% des cas).

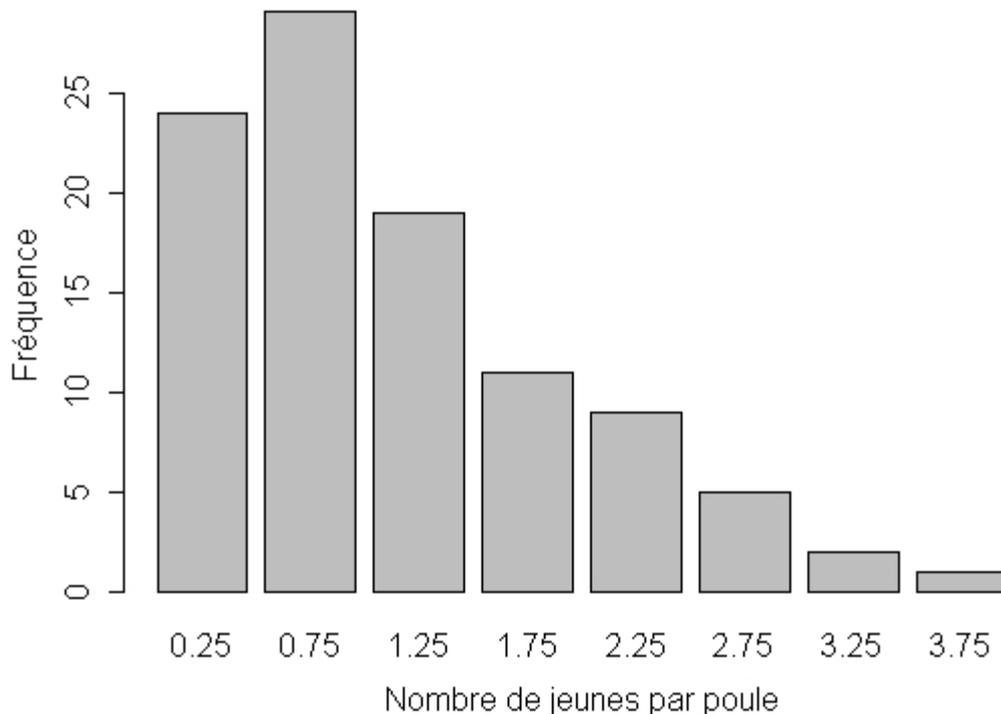


Figure 3 : Distribution de fréquence du nombre de jeunes par poule utilisée pour la modélisation. Moyenne = 1.15 jeune par poule

VI. 2c - Dispersion

L'étude de la dispersion post-nuptiale a été réalisée à Auzet à partir de jeunes équipés d'émetteurs et suivis jusqu'au printemps suivant (Montadert, 2005 & 2011). Elle nous révèle que la majeure partie des jeunes se dispersent à moins de 4 km, mais qu'environ 20% des jeunes mâles effectuent des déplacements de plus de 10 km. Ainsi à l'échelle de la zone d'étude, on peut considérer que la plupart des nouvelles recrues sont nées sur place à l'exception d'un certain pourcentage de mâles qui peuvent avoir une origine plus éloignée. Nous considérerons donc que l'éventuelle différence de bilan migratoire peut-être considérée comme nulle et nous négligerons ce facteur dans la simulation démographique

VI. 2d - Modélisation de la variation

- Stochasticité démographique

Nous l'avons simulé pour les survies uniquement en considérant que le nombre d'individus survivants d'une classe donnée (jeune/ adulte, mâle/femelle) est la réalisation aléatoire d'un événement binomial de probabilité P , avec P égale au taux de survie respectif de la classe d'individus concernée.

Nous n'avons pas introduit de stochasticité démographique spécifique pour la fécondité, en considérant que la stochasticité environnementale introduite (voir ci-dessous), possède en fait une part d'aléas d'échantillonnage.

- - Stochasticité environnementale

- *Reproduction*

Nous avons simulé la variation de la fécondité en tirant à chaque pas de temps (année) aléatoirement une valeur dans la distribution empirique du nombre de jeune par poule (Fig. 2). Compte tenu de la façon dont elle a été élaborée, cette distribution ne relève pas uniquement de la stochasticité environnementale mais aussi des aléas d'échantillonnage.

- *Survie*

Nous n'avons aucune donnée sur la dynamique de variation des paramètres de survie dans le temps. Plutôt que choisir une variation démographique temporelle à priori, qui ne s'appuierait sur aucune observation de terrain, nous avons renoncé à construire une distribution de probabilité selon une loi choisie à priori (classiquement la fonction beta ou normale). Ce choix implique donc une certaine sur-estimation des probabilités de persistance de la population. Toutefois, et pour les mêmes raisons d'absence d'informations, nous avons aussi renoncé à modéliser les variations dans l'espace ou entre les individus d'une même classe d'âge et de sexe, ce qui à l'opposé, sous-estime potentiellement la probabilité de persistance de la population.

Par contre, un ensemble d'observations suggèrent que des mécanismes de densité-dépendance interviennent dans la dynamique de populations de la gélinotte.

1) A Auzet, l'organisation spatiale des individus et le nombre des territoires se sont révélés très stables pendant 10 ans. Un territoire vacant après la mort d'un individu est rapidement réoccupé l'année suivante, et le nouvel arrivant présente un comportement spatial similaire au précédent. Par ailleurs, le comportement de certains juvéniles pendant leur phase de dispersion post-nuptiale caractérisé par de nombreux mouvements erratiques au cours du premier hiver et jusqu'au printemps suivant, suggère qu'une saturation des meilleurs territoires les empêche de s'installer rapidement. Certains individus mâles ont même été incapables de trouver un territoire lors de leur premier printemps et se sont déplacés à nouveau dans leur 2^{ème} automne. Ce phénomène est beaucoup moins visible pour les jeunes femelles qui s'installent plus rapidement dans leur nouveau territoire, bien que certaines d'entre elles aient attendu jusqu'au printemps pour définitivement se fixer.

2) L'analyse des comptages en battue de gélinotte dans le Jura, suggère aussi l'existence d'une densité-dépendance dans les variations inter-annuelles de la densité. En reprenant et complétant les données de Leclercq (1988) du massif du Risoux (39)¹² et en ajoutant les données du massif du Risol (25), nous pouvons mettre en évidence un probable mécanisme de densité-dépendance (Fig. 4). Quand la pente de la droite de régression entre taux

¹² Repris dans Ellison 1991

d'accroissement et densité est égale à 1, la compensation est complète. La relation semble plus forte dans le Risoux que dans le Risol, mais dans les deux cas, le test de randomisation de la pente est significatif (Pollard *et al.* 1987)¹³. A noter que, notamment au Risoux, la relation n'apparaît pas forcément linéaire. Aux erreurs d'échantillonnage près, on peut envisager une forte densité dépendance pour les valeurs extrêmes de la densité et une plus faible autour des valeurs moyennes.

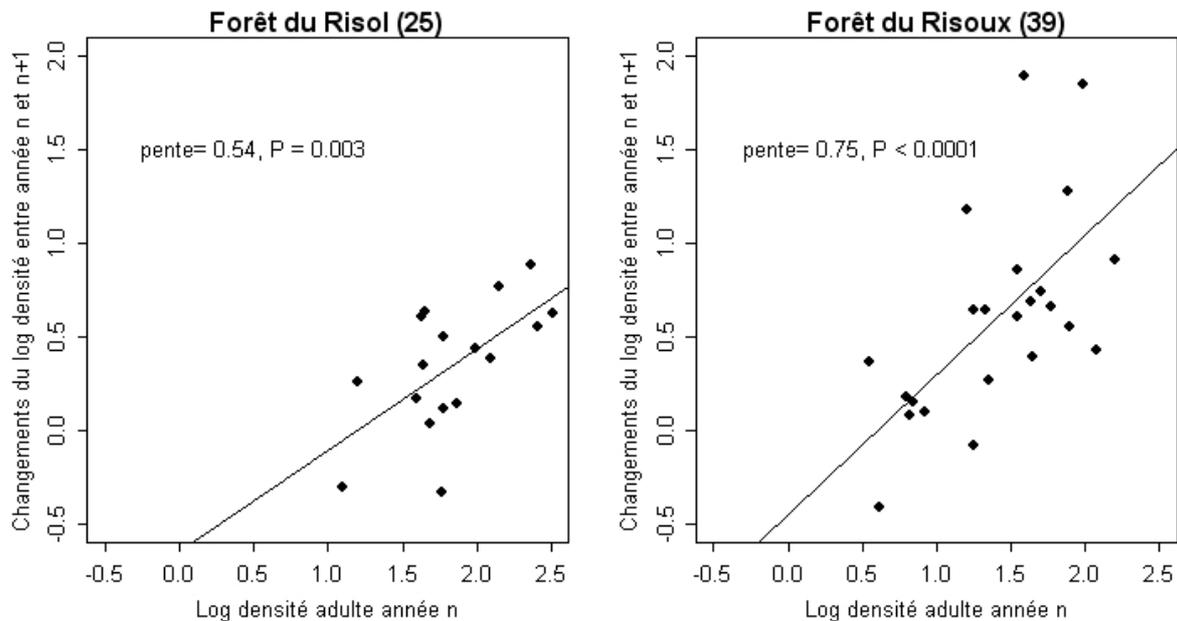


Figure 4 : Relation entre taux d'accroissement instantané et densité de gélinottes comptées en battue dans le massif jurassien (Risol (25) et Risoux (39)). La droite de régression et le résultat du test de randomisation sont reportés. Une ordonnée positive implique que $\text{Log}(n+1)$ est inférieur à $\text{log}(n)$.

Nous avons donc construit trois modèles qui prennent en compte l'existence d'une densité dépendance.

Le modèle 1 réajuste l'effectif à chaque pas de temps en fonction de la densité.

Pour ce faire, nous modélisons une valeur de probabilité P qui suit une fonction logistique selon deux équations de part et d'autre de la densité d'équilibre (20 individus/100 ha) (Fig. 5). Cette distribution de probabilité n'est pas symétrique de part et d'autre de la densité d'équilibre. Au dessus de 20 ind./100 ha, la probabilité croit pour atteindre une valeur de 0.5 à 1.5 fois la densité d'équilibre et tend vers 1 à partir d'une densité double.

En dessous de la densité d'équilibre, la probabilité reste très faible proche de 0 jusqu'à la moitié de la densité d'équilibre puis augmente fortement, avec $P = 0,5$ au quart de la densité d'équilibre et $P = 0,9$ quand la densité est nulle. Ces probabilités sont utilisées pour calculer un nombre d'individus i à rajouter (pour les densités $D < 20$ ind./100ha) ou à soustraire (pour $D > 20$), avec i étant la réalisation aléatoire d'un évènement binomial de probabilité P (issu de la formule logistique) appliqué à un nombre d'individus x égale à la différence entre l'effectif au temps t et l'effectif d'équilibre

On a donc $i(t) = \text{Binomial}(x(t), P(t))$.

¹³ Toutefois, ces analyses supposent l'absence d'erreur d'échantillonnage ce qui est à l'évidence faux car la probabilité de détection des gélinottes en battue est inférieure à 1. L'absence de prise en compte des erreurs d'échantillonnage peut conduire à une surestimation de la densité-dépendance (Freckleton, *et al.* 2006).

