

Etude comparative dans le temps et l'espace de plans d'eau d'âges différents dans les Hautes-Fagnes: le cas de la sarcelle d'hiver (*Anas crecca*)

Auteur : Collard, Arnaud

Promoteur(s) : Poncin, Pascal; 2978

Faculté : Gembloux Agro-Bio Tech (GxABT)

Diplôme : Master en bioingénieur : gestion des forêts et des espaces naturels, à finalité spécialisée

Année académique : 2016-2017

URI/URL : <http://hdl.handle.net/2268.2/2990>

Avertissement à l'attention des usagers :

Tous les documents placés en accès ouvert sur le site le site MatheO sont protégés par le droit d'auteur. Conformément aux principes énoncés par la "Budapest Open Access Initiative"(BOAI, 2002), l'utilisateur du site peut lire, télécharger, copier, transmettre, imprimer, chercher ou faire un lien vers le texte intégral de ces documents, les disséquer pour les indexer, s'en servir de données pour un logiciel, ou s'en servir à toute autre fin légale (ou prévue par la réglementation relative au droit d'auteur). Toute utilisation du document à des fins commerciales est strictement interdite.

Par ailleurs, l'utilisateur s'engage à respecter les droits moraux de l'auteur, principalement le droit à l'intégrité de l'oeuvre et le droit de paternité et ce dans toute utilisation que l'utilisateur entreprend. Ainsi, à titre d'exemple, lorsqu'il reproduira un document par extrait ou dans son intégralité, l'utilisateur citera de manière complète les sources telles que mentionnées ci-dessus. Toute utilisation non explicitement autorisée ci-avant (telle que par exemple, la modification du document ou son résumé) nécessite l'autorisation préalable et expresse des auteurs ou de leurs ayants droit.

ETUDE COMPARATIVE DE L'OCCUPATION DANS LE TEMPS ET L'ESPACE DE PLANS D'EAU D'AGES DIFFERENTS DANS LES HAUTES-FAGNES : LE CAS DE LA SARCELLE D'HIVER (ANAS CRECCA)

ARNAUD COLLARD



**TRAVAIL DE FIN D'ETUDES PRÉSENTE EN VUE DE L'OBTENTION DU DIPLOME DE
MASTER BIOINGENIEUR EN GESTION DES FORÊTS ET ESPACES NATURELS**

ANNÉE ACADEMIQUE 2016-2017

CO-PROMOTEURS: PROFESSEUR PASCAL PONCIN (ULG), PASCAL GHINETTE (DEMNA)

ETUDE COMPARATIVE DE L'OCCUPATION DANS LE TEMPS ET L'ESPACE DE PLANS D'EAU D'AGES DIFFERENTS DANS LES HAUTES-FAGNES : LE CAS DE LA SARCELLE D'HIVER (ANAS CRECCA)

ARNAUD COLLARD



**TRAVERSÉE FIN D'ETUDES PRÉSENTE EN VUE DE L'OBTENTION DU DIPLOME DE
MASTER BIOINGENIEUR EN GESTION DES FORÊTS ET ESPACES NATURELS**

ANNÉE ACADEMIQUE 2016-2017

CO-PROMOTEURS: PROFESSEUR PASCAL PONCIN (ULG), PASCAL GHINETTE (DEMNA)

Ce travail de fin d'étude a été réalisé en collaboration avec la Faculté de Gembloux Agro-Bio Tech, l'Université de Liège, le Département de l'Etude du Milieu Naturel et Agricole (DEMNA) et le Département Nature et Forêt (DNF).

Je tiens spécialement à remercier le DNF et la Commission Consultative de Gestion de la Réserve Naturelle Domaniale des Hautes-Fagnes-Malmedy, qui part l'intermédiaire de Monsieur l'Ingénieur Léo Schlembach m'ont fourni les autorisations nécessaires pour circuler dans la Réserve Naturelle des Hautes-Fagnes.

Remerciements

Mes remerciements les plus chaleureux vont à toutes les personnes sans qui ce travail n'aurait jamais été possible.

Tout d'abord, je tiens à remercier la faculté de Gembloux Agro-Bio Tech et l'Université de Liège de permettre aux étudiants de réaliser un stage si intéressant et si formateur.

Ensuite, je tiens à adresser un merci tout spécial à Pascal Ghiette, co-promoteur de ce travail et attaché scientifique du DEMNA à la station scientifique du Mont-Rigi. Ses nombreuses anecdotes toutes plus intéressantes les unes que les autres m'ont permis d'apprendre tout un tas de nouvelles connaissances. De plus, sa bienveillance de tout instant était un appui incommensurable pour la réalisation de cette étude.

Un autre remerciement particulier s'adresse au Professeur Pascal Poncin, second co-promoteur de ce TFE. Son enthousiasme pour le renforcement de la population des tétras lyres belges prouve que rien n'est impossible quand on y croit vraiment.

Un tout grand merci à Alain De Broyer, ornithologue chargé du suivi des oiseaux Natura 2000 en Wallonie, co-promoteur de cœur de ce TFE. Ses nombreux conseils avisés m'ont aidé à identifier plus facilement les quelques limicoles rencontrés sur le terrain. Son enthousiasme pour ce travail m'a grandement encouragé.

Je remercie également chaleureusement les responsables du DNF m'ayant permis de réaliser ce travail dans la Réserve Naturelle des Hautes-Fagnes, Messieurs les Ingénieurs Léo Schlembach, directeur de la direction de Malmedy, Joël Verdin, chargé du Cantonnement de Malmedy et Yves Pieper, en charge du Cantonnement de Verviers.

Ma gratitude va également aux trois gardes forestiers du haut plateau, Messieurs François Janssen, Thomas Wislet et Julien Knott. Leur enthousiasme et leur énergie débordante est extrêmement bénéfique à la bonne gestion de la Réserve Naturelle. En outre, l'intérêt de François Janssen pour mon TFE était extrêmement positif. Lors de l'intérim de ce dernier, parti en mission capturer des tétras en Suède, Thomas Wislet a été très réactif pour effectuer un suivi des bernaches du Canada présentes dans la réserve, permettant ainsi leur élimination.

Je tiens à remercier chaleureusement Michel Matthijs, concierge de la station scientifique des Hautes-Fagnes, toujours présent et attentif à mes besoins lors de mes visites au Mont-Rigi. Un merci spécial est adressé à Arthur Matthijs, fils de Michel, avec qui la vie paraît simple et uniquement composée de matches endiablés de football. Merci également à Esteban Matthijs, pour sa présence qui me donnait toujours le sourire aux lèvres.

Mes remerciements vont également à Didier Emplit ainsi qu'à David Heinen et son équipe pour la qualité de leur travail dans les zones restaurées des Deux-Séries.

Ma gratitude va également à Gilles San Martin pour ses conseils dans le choix des analyses statistiques à réaliser. Je remercie également Yves Brostaux pour ses conseils avisés de statisticien.

Je remercie chaleureusement Philippe Frankard pour son aide et ses précieux conseils sur le traitement des relevés phytosociologiques effectués.

Merci à Oliver Schott et David Kever, spécialistes des odonates du haut plateau, qui m'ont aidé à identifier quelques exemplaires croisés en fagnes.

Ma gratitude est également dirigée vers Pascal Mormal et Christian Tricot, climatologues de l'Institut Royal Météorologique de Belgique (IRM) pour l'envoi des données climatologiques que je leur avais demandé.

Je tiens à remercier l'ensemble des professeurs m'ayant formé, de la maternelle à l'université en passant par les primaires et secondaires. Ils font un métier formidable, leur passion et leurs savoirs m'ont beaucoup apporté au cours de mes années d'études. C'est l'éducation promulguée par leurs soins qui permettra de rendre le monde meilleur.

Je remercie chaleureusement feu Mariette Delvaux, propriétaire du kot dans lequel j'ai passé cinq années merveilleuses. J'aurai aimé lui montrer le résultat de ces cinq années d'études réussies grâce à son soutien et ses délicates intentions de tous instants. Je remercie identiquement ses enfants Eric Henry et Edith Paquet pour leur amitié, leur soutien et la douce transition réalisée suite au décès de Mariette.

Merci à mes amis, Gilles, Virgile et Colin d'être présents et d'être aussi géniaux.

Un tout grand merci à Sébastien Lenz, pour ces cinq années passées ensemble et que de travaux entrepris ensemble (Destination permaculture, Green City,...), tu mérites tout ce que tu souhaites.

Merci au Professeur Albert Beckers, nous (Sébastien et moi) ayant permis de réaliser un potager en permaculture sur ses terres. Un merci spécial aux bichettes, Claire, Elodie, Florence, Louise et Pauline, les meilleures (des pires) amies de Gembloix. Vous êtes belles, intelligentes, maladroites et tellement drôles, j'espère que vous trouverez le bonheur sur votre route (bises du daguet).

Merci à tous les forestiers de Gembloix, ces trois années avec vous ont été géniales, inoubliables et bien trop courtes. A bientôt dans les forêts mondiales.

Merci à tous les (ex)-Gembloixois qui ont fait de ces cinq années une merveilleuse expérience. Romain, Antoine, Fabien, Nathan, Joachim, Guillaume, Romain, Faustel, Maxime, Bruno, Axelle, Philippe, Florine, ...et tous les autres.

Merci à Yvan Mahaux et Roger Herman pour leur amitié. Vous m'avez transmis votre passion de la photo et de la nature.

Enfin, merci à ma famille d'être depuis toujours là pour moi. Merci à mes cousins, Martin, Perrine, Florent, Florence, Julie, Olivier et les autres d'avoir partagés de nombreux moments joyeux avec moi. Merci à mes oncles et tante, François, Jean-Phi et Anne pour leur soutien et leur bienveillance à mon égard.

Merci à tante José pour son magnifique cadeau lors de mon vingtième anniversaire m'ayant permis d'illustrer ce mémoire.

Merci Grand-Maman d'être si extraordinaire et tellement simple à la fois, la vie est facile avec toi et aucune prise de tête n'est de rigueur, tu es un exemple pour moi.

Merci Grand-Papa, de m'avoir aimé de tout ton cœur et de m'avoir transmis ta passion pour la Nature et les Hautes-Fagnes, j'espère que de là-haut tu es fier de moi.

Merci Séverine pour ta présence de petite sœur casse-pied comme de juste, tu es la plus belle, la plus intelligente et la plus gentille (quand tu le veux bien). Ne changes pas, tu es la meilleure.

Merci Papa pour ta confiance en moi, tes relevés de terrain, tes relectures attentives, ta passion pour la biodiversité et les Hautes-Fagnes que tu as réussi à m'inculquer sans jamais me dégouter, je suis fier d'être ton fils.

Merci Maman, pour tout, tes petits (ou pas si petits que ça en fait) plats, toujours délicieux, ta gentillesse, ta générosité,... Tu es la meilleure des mamans.

Je tiens également à remercier tous ceux sans qui je ne serai jamais arrivé ici aujourd'hui, c'est-à-dire toutes les personnes qui ont un jour ou l'autre croisé ma route et de ce fait m'ont apporté quelque chose m'ayant permis d'évoluer et d'être ce que je suis aujourd'hui.

Résumé

La présente étude s'intéresse aux patrons de recolonisation de l'avifaune dans des zones tourbeuses restaurées récemment sur le plateau des Hautes-Fagnes, situé à l'extrême est de la Belgique. Ces restaurations conduites dans la plus grande réserve naturelle du pays visent à recréer un processus de tourbification actif mais possèdent de nombreux impacts positifs sur l'avifaune régionale. Trois types de restauration furent étudiés: fraisages, décapages et ennoiements.

L'abondance, la reproduction et le comportement des différents oiseaux d'eau présents dans ces zones sont les principales questions et réponses apportées par cette étude.

Le cas de la sarcelle d'hiver (*Anas crecca*), nicheur dans les Hautes-Fagnes depuis la création de ces travaux hydriques, est étudié plus en détail.