Compte tenu du modèle choisi pour $P(t)$, la régulation est très faible entre 10 et 20 ind./100 ha et devient importante pour $D \geq 30$ et $D \leq 5$ ind./100 ha.

Ce modèle ne fait donc aucune hypothèse sur les mécanismes précis qui sont à l'œuvre pour expliquer la densité-dépendance des effectifs (survie, recrutement, ou dispersion densité dépendante), elle s'exerce sur l'ensemble de la population en présence.

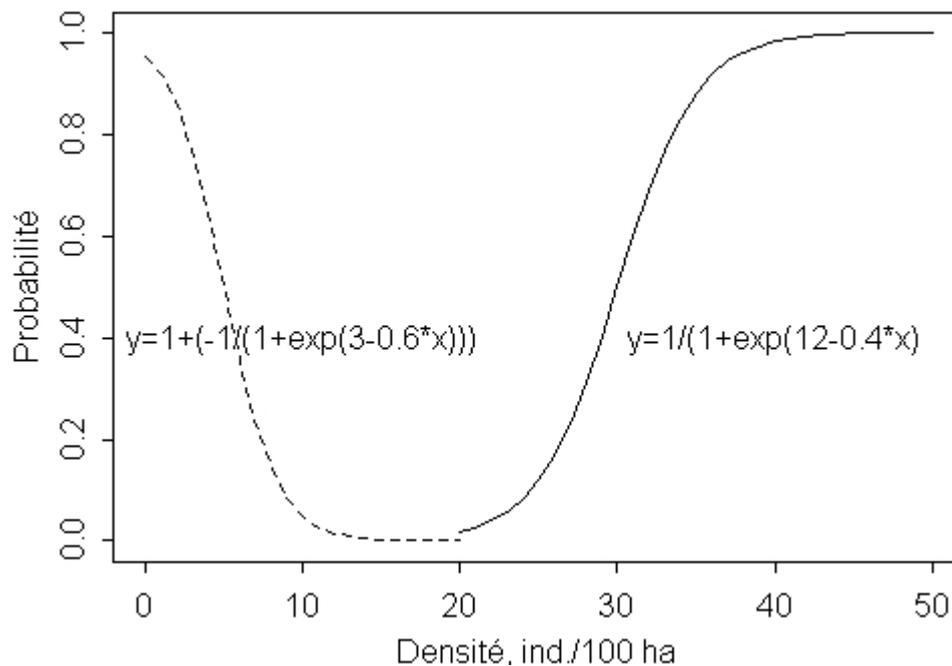


Figure 5 : Modèle de distribution densité-dépendante pour le modèle 1 (voir explication ci-dessus)

Modèle 2 et 3 :

Ces modèles postulent que la densité dépendance des effectifs s'exerce à travers la probabilité d'installation des jeunes produits sur place, probabilité qui suivrait une fonction dépendante de la densité. En fait cette probabilité de recrutement des jeunes intègre à la fois la probabilité qu'un jeune né sur place reste et survive jusqu'au printemps mais aussi la probabilité que des jeunes immigreront dans la zone et survivent. Dans l'état actuel des connaissances sur cette population, il nous semble que ce mécanisme est le plus probable. La densité dépendance sur la fécondité nous semble très improbable chez les galliformes (Ellison 1991). Une densité-dépendance sur la survie adulte nous semble aussi peu vraisemblable dans les conditions régnant à Auzet du fait du comportement territorial qui fixe en amont, le nombre maximal de territoires possibles et parce que, dans la très grande majorité des cas, tous les individus sont cantonnés définitivement à l'âge de 1 an (pas de population adulte flottante en dehors d'une très faible proportion de mâle de 1 an). Toutefois, dans des sites où on constaterait une forte variation spatiale de la qualité des territoires, cette hétérogénéité pourrait indirectement provoquer de la densité-dépendance de la survie adulte, parce que la qualité moyenne des territoires (et donc la performance démographique moyenne de la population) changerait avec la densité pour peu que les bons habitats soient sélectionnés en priorité (hypothèse de l' «Ideal Despotic Distribution» (Fretwell & Lucas 1969). Ce phénomène de mortalité différentielle selon le niveau de sécurité des territoires, a été observé dans une population de gélinotte étudiée en Suède (Swenson 1991).

Pour simuler la densité-dépendance du recrutement des jeunes, nous avons utilisé deux modèles, le premier modélise la «survie» selon une exponentielle négative, l'autre selon un polynôme de degré 3. (Fig. 6 a & b)

La fonction exponentielle qui décrit la variation de recrutement en fonction de la densité décline à un taux de $\approx 2\%$. Elle prend la valeur de la survie moyenne des jeunes (0.68) quand la densité = 20 ind./100 ha,

La fonction polynomiale présente une forme sigmoïde avec peu de changement de la survie entre 10 et 30 ind./100 ha. La survie apparente augmente fortement en dessous de 10 ind./100 ha et baisse brutalement au dessus de 30 ind./100 ha.

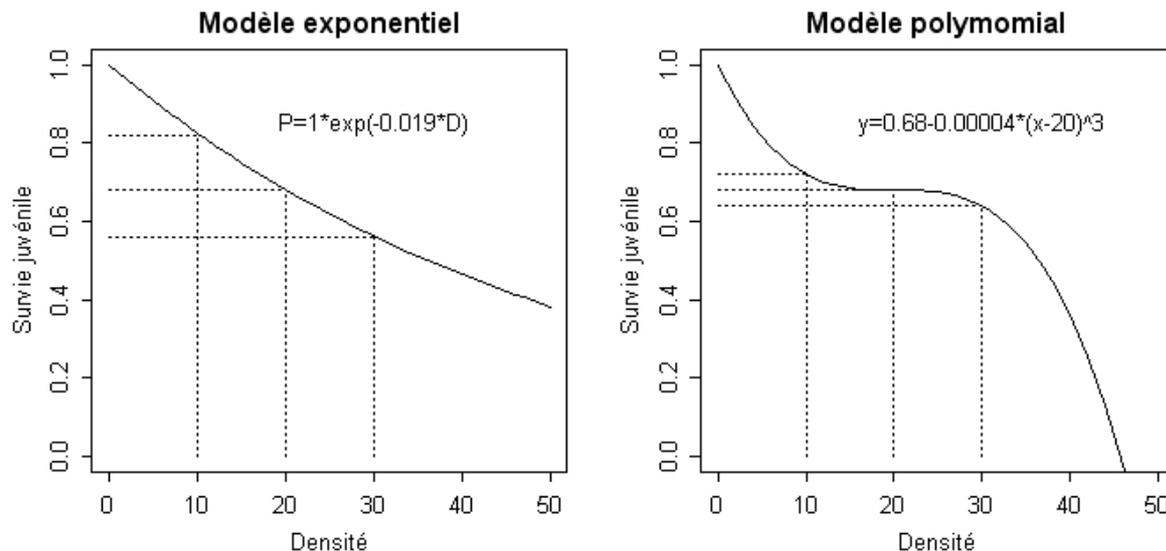


Figure 6 : Modèle de variation du recrutement juvénile en fonction de la densité selon deux modèles, exponentiel ou polynomiale du 3^{ème} degré.

VI. 2e - Modélisation de l'effet du prélèvement.

Nous avons, en fonction des différents modèles démographiques choisis, (sans densité dépendance et avec densité-dépendance selon 3 modèles) comparé le taux d'accroissement moyen (pour 1000 trajectoires) et ce, pour différents scénarios de prélèvement.

L'objectif fixé est de réaliser un prélèvement de 40 poules et de 50 mâles dans une proportion approximative de 2/3 à Auzet et 1/3 sur un autre site, soit pour le site d'Auzet ≈ 24 poules et 30 mâles

4 scénarios de prélèvement sont testés pour la population d'Auzet :

- Scénario 1 : Absence de prélèvement
- Scénario 2 : Prélèvement de 2 fois 8 poules et 10 mâles espacés de 2 ans (16 ♀, 20 ♂)
- Scénario 3 : Prélèvement de 2 fois 12 poules et 15 mâles espacés de 2 ans (24 ♀, 30 ♂)
- Scénario 4 : Prélèvement de 3 fois 8 poules 10 mâles espacés de 2 ans (24 ♀, 30 ♂)

Pour chacun des scénarios la distribution des valeurs du taux d'accroissement λ et son intervalle de confiance sont calculés et comparés.

Nous avons considéré que sur les 3380 ha de l'aire de présence à Auzet, nous ne prélèverons pour des raisons pratiques que dans 1000 ha des zones de plus fortes densités (20 ind./100 ha) soit un effectif estimé de 200 individus répartis en 92 ♀ et 108 ♂ pour un sex-ratio de 1.18.

Le taux de prélèvement annuel est donc pour une population théorique de 200 individus, soit de 9 % (scénarios 2 et 4), soit de 15.5% (scénario 3). Sur l'ensemble de la population d'Auzet, même en appliquant une densité moyenne inférieure de moitié (10 ind./100 ha), la population printanière théorique minimum serait de 338 individus.

L'ensemble des simulations démographiques visant à mesurer l'impact du prélèvement ont été réalisés en code R (R-Development-Core-Team 2004).

Le logiciel ULM (Legendre & Clobert 1995) a été utilisé en première approche (modèle matriciel déterministe sans stochasticité), pour comparer les valeurs prises par λ selon divers valeurs possibles des paramètres démographiques.

VI. 3 – Résultats des simulations

VI. 3a - Modèle déterministe sans stochasticité

Un modèle déterministe à deux classes d'âges et deux sexes donne les valeurs suivantes du taux d'accroissement, pour différentes valeurs des paramètres démographiques.

| | Taux d'accroissement λ |
|--|--------------------------------|
| Survie nominale différente pour chaque classe d'individus (Tab II) et fécondité : 1.15 | 1.16 |
| Survie différente pour adultes et identique pour juvéniles (0.68), fécondité nominale : 1.15 | 1.05 |
| Survie différente pour adultes et identiques pour juvéniles (0.68), augmentation de la fécondité de 10% = 1.27 | 1.09 |
| Survie adulte réduite de 1 écart-type, et identique pour les juvéniles, fécondité nominale : 1.15 | 0.96 |
| Survie adulte réduite de 1 écart-type, et identique pour les juvéniles, augmentation de la fécondité de 10% = 1.27 | 1.00 |

On constate que la plupart des scénarios donne un $\lambda > 1$ sauf pour celui où la survie adulte est réduite d'un écart-type. Toutefois, une faible augmentation de la reproduction (crédible compte-tenu d'une estimation à minima de ce paramètre) suffit à rétablir l'équilibre. Compte tenu des incertitudes sur l'évaluation séparée des survies des jeunes femelles et jeunes mâles et aussi parce que le premier modèle conduit à un déséquilibre du sex-ratio en faveur des poules ce qui n'est pas conforme à nos observations de terrain, nous retiendrons pour les simulations les valeurs des paramètres démographiques suivants :

| | |
|--------------------------------|------|
| - Survie mâle adulte | 0.73 |
| - Survie femelle adulte | 0.66 |
| - Survie juvénile (deux sexes) | 0.68 |
| - Reproduction | 1.15 |

VI. 3b – Modèle stochastique sans densité-dépendance

La comparaison du taux d'accroissement selon le modèle démographique sans densité-dépendance et selon les quatre scénarios de prélèvement, est illustrée dans les figures 7 & 8. Les taux d'accroissement n'apparaissent pratiquement pas modifiés par le prélèvement. On constate que les prélèvements stabilisent la population pendant la période où ils s'exercent puis la population retrouve une croissance parallèle.