L'étude s'est déroulée sur la période courant de la mi-avril à la fin juillet 2017. Un « census » de deux jours par semaine fut mis en place afin de cartographier la présence des oiseaux sur la zone d'étude. De nombreuses informations furent collectées telles que l'espèce, le nombre, le sexe, le comportement, la localisation de chaque individu observé.

Nous avons également cartographié l'ensemble des mares étudiées et calculé pour chacune leur périmètre (en m), superficie (en m²), localisation x et y (en Lambert 72) à l'aide du logiciel ArcGis©. D'autres informations ont également été relevées, telles que la profondeur (moyenne et maximale) des mares, les indices de présences de prédateurs, des relevés phytosociologiques selon la méthode de Braun-Blanquet.

Les observations furent étudiées par ArcGis© Excel© and R©. Nous avons réalisé de simples graphes temporels, utilisé la méthode de Ward, l'Indice Indval, une analyse en coordonnée principale (Pcoa) et une régression logistique (GLM) pour traiter ces données.

52 espèces ont été identifiées sur le site. Les divers patrons temporels d'utilisation de la zone d'étude sont largement discutés.

Une preuve irréfutable de reproduction a été observée pour 7 espèces (*Anas crecca*, *Anas platyrhynchos*, *Anthus pratensis*, *Gallinago gallinago*, *Motacilla alba*, *Tetrao tetrix* et *Vanellus vanellus*). Deux de ces espèces sont en danger critique d'extinction dans notre pays, il s'agit de la bécassine des marais (*Gallinago gallinago*) et du tétras lyre (*Tetrao tetrix*). Ce dernier s'étant reproduit à proximité de la zone étudiée mais hors des travaux de restauration. Ces reproductions sont un point extrêmement positif à mettre en évidence pour les gestionnaires de la réserve.

La caractérisation de la végétation a permis de montrer une différence de composition spécifique entre les divers travaux de restauration.

La régression logistique utilisée (GLM) ne possède pas une force explicative extrêmement puissante dans notre étude. Les résultats obtenus doivent donc être utilisés avec précaution. Cependant, ce modèle semble mettre en évidence une relation positive entre la présence de sarcelle, la superficie et la profondeur des plans d'eau. C'est-à-dire que plus les mares sont grandes et profondes, plus la probabilité d'y voir s'installer les petits anatidés est forte. Néanmoins, ces affirmations mériteraient d'être étudiées à plus large échelle avec un jeu de donnée plus important afin de valider cette hypothèse.

Quelques comportements typiques de la sarcelle d'hiver dérangée par la présence humaine ont été décrits précisément et semblent répondre à une lacune dans la littérature.

La présente étude prouve l'intérêt des restaurations de tourbières en Wallonie pour l'avifaune.

Diverses autres études sont également proposées en fin de manuscrit.

Mots clés : Hautes-Fagnes, restauration écologique, avifaune, *Anas crecca*, *Gallinago gallinago*, reproduction, éthologie.

Abstract

This work study the recolonization's patterns of birds in newly restored peatlands. This study was conducted in the High Fens, the biggest Natural Reserve of Belgium.

We studied abundance, reproduction, and behavioural patterns of waterbirds in three types of ecological restoration called « rotovating vegetation and subsoil », « remodeling peat surface » and « water's containment within peat, clay or pvc piling sheets » to understand the bird's use of these areas.

One species was the aim of this study: the green-winged teal, a new breeder in the High Fens since the creation of these hydrological restorations.

The study was conduct by mi-April to late July 2017. A two-day per week census was realized to map the totality of the study areas. A lot of information were collected like, numbers of individuals of each bird's species, behaviour of each individual, localization, time,...

We also created a map with the localization of each pond of the study areas. Every perimeter (in meter), area (in square meter), localization x and y (in Lambert 72) was calculated by ArcGis©. Other information, like deep (mean and max) of ponds, tracks of predators, vegetation (collected with the method of Braun-Blanquet) were also taken.

Observations were studied by ArcGis© Excel© and R©. We used simple temporal graphs, the Ward's method, the Indval indice, Pcoa and GLM to study our data.

52 species of birds were identified. The temporal patterns of use of sites is grandly discussed.

We collected irrefutable proofs of nesting for 7 bird species (*Anas crecca*, *Anas platyrhynchos*, *Anthus pratensis*, *Gallinago gallinago*, *Motacilla alba*, *Tetrao tetrix* and *Vanellus vanellus*). Two of these species are nearly extinct in Belgium, the common snipe (*Gallinago gallinago*) and the black grouse (*Tetrao tetrix*). The last one bred near our study area but not in a restored sector. These reproductions are thus incredibly positives for the managers of the Natural Reserve.

The vegetation characterization's test proves that there are differences between the floral compositions near the ponds for the three kind of restoration.

Area and deep of the ponds seem to explain the choice of the reproduction's pond by the green-winged teal (*Anas crecca*). However, the GLM used was not so strong thus we have to be careful with interpretations. Furthers wide range studies will validate (or not) this hypothesis.

Some behaviours of teal after disturbance caused by human presence were described and seem to response to a lack of description in the literature.

This study proofs the interest for birds of restored peatlands in Wallonia.

Several others studies were proposed at the end of this work.

Key Words: High Fens, ecological restoration, birds, *Anas crecca*, *Gallinago gallinago*, breeding, ethology.

Table des matières

Remerciements	A
Résumé	C
Abstract	D
Introduction.....	1
I. Etat de la biodiversité mondiale.....	1
II. Milieux humides	2
i. Etat actuel.....	2
ii. Restaurations et impacts.....	2
III. Tourbières	3
i. Généralités	3
ii. Dégradation.....	4
iii. Flore.....	4
iv. Restauration floristique.....	5
v. Faune	5
IV. Hautes-Fagnes	8
i. Généralités	8
ii. Localisation.....	8
iii. Hydrogéologie et oro-hydrographie.....	8
iv. Géologie et géomorphologie.....	9
v. Pédologie.....	9
vi. Climat.....	10
vii. Flore des Hautes-Fagnes	11
viii. Faune des Hautes-Fagnes.....	11
ix. Restauration Hautes-Fagnes	12
x. Socio-économie des Hautes-Fagnes.....	15
V. Avifaune des milieux humides.....	15
i. Généralités	15
ii. Cas wallon.....	16
iii. Sarcelle d'hiver (<i>Anas crecca</i>).....	16
iv. Autres oiseaux	22
VI. Questions de recherche	27
Matériel et méthodes.....	28
I. Zone étudiée.....	28
i. Localisation.....	28
ii. Dégradation.....	29
iii. Premières tentatives de réhydratation de la zone.....	30
iv. Travaux de restauration	30

II.	Récolte de données	33
i.	Présence de l'avifaune	33
ii.	Ethologie.....	38
iii.	Données explicatives.....	38
III.	Analyses statistiques	40
i.	Espèces rencontrées et chronologie de l'occupation de la zone étudiée.....	40
ii.	Caractérisation des plans d'eau	40
iii.	Choix des sites de nidification	41
iv.	Comportement/Ethologie	42
	Résultats	43
I.	Espèces présentes et chronologie de l'occupation du site	43
II.	Caractérisation des plans d'eau	49
III.	Choix des plans d'eau pour la reproduction de la sarcelle.....	51
IV.	Comportements de la sarcelle.....	54
	Discussion.....	55
I.	Espèces rencontrées.....	55
i.	Mammifères	55
ii.	Insectes.....	55
iii.	Amphibiens et reptiles	56
iv.	Avifaune.....	56
v.	Le cas de la sarcelle d'hiver	60
vi.	Le cas du canard colvert	61
vii.	Le cas du vanneau huppé	62
viii.	Le cas du petit gravelot	63
ix.	Le cas du faucon hobereau.....	63
x.	Le cas de la bécassine des marais.....	64
xi.	Conditions météo	65
II.	Caractérisation des plans d'eau	66
i.	Description des résultats.....	66
ii.	Discussion générale	66
III.	Choix des sites de nidification des sarcelles.....	68
i.	Description des figures	68
ii.	Hypothèses de départ	68
iii.	Etude statistique.....	69
IV.	Comportement des sarcelles.....	70
i.	Description des résultats.....	70
ii.	Discussion générale	71
iii.	Autres comportements intéressants à décrire.....	72

V.	Futures études possibles en relation avec la présente recherche	73
i.	Recherche sur le type d'habitat privilégié par les sarcelles d'hiver en Wallonie	73
ii.	Pistes pour le suivi de la nourriture consommée par les sarcelles en Wallonie	73
iii.	Autres recherches biologiques	73
VI.	Autres recherches non-directement liées à la présente étude.....	74
i.	Tétrras lyre.....	74
ii.	Odonates	74
iii.	Autres recherches biologiques	74
iv.	Recherche historique	74
	Conclusion	75
	Bibliographie.....	76
	Annexes	95
I.	Données concernant les plans d'eau étudiés.....	95
II.	Données des relevés phytosociologiques	101
III.	Données utilisées pour la régression logistique (GLM).....	102
IV.	Résultats non présentés précédemment.....	103
V.	Portfolio de photos réalisées lors de cette étude	105
i.	Oiseaux	105
ii.	Mammifères	110
iii.	Insectes.....	111
iv.	Autres animaux.....	112
v.	Paysages	113
vi.	Découverte historique.....	114

Introduction

I. Etat de la biodiversité mondiale

La situation de la biodiversité mondiale est actuellement extrêmement préoccupante. L'ensemble de la population humaine commence à prendre conscience des menaces qui découlent de l'érosion de la biodiversité globale (MIT, 1970; Millenium Ecosystem Assessment, 2005a; TEEB, 2009; Secretariat of the Convention on Biological Diversity, 2010; Convention on Biological Diversity, 2011; JRC, 2011; EEA, 2012; Hourcade, 2015).

La COP21, tenue à Paris en décembre 2015, souligne cette prise de conscience (Rapport planète vivante 2016, synthèse, WWF). C'est pourquoi il est temps d'avancer main dans la main avec une vision structurée à long terme et il est surtout indispensable de ne pas rejeter la faute (du réchauffement climatique) sur l'un ou l'autre pays (Zou & Fu, 2015).

L'impact disproportionné de l'Homme sur son environnement conduit de nombreux spécialistes à parler d'une nouvelle époque géologique nommée « Anthropocène » (Crutzen & Stoermer, 2000; Crutzen, 2002; Crutzen & Steffen, 2003; Steffen *et al.*, 2004; Andersson *et al.*, 2005; Crossland *et al.*, 2005; Syvitski *et al.*, 2005 Zalasiewicz *et al.*, 2008 et 2010; Wagler 2011; Rapport planète vivante 2016, synthèse, WWF).

Certains auteurs soulèvent même l'existence d'une 6ème extinction de masse (Wake & Vredenburg, 2008 ; Ceballos *et al.*, 2010 ; Barnosky *et al.*, 2011 ; Pimm *et al.*, 2014 ; Ceballos *et al.* 2015 ; McCallum, 2015; Ceballos *et al.*, 2017)), après le « Big Five » bien connu des scientifiques (Raup & Sepkoski, 1982; Jablonski, 1994; Bambach, 2006). Carpenter et Bishop (2009) vont jusqu'à parler d'une septième extinction de masse.

Afin de d'évaluer les taux d'extinction actuels des espèces (IUCN, 2010; Pereira *et al.* 2010) et populations (Hughes *et al.*, 1997; Ceballos & Ehrlich, 2002), de nombreux indicateurs d'estimations de la biodiversité sont mis en place pour estimer « l'état de santé » de la planète.

Parmi ces estimateurs, l'indice planète vivante (IPV) est un des plus connu. Il s'agit d'une estimation de la biodiversité utilisant des données sur quelques populations (14 152 populations de 3706 espèces différentes) de vertébrés (mammifères, poissons, amphibiens, reptiles) et calculant leur variation moyenne et leur abondance au fil du temps (Rapport planète vivante 2016, synthèse, WWF).