Cette simulation conduit cependant à des trajectoires assez chaotiques avec des effectifs très élevés atteints dans certains cas, certainement peu réalistes (Fig . 9).

Elle n'en constitue pas moins l'hypothèse la plus « conservatrice » pour juger de l'impact potentiel du prélèvement puisqu'il est dans ce cas purement additif et non compensé. De plus nous avons choisi de n'affecter ce prélèvement qu'à la population adulte et non pas à la population adulte + jeunes, ce qui renforce encore l'impact potentiel théorique du prélèvement.

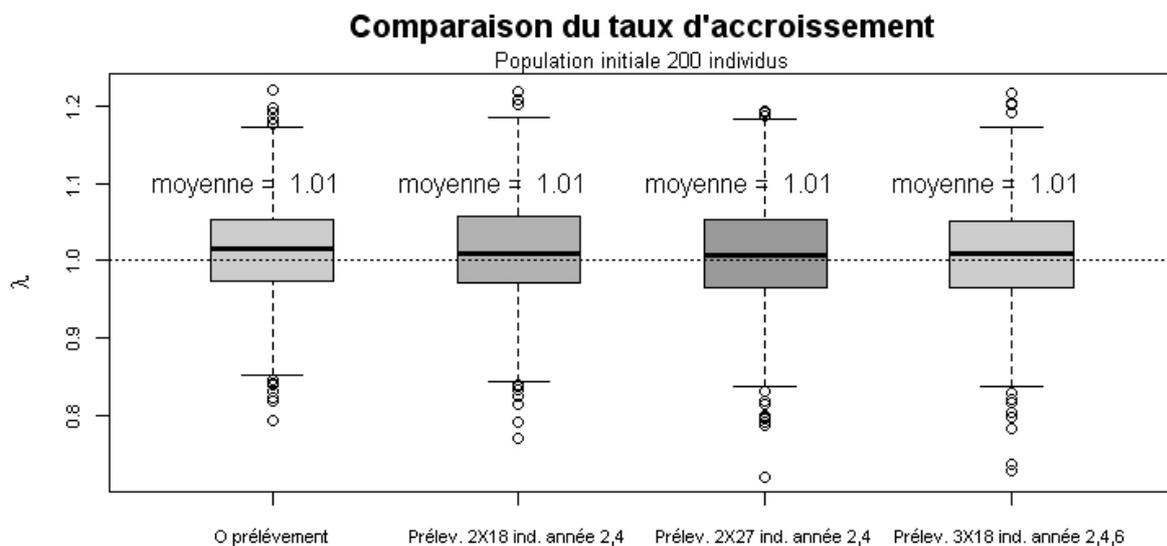


Figure 7 : Taux d'accroissement λ obtenus pour 1000 itérations de la simulation démographique d'une population de gélinotte sans mécanisme de densité dépendance et selon 4 scénarios : absence de prélèvement, prélèvement de 36 individus sur 2 années, de 54 individus sur 2 années et de 54 individus sur 3 années.

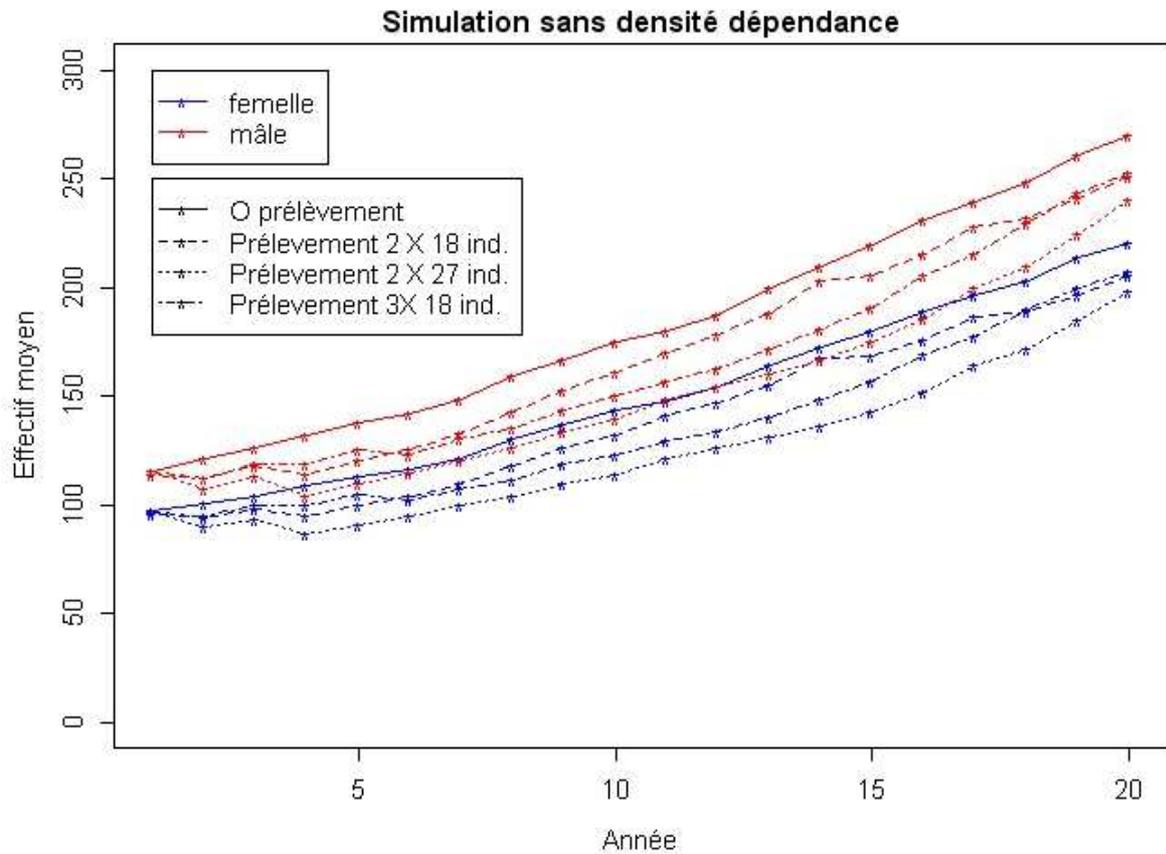


Figure 8 : Simulation démographique d'une population de gélinotte sans mécanisme de densité-dépendance, moyenne des effectifs de 1000 itérations et selon 4 scénarios : absence de prélèvement, prélèvement de 36 individus sur 2 années, de 54 individus sur 2 années et de 54 individus sur 3 années.

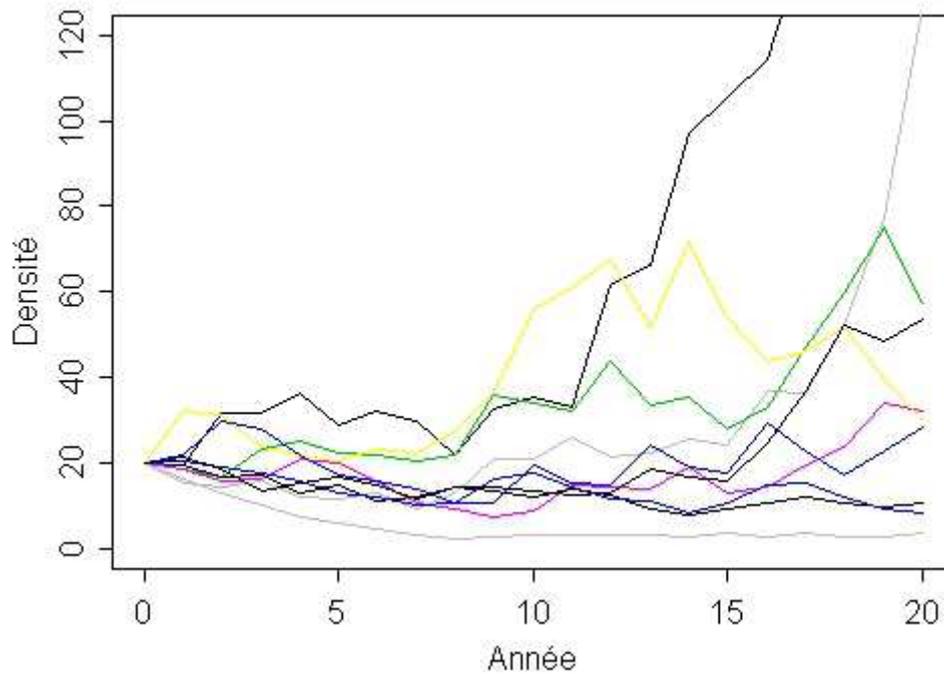


Figure 9 : Exemple de 10 trajectoires tirées au hasard dans les 1000 itérations de la simulation démographique d'une population de gélinotte sans densité-dépendance.

VI. 3c – Modèle stochastique avec densité-dépendance : modèle 1

La comparaison du taux d'accroissement du modèle démographique avec densité-dépendance globale et selon les quatre scénarios de prélèvement est illustrée par les figures 10 & 11. On constate l'absence de différences mesurables dans le taux d'accroissement selon les 4 scénarios de prélèvement. L'impact du prélèvement est visible encore deux années après le prélèvement mais les populations convergent ensuite rapidement à la densité d'équilibre

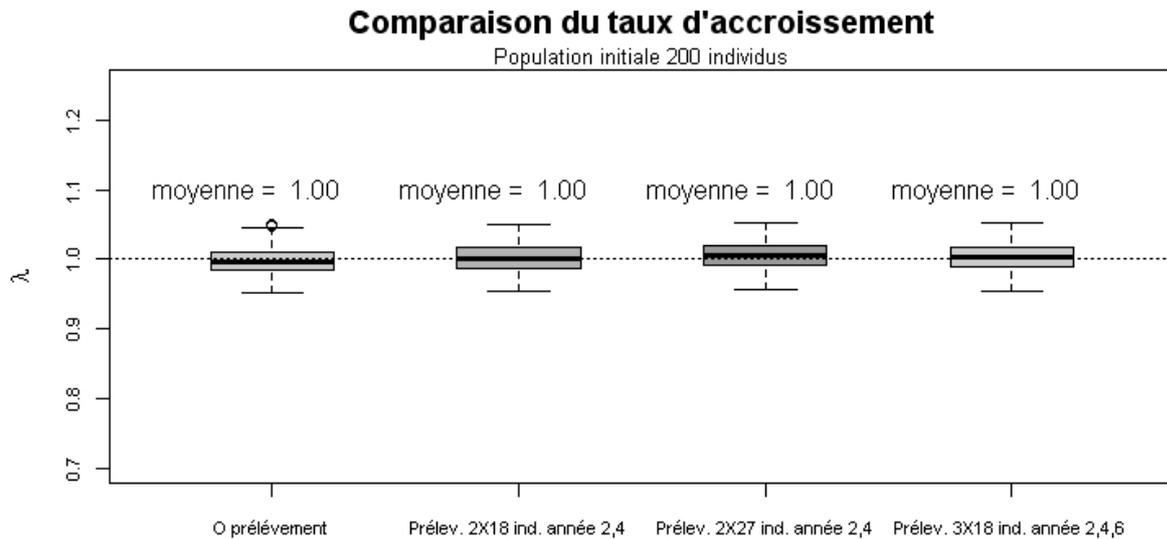


Figure 10 : Taux d'accroissement λ obtenus pour 1000 itérations de la simulation démographique d'une population de gélinotte avec mécanisme de densité-dépendance et selon 4 scénarios : absence de prélèvement, prélèvement de 36 individus sur 2 années, de 54 individus sur 2 années et de 54 individus sur 3 années.

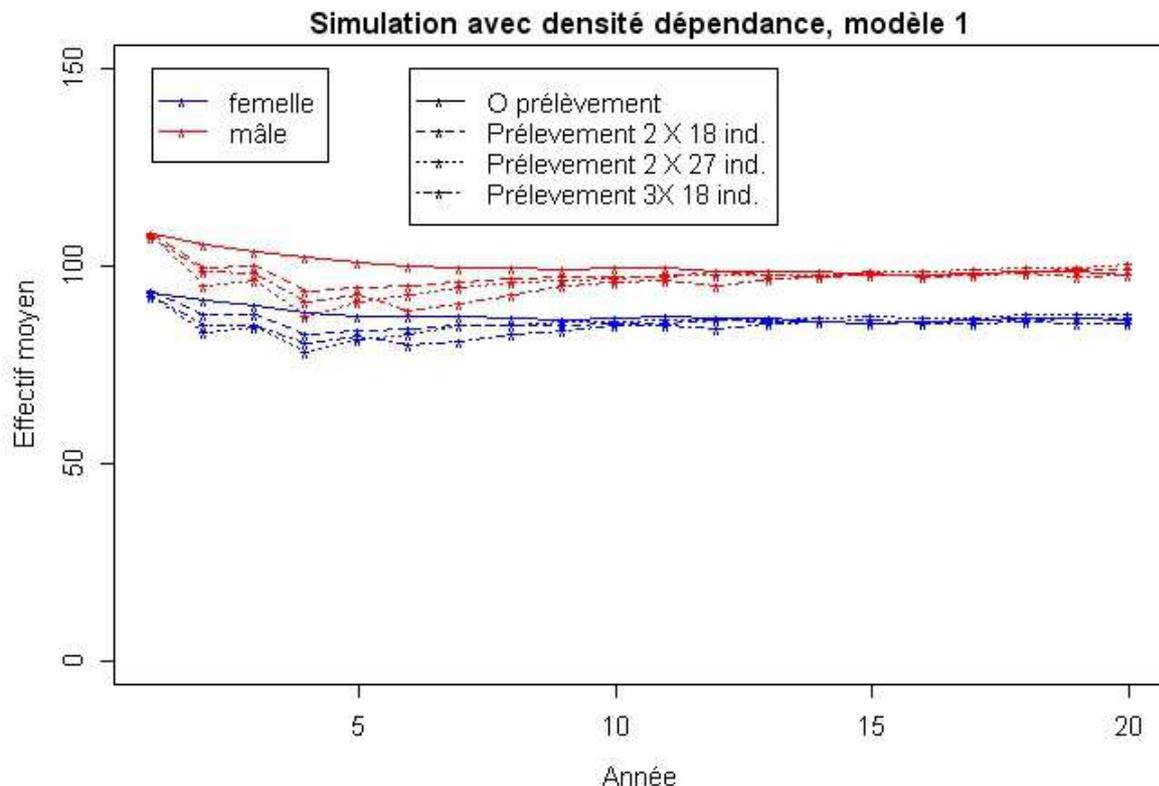


Figure 11 : Simulation démographique d'une population de gélinotte avec mécanisme de densité-dépendance globale (modèle 1), moyenne des effectifs de 1000 itérations et 4 scénarios de prélèvement.

VI. 3d – Modèle stochastique avec densité-dépendance : modèle exponentiel de la probabilité de recrutement des juvéniles. Modèle 2.

La comparaison du taux d'accroissement selon le modèle démographique avec densité-dépendance du recrutement des juvéniles et selon les quatre scénarios de prélèvement est illustrée par les figures 12 & 13. On constate encore une absence d'effet mesurable sur le taux d'accroissement. Après les prélèvements le retour à la densité d'équilibre apparaît moins rapide (4 ou 5 années nécessaires).

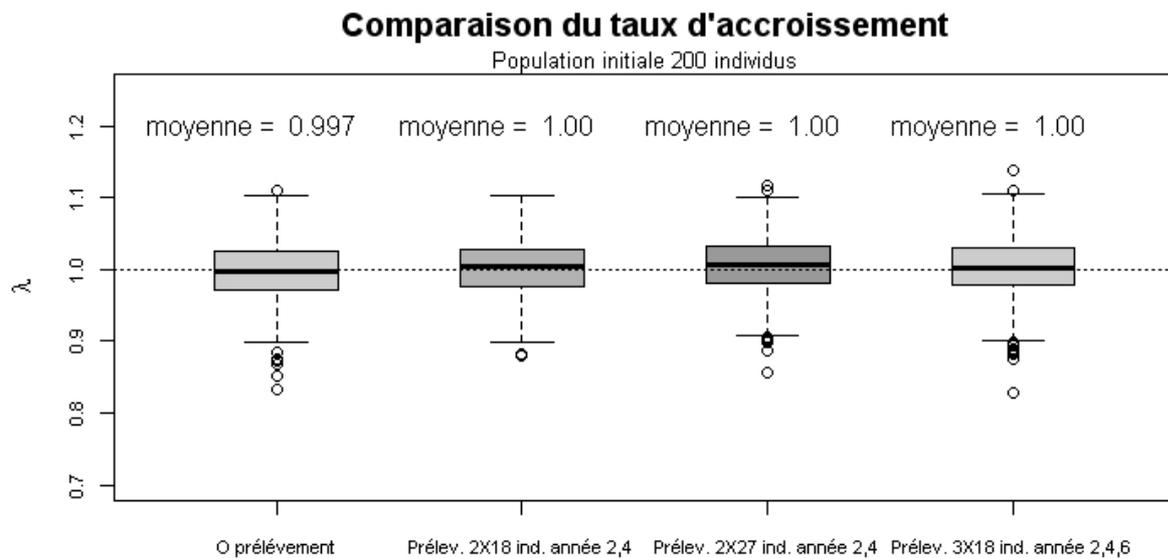


Figure 12 : Taux d'accroissement λ obtenus pour 1000 itérations de la simulation démographique d'une population de gélinotte avec mécanisme de densité-dépendance du recrutement juvénile (modèle exponentiel 2) et selon 4 scénarios : absence de prélèvement, prélèvement de 36 individus sur 2 années, de 54 individus sur 2 années et de 54 individus sur 3 années.

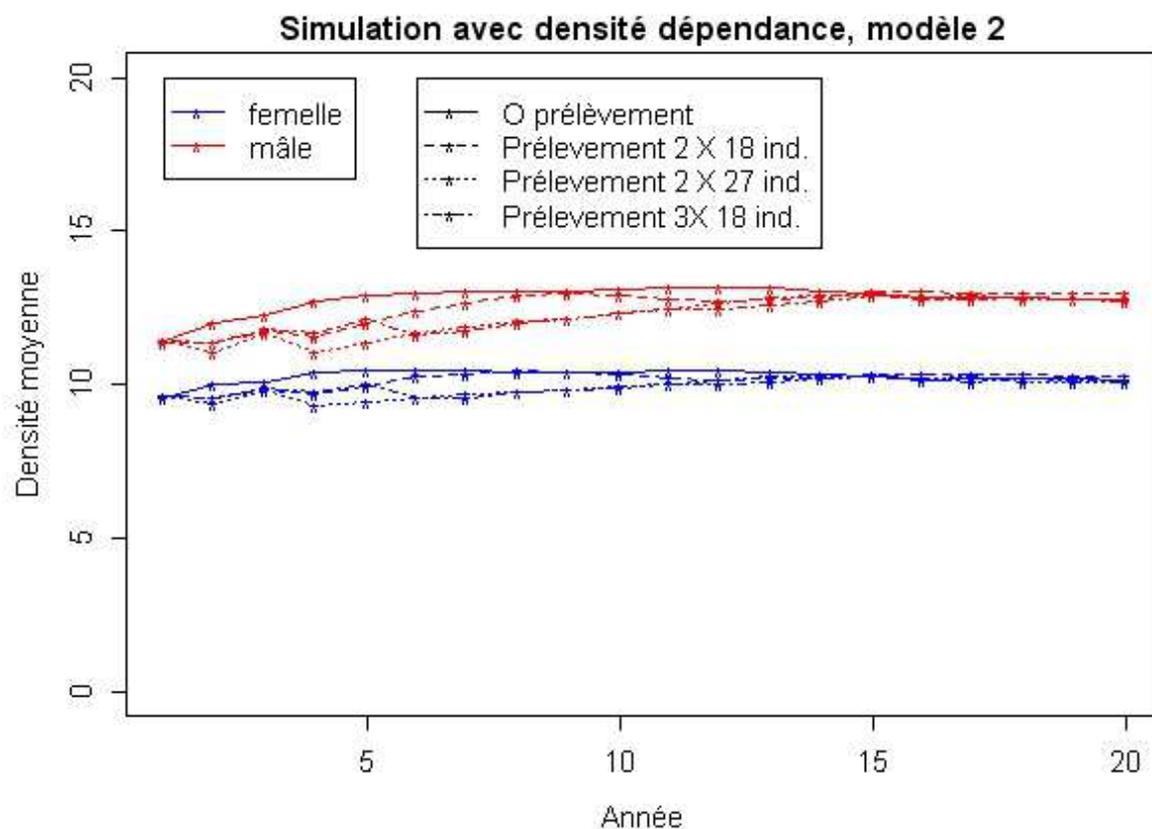


Figure 13 : Simulation démographique d'une population de gélinotte avec mécanisme de densité-dépendance du recrutement juvénile (modèle exponentiel 2), densité moyenne de 1000 itérations et selon 4 scénarios : absence de prélèvement, prélèvement de 36 individus sur 2 années, de 54 individus sur 2 années et de 54 individus sur 3 années.

VI. 3d – Modèle stochastique avec densité-dépendance : modèle polynomiale du 3ème degré de la probabilité de recrutement des juvéniles. Modèle 3.

La comparaison du taux d'accroissement selon le modèle démographique avec densité-dépendance du recrutement juvénile et selon les quatre scénarios de prélèvement est illustrée par les figures 14 & 15. On constate une absence d'effet évident sur le taux d'accroissement. Le retour à l'équilibre après les prélèvements apparaît plus progressif que dans le modèle exponentiel (≈ 8 ans).