Entre 1970 et 2012, cet indice n'a cessé de chuter d'année en année, connaissant un déclin de 58% des vertébrés sur cette période d'environ 40 ans (*Ibid.*). Cette tendance négative ne semble pas vouloir se stabiliser à l'heure actuelle, ce qui est fortement inquiétant.

Les menaces relevées par l'IPV pesant sur la biodiversité sont de plusieurs types (*Ibid.*):

- Perte et dégradation de l'habitat
- Changement climatique
- Espèces invasives et maladies
- Pollution
- Surexploitation des espèces

Ce sont les interrelations entre ces menaces résultant principalement (si pas exclusivement) de l'activité humaine (Myers, 1990; Leakey & Lewin, 1992; Pimm *et al.*, 1995; Dirzo & Raven, 2003; Wake & Vredenburg, 2008; Barnosky, 2009; Hoffman *et al.*, 2010; Vredenburg *et al.*, 2010), qui risquent de mener à une intensification de la disparition d'espèces (Brook *et al.*, 2008).

En effet, les hommes utilisent leur environnement pour produire des biens répondant à leurs besoins, mais cela parfois sans discernement et sans respecter les conditions de vie du milieu naturel.

« L’empreinte écologique » (Rees, 1992; Wackernagel & Rees, 1996; Caviglia-Harris *et al.*, 2009) de l’Homme, bien qu’étant un indice décrié et fortement discuté (van Kooten & Bulte, 2000; Senbel *et al.*, 2003; Foley *et al.*, 2007; Haberl *et al.*, 2007; Piquet *et al.*, 2007; Fiala, 2008; Jolivet, 2008), en est la preuve (Chevassus-au-Louis *et al.*, 2009).

En 2012, la population humaine a consommé l’équivalent des ressources naturelles présentes sur 1,6 Terre identiques à la nôtre. (Rapport planète vivante 2016, synthèse, WWF). Le seuil de biocapacité de notre planète est donc largement dépassé et accentue les menaces sur la biodiversité.

Malheureusement, la Belgique fait partie des pays possédant la plus grande empreinte écologique moyenne par habitant au monde (plus de 7 hectares global annuel individuel) (*Ibid.*).

II. Milieux humides

i. Etat actuel

Parmi les milieux menacés, les zones humides sont particulièrement touchées (Barbier *et al.*, 1997; IUCN, 2000; Ramsar Resolution, 2006; Gardner & Davidson, 2011). L’Union internationale pour la conservation de la nature (UICN ou *IUCN* en anglais) estimait en 2000 que plus de la moitié des milieux humides mondiaux avaient été dégradés lors des derniers siècles. Ceci est confirmé par l’effondrement de l’IPV dans les systèmes d’eau douce entre 1970 et 2012. En effet, l’abondance des populations d’animaux d’eau douce a dégringolé de 81% en 40 ans (Rapport planète vivante 2016, synthèse, WWF).

Un traité intergouvernemental protégeant les zones humides d’importance internationale datant de 1975, nommée la convention RAMSAR, a été mis en place spécialement pour ces écosystèmes (Monty, 2014).

La Belgique a rejoint la Convention le 4 juillet 1986 (Ramsar, 2017a). A l’heure actuel 9 sites en Belgique représentant un total de 46.944 ha, sont repris dans cette convention (Ramsar, 2017b). Dont quasi 10.000 ha rien que pour les Hautes-Fagnes deuxième plus gros site Ramsar belge après la Vallée de la Haute-Sûre comprenant 29.000 ha (Ramsar, 2017a).

Ceci prouve donc que les tourbières sont reconnues au niveau international comme des habitats humides d’intérêt patrimonial qu’il est indispensable de protéger. Les tourbières sont même spécifiquement citées dans le préambule de la Convention Ramsar (Stroud *et al.*, 1988).

Les milieux humides sont des habitats fournissant de nombreux services écosystémiques (Schlesinger 1997; Millennium Ecosystem Assessment, 2005b) et de ce fait, de nombreuses études portant sur les biens et services rendus par ces écosystèmes ont été menées depuis quelques années (par exemple : Brouwer *et al.*, 1999; Woodward & Wui, 2001; Brander *et al.*, 2006; Turner 2008; Ghermandi *et al.*, 2010).

Le changement climatique global risque d’avoir ses effets les plus prononcés sur les milieux humides en modifiant la nature et la variabilité de la pluviosité (hydropériode) et le nombre ainsi que la sévérité des événements extrêmes (van Dam *et al.*, 2002). Ce type de changement aura bien évidemment des effets considérables sur les sites, espèces et communautés spécifiques des milieux humides (Abrahams, 2008). Les principaux effets du changement climatique sur les zones humides se marqueront particulièrement par une diminution des averses estivales suivie d’une augmentation de l’évapotranspiration de la végétation (Dawson *et al.*, 2001).

ii. Restaurations et impacts

Le fait que les zones humides naturelles aient été fortement dégradées par l’homme au cours des derniers siècles en Europe (Immirzi *et al.*, 1992; Jones & Hughes, 1993) et plus récemment en Amérique (Tiner, 1984; National Wetlands Working Group, 1988; Dahl, 1990), poussent les scientifiques et les hommes politiques à lancer des programmes de restauration de ces écosystèmes humides.

Réaliser une restauration signifie: identifier des sites dégradés, restaurer le modèle hydrologique et pédologique afin d'accélérer l'introduction, la colonisation et la dispersion des espèces indigènes (Odum & Barrett, 2005).

Certaines espèces typiques des milieux humides vont permettre de faciliter la restauration écologique, c'est le principe de la facilitation (Clements 1916; Lumley *et al.*, 2001; Stachowicz J.J., 2001; Brooker *et al.*, 2008). Les sphaignes (*Sphagnum* sp.¹) typiques des tourbières font partie des espèces facilitatrices les plus connues (Lindeman, 1941; Moore & Bellamy, 1974).

Les macroinvertébrés peuvent recoloniser assez rapidement certains habitats humides (Brown *et al.*, 1997; Meyer & Whiles, 2008). Cependant, certaines différences spécifiques entre milieux naturels et restaurés peuvent être observées (Meyer & Whiles, 2008).

Afin d'évaluer les résultats obtenus suite aux restaurations entreprises, certains indicateurs biotiques (plantes, animaux) sont étudiés. Les oiseaux font partie des indicateurs particulièrement intéressants pour quantifier le succès relatif des restaurations d'écosystèmes (Koskimies, 1989; Bernstein *et al.*, 1991; Johnson, 2007; Latta & Faaborg, 2008; Beauchard *et al.*, 2013).

De plus, de nombreux oiseaux sont connus pour leur sensibilité aux variations hydriques et pour leur choix d'habitat spécifique (Roshier *et al.*, 2002; González-Gajardo *et al.*, 2009; Beauchard *et al.*, 2013). En outre, étant donné que l'avifaune se trouve parmi les espèces de niveau trophique supérieur, l'abondance et la structure de la communauté ornithologique fournissent des indications intéressantes sur les processus internes des écosystèmes et la qualité desdits habitats (Moreira, 1997; Atkinson, 2003; Sekercioglu, 2006; Johnson, 2007; Mendonça *et al.*, 2007; Xiong *et al.*, 2010; Beauchard *et al.*, 2013).

III. Tourbières

i. Généralités

Le terme de tourbière pose de nombreux problèmes dans la nomenclature internationale. En effet, les auteurs décrivent généralement les tourbières comme un écosystème créant de la tourbe (à l'aide d'une végétation turfigne) mais les français nomment tourbière toute zone humide ou marécageuse, tandis que les suisses utilisent le terme « marais » même pour les formations tourbeuses (Wastiaux, 2000). Les anglophones possèdent le même problème avec les termes «mire», «peat», «bog», «swamp», «fen»,... (Gore, 1983).

Le terme de tourbière utilisé dans le présent travail va donc concerner un écosystème dans lequel la matière organique partiellement décomposée s'accumule en tourbe grâce à l'humidité du milieu (climat pluvieux et nappe phréatique élevée) (Laine & Vasander, 1996).

Les tourbières sont des milieux très rares à l'échelle planétaire, environ 3% des terres immersées sont des zones tourbeuses, ce qui représente environ 400-450 millions d'hectares (Kivinen & Pakarinen, 1981; Gorham, 1991; Joosten and Clarke, 2002; Anon., 2011).

Cependant, ces écosystèmes ont un rôle extrêmement important, pour ne pas dire vital, dans le stockage de carbone (Malmer, 1992; Driencourt *et al.*, 2010; Gontier, 2010). En effet, les tourbières de notre planète contiennent plus de carbone que l'ensemble de la biomasse ligneuse des forêts mondiales (Joosten, 2015) et stockent autant que le carbone présent dans l'atmosphère (Anon., 2011).

Différents types de complexes tourbeux (6 groupes principaux) ont été définis selon le climat par Kivinen & Pakarinen en 1981.

Malgré leur intérêt immense d'un point de vue des services écosystémiques (Turetsky & St. Louis., 2006), les tourbières sont des milieux souvent dégradés par l'activité humaine.

Un des principaux torts de l'Homme a été de drainer (Bain *et al.*, 2011) les étendues tourbeuses en vue de faire de la sylviculture (Joosten & Clarke, 2002) ou du pastoralisme (*Ibid.*) ainsi que pour

¹ La nomenclature des bryophytes et plus précisément des sphaignes a été réalisée selon l'ouvrage de référence suivant : Sotiaux A. & Vanderpoorten A., 2015. Atlas des Bryophytes (mousses, hépatiques, anthocérotes) de Wallonie (1980-2014). Publication du Département de l'Etude du Milieu Naturel et Agricole (SPW-DGARNE), Série « Faune – Flore – Habitats », n°9, Gembloux, Tome II. 680pp.

l'extraction de tourbe telle qu'encore pratiquée à l'heure actuelle en Amérique du Nord notamment (Rochefort 2000; Strack *et al.* 2003; Bain *et al.*, 2011). En effet, le drainage des tourbières est une catastrophe écologique pour plusieurs raisons (Strack *et al.* 2003; Turetsky & St. Louis., 2006). Outre la perte nette de biodiversité associée à une dégradation du milieu naturel, la perte de capacité de filtration de l'eau et de gestion des crues et inondations (Price and Whitehead 2001; Price *et al.* 2003), les tourbières asséchées relâchent des gaz à effets de serre (CO₂ et Azote) (Silvola 1986; Martikainen *et al.* 1995; Augustin *et al.* 1996; Regina *et al.* 1998; Willison *et al.* 1998; Waddington & Price. 2000; Waddington *et al.* 2002) contribuant ainsi au réchauffement climatique. 5% des émissions anthropiques de GES proviennent des 15% de tourbières drainées de par le monde (Joosten, 2015).

Heureusement, la réhydratation des tourbières par la création de mares et digues favorisant la mise sous eau des zones anciennement drainées permet de mitiger/limiter les effets négatifs des drains (Stroud *et al.*, 1988; Joosten, 2015).

ii. Dégradation

Les causes de cette dégradation importante des tourbières mondiales peuvent être de plusieurs ordres (Poulin & Pellerin, 2001).

a. Climat

Une première cause de dégradation serait une modification climatique (Godard, 2010). En effet, les tourbières hautes nécessitent un surplus de précipitations par rapport à l'évapotranspiration potentielle, surtout en période estivale (Ingram, 1983). Or, les effets du changement climatique vont principalement se marquer sur ces précipitations et sur la température moyenne annuelle (Worrall *et al.* 2007 ; Clark *et al.* 2010), ce qui risque d'être un obstacle difficilement surmontable pour la régénération des tourbières (Gignac & Vitt, 1994; Schumacker *et al.*, 1995). A l'heure actuelle, peu d'études se sont penchées sur les effets des changements climatiques sur la végétation des tourbières (Weltzin *et al.* 2000 et 2003).

b. Pollution

Une deuxième origine de cette détérioration est la pollution directe par des composés néfastes pour l'environnement. En effet, les sphaignes sont très sensibles aux pollutions soufrées (Ferguson & Lee, 1983). Une étude de Twenhöven (1992) démontre que *Sphagnum fallax* est grandement favorisée par l'apport d'azote, ce qui pourrait diminuer la richesse spécifique en sphaignes dans les tourbières.