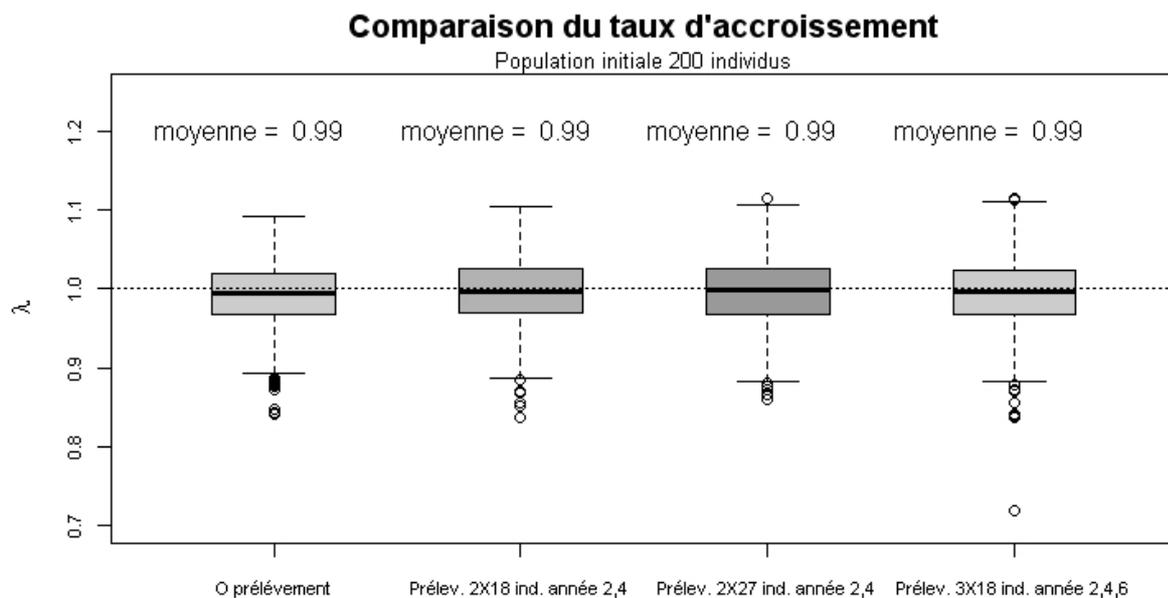


Figure 14 : Taux d'accroissement λ obtenus pour 1000 itérations de la simulation démographique d'une population de gélinotte avec mécanisme de densité-dépendance du recrutement juvénile (modèle polynomiale 3).

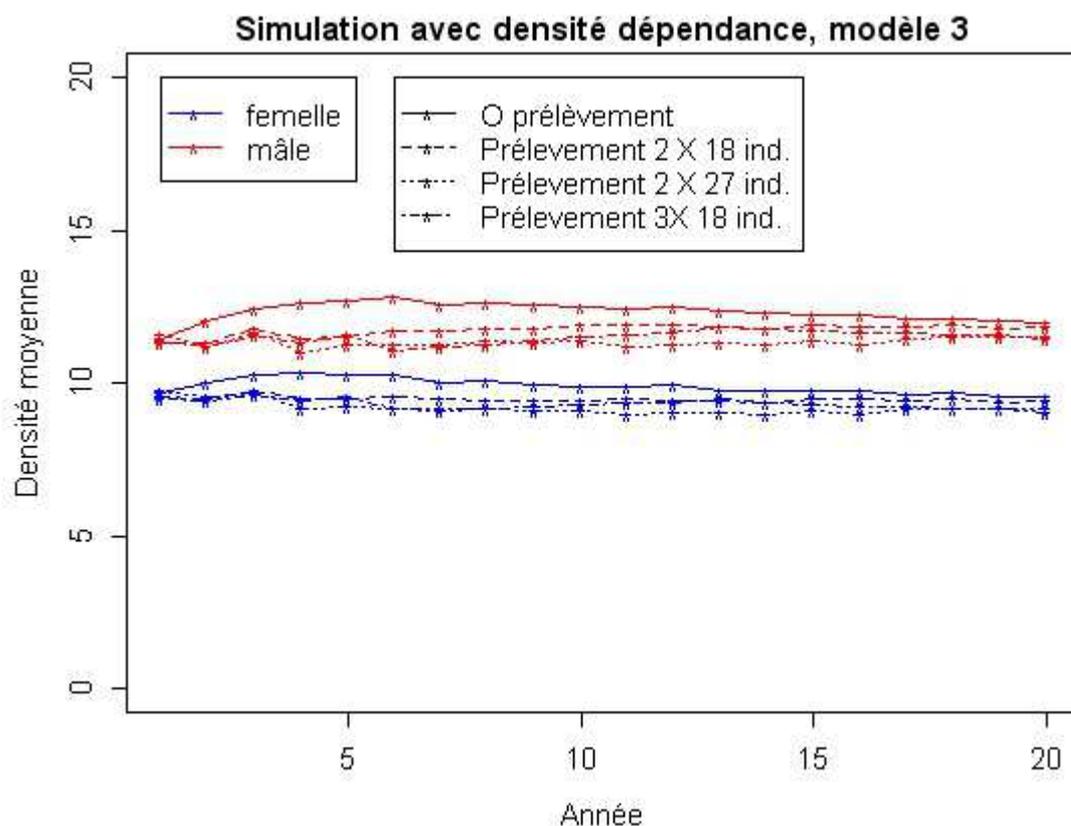


Figure 15 : Simulation démographique d'une population de gélinotte avec mécanisme de densité-dépendance du recrutement juvénile (modèle polynomiale 3), densité moyenne de 1000 itérations et selon 4 scénarios : absence de prélèvement, prélèvement de 36 individus sur 2 années, de 54 individus sur 2 années et de 54 individus sur 3 années.

VI. 3e – Discussion sur les effets du prélèvement selon les modèles employés

On voit que les différents modèles utilisés ne montrent pas d'effets importants et statistiquement significatifs des prélèvements sur le taux d'accroissement dans les conditions de la simulation.

La différence de comportement des différents modèles s'observe surtout entre le modèle sans densité dépendance et les trois autres qui intègrent à divers degrés de la densité-dépendance.

Le modèle sans densité dépendance apparaît le moins crédible compte tenu de la très forte divergence des trajectoires qui conduisent à une très forte variation des effectifs prédits, variation qui augmente régulièrement au cours du temps, comme on peut le voir sur la figure 16. Le premier modèle de densité dépendance apparaît logiquement le plus stabilisateur puisqu'il régule l'ensemble des effectifs adultes comme juvéniles en fonction de l'écart à la densité d'équilibre. Pour les modèles 2 et 3 qui régulent uniquement le recrutement des juvéniles, l'effet stabilisateur sur les effectifs de ces deux modèles apparaît assez équivalent. Cependant la convergence vers la densité d'équilibre s'effectue plus lentement pour le modèle 3, ce qui semble logique car l'effet régulateur est pratiquement nul dans une plage large entre 10 et 30 adultes/100 ha alors qu'il s'exerce tout le long du gradient de densité dans le modèle exponentiel.

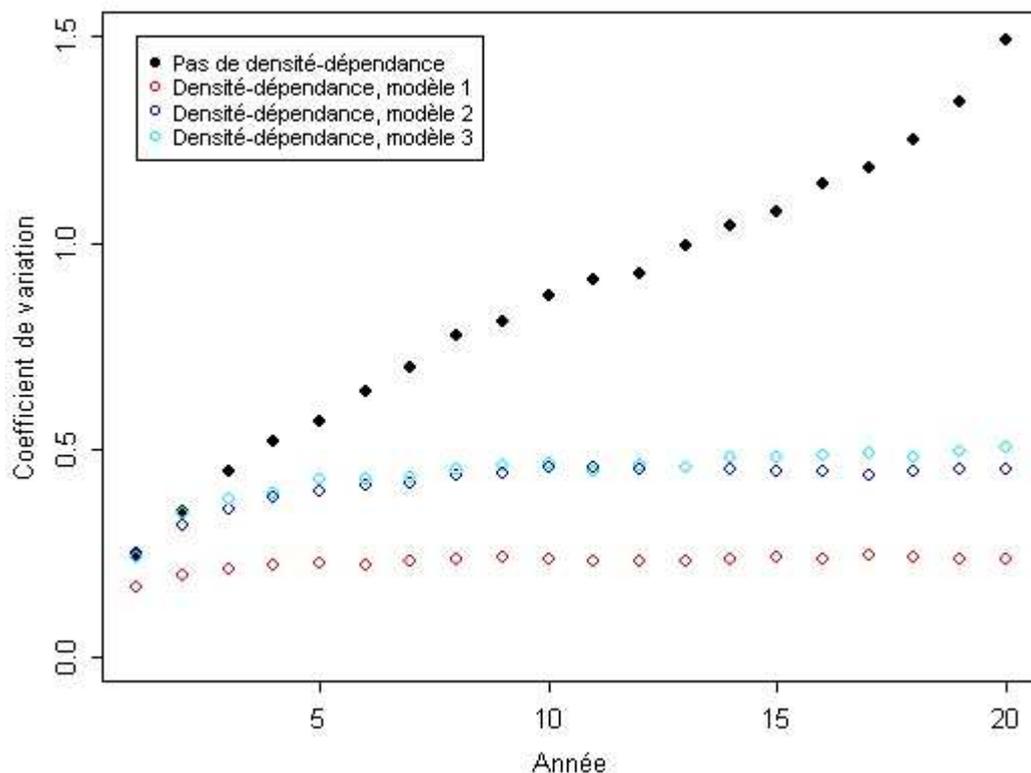


Figure 16 : Changements des valeurs de coefficient de variation des effectifs annuels pour 1000 itérations des 4 modèles démographiques.

VI. 3f – Modèle stochastique avec densité-dépendance, cas du Vercors.

Nous avons appliqué le modèle 3 de la densité-dépendance aux conditions du massif du Vercors.

Il existe environ 7000 ha d'habitats favorables dont la densité d'équilibre probable est d'environ 10 ou 12 adultes/100 ha (selon les valeurs d'IPPC obtenues). Cependant nous avons considéré que la densité moyenne est de 8 adultes/100 ha, soit un total de 560 adultes, répartis en 303 mâles et 257 femelles, en postulant un sex-ratio de 1.18.

Nous avons paramétré la fonction polynomiale de degré 3 du recrutement juvénile pour que la valeur de densité d'équilibre se situe à 10 ad./100 ha (Fig. 17).

Nous avons simulé 4 scénarios de prélèvements :

- Scénario 1 : Absence de prélèvement
- Scénario 2 : Prélèvement de 1 fois 8 poules 10 mâles la 2^{ème} année (8 ♀, 10 ♂)
- Scénario 3 : Prélèvement de 1 fois 12 poules et 15 mâles la 2^{ème} année (12 ♀, 15 ♂)
- Scénario 4 : Prélèvement de 2 fois 8 poules 10 mâles espacés de 2 ans (16 ♀, 20 ♂)

La simulation donne des valeurs du taux d'accroissement identique, quelque soit le niveau de prélèvement appliqué (Fig. 18 & 19). La raison en est que dans ce cas le taux de prélèvement est très faible par rapport à la population estimée (au maximum 4,8 % sur une année).

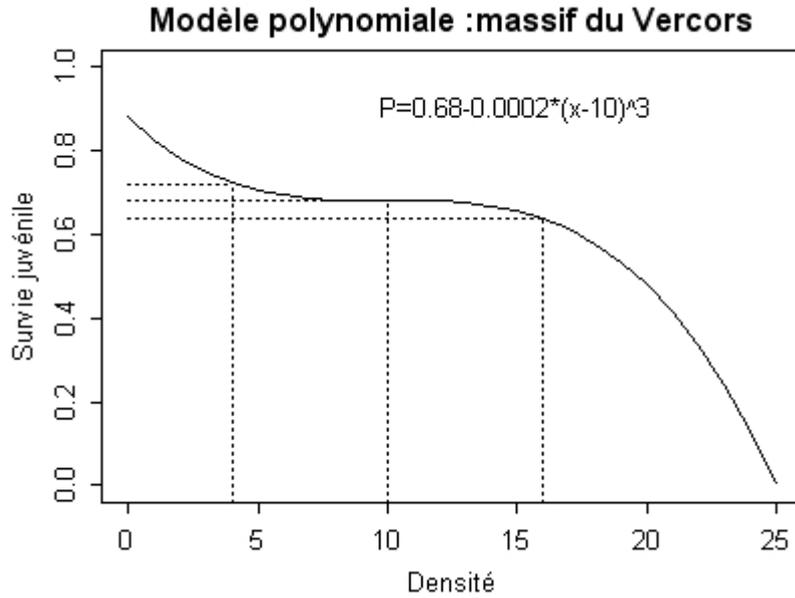


Figure 17 : Modèle de distribution densité-dépendante polynomiale de degré 3 du recrutement juvénile adapté aux conditions du Vercors (voir explication ci-dessus)

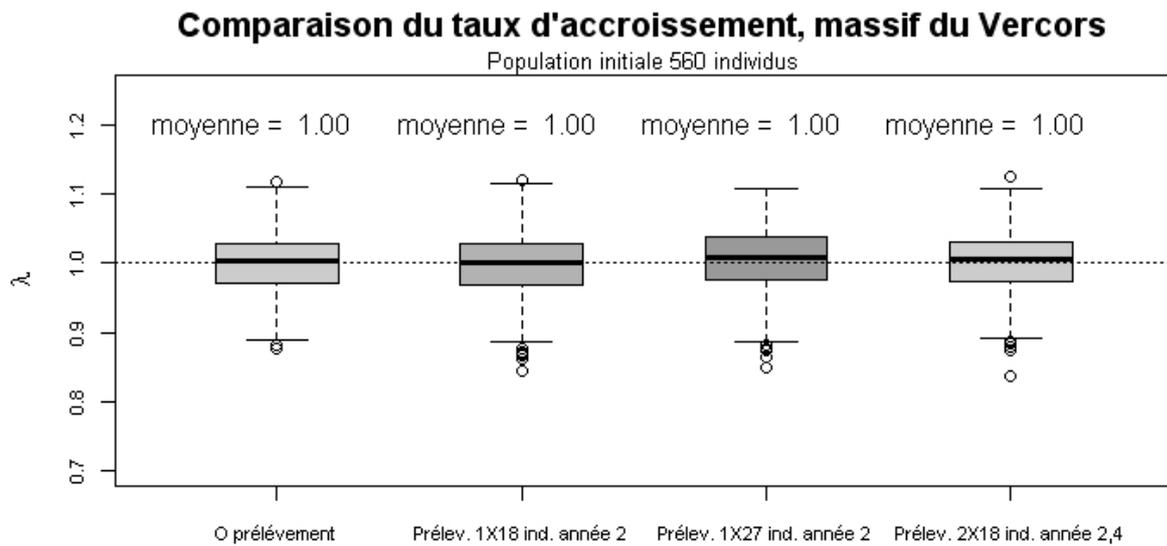


Figure 18 : Figure 13 : Taux d'accroissement λ obtenus pour 1000 itérations de la simulation démographique d'une population de gélinotte dans le massif du Vercors avec mécanisme de densité-dépendance de la survie juvénile (modèle polynomial «vercors») et différents scénarios de prélèvement : absence de prélèvement, 1 fois 18 individus, 1 fois 27 individus et 2 fois 18 individus.

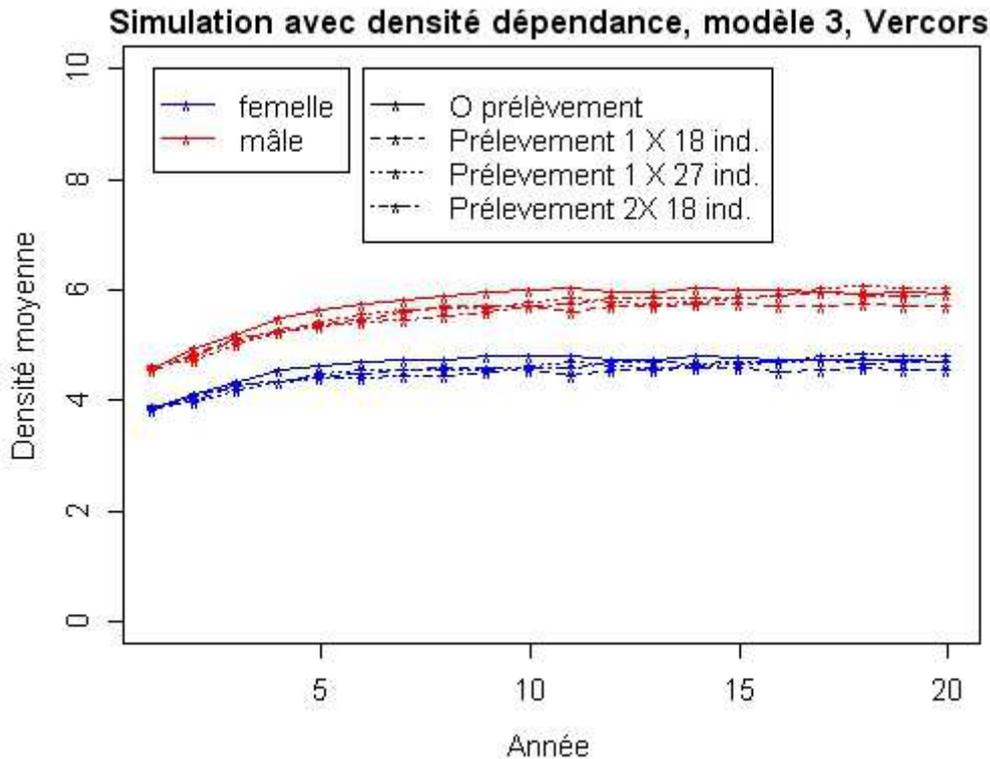


Figure 19 : Simulation démographique d'une population de gélinotte dans le massif du Vercors avec mécanisme de densité-dépendance du recrutement juvénile (modèle polynomial «Vercors»). Densité moyenne de 1000 itérations et selon 4 scénarios : absence de prélèvement, prélèvement de 18 individus 1 année, de 27 individus 1 année et de 36 individus sur 2 années.

VI. 4 – Conclusion générale sur l'impact des prélèvements sur les populations sources

Malgré les difficultés et les incertitudes inhérentes à l'exercice (voir chapitre VI. 1), nous avons essayé de simuler l'effet de différentes pressions de prélèvements selon différents modèles démographiques de la gélinotte des bois. Compte-tenu des paramétrages utilisés pour ce faire et des parties pris plutôt conservateurs quand à la construction des différents modèles, **il nous semble raisonnable de conclure que les niveaux de prélèvements envisagés sur les populations sources d'Auzet ou du Vercors n'auront pas d'impact durable et conséquent sur ces populations, ni, à fortiori, ne mettront en danger leur probabilité de survie à long terme.**

Il faut rappeler qu'au delà de l'incertitude inhérente au choix des modèles et des paramètres, les taux de prélèvement restent faibles par rapport à la taille estimée de la population et, surtout, ils s'exercent ponctuellement, au maximum trois années, ce qui même en cas d'effet mesurable, laissera à la population le temps de récupérer. Ce type de prélèvement et son effet, n'est donc pas comparable à un prélèvement cynégétique régulier et conséquent, qui s'exercerait sur le long terme.

VII – Propositions de suivi des populations sources

Afin de contrôler in situ, l'effet éventuel du prélèvement sur les populations donneuses, nous proposons que soit mise en place un dispositif de suivi des populations concernées.

L'existence de suivis antérieurs aux prélèvements dans les deux massifs les plus intéressants (Auzet, Vercors), nous permet de disposer d'une évaluation du statut initial que l'on pourra donc comparer aux suivis réalisés par la suite.

Nous proposons que soit réalisé, annuellement, un à deux sites de suivi par territoire de prélèvement, selon le protocole maintenant bien rodé de l'IPPC.

Ces suivis pourraient être engagés dès la première année ou au plus tard l'année qui suit le premier prélèvement et ce, pendant au moins deux années, suivant la date du dernier prélèvement.

Références citées

- Aberg, J., Swenson, J.E. & Andren, H. 2000. The dynamic of hazel grouse (*Bonasa bonasia* L.) occurrence in habitat fragments. - Canadian Journal of Zoology 78: 352-358.
- Akçakaya, H.R. & Sjögren-Gulve, P. 2000. Population viability analysis in conservation planning: an overview. - Ecological Bulletin 48: 9-21.
- Amblard, C. 1992. L'observation de deux gélinottes des bois dans les Combrailles: rencontre fortuite ou survie discrète? - Le Grand-Duc 40: 326.
- Aubry, P. 2011. Plans d'échantillonnage en vue de la prédiction d'un indice d'abondance de la Gélinotte des bois dans les Alpes du Nord. O.N.C.F.S. 59 Pp.
- Backs, S.E. 1984. Ruffed Grouse restoration in Indiana. Pp. 37-58 in Robinson, W.L. (Ed.). Proceedings of the Symposium: Ruffed Grouse management: state of the art in the early 1980's North Central Section of Wildlife Society and Ruffed Grouse Society.
- Bauer, K. 1960. Variabilität und rassengliederung des Haselhuhnes (*Tetrastes bonasia*) in Mitteleuropa. - Bonner Zoologische Beiträge 11: 1-18.
- Baxter, R.J., Flinders, J.T. & Mitchell, D.L. 2008. Survival, movements, and reproduction of translocated greater sage-grouse in Strawberry Valley, Utah. - Journal of Wildlife Management 72: 179-186.
- Beissinger, S.R. & Westphal, M.I. 1998. On the use of demographic models of population viability in endangered species management. - Journal of Wildlife Management 62: 821-841.
- Bergmann, H.-H., Seiler, C. & Klaus, F.-M. 2000. Release projects with grouse - a plea for translocation. Pp. 33-42 in Malkova, P. (Ed.). Proceedings of the International Conference: Tetraonids - Tetraonidae at the break of the millenium.
- Bergmann, H.H., Klaus, S., Muller, F., Scherzinger, W., Swenson, J.E. & Wiesner, J. 1996. Die Hazelhühner: *Bonasa bonasia* und *B. swerzowi*. Die Neue Brehm-Bücherei. 276 pp.
- Bergmann, H.H. & Niklasch, K. 1995. Das Haselhuhnprojekt im Harz - Methoden, ergebnisse und probleme der Wiederansiedlung. - Naturschutzreport 10: 283-295.