Diverses études portant sur les effets de la pollution atmosphériques sur les milieux tourbeux ont été réalisées (Press *et al.* 1986; Saarnio *et al.*, 1999; Siegenthaler *et al.*, 1999).

c. Actions anthropiques directes

Le drainage des tourbières et les fronts d'exploitations de la tourbe sont deux explications données par Bouillenne (1954) pour expliquer l'invasion de molinie (*Molinia caerulea*²) qui forme un tapis quasi monospécifique et élimine les espèces typiques de la végétation turfigène dans les milieux tourbeux. Ce qui est confirmé par Wastiaux (2000) pour les tourbières belges, Schouwenaars (1988) pour les néerlandaises et Gore (1983) pour les anglaises.

iii. Flore

Les tourbières acidophiles ont été décrites par DuReitz (1954), comme des zones possédant un faible nombre d'espèces végétales. Ces tourbières sont opposées dans la littérature scientifique aux tourbières dites « riches » (*Ibid.*) qui sont des tourbières calcareuses non dominées par les sphaignes (Gorham & Janssens, 1992; Vitt, 2000; Wheeler & Proctor, 2002).

² Les noms vernaculaires et latins des plantes vasculaires ont été tirés de l'ouvrage de référence suivant : Lambinon J., Delvosalle L. & Duvigneaud J., 2008. Nouvelle flore de la Belgique, du Grand-Duché de Luxembourg, du Nord de la France et des régions voisines. Jardin botanique national de Belgique, Meise, 5e édition (2e tirage): 1167 p.

D'après Vitt (2006), les bryophytes spécifiques des tourbières acidophiles se retrouvent sur quelques continents, c'est-à-dire en Asie, Europe et Amérique du Nord.

Cependant, les plantes vasculaires sont souvent limitées à une (ou deux) de ces régions biogéographiques. En effet, les espèces typiques dominantes d'Amérique du Nord (*Larix laricina* et *Picea mariana*) ne sont absolument pas présentes sur le continent Eurasiatique (*Ibid.*). A l'inverse, le pin sylvestre (*Pinus sylvestris*) et l'épicéa (*Picea abies*) sont absents du continent amérindien. En outre, certaines essences telles que *Larix gmelinii*, *Larix sibirica*, *Pinus obovata*, et *Pinus sibirica* sont endémique du continent asiatique (*Ibid.*). Les bouleaux, ligneux typiques des zones tourbeuses, sont également différents entre l'Europe (*Betula pubescens*) et l'Amérique (*B. glandulosa* and *B. glandulifera*). Les espèces du sous-bois différent également selon les continents, avec les bruyères (*Calluna vulgaris* et *Erica tetralix*) pour l'Europe et le *Ledum groenlandicum* endémique de l'Amérique du Nord. Certaines espèces de *Carex* sont également spécifiques à une région géographique. Malgré ces nombreuses différences, certains taxons vasculaires se retrouvent dans l'ensemble des tourbières acides du monde, citons par exemple: *Chamaedaphne calyculata*, *Ledum palustre*, *Vaccinium oxycoccus*, *V. vitis idaea*, et *Rubus chamaemorus* (*Ibid.*).

iv. Restauration floristique

Comme précédemment expliqué, certaines plantes permettent d'accélérer le processus de restauration d'un habitat dégradé. Pour les tourbières, il est désormais connu que le polytric (*Polytrichum sp.*) est une espèce « nurse » créant un microclimat qui va permettre aux sphagnes (*Sphagnum sp.*) typiques des tourbières de se réimplanter sur le site (Groeneveld *et al.*, 2007).

Il a été démontré en Europe que la linaigrette vaginée (*Eriophorum vaginatum*) est également une espèce facilitatrice dans les tourbières exploitées (Matthey 1996; Tuitilla *et al.* 2000), mais cette facilitation n'a pas su être confirmée avec certitude en Amérique du Nord (Lavoie *et al.*, 2005a et 2005b).

v. Faune

Les tourbières sont un des habitats terrestres les moins étudiés du point de vue faunistique (Desrochers & Van Duinen, 2006). En Europe, par exemple, les premières descriptions d'invertébrés spécifiques aux milieux tourbeux ont été réalisées au début du 20e siècle (Harnisch 1925; Goffart 1928; Peus 1932).

Cette pauvreté d'études scientifiques sur la faune des tourbières peut vraisemblablement s'expliquer par l'absence d'espèces de vertébrés endémiques aux zones tourbeuses (Harnisch, 1925; Peus, 1932; Bölscher, 1988; Desrochers, 2001; Mazerolle *et al.* 2001). Cependant certains taxons vertébrés se retrouvent plus souvent en tourbière que dans tout autre type d'habitat mais ce n'est pas une nécessité absolue. Elles peuvent également être croisées dans d'autres milieux.

Parmi les vertébrés, les oiseaux sont les plus étudiés (Hakala, 1971; Calmé *et al.* 2002), tandis que les mammifères et autres vertébrés (amphibiens et reptiles) sont moins suivis (Desrochers & Van Duinen, 2006).

Les tourbières sont perçues comme des milieux hostiles pour la faune à cause de l'humidité, l'acidité et la pauvreté des nutriments disponibles alors que selon Calmé *et al.* en 2002, les tourbières contribuent à enrichir l'avifaune locale.

Les variations d'humidité et de structure de végétation permettent aux milieux tourbeux de posséder malgré tout certains assemblages spécifiques/caractéristiques d'espèces animales. De plus, certaines espèces ont besoin de plusieurs types d'habitats tourbeux ou para-tourbeux (ex: landes humides et tourbières actives) pour pouvoir effectuer toutes les étapes de leur cycle de vie (Främb 1994; Niewold 1993 et 1996; Heckenroth 1994).

La faune inféodée aux tourbières s'explique principalement par quelques facteurs intrinsèques tels que la disponibilité en nutriments (Smits *et al.* 2002), la structure de végétation (Peus 1932; Stockwell 1994; Schikora 2002a), la taille de la tourbière (Hakala 1971; Nilsson 1986; Stockwell 1994; Calmé & Desrochers 2000) et le nombre de mares (Poulin *et al.* 1999) par exemple. D'autres facteurs

secondaires expliquent aussi la présence/absence des espèces fagnardes, tels que la prédation, la compétition interspécifique, le cortège floristique et les mécanismes de compétition ou d'attraction intraspécifiques (Desrochers & Van Duinen, 2006).

a. Invertébrés

Malgré le fait que les tourbières soient considérées comme des milieux pauvres, des centaines d'espèces d'insectes peuvent néanmoins s'y retrouver. En effet, plusieurs études dans les tourbières estoniennes y ont relevé plus d'un millier d'espèces différentes d'insectes (Maavara, 1955 ; Valk, 1988).

Parmi les groupes les plus représentés, les coléoptères, diptères, lépidoptères et hyménoptères sont les plus importants.

La grande majorité des insectes rencontrées dans les tourbières peuvent être catalogués comme «généralistes» (Danks & Rosenberg 1987; Runtz & Peck 1994). Cependant, les espèces typhobiontes nécessitent d'avoir des tourbières à proximité afin de pouvoir réaliser leur cycle de vie complet (Valk, 1988 ; Desrochers & Van Duinen, 2006).

La composition spécifique des tourbières européennes varie selon la latitude. D'une part, certaines espèces retrouvées au Sud de l'Europe sont considérées comme des reliques de la dernière glaciation (Würm, il y a 12 000 ans) en zone tempérée. D'autre part, certaines espèces se retrouvent très au nord de leur répartition géographique dans les tourbières, ex. *Anax imperator*³ en Estonie (Kalkman *et al.* 2002). En effet, les tourbières peuvent se réchauffer plus vite que les autres milieux humides lorsque la tourbe est affleurante ou qu'un tapis de sphaignes flottantes se trouve dans les mares tourbeuses (Schmidt 1964; Moore & Bellamy 1974).

Certaines différences de composition spécifique peuvent se rencontrer au sein d'un même plateau tourbeux, dans les zones de tourbières actives ou zones de transition par exemple.

Les facteurs les plus indicatifs de la présence d'invertébrés aquatiques sont les suivants: nourriture de qualité et en quantité suffisante, structure de la végétation, volume d'eau libre et permanence des mares (Macan 1954; Crisp & Heal 1996; Smits *et al.* 2002; van Duinen *et al.* 2004a).

La présence de plantes hôtes pour les herbivores tels que les lépidoptères est une condition sine qua non à leur présence (Desrochers & Van Duinen, 2006).

Certaines espèces considérées comme inféodées aux milieux tourbeux pourraient vivre dans d'autres habitats mais leur faible résistance à la compétition interspécifique les oblige à se réfugier en zone tourbeuse (*Ibid.*).

b. Amphibiens et reptiles

Les amphibiens sont théoriquement inadaptés à vivre dans les tourbières à cause de l'acidité qui y règne. Cependant, malgré la dangerosité des eaux acides pour le bon développement des batraciens (Pough 1976; Leuven *et al.* 1986), certains d'entre eux (*Rana temporaria*⁴ et *Bufo bufo* notamment) vivent et se reproduisent dans les tourbières d'Europe (Mazerolle & Cormier 2003).

La richesse en insectes dont il était question dans le paragraphe précédent explique sans doute la présence de certains de ces amphibiens en milieux acides (Desrochers & Van Duinen, 2006).

Certains reptiles peuvent également survivre et se reproduire dans les tourbières, par ex. le lézard vivipare (*Zootoca vivipara*) (*Ibid.*).

c. Mammifères

Les préférences des mammifères pour les tourbières ne sont pas clairement établies à l'heure actuelle malgré certaines études (Mazerolle *et al.*, 2001).

³ La nomenclature des hexapodes est tirée du site de référence : biodiversité.wallonie.be

⁴ La nomenclature relative aux batraciens et reptiles a été obtenue dans le livre de référence suivant: Jacob J.-P., *et al.*, 2007. Amphibiens et Reptiles de Wallonie. Aves-Rainne et Centre de Recherche de la Nature, des Forêts et du Bois (MRW-DGRME), Namur. 384p.

Ce manque d'informations sur le comportement des grands et petits mammifères est peut-être à creuser pour les futures générations de biologistes européens.

d. Oiseaux

Comme pour les groupes taxinomiques cités ci-dessus, il n'existe pas d'oiseaux endémiques des tourbières.

Cependant, certaines études finlandaises (Desrochers, 2001), américaines (Erskine, 1977; Boström & Nilsson 1983; Stockwell, 1994; Desrochers 2001) et belge (Metzmacher, 2004) ont étudié la composition spécifique de l'avifaune des tourbières.

En outre, les tourbières accueillent de nombreux migrants aux périodes ad-hoc, c'est-à-dire, début mars et mi-septembre en Belgique.

e. Menaces

Foresterie

L'assèchement des tourbières par de nombreux drains afin d'y planter des forêts est une menace pour la faune et la flore habituelles des zones fangeuses (Päivänen 1999; Mazerolle 2001).

Lors de la mise à blanc de ces forêts plantées sur sols inaptes à la sylviculture, la réponse de la faune est paradoxalement assez rapide. En effet, les nouvelles zones ouvertes qui se réhumidifient suite à l'absence soudaine de prélèvements racinaires par les arbres, sont des endroits particulièrement prisés par l'avifaune des milieux humides et par les cervidés qui trouvent des plaines intéressantes pour se nourrir et gambader (Desrochers & Van Duinen, 2006).

Enrichissement en nutriments

Les dépôts atmosphériques d'azote, soufre et phosphore entraînent un enrichissement important en nutriments des zones oligotrophes que sont les tourbières et landes tourbeuses.