- Berlic, G. 1983. Oiseaux récoltés dans les Pyrénées-Orientales exposés au Muséum d'Histoire Naturelle de Perpignan. - Bull. Soc. Agri., Scient. et Litt. des Pyrénées-Orientales 91: 157-167.
- Berthet, G. 1948. La Gélinoite des bois (*Tetrastes bonasia* L. 1758) dans le Massif Central. - Alauda 16: 187-192.
- Beshkarev, A.B., Swenson, J.E., Angelstam, P., Andren, H. & Blagovidov, A.B. 1994. Long-term dynamic of hazel grouse populations in source- and sink-dominated pristine taiga landscapes. - Oikos 71: 375-380.
- Bonhote, J. & Vernet, J.L. 1988. La mémoire des charbonnières. Essai de reconstitution des milieux forestiers dans une vallée marquée par la métallurgie (Aston, Haute-Ariège). - Revue Forestière Française 40: 197-211.
- Boyce, M.S. 1992. Population viability analysis. - Annual Review of Ecology and Systematics 23: 481-506.
- Briskie, J.V. & Mackintosh, M. 2004. Hatching failure increases with severity of population bottlenecks in birds. - Proceedings of the National Academy of Science of the United States of America 101: 558-561.
- Brook, B.W., Tonkyn, D.W., O'Grady, J.J. & Frankham, R. 2002. Contribution of inbreeding to extinction risk in threatened species. - Conservation Ecology 6: 16[online] URL: <http://www.consecol.org/vol6/iss1/art16>.
- Brugière, D. 1988. Evolution de l'avifaune reproductrice des départements de l'Allier, du Puy-de-Dôme, de la Haute-Loire, du Cantal et de la Lozère au cours des quinze dernières années. Mise au point sur cette avifaune. - Le Grand-Duc 33: 40-66.
- Buffet, N. & Dumont-Dayot, E. 2011. Evolution de la répartition communale du petit gibier de montagne en France. Décennie 2000-2009. - Faune Sauvage 290, (Supplément): 1-16.
- Bump, G. 1963. History and analysis of tetraonid introductions into north america. - Journal of Wildlife Management 27: 855-860.
- Caizergues, A., Bernard-Laurent, A., Brenot, J.F., Ellison, L. & Rasplus, J.-Y. 2003. Population genetic structure of rock ptarmigan *Lagopus mutus* in Northern and Western Europe. - Molecular Ecology 12: 2267-2274.
- Cattadori, I.M. 1999. Temporal dynamic of grouse populations at the southern edge of their distribution. - Ecography 22: 374-383.
- Catusse, M., Mothe, T. & Ménoni, E. 1992. La Gélinoite des bois *Bonasa bonasia* existe dans les Pyrénées. - Alauda 60: 129-133.
- Coulson, T., Mace, G.M., Hudson, E. & Possingham, H. 2001. The use and abuse of population viability analysis. - Trends in Ecology and Evolution 16: 219-221.
- Couturier, M. 1964.-La Gelinotte des bois (*Tetrastes bonasia rupestris* Brehm). In Couturier, M. (Ed). Le gibier des montagnes françaises. 375-420. Pp.
- Davasse, B. 2000. Forêts charbonnières et paysans dans les Pyrénées de l'est du moyen-âge à nos jours. Une approche géographique de l'histoire de l'environnement. Lavoisier. 287 pp.
- De Franceschi, P.F. 1994. Status, geographical distribution and limiting factors of hazel grouse (*Bonasa bonasia*) in Italy. - Gibier Faune Sauvage, Game & Wildlife 11 (Special number Part 2): 141-160.

- De Franceschi, P.F. & Bottazzo, M. 1995. Habitat characteristics of brood-rearing sites of Hazel Grouse *Bonasa bonasia* in the eastern Alpes (Friuli-Venezia Giulia, Italy). Pp. 101-105 in Jenkins, D. (Ed.). Proceedings of the International Grouse Symposium 6, W.P.A.
- Del Hoyo, J., Elliot, A. & Sargatal, J. 1994. Handbook of the Birds of the World. Lynx Edicions. 638 pp.
- Deloche, N. & Magnani, Y. 2002. Evolution de la répartition communale du petit gibier de montagne en France au cours de la décennie 1990-1999. - Faune sauvage (supplément) 257: 1-16.
- Dickens, M.J., Delehanty, D.J. & Romero, L.M. 2010. Stress: An inevitable component of animal translocation. - Biological Conservation 143: 1329-1341.
- Dronneau, C. 1984 c. La gélinotte des bois (*Bonasa bonasia* L.): synthèse bibliographique: troisième et dernière partie. - Bulletin Mensuel de l'O.N.C. 78: 27-36.
- Duriez, O., Sachet, J.M., Ménoni, E., Miquel, C. & Taberlet, P. 2007. Phylogeography of the capercaillie in Eurasia: what is the conservation status in the Pyrenees and Cantabrian mounts? - Conservation Genetics 8: 513-526.
- Ellison, L.N. 1991. Shooting and compensatory mortality in tetraonids. - Ornis Scandinavica 22: 229-240.
- Fischer, J. & Lindenmayer, D.B. 2000. An assessment of the published results of animal relocations. - Biological Conservation 96: 1-11.
- Freckleton, R.P., Watkinson, A.R., Green, R.E. & Sutherland, W.J. 2006. Census error and the detection of density dependence. - Journal of Animal Ecology 75: 837-851.
- Fretwell, S.D. & Lucas, H.L. 1969. On territorial behavior and other factors influencing habitat distribution in birds. I. Theoretical development - Acta Biotheoretica 19: 16-36.
- Griffith, B., Scott, J.M., Carpenter, J.W. & Reed, C. 1989. Translocation as a species conservation tool: status and strategy. - Science 245: 477-480.
- Heim de Balsac, H. 1935. Remarques sur la distribution et la biologie de la Gélinotte *Bonasa bonasia rupestris* Brehm dans l'est de la France. - Alauda 7: 227-242.
- Hjeljord, O., Wegge, P. & Sivkov, A.V. 2011. Research on Russian grouse. - Grouse News 42: 7-14.
- Höfle, U., Millán, J., Gortázar, C., Buenestado, F.J., Marco, I. & Villafuerte, R. 2004. Self-injury and capture myopathy in net-captured juvenile red-legged partridge with necklace radiotags. - Wildlife Society Bulletin 32: 344-350.
- Hunyadi, B.W. 1984. Ruffed grouse restoration in Missouri. Pp. 21-36 in Robinson, W.L. (Ed). Proceedings of the Symposium: Ruffed Grouse management: state of the art in the early 1980's North Central Section Wildlife Society and the Ruffed Grouse Society.
- Ingram, C. 1915. A few notes on *Tetrao urogallus* and its allies. - Ibis 3: 128-133.
- IUCN 2012. IUCN Red List of Threatened Species. Version 2012.1. www.iucnredlist.org.
- Jacob, L. 1988. Le régime alimentaire de la gélinotte des bois (*Bonasa bonasia* L.): synthèse bibliographique. - Gibier Faune Sauvage 5: 95-111.

- Kajtoch, L., Zmihorski, M. & Bonczar, Z. 2012. Hazel Grouse occurrence in fragmented forests: habitat quantity and configuration is more important than quality. - European Journal of Forest Research DOI 10.1007/s10342-012-0632-7.
- Kaler, R.S.A., Ebbert, S.E., Braun, C.E. & Sandercock, B.K. 2010. Demography of a reintroduced population of Evermann's rock ptarmigan in the Aleutian islands. - Wilson Journal of Ornithology 122: 1-14.
- Kelly, S.T. & Kirpatrick, C.M. 1979. Evaluation of a ruffed grouse reintroduction in northern Indiana. - Wildlife Society Bulletin 7: 287-291.
- Klaus, S. 1998. Breeding and releasing projects for capercaillie in Germany. - RSG Re-introduction News 16: 7-9.
- Klaus, S. & Graf, K. 2000. Russian capercaillie *Tetrao urogallus* from the wild released into Thuringian forests. - Grouse News 19: 4-7.
- Kurzejeski, E.W. & Root, B.G. 1988. Survival of reintroduced ruffed grouse in north Missouri. - Journal of Wildlife Management 52: 248-252.
- Kurzejeski, E.W. & Thompson III, F.R. 1999. Ruffed grouse status, hunting, and response to habitat management in Missouri. USDA, North Central Research Station, St Paul, Minnesota.
- Leclercq, B. 1984. Dynamique des populations de Grand Tétras (*Tetrao urogallus*) dans le Haut-Jura. - Gibier Faune Sauvage 3: 21-35.
- Leclercq, B. 1985. Influence des routes et voies de pénétration humaine sur les comportements de grands tétras et de gélinottes dans le Haut-Jura français. Pp. 197-203 in Actes du colloque "Routes et faune sauvage"
- Leclercq, B. 1988. Premières données sur la comparaison de la dynamique des populations de grand tétras (*Tetrao urogallus*) et de gélinottes (*Bonasa bonasia*) d'un même massif forestier du Haut-Jura. - Gibier Faune Sauvage 5: 273-288.
- Leclercq, B., Desbrosses, R. & Giraudoux, P. 1997. Cycles démographiques du Campagnol terrestre (*Arvicola terrestris*), et reproduction et cinétique des populations de tétraonidés du massif du Risoux (Jura). - Gibier Faune Sauvage, Game & Wildlife 14: 31- 47.
- Legendre, S. & Clobert, J. 1995. ULM, a software for conservation and evolutionary biologists. - Journal of Applied Statistics 22: 817-834.
- Lieser, M. 1994. Untersuchungen der Lebensraumsprüche des Hazelhuhns (*Bonasa bonasia* L. 1758) im Schwarzwald im Hinblick auf Massnahmen zur Arterhaltung. (In German with English summary: Habitat requirements of Hazel Grouse (*Bonasa bonasia* L. 1758) in the Black Forest with regard to the species conservation). - Ökologie der Vögel-Ecology of Birds 16: 1-117.
- Lindström, J. 1999. Early development and fitness in birds and mammals. - Trends in Ecology and Evolution 14: 343-348.
- Liukkonen-Anttila, T. 2001. Nutritional and genetic adaptation of galliform birds: Implications for hand-rearing and restocking. PhD Thesis. University of Oulu.
- Ludwig, T. & Storch, I. 2011. Re-introduction and re-enforcement as a conservation measure for Grouse? Electronic newsletter of the Galliforms Specialist Group (GSG) 4: 18-20.

- Madsen, T., Ujvari, B. & Olsson, B. 2004. Novel genes continue to enhance population growth in adders. - *Biological Conservation* 120: 145-147.
- Magnani, Y., Cruveille, M.H., Huboux, R., Collard, P., Roche, P. & Longchamp, P. 1991. Entre Rhône et Rhin: Grand tétras et gelinotte. Statut territorial et évolution - *Bulletin Mensuel de l'O.N.C.* 162: 9-16.
- Mäkinen, T., Pyörnilä, A., Putaala, A. & Hissa, R. 1997. Effects of captive rearing on capercaillie *Tetrao urogallus* physiology and anatomy. - *Wildlife Biology* 3: 294.
- Marco, I., Mentaberre, G., Ponjoan, A., Bota, G., Manosa, S. & Lavin, S. 2006. Capture myopathy in little bustards after trapping and marking. - *Journal of Wildlife Diseases* 42: 889-891.
- Ménoni, E., Ilard, D., Verheyden, H., Morellet, N., Larrieu, L., Constantin, E., Saint-Hilaire, C. & Dubreuil, D. 2008. Cerf, troupeaux domestiques. Quels impacts sur l'habitat des galliformes de montagne? - *Faune Sauvage* 281: 32-39.
- Montadert, M. 1995. Occupation de l'espace par des mâles de Gélinoite des bois (*Bonasa bonasia*) dans le Doubs (France). - *Gibier Faune Sauvage, Game and Wildlife* 12: 197-211.
- Montadert, M. 2005. Fonctionnement démographique et sélection de l'habitat d'une population en phase d'expansion géographique. Cas de la Gélinoite des bois dans les Alpes du Sud, France. <http://tel.archives-ouvertes.fr/tel-00337937/fr>. Doct. Thesis Université de Franche-Comté 282 Pp. + annexes.
- Montadert, M. 2007. Distribution géographique des habitats forestiers potentiels pour le Gélinoite des bois en Isère. FDC Isère & OGM. 17 Pp.
- Montadert, M. 2010. Suivi de la Gélinoite des bois dans les Alpes du Nord. Premiers résultats du programme de suivi mis en place dans la Région Rhône-Alpes entre 2008 et 2010. Observatoire des Galliformes de Montagne. 17 Pp.
- Montadert, M. 2011. Compte-rendu de captures de Gélinoite des bois dans le cadre d'un projet de réintroduction de l'espèce dans les Pyrénées catalanes. Première phase de test: automne 2011. Gallipyr. 8 Pp.
- Montadert, M., Desbrosses, R., Huboux, R. & Leonard, P. 1994. Plan de restauration pour la Gelinotte des bois (*Bonasa bonasia*) en France. - *Gibier Faune Sauvage, Game and Wildlife* 11 (Hors série Tome 1): 41-62.
- Montadert, M. & Klaus, S. 2011. Hazel grouse in open landscapes. - *Grouse News* 41: 13-22.
- Montadert, M. & Leonard, P. 2011. Biologie de la reproduction de la Gélinoite des bois *Bonasa bonasia* dans les Alpes-de-Haute-Provence (FRANCE). - *Alauda* 79: 1-16; 89-98.
- Montadert, M. & Leonard, P. 2011.-Natal dispersal affects population dynamics of Hazel Grouse in heterogeneous landscapes. In Sandercock, B.K., Martin, K. & Segelbacher, G. (Ed). *Ecology, conservation, and management of grouse. Studies in Avian Biology.* 89-103 Pp.
- Montadert, M. & Léonard, P. 2003. Survival in an expanding hazel grouse *Bonasa bonasia* population in the southeastern French Alps. - *Wildlife Biology* 9: 357-364.
- Montadert, M. & Léonard, P. 2006. Post-juvenile dispersal of Hazel grouse *Bonasa bonasia* in an expanding population of the southeastern French Alps. - *Ibis* 148: 1-13.

- Montadert, M. & Léonard, P. 2006. Skewed sex ratio and differential adult survival in the hazel grouse *Bonasia bonasa*. - Acta Zoologica Sinica 52: 655-662.
- Montadert, M., Léonard, P. & Longchamp, P. 2006. Les méthodes de suivi de la Gélinothe des bois. Analyse comparative et proposition alternative. - Faune Sauvage 271: 28-35.
- Montadert, M., Magnani, Y. & Aubry, M. 2007. Suivi de la Gélinothe des bois. Stratégie d'échantillonnage dans les Alpes du Nord. ONCFS. 18 Pp.
- Moran, R.J. & Palmer, W.L. 1963. Ruffed Grouse introductions and population trends on Michigan islands. - Journal of Wildlife Management 27: 606-614.
- Nappée, C. 2008. Le Grand Tétrás *Tetrao urogallus* dans les Cévennes: histoire d'une réintroduction difficile. - Ornithos 15: 282-293.
- Novoa, C., Desmet, J.-F., Brenot, J.F., Muffat-Joly, B., Arvin-Bérod, M., Resseguier, J. & Tran, B. 2011.-Demographic traits of two alpine populations of Rock Ptarmigan. In Sandercock, B.K., Martin, K. & Segelbacher, G. (Ed). Ecology, conservation, and management of grouse. Studies in Avian Biology. 267-280 Pp.
- Paige, D.W. 1975. Ruffed grouse re-introduction, dispersal, and survival in northern Indiana. M.S. Thesis Purdue University, West Lafayette, Indiana 73 pp.
- Palmer, T.S. 1913. Introduction of the ruffed grouse on Washington islands, Wisconsin. - Auk 582.
- Petit Saludes, A. 2007. Descripcio dels habitats favorables per a la presencia del grèvol (*Bonasa bonasia* L.) a la Val d'Aran. Conselh Generau d'Aran. 26 Pp.
- Petit Saludes, A. 2009. Proyecto de reintroduccion del Grevol (*Bonasa bonasia* L.) en el valle de Aran (Pireneos centrales). Gallipyr-Conselh Generau d'Aran. 24 Pp.
- Piechaud, E. 1988. Une observation de Gélinothe des bois (*bonasa bonasia*) dans le massif des bois noirs (Saint-Priest-la-Prugne - Loire). - Le Grand-Duc 33: 47-49.
- Pimm, S.L., Dollar, L. & Bass, O.L.J. 2009. The genetic rescue of the Florida panther. - Animal Conservation 9: 115-122.
- Pollard, E., Lakhani, K.H. & Rothery, P. 1987. The detection of density-dependence from a series of annual censuses. - Ecology 68: 2046-2055.
- Pollock, K.H., Winterstein, S.R., Bunck, C.M. & Curtis, P.D. 1989. Survival analysis in telemetry studies: the staggered entry design. - Journal of Wildlife Management 53: 7-15.
- R-Development-Core-Team 2004 R: A language and environment for statistical computing. R foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.
- Ranta, E., Lindström, J. & Linden, H. 1995. Synchrony in tetraonid population dynamic. - Journal of Animal Ecology 64: 767-776.
- Reese, K. & Connelly, J. 1997. Translocations of sage grouse *Centrocercus urophasianus* in North America. - Wildlife Biology 3: 235-241.
- Rozsa, J. 2011. Genetic diversity and differentiation in Hazel grouse (*Bonasa bonasia*). A comparison between populations at an expanding range in the French Alps and long-term stable populations in northern Sweden. Master Uppsala University, Sweden. 32 pp.

- Saari, L., Aberg, J. & Swenson, J.E. 1998. Factors influencing the dynamics of occurrence of the hazel grouse in a fine-grained managed landscape. - *Conservation Biology* 12: 586-592.
- Sachot, S., Perrin, N. & Neet, N. 2003. Winter habitat selection by two sympatric forest grouse in western Switzerland: implications for conservation. - *Biological Conservation* 112: 373-382.
- Schatt, J. 1991. Etude du régime alimentaire de la Gélinoite des bois *Bonasa bonasia* dans l'Ain (première partie). - *Alauda* 59: 89-100.
- Schatt, J. 1993. Etude du régime alimentaire de la Gélinoite des bois *Bonasa bonasia* dans l'Ain (deuxième partie). - *Alauda* 61: 35-38.
- Scott, J.M. & Carpenter, J.W. 1987. Release of captive-reared or translocated endangered birds: what do we need to know? - *Auk* 104: 544-545.
- Seiler, C., Angelstam, P. & Bergmann, H.H. 2000. Conservation releases of captive-reared grouse in Europe. What do we know and what do we need? - *Cahiers d'Ethologie* 20: 235-252.
- Sewitz, A. & Klaus, S. 1997. Besiedlung isolierter waldinseln im vorland des böhmerwaldes durch das haselhuhn (*Bonasa bonasia*). - *Beiträge zur Jagd- und Wildforschung*, Bd. 22: 263-276.
- Siano, R., Bairlein, F., Exo, K.-M. & Herzog, S.A. 2006. Survival, causes of death and spacing of captive-reared capercaillies (*Tetrao urogallus* L.) released in the Harz Mountains National Park. - *Vogelwarte* 44: 145-158.
- Snyder, J.W., Pelren, E.C. & Crawford, J.A. 1999. Translocation histories of prairie grouse in the United States. - *Wildlife Society Bulletin* 27: 428-432.
- Sokos, C.K., Birtsas, P.K. & Tsachalidis, E.P. 2008. The aims of galliforms release and choice of techniques. - *Wildlife Biology* 14: 412-422.
- Steen, N.C. 1998. Kenai Peninsula ruffed grouse transplant, 1995-1997. Alaska Waterfowl Association, Ruffed Grouse Society, Safari Club International.
- Swenson, J.E. 1991. Social organization of hazel grouse and ecological factors influencing it. Unpubl. PhD thesis University of Alberta 185 pp.
- Toepfer, J., Eng, R.L. & Anderson, R.K. 1990. Translocating grouse: What have we learned? - *Transactions of the North American Wildlife and Natural Resource Conference* 55: 569-679.
- Unger, C. & Klaus, F.-M. 2008. A translocation study using capercaille *Tetrao urogallus* from Central Russia. - *Grouse News* 36: 16-19.
- Ward, J.M., Gartrell, B.D. & Conklin, J.R. 2011. Midazolam as an adjunctive therapy for capture myopathy in Bar-tailed Godwits (*Limosa lapponica baueri*) with prognostic indicators. - *Journal of Wildlife Diseases* 47: 925-935.
- Westemeier, R., Brawn, J., Simpson, S., Esker, T., Jansen, R., Walk, J., Kershner, E., Bouzat, J. & Paige, K. 1998. Tracking the long-term decline and recovery of an isolated population. - *Science* 282: 1695-1698.

- White, G.C. 2000.-Population viability analysis: data requirements and essential analyses. In Boitani, L. & Fuller, T.K. (Ed). Research Techniques in Animal Ecology. Controversies and Consequences. 288-331 Pp.
- Wolf, C.M., Griffith, B., Reed, C. & Temple, S.A. 1996. Avian and mammalian translocations: update and reanalysis of 1987 survey data. - Conservation Biology 10: 1142–1154.
- Woolf, A., Norris, R. & Kube, J. 1984. Evaluation of Ruffed grouse reintroductions in the Southern Illinois. Pp. 59-74 in Robinson, W.L. (Ed.). Proceedings of the Symposium: Ruffed Grouse management: state of the art in the early 1980's North Central Section of Wildlife Society and Ruffed Grouse Society.
- World Pheasant Association & IUCN/SSC Re-introduction Specialist Group 2009. Guidelines for the re-introduction of galliforms for conservation purposes. IUCN Gland, Switzerland and World Pheasant Association, Newcastle-upon-Tyne, UK. 86 Pp.
- Zbinden, N. 1979. Zur ökologie des Haselhuhns *Bonasa bonasia* in den Buchenwäldern des Chasseral, Faltenjura. (In German with English summary: Ecology of the Hazel grouse in beech forest associations of the Chasseral, Swiss Jura). - Ornithologische Beobachter 76: 169-214.
- Zum Sande, G. & Spittler, V.H. 1975. Wiedereinbürgerungsversuche mit Auerwild (*Tetrao urogallus* L.) im Ebbegebirge (Nordrhein-Westfalen) in den Jahren von 1954 bis 1962. - Zeitschrift für Jagdwissenschaft 21: 106-118.

Remerciements

Je dédis ce modeste rapport à Patrick Léonard, récemment disparu, qui m'a accompagné toutes ces longues années à courir après l'oiseau caché. Il aurait sans doute voulu que ce beau projet puisse aller à son terme.

Merci aussi à Aurélien Besnard de l'EPHE pour les précieux conseils qu'il m'a prodigué dans l'élaboration des modèles démographiques.