Cet enrichissement possède un impact négatif sur la richesse en espèces des zones touchées. En effet, lorsque les sols tourbeux sont enrichis, on observe une prolifération inquiétante de *Betula* sp. et *Molinia caerulea* sur le terrain (Risager 1998; Limpens *et al.* 2003; Tomassen *et al.* 2004). Ces deux espèces possèdent la malheureuse faculté de former des peuplements/tapis de végétations quasi monospécifiques, ce qui diminue en flèche la résilience et l'intérêt de l'écosystème.

Ce problème d'enrichissement va donc indirectement impacter la vie des communautés végétales et animales des tourbières, dont les oiseaux nicheurs au sol (Larison *et al.*, 2001). Une étude de Van Duinen *et al.* (2004b) sur les tourbières eutrophisées des Pays-Bas et les tourbières relativement intactes d'Estonie prouve que la richesse spécifique est moindre en zone eutrophisée où l'on retrouve des espèces moins typiques. On observe un changement d'espèces dominantes au niveau des insectes dans les zones devenues plus riches (*Ibid.*).

f. Restauration

Les impacts des travaux de restaurations sur la faune s'expliquent au cas par cas.

La présence de communautés intactes des espèces colonisatrices des milieux tourbeux en périphérie des zones restaurées va considérablement accélérer le processus de recolonisation.

En outre, certains taxa sont plus à même de recoloniser les zones restaurées grâce à leur grande capacité de dispersion (capacité à voler,...).

IV. Hautes-Fagnes

i. Généralités

Les naturalistes se sont vite rendu compte de l'importance de ce milieu d'un point de vue de la biodiversité. En effet, malgré la présence de peu d'espèces, les Hautes-Fagnes sont un réservoir de biodiversité extraordinaire dans un pays de plus en plus urbanisé (Antrop, 2000; Brück, 2002; De Lannoy & De Corte, 2000; Van der Haegen, 2000; Halleux *et al.*, 2002; André *et al.*, 2014; OCDE, 2015). Les espèces présentes sur le haut plateau sont en effet souvent rares aux échelles belge et européenne. La pauvreté d'un milieu induit un cortège floristique et faunistique tout à fait particulier et d'un intérêt patrimonial indiscutable.

ii. Localisation

Le massif des Hautes-Fagnes est situé sur la partie supérieure, au-delà de 450m d'altitude, du massif cambro-ordovicien stavelotain (Wastiaux, 2000). Les limites communément admises par les spécialistes sont délimitées par la Warche et la Rur au Sud, la Vesdre à l'Est et au Nord-Est ainsi que le Winanplanche et l'Amblève moyenne pour l'ouest (Drèze & Schumacker, 1986). Ce qui retranscrit en coordonnées géographique nous donne une localisation entre 50°10' et 50°25' latitude Nord et 5°45' et 6°25' longitude Est (Wastiaux, 2000).

iii. Hydrogéologie et oro-hydrographie

Trois des points culminants les plus emblématiques de Belgique se situent sur le plateau fagnard. Il s'agit de Botrange (694m), 700m sur la petite butte située derrière la tour d'observation, la Baraque-Michel culminant à 672m et le Mont-Rigi, lieu d'implantation de la station scientifique des Hautes-Fagnes (ULg), se situant à 673m (Wastiaux, 2000).

Le bed-rock, c'est-à-dire la base portante du sol, est composé de quartzite et de phyllade. Sa partie supérieure est endommagée de façon très variable tant au niveau intensité qu'au niveau de l'épaisseur dégradée (Demoulin, 1986b).

Par-dessus ce bed-rock, se retrouve une couche discontinue de dépôts post-paléozoïques meubles, remaniée au cours du Quaternaire et formée d'argile d'altération du socle révinien, d'argile à silex, de sables marins et/ou continentaux, de limons et de tourbe (Bourguignon, 1953).

Ce manteau d'altération et de dépôts meubles est d'une épaisseur variant entre 3 à 15m de dépôts meubles et entre 10 et 20m d'altérites selon des sondages réalisés dans la Brackvenn, Malchamps, au Mont-Rigi ainsi que par des prospections géophysiques à la Robinette et Waroneu (Pissart 1974, Juvigné & Pissart, 1980 et Monjoie & Cajot, 1983).

Nous pouvons distinguer quatre types de nappes aquifères dans cette région d'après Monjoie & Cajot (1985).

- Les horizons gréseux et quartzitiques du bed-rock servent de réserves pour certaines de ces nappes. Ces dernières sont caractérisées par des réserves allant de quelques mm à 2cm d'eau.

- Le manteau d'altération contient lui aussi quelques nappes qui risquent de se tarir plus rapidement que celles du bed-rock.

- Certaines nappes se retrouvent également localement emprisonnées dans les sables tertiaires.

- La tourbe (formation tourbeuse) contient également des nappes aquifères.

Les rivières du plateau fagnard, comme tout ruisseau, démarrent lorsque les nappes aquifères précédemment citées surgissent à la surface du sol. Leurs eaux sont faiblement minéralisées (en moyenne de 0,7 à 0,8 meq.l⁻¹), acides (pH compris entre 3,9 et 6,1 en sachant que 1 est très acide, 7 neutre et 14 très basique) et riches en sulfates (Leclercq, 1984).

La plupart des rivières renommées de la région prennent leur source dans les Hautes-Fagnes. Citons par exemple la Helle, la Soor et la Hoëgne considérée comme l'une des plus belles vallées de Belgique et étudiée notamment par Petit & Daxhelet en 1989.

Dès lors, la création de barrages en aval de cette zone de source semblait évidente. C'est pourquoi nous retrouvons les barrages d'Eupen et de la Gileppe à proximité des Fagnes. Ces barrages sont directement alimentés par l'eau fagnarde, provenant respectivement de la Vesdre (dans laquelle se jette la Helle) pour le lac d'Eupen et de la Gileppe pour le lac éponyme. La préservation de la zone fagnarde est donc indispensable afin de garantir une qualité optimale de l'eau arrivant aux bassins eupenois et jalhaïtois qui alimentent une bonne partie de la région liégeoise. En effet, quelques 400 000 habitants sont desservis, en eau potable via le réseau d'eau courante domestique (SWDE 2017). Du côté de la Fagne de Malchamps, c'est la célèbre marque d'eau à trois lettres qui récolte l'eau pure s'écoulant des fagnes.

Des études réalisées à l'aide d'un radar de subsurface ont permis de faire quelques découvertes intéressantes sur les capacités de rétention d'eau dans les Hautes-Fagnes (voir Wastiaux 2008).

iv. Géologie et géomorphologie

Le plateau fagnard, composé de quartzites, phyllades et quartzophyllades, repose sur un socle cambro-ordovicien plissé lors des orogenèses calédonienne et hercynienne. Néanmoins, certaines zones très localisées peuvent se trouver sur le socle Revinien (Bless *et al.*, 1990).

Les aléas du temps ont érodé ce socle en une pénéplaine nommée pré-maestrichtienne par Demoulin 1980, 1986a et Wastiaux 2000.

Certains dépôts retrouvés localement proviennent de deux transgressions distinctes.

En premier lieu, lors du Crétacé supérieur (Maestrichtien), ce qui a créé quelques dépôts de sable et d'argile à silex (Renier, 1933; Demoulin, 1987a; Bless & Fernandez Narvaiza, 1997).

Ensuite lors de l'Oligocène (Tongrien inférieur), où la mer devait être toute proche, étant donné les sédiments sableux retrouvés en Fagnes (Demoulin, 1987b).

Depuis lors, le plateau des Hautes-Fagnes ne cesse de s'élever grâce à l'ouverture du graben du Rhin qui provoque d'importantes compressions sur le massif de Stavelot. Les soulèvements les plus marquants sont ceux du massif de la Baraque-Michel et de la partie orientale de la crête des Hautes-Fagnes (Demoulin, 1988; Wastiaux 2000).

Les célèbre lithalses ou pulses des Hautes-Fagnes, proviennent de processus périglaciaires du Quaternaire. (Pissart, 1995 et 1999). Des vestiges de lithalses se trouvent sur la zone étudiée.

v. Pédologie

En milieu tempéré, un sol est généralement composé de 45% de particules minérales, 5% de matière organique (notée MO dans la suite du texte) et 50% de pores remplis soit d'air, soit d'eau (van Wesemael, 2006a).

Les Hautes-Fagnes sont principalement soutenues par des sols bruns acides, à gley ou pseudo-gley, ce qui signifie que le drainage y est souvent déficient, ce qui provoque une oxydation du fer présent dans le sol et forme les (pseudo-)gley (Pahaut, 1969).

Ces sols, fortement imperméables, se sont créés par l'altération du socle schisteux, formant de ce fait des matériaux riches en argiles (Bourguignon, 1953), sur lesquels des superficies importantes de tourbe et de sols para-tourbeux ont pu s'implanter.

Les Hautes-Fagnes font partie des sols wallons contenant les plus grandes quantités de MO (plus de 4,2%). Cela peut s'expliquer en partie par les conditions climatiques particulières du Haut plateau ardennais. En effet, les températures plus faibles ainsi que des périodes de gel plus longues réduisent la minéralisation de la MO dans les sols, ce qui a comme conséquence d'en provoquer son accumulation. Bien évidemment, le premier facteur expliquant les hautes teneurs en MO dans les Fagnes est la décomposition très lente des sphaignes dans les mares présentes sur le Haut-Plateau (van Wesemael, 2006a).

Les sols tourbeux, particulièrement caractéristiques, sont définis par la carte des sols de Belgique comme des sols composés de plus de 30% de matières organiques. Plusieurs types de sols tourbeux sont

différenciés sur la carte des sols selon la profondeur jusqu'à laquelle on rencontre de la tourbe. Deux seuils ont été fixés, 40cm et 125cm de profondeur de tourbe (Bock *et al.*, 2005).

Ainsi, on peut différencier deux types d'histosols. Premièrement, les sols V contenant minimum 40cm de tourbe (Bock *et al.*, 2005), recouvrent plus de 3500 ha dans les Fagnes (Wastiaux, 2000). En deuxième lieu, les sols W où la tourbe fait au minimum 1,25m de profondeur et n'a pas de limite supérieure (Bock *et al.*, 2005), occupent légèrement plus de 1000 ha sur le massifs des Hautes-Fagnes (Wastiaux, 2000).

vi. Climat

La Belgique, bien qu'êtant un des plus petit pays européen, possède de nombreuses régions aux microclimats spécifiques.

Parmi ces régions aux conditions climatiques particulières, le plateau des Hautes-Fagnes est caractérisé par un climat exceptionnel. De façon globale, le climat fagnard pourrait être défini comme un climat de type tempéré atlantique (océanique donc), montrant une légère tendance à la continentalité (Alexandre & Petit, 1983).

Les températures et les précipitations dans cette zone du pays sont intéressantes à étudier. En effet, la température sur le haut plateau est en moyenne 4°C moins élevée qu'en basse ou moyenne Belgique (Mormal, 2004). De leur côté, Poncelet, Martin et Deflandre (1947 et 1977) parlent d'une température moyenne annuelle inférieure de plus de 1°C entre les fonds de vallées prairiaux et les plateaux boisés. Cette différence s'explique simplement par l'altitude élevée du plateau fagnard, première barrière naturelle rencontrée depuis la mer du Nord (Dury, 2008). L'air, en rencontrant les premiers vrais reliefs du plat pays dans la région fagnarde, se refroidit par détente adiabatique (Mormal, 2004).

Les précipitations s'expliquent également par le relief important de la zone étudiée. En effet, la vapeur d'eau incluse dans une masse d'air se condense beaucoup plus rapidement sur des sommets (*Ibid.*).

Le brouillard est une composante indissociable du paysage fagnard. En effet, le nombre annuel de jour de bruine et de brouillard est plus élevé sur le haut plateau que dans le reste du pays. (Mormal, 2004; Dury, 2008)

Le plateau des Hautes-Fagnes possède une riche histoire de suivis météorologiques (Mormal, 2004).

Les premiers relevés météorologiques (pluviométriques) réalisés sur ce dernier ont été conduits dès 1879 à la Baraque-Michel. Entre 1928 et 1975, année de la fermeture de la station météo de la Baraque-Michel, des relevés pluviométriques et thermométriques quotidiens ont été réalisés (*Ibid.*).

Entre 1897 et 1910, deux stations météos supplémentaires ont été créées, l'une au Mont-Rigi, l'autre à Botrange (*Ibid.*).

Entre 1951 et 1984, une station d'observation est placée au Signal de Botrange. De 1984 à 1989, la station du Centre Nature de Botrange continue les relevés (*Ibid.*).

Depuis 1975, la station scientifique des Hautes-Fagnes (ULg), située à Mont-Rigi effectue le suivi des données climatiques de la région. Une interruption des prises de données d'un an, en 1999 est à noter (*Ibid.*).

Suite aux nombreuses contraintes dues aux relevés manuels des conditions climatiques, la station automatique de l'IRM au Mont-Rigi est mise en place dès 2001 (*Ibid.*).

Le réseau de suivi météorologique de la région fagnarde ne se contente pas des seules stations citées précédemment. De nombreuses autres stations ont été créées dans la région et certaines d'entre-elles sont encore en activité à l'heure actuelle. Citons par exemple la station de Hockai, de la maison forestière de Hestreux, d'Elsenborn et de Sourbrodt. Au total, une petite vingtaine de stations météos ont été en activité sur et en périphérie du haut plateau (*Ibid.*).

Notons également que la transparence de l'atmosphère dans les Hautes-Fagnes a été comparée à celle d'Uccle par Dury *et al.* en 2008.

vii. Flore des Hautes-Fagnes

Les Hautes-Fagnes devraient théoriquement être colonisées par des forêts et des groupements végétaux caractéristiques des tourbières. C'est le degré d'hydromorphie qui va influencer le type de peuplement potentiellement retrouvé en fagnes (Schwickerath, 1944; Vanden Berghe, 1951 et 1952; Streel, 1959; Froment, 1968; Schumacker *et al.*, 1974; Schumacker, 1980; Schumacker & De Zuttere, 1980; Tombal & Schumacker, 1983; Fabri & Schumacker, 1986; Martiny & Schumacker, 1996; Frankard, 2000a et 2000b):

-Les sols loessiques possédant un drainage favorable devraient être occupés par des hêtraies acidophiles à luzule blanche (*Luzulo albidae-Fagetum*);

-Les pseudogleys, c'est-à-dire les sols (loessiques) à drainage défavorable seraient occupés par les chênaies à bouleaux et molinie (*Betulo-Quercetum roboris*);

-Dans les zones d'émergences de nappes phréatiques et de fond de vallée, ce sont typiquement les aulnaies (*Carici laevigatae-Alnetum glutinosae*) qui doivent s'y implanter;

-Sur une faible couche de tourbe, c'est le bois tourbeux (*Sphagno palustris-Betuletum pubescens*) qui s'installe;

-Dans les zones de suintements et/ou en périphérie des tourbières hautes, on peut rencontrer les bas-marais acides;

-Enfin, la présence de tourbières hautes ombrogènes est possible à cheval sur des cols aplatis (tourbière dite en selle) ainsi que dans des amphithéâtres de sources (tourbière dite de pente) (Wastiaux, 2000).

Les groupements végétaux typiques du haut plateau sont ceux des tourbières hautes actives (Wastiaux, 2000). On peut citer les associations à *Sphagnum papillosum*, à *S. magellanicum* et à *S. apiculatum* définies par Schumacker & De Zuttere (1980) et classées par Jortay & Schumacker (1988a et 1988b) dans les *Oxycocco-Sphagnetea* Br.-Bl. & R.Tx. 1943. Cette végétation est composée d'un faible nombre d'espèces, généralement acidophiles, qui sont résistantes à la sécheresse physiologique et possédant des adaptations permettant de limiter l'évapotranspiration (Tombal & Schumacker, 1983).

La strate muscinale, dominée par les sphaignes (surtout *Sphagnum papillosum* et *S. magellanicum* mais également *S. fallax* et *S. rubellum*,...) accompagnées de *Polytrichum strictum* et d'hépatiques, est particulièrement importante dans ces associations (Wastiaux, 2000).

Les éricacées sont bien représentées par les bruyères (*Erica tetralix*, ainsi que *Calluna vulgaris*) dans les strates herbacées, voire sous-arbustive (jusqu'à 1m de hauteur). Les cypéracées (*Eriophorum vaginatum* principalement) et *Empetrum nigrum* de façon très localisée complètent la liste des espèces dominantes dans ces strates (Wastiaux, 2000).

Bien qu'il n'existe qu'un faible nombre d'espèces typiques des tourbières hautes, leur protection et leur apport à la biodiversité de l'Europe du Nord-Ouest est indéniable. En effet, ces espèces sont rares dans nos contrées car ont été préservées uniquement dans les tourbières lors du réchauffement survenu après la dernière glaciation (Würm, -12 000ans) alors que leur optimum écologique actuel se situe dans les zones boréales (Scandinavie), montagnardes et/ou nettement plus proches de l'océan Atlantique (Schwickerath, 1944; Schumacker & Noirfälise, 1979).

Quelques espèces boréo-montagnardes présentes sur le haut plateau s'y retrouvent quasi exclusivement à l'échelle de la Belgique. Citons: *Andromeda polifolia*, très rare en Ardenne et Campine, nulle ailleurs, les *Vaccinium oxycoccus* et *uliginosum* espèces limitées aux hauts plateaux, *Empetrum nigrum*, espèce très rare en Ardenne, nulle ailleurs et enfin *Carex pauciflora*, espèce très rare en Haute Ardenne et nulle ailleurs (Lambinon *et al.* 2008).

viii. Faune des Hautes-Fagnes

Les tourbières oligotrophes telles que celles présentes dans le massif des Hautes-Fagnes possèdent une plus faible richesse spécifique de la faune que des milieux tourbeux (ou non) mésomorphes ou eutrophes (Tombal & Schumacker, 1983).

L'entomofaune n'est pas très variée, mais comme pour la flore, les espèces rencontrées en tourbières sont souvent inféodées à ces habitats. Les typhobiontes sont les insectes strictement liés aux tourbières tandis que les tyrophiles préfèrent les tourbières mais peuvent également se rencontrer dans d'autres milieux (Frankard *et al.*, 1998).

Aucun reptile, ni amphibiens n'est spécifiquement lié aux tourbières wallones. Cependant, les communs *Rana temporaria* et *Zootoca vivipara* y sont présents en assez grande quantité (*Ibid.*).

De même, aucun oiseau n'est strictement lié aux fagnes. Néanmoins, dans nos contrées, certaines espèces y ont trouvé refuge suite à la disparition de leurs habitats naturels. C'est le cas de l'emblématique tétras lyre (*Tetrao tetrix*⁵), de la pie-grièche grise (*Lanius excubitor*) et du busard Saint-Martin (*Circus cyaneus*) notamment (*Ibid.*).

Les mammifères ne sont pas plus intéressés par les tourbières que les ordres fauniques précédemment cités. Cependant, certains micromammifères s'y retrouvent en plus ou moins grande quantité, on peut citer le campagnol agreste (*Microtus agrestis*⁶), la musaraigne carrelet (*Sorex araneus*) partiellement protégée en Wallonie (Schockert, 2016) ainsi que des carnivores tels que le renard roux (*Vulpes vulpes*), la belette (*Mustella nivalis*), l'invasif raton-laveur (*Procyon lotor*) (Libois, 2006; Schockert, 2016),...

Certains grands mammifères sauvages tels que les cervidés (*Cervus elaphus* et *Capreolus capreolus*) et les sangliers (*Sus scrofa*) trouvent refuge dans les fagnes car la chasse n'y est autorisée que depuis peu sous strict contrôle (Frankard *et al.*, 1998).

ix. Restauration Hautes-Fagnes

a. Dégradation des Hautes-Fagnes

Les Hautes-Fagnes, ont été dégradées pendant plus de 500 ans par la main de l'Homme. Différentes étapes de dégradation se sont succédées au fil des siècles. A partir du XVème siècle du calendrier grégorien d'usage en Europe, les populations locales ont utilisé la tourbe comme combustible. Cela a entraîné une forte régression des zones de tourbières actives sur le plateau des Hautes-Fagnes. Cette extraction de carburant a progressivement diminué pour cesser vers le milieu des années 1900.

Cependant, les actions de l'Homme dans ces zones extraordinaires ne se sont pas cantonnées à la seule extraction de tourbe. En effet, des pratiques agro-pastorales traditionnelles ont été réalisées durant des siècles sur le haut plateau pour s'arrêter aux alentours de la seconde moitié du XIXème siècle. Ces pratiques agro-pastorales ont permis l'établissement de milieux dits « semi-naturels » tels que les landes sèches et humides caractérisant le paysage actuel des Hautes-Fagnes.

Malheureusement, dès l'abandon de l'agropastoralisme, la loi sur les « incultes » de 1847 (Gathy et Scohy, 1991) a poussé les populations rurales à boiser de façon irraisonnée une grande partie des Hautes-Fagnes. Ces boisements intensifs se sont accompagnés de drainages systématiques afin de favoriser l'implantation de l'épicéa, essence nouvelle et extrêmement productive (Boudru, 1986), (presque miraculeuse) dans la croyance populaire.

L'histoire a prouvé que ces épicéas, plantés sur sols extrêmement humides ne fournissent pas de bois de grande qualité et dégradent de façon importante les milieux naturels et semi-naturels encore en place dans les Hautes-Fagnes. De plus, les importants incendies de 1911, 1919 et 1920 ont décimé les gymnospermes plantés en Fagnes, ce qui a refroidi les forestiers. (Bouillenne, Deuse & Streel, 1956).

⁵ L'ensemble des noms vernaculaires et latins des oiseaux ont été tirés du livre de référence suivant : Jacob J.-P. *et al.*, 2010. Atlas des oiseaux nicheurs de Wallonie 2001-2007. Série Faune-Flore-Habitats n°5. Aves et Région wallonne, Gembloux : 524 p.

⁶ L'ensemble des noms vernaculaires et latins des mammifères sont basés sur la nomenclature présentée sur le site de référence suivant : biodiversité.wallonie.be

b. Actions de restauration écologique

Avec la création de la réserve naturelle des Hautes-Fagnes en 1957, la situation s'est inversée. L'Homme a appris de ses erreurs et tente de les réparer.

De grandes campagnes de coupes de pessières sur tourbe et de bouchage de drains sont organisées, années après années, par l'asbl des « Amis de la Fagne », ce qui a permis de faciliter la mise en œuvre des travaux du LIFE, PDR et autres par la suite.

Les actuelles actions de restauration des milieux tourbeux passent préférentiellement par un ennoiement des zones propices à la formation de tourbe, afin de favoriser l'implantation de sphaignes, plantes indispensables à cet écosystème. Ces ennoiements sont combinés à la création de mares et mardelles afin d'accélérer le processus. Les étendues ennoyées sont donc créées de plusieurs manières. Premièrement, naturellement par le bouchage des anciens drains jalonnant la réserve naturelle. Deuxièmement, par la création d'une digue formée de tourbe et/ou d'argile blanche imperméable, ce qui permet de créer de plus vastes étendues humides. Si l'argile n'est pas disponible, on rajoute un géotextile à la tourbe afin de rendre le barrage hermétique. Enfin, le creusement artificiel de mares de relativement petite dimension peut également être réalisé à l'aide de machines adéquates (Dufrêne *et al.*, 2015.).

L'ensemble des plans d'eau recréés suite aux travaux de restauration du projet LIFE 2007-2012 couvre environ 95 ha (Plunus, 2012).

Six méthodes de restaurations différentes ont été réalisées sur le plateau des Hautes-Fagnes.

Il s'agit de coupes à blancs, décapages, ennoiements, étrépage sur tourbières hautes, étrépages sur landes tourbeuses et fraisages (Plunus *et al.*, 2012).

Les coupes à blancs sur sols tourbeux doivent se réaliser de manière particulièrement vigilante afin de ne pas réaliser trop de dégâts dans les zones déboisées. Les machines doivent donc exclusivement travailler sur lits de branches pour éviter le tassemement du sol (Frankard, 2006; Frankard & Janssens, 2008 ; Plunus *et al.*, 2012; Frankard, 2016).

Pour leur part, les décapages sont réalisés à l'aide de pelleteuses naviguant sur plateaux. Ces machines enlèvent la végétation et la couche superficielle de tourbe afin de ramener la surface du sol assez proche du niveau moyen de fluctuation de la nappe perchée. Cette restauration s'effectue en imprimant une légère pente au niveau de la surface du sol afin de créer des variations de profondeur d'eau. Au final, les décapages descendent à une profondeur d'une petite cinquantaine de cm (Ghiette, com.pers.). Les parties décapées sont utilisées afin de réaliser des andains/barrages et colmater des drains (Plunus *et al.*, 2012; Frankard, 2016)

De leur côté, les étrépages sur tourbières ou landes tourbeuses ont été réalisés par une pelleteuse circulant éventuellement sur plateau. Cette technique enlève la végétation et décape les dix premiers centimètres du sol, ce qui est bien moins profond que les décapages en tant que tels (Frankard, 2006; Frankard & Janssens, 2008 ; Plunus *et al.*, 2012; Frankard, 2016).

La mise en place d'ennoiements consiste à créer une digue en argile ou tourbe humifiée retenant l'eau météorique et de la nappe perchée afin de créer des plans d'eau permanents. Ces ennoiements sont uniquement réalisés dans les zones les plus plates, de façon perpendiculaire à la pente afin de retenir l'eau. Un exutoire en pvc y est généralement placé afin d'éviter un trop plein et forte période de pluies (Frankard & Janssens, 2008 ; Plunus *et al.*, 2012; Frankard, 2016).

Enfin, les fraisages sont réalisés à l'aide du engin chenillé qui broye la végétation jusqu'aux cinq premiers centimètres du sol. Les résidus du broyage sont ensuite andainés (Frankard, 2006; Plunus *et al.*, 2012; Frankard, 2016).

c. Impacts Restauration Hautes-Fagnes

Flore

La réponse de la flore fagnarde aux travaux de restauration des Hautes-Fagnes diffère selon le type de technique utilisée.

Une colonisation des espèces typiques des sols tourbeux est observée dans les coupes à blancs. Les deux linaigrettes protégées dans notre pays (*Eriophorum vaginatum* et *E. angustifolium*) s'y réinstallent ainsi que les laîches (principalement, *Carex canescens*, *C. nigra*, *C. echinata*, *C. rostrata*, *C. panicea*), les éricacées (*Calluna vulgaris*, *Vaccinium uliginosum*, *V. myrtillus*), dont la bruyère quaternée, autre espèce strictement protégée (*Erica tetralix*), de même que les indispensables sphaignes (*Sphagnum papillosum*, *S. palustre*, *S. magellanicum*, *S. fallax*, *S. fimbriatum*, *S. cuspidatum*, *S. rubellum*, ...) (Plunus *et al.*, 2012).

Les surfaces décapées, quant à elles, sont recolonisées par certaines sphaignes et phanérogames typiques des tourbières hautes. Une accélération du processus a été mise en place dans les zones les plus dégradées, par repiquage de linaigrettes et semi de sphaignes (*Ibid.*).

Les ennoiements semblent être particulièrement efficaces pour éliminer *Molinia caerulea* grâce à l'inondation permanente créée par les digues. L'apparition de radeaux flottants de sphaignes aquatiques (notamment *S. cuspidatum*) progressant sur les mares de façon centripète est remarquable. Divers *Carex* sp. et joncs (principalement *Juncus bulbosus*) s'implantent dans les plans d'eau, ce qui préfigure l'évolution de ces derniers en bas-marais acides ou en tourbières hautes (*Ibid.*).

Dans les zones de tourbières hautes étrépées, ce sont *Erica tetralix* et *Calluna vulgaris*, accompagnées de quelques individus d'*Eriophorum vaginatum* et d'*E. angustifolium* et *Carex* divers qui réagissent le mieux à la restauration. Malheureusement, les autres phanérogames des tourbières hautes (*Vaccinium oxycoccus*, *Andromeda polifolia*, *Empetrum nigrum*, *Narthecium ossifragum*) ne s'implantent pas beaucoup dans ces types de restauration du fait de la faible persistance de la bande de graines de ces plantes (*Ibid.*).

Pour les zones de landes tourbeuses étrépées, ce sont les *Calluna vulgaris* et les joncs raides (*Juncus squarrosus*) qui répondent le mieux à la restauration.

La végétation présente dans les zones fraîcées est plus riche en espèce que le peuplement pur de molinies avec de nombreuses laîches (principalement *Carex rostrata*, *C. nigra*, *C. echinata*, *C. panicea*) joncs (*Juncus squarrosus*, *J. bulbosus*, *J. effusus*), linaigrettes (*Eriophorum vaginatum* et *E. angustifolium*) et éricacées (*Calluna vulgaris*, *Erica tetralix*). Les résultats sont très variables selon le secteur restauré. Dans les zones proches des tourbières intactes, les résultats sont extrêmement prometteurs tandis que pour les zones fortement dégradées, les réponses sont extrêmement variables (*Ibid.*).

Faune

Oiseaux

La réponse des animaux à ces travaux de restauration hydrique est très rapide. L'avifaune inféodée aux milieux humides tels que les anatidés et limicoles trouve dans les plans d'eau récemment créés des lieux de choix pour vagabonder et se reproduire (Plunus *et al.*, 2012).

En 2012, le petit gravelot (*Charadrius dubius*) et la sarcelle d'hiver (*Anas crecca*) ont tous deux nichés dans les Hautes-Fagnes sur une zone restaurée (*Ibid.*). Cette observation est à souligner car ces deux espèces sont des nicheurs très rares en Wallonie (Jacob *et al.*, 2010).

Cependant, un problème de taille se pose pour les espèces indigènes... La présence d'espèces exotiques telle que la bernache du Canada (*Branta canadensis*) concurrence les espèces d'intérêt patrimonial (Ghiette, 2012).

Odonates

La réponse des libellules aux travaux de restauration est extrêmement positive, de nombreuses libellules très rares (Goffart *et al.*, 2006) y ont en effet été observées (Plunus *et al.*, 2012 ; Kever *et al.*, 2014). Citons entre autre l'aeschne subarctique (*Aeshna subarctica*), également rencontrée en juillet 2016 dans les travaux réalisés dans la vallée de la Soor (Collard, 2017a), la leucorrhine rubiconde

(*Leucorrhinia rubiconda*), l'agrion hasté (*Coenagrion hastulatum*) et le leste verdoyant (*Lestes virens*) (Plunus *et al.*, 2012 ; Kever *et al.*, 2014).

Papillons de jours (*Rhopalocères*)

Quelques papillons présents sur la liste rouge de la Région Wallonne ont été observés lors des travaux du projet LIFE. Les célèbres nacrés de la canneberge et de la bistorte (*Boloria aquilonaris* et *Boloria eunomia*) ainsi que le moiré franconien (*Erebia medusa*) et le cuivré de la bistorte (*Lycaena helle*) sont des espèces classées comme vulnérables, c'est pourquoi leur présence après les restaurations est enthousiasmante (Plunus *et al.*, 2012).

x. Socio-économie des Hautes-Fagnes

La plus grande réserve naturelle du pays, les Hautes-Fagnes, attire plus de 200 000 visiteurs par an (Loute *et al.*, 2012).

Le projet LIFE se déroulant de 2007-2012 a été financé à 50% par l'Union européenne, 49,9% par la Région Wallonne et 0,1% par la Province de Liège pour un total d'environ 4,5 millions d'euros investis. Un tel montant interpelle souvent le grand public qui se demande s'il est opportun, en ces temps de crise économique (Krugman, 2009), d'allouer autant d'argent public à la préservation de la biodiversité. C'est pourquoi des études de quantification des bénéfices apportés par ce type de travaux sont en cours et deviennent de plus en plus fréquentes.

Les bénéfices retirés des projets LIFE sont de deux types: directs ou indirects. Les impacts directs sont entre autres les impacts financiers, à savoir, les emplois générés dans des entreprises locales (tourisme, terrassement,...).

De nombreux autres impacts sont indirects et bien souvent oubliés des analyses financières. Par exemple les impacts sur la santé, la gestion des eaux, la mitigation du réchauffement climatique par le captage de gaz à effet de serre, la préservation de la biodiversité en tant que telle,...

Ces bénéfices, souvent cachés, sont étudiés plus précisément par la « quantification des services écosystémiques », science en plein essor (Fisher *et al.*, 2009) depuis quelques années (De Groot, 1992; Costanza *et al.*, 1997; Daily, 1997; Daily & Matson, 2008; Tallis *et al.*, 2008; De Groot *et al.*, 2010).

Les services écosystémiques les plus importants rendus par les Hautes-Fagnes sont dus à la haute teneur en matière organique (MO) des tourbières. En effet, celles-ci séquestrent des gaz à effet de serre (GES) (van Wesemael, 2006b) et la MO présente en fagnes filtre les eaux percolant dans ces sols. Cette filtration se déroule en 2 étapes: d'une part en décomposant les polluants organiques grâce à certains micro-organismes s'accrochant à cette MO, d'autre part en diminuant les quantités d'éléments lixiviés grâce à la capacité de rétention anionique et cationique de la MO (van Wesemael, 2006a).

Heureusement pour les wallons, le bilan final des bénéfices/coûts du projet LIFE (2007-2012) est positif, ce qui renforce la volonté politique de restaurer et préserver la biodiversité (Loute *et al.*, 2012).

D'après Loute *et al.* (2012), investir dans la nature rapporte environ 10 millions d'euros par an. Ce fait est à rappeler encore et encore à tous les acteurs impliqués de près ou de loin dans la gestion d'espaces naturels.

Un autre point à valoriser est l'affirmation suivante, tenue lors de la 6eme Conférence Européenne sur la Restauration Ecologique de 2008; « Le coût annuel actuel de la dégradation des écosystèmes (milieux naturels) en Europe est de 320 milliards d'euros par an. (...) Investir 1 euro dans la conservation de la nature rapporte entre 7,5 et 200 euros en retour ».

V. Avifaune des milieux humides

i. Généralités

Les oiseaux inféodés aux milieux humides font partie de plusieurs familles. Les anatidés sont les premiers oiseaux d'eau auxquels le grand public pense, avec comme représentants les plus illustres, les canards (*Anas* sp.), oies (*Anser* sp.), ... Les limicoles sont également très représentatifs des espèces d'oiseaux d'eau.

Comme expliqué précédemment, les oiseaux inféodés aux milieux humides sont de très bons indicateurs de la qualité de l'habitat (Moser *et al.* 1993; Scott and Rose 1996; Moreira, 1997; Roshier *et al.*, 2002; Atkinson, 2003; Sekercioglu, 2006; Johnson, 2007; Mendonça *et al.*, 2007; González-Gajardo *et al.*, 2009; Xiong *et al.*, 2010; Beauchard *et al.*, 2013).

ii. Cas wallon

Les oiseaux nicheurs les plus menacés en Région wallonne sont les volatiles se reproduisant dans les zones humides (Jacob & Vansteenwegen, 2007). Certains oiseaux des marais (dont la sarcelle d'hiver et la bécassine des marais) avaient quasi disparu de Wallonie lors du grand Rapport analytique sur l'état de l'environnement wallon, réalisé en 2007 (*Ibid.*).

iii. Sarcelle d'hiver (*Anas crecca*)

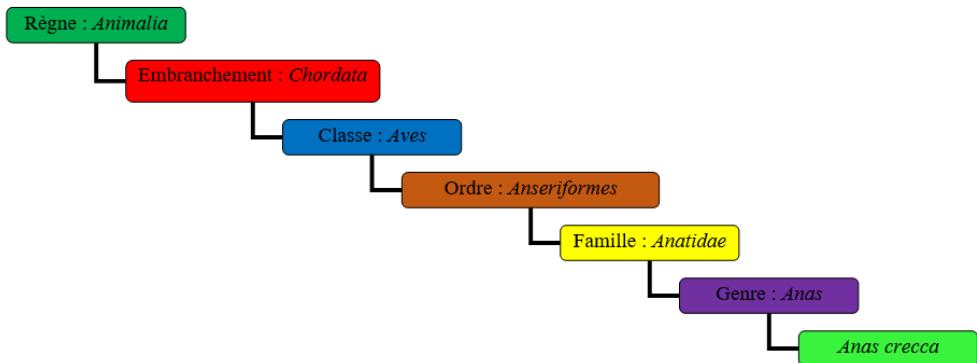
De nombreuses études sur les activités d'hivernage (Tamisier, 1972; Miller 1985; Paulus 1988?; Morton *et al.* 1989) ou de reproduction (Seymour 1974; Asplund 1981; Aström 1992) des anatidés ont été réalisées.

Un manque de connaissances approfondies du comportement migratoire de printemps des canards barboteurs est signalé par Arzel *et al.* (2007). Ceci est particulièrement interpellant car d'après de nombreux spécialistes (Paulus, 1982; Teunissen *et al.*, 1985; Baldassarre *et al.*, 1988; Alisauskas & Ankney, 1994; Ebbing & Spaans, 1995; Lindberg *et al.* 1997; Arzel 2006), les comportements et choix d'habitats pris par les oiseaux au printemps vont considérablement influer sur le fitness (survie et reproduction) des individus.

a. Taxonomie

Dans le cadre de ce travail de fin d'étude, le cas d'une espèce bien spécifique va être étudié.

Il s'agit de la sarcelle d'hiver (*Anas crecca*), un oiseau de la famille des anatidés. La place de cet animal dans la classification du vivant est détaillée à la figure 1.



b. Identification

L'identification à première vue de cet oiseau semble assez aisée. En effet, la sarcelle d'hiver est le plus petit canard d'Europe, sa petite taille (environ la moitié du canard colvert (c'est-à-dire environ 34 cm)) est un premier bon indicateur. Ensuite, le bec noir et la tête bigarrée de rouge et vert permet d'identifier le mâle rapidement (voir figure 2). Si un doute subsiste encore, le carré vert turquoise présent dans les ailes du mâle et de la femelle est caractéristique de l'espèce (voir figure 3).

Cependant, les relevés de terrain nous montrerons plus tard que ce « miroir » vert alaire n'est pas toujours aisément à observer et rend l'identification à grande distance parfois difficile.



Figure 2: *Anas crecca* mâle, Fagne des Deux-Séries, décapages 2015 (06/05/17, ©Jean Collard).



Figure 3: *Anas crecca* femelle et jeune, Fagne des Deux-Séries, décapages 2015 (23/06/17).

c. Physiologie

Le cas de la sarcelle d'hiver (*Anas crecca*) est intéressant en tant que plus petit canard d'Europe, espèce Natura 2000 (Code A 052) emblématique et espèce gibier.

La taille de ce canard varie entre 34 et 38 cm, son poids oscille entre 250 et 400g. Les femelles établissent leur nid au sol, dans la végétation dense assez proche d'une zone d'eau libre, entre les mois d'avril et juillet. L'unique ponte annuelle comporte environ 10 oeufs (entre 8 et 11) (Fox 1986, Cramp & Simmons 1993a, Krapu *et al.* 2004). De ces 11 oiseaux potentiellement viables, seulement environ 4 jeunes adultes survivront (ONCFS, 2010). Les facteurs principaux pouvant influer cette survie des jeunes canetons sont la prédatation, les maladies, la famine et un climat trop frais (Batt *et al.* 1992 & Newton 1998).

La sarcelle d'hiver est considérée comme un « income breeder », c'est-à-dire une espèce se reproduisant suivant ses revenus alimentaires (Klaassen, 2002; Arzel 2007). L'idéal pour cet oiseau est d'arriver sur le site de nidification en ayant suffisamment d'énergie pour se reproduire directement, ce qui explique le fait que les couples se reproduisant le plus tôt possèdent un meilleur succès reproductif (Elmberg *et al.* 2005; Arzel 2007).

Une étude de Guillemain *et al.* menée en 2010, prouve que le poids des canards colverts (*Anas platyrhynchos*) et des sarcelles d'hiver (*Anas crecca*) a augmenté de presque 12% sur 30 ans (entre 1960 et 2000) sans changement de taille. Ces augmentations de poids sont corrélées avec l'augmentation de température et l'amélioration des habitats locaux utilisés par les oiseaux étudiés.

d. Répartition spatiale et effectifs

La répartition spatiale de la sarcelle d'hiver à travers l'Europe est principalement condensée dans le nord et l'est du continent, bien que l'on retrouve ce canard dans l'ensemble des pays de l'ancien monde. On retrouve également des sarcelles en Amérique du Nord (Calmé *et al.* 2002). Au total, les sarcelles d'hiver peuvent se retrouver dans plus de 140 pays, ce qui offre un total de 81 millions 700 milles km² de par le monde (Birdlife International, 2017).

Le nombre total de sarcelles dans le monde est évalué entre 6 millions 600 milles individus et 7 millions 700 milles (Wetlands International, 2015; Birdlife International, 2017). Ce qui fait de cette espèce l'une des espèces les plus communes de canards. En effet, environ 1 million 600 milles individus seraient présents en Europe (Birdlife International, 2015 et 2017).

Tendances de populations

La tendance globale des populations de sarcelle est incertaine, car chaque sous-population possède sa propre tendance parfois diamétralement opposée à celle de sa voisine. En Europe, la tendance est totalement inconnue (Birdlife International, 2015) tandis qu'en Amérique du Nord, des données sur une quarantaine d'année permettent d'affirmer que la population nord-américaine reste globalement stable (Butcher & Niven, 2007; Birdlife International, 2017).

e. Habitat

D'un point de vue abiotique, il est idéal d'éviter les variations importantes du niveau d'eau des mares occupées par la sarcelle durant la période de nidification. L'effet de la pente des berges est important également. Une pente faible du rivage permettra à la sarcelle de trouver plus d'eaux calmes dans ces zones.

f. Alimentation

Cet oiseau se nourrit principalement de végétaux et de graines (espèce granivore) mais également de petits invertébrés aquatiques en période de reproduction, certainement afin d'obtenir plus de protéines. Une sarcelle consomme environ 35 grammes de graines par jour ((Tamisier & Dehorter, 1999).

Les sarcelles se nourrissent préférentiellement dans les eaux superficielles, c'est-à-dire près du rivage. (Tamisier, 1972; Thomas, 1982; Pöysä, 1986).

Les mares idéales sont donc composées de pentes douces, qui augmentent la proportion d'eau peu profonde. Cependant, la présence de haute végétation sur les berges de la pièce d'eau pourrait dissimuler certains prédateurs de la sarcelle (Lazarus & Symonds, 1992; Pöysä, 1994).

La sarcelle et le canard colvert sont de plus deux espèces de canards dits « de surface » à être présents quand l'abondance en nourriture est faible (Pöysä *et al.* 1994).

g. Prédatation

La chasse est une des principales sources de prédatation de cet anatidé. En effet, environ 1 million d'individus sont tirés chaque année à travers l'Europe de l'Ouest (Hirschfeld and Heyd 2005). Cependant, contrairement à ce qui est d'usage courant pour les canards colverts, on n'observe pas de lâchés de sarcelles dans un but cynégétique. Ce point pourrait être théoriquement facilement solutionné avec une volonté politique forte de préserver la biodiversité plutôt que l'intérêt cynégétique certainement modéré pour cette espèce.

Une surpopulation de sangliers (*Sus scrofa*) peut également être néfaste à l'oiseau. En effet, les suidés sauvages sont prédateurs des œufs et des poussins (Roda, 2014 ; Carpio *et al.*, 2016 ; Oja *et al.*, 2017). Une gestion adéquate de ce mammifère est donc à prévoir par le gestionnaire souhaitant améliorer les conditions de vie des oiseaux sur son territoire.

Le renard est également un prédateur bien connu de ces oiseaux. Le chat sauvage, lynx et loup, par leur faible présence sur le territoire ne sont actuellement pas des menaces préoccupantes pour l'avifaune mais il faut garder un oeil avisé sur l'évolution des populations de ces grands carnivores.

D'autres prédateurs de la sarcelle d'hiver sont les rapaces. Le busard des roseaux (*Circus aeruginosus*) et le faucon pèlerin (*Falco peregrinus*) sont des prédateurs bien connus des canards (Tamisier, 1972).

Certains autres rapaces, tels que le busard Saint-Martin (*Circus cyaneus*), le busard cendré (*Circus pygargus*), le faucon hobereau (*Falco subbuteo*) et le faucon crécerelle (*Falco tinninculus*) sont plus des espèces dérangeantes que des véritables prédateurs de la sarcelle (*Ibid.*).

Certaines espèces, absentes des Hautes-Fagnes sont également renseignées comme prédatrices de sarcelle. Quelques mammifères essentiellement nocturnes, tels que le vison d'Amérique (*Mustela vison*) et la loutre (*Lutra lutra*) prélèvent ces anatidés. Par ailleurs, le goéland argenté (*Larus argentatus michahellis*) effectue également une pression de préation importante sur certaines populations de sarcelles en Camargue. D'autres chasseurs d'oiseaux d'eau tels que le pygargue à queue blanche (*Haliaëtus albicilla*) et l'aigle criard (*Aquila clanga*) ne dédaignent pas l'anatidé. Certains rapaces nocturnes seraient aussi prédateurs de sarcelles. Le hibou grand-duc (*Bubo bubo*), la Chouette Harfang (*Nyctea scandiaca*) sont les deux espèces recensées dans la littérature (*Ibid.*).

De leur côté, les pies (*Pica pica*), choucas (*Corvus monedula*) et mouettes rieuses (*Larus ridibundus*) peuvent également provoquer des dérangements chez les sarcelles (*Ibid.*).

h. Menaces et vulnérabilité

La sarcelle d'hiver est considérée comme une espèce dont la survie ne nécessite qu'une préoccupation mineure (« Least Concern » pour l'IUCN) (Birdlife International, 2016 et 2017). En effet, ni la taille importante des populations, ni une diminution des effectifs, ni une localisation spatiale restreinte ne rentrent dans les critères de l'IUCN (Union Internationale de Conservation de la Nature) pour qualifier cette espèce de vulnérable (« Vulnerable ») (Birdlife International, 2016 et 2017). Nous pouvons remarquer que cette préoccupation mineure a toujours caractérisé cette espèce lors des différentes publications de la « Red List » de l'IUCN, voir tableau récapitulatif ci-dessous (Birdlife International, 2016 et 2017).

Cet anatidé est bien évidemment menacé par la perte et la dégradation de son habitat de prédilection, les zones humides (Musil, 2006). Les changements d'occupations du territoire concernant ces milieux sont également une menace majeure pour les oiseaux de ce type (Kear, 2005).

La sarcelle est chassée durant son hivernage (del Hoyo *et al.*, 1992), et cela en très grande quantité. En effet, plus de 330 000 sarcelles auraient été tuées en France, lors de la saison 1998/1999 (ONCFS, 2010). La chasse (Bregnballe *et al.*, 2004) et les activités récréatives (Pease *et al.*, 2005) seraient les deux sources anthropiques principales de dérangements de l'espèce.

Ce canard apprécié des chasseurs « sportifs » américains (Baldassarre & Bolen, 1994; Padding *et al.*, 2006), danois (Bregnballe *et al.*, 2006), français (Mondain-Monval *et al.*, 2006), iraniens (Balmaki & Barati, 2006) et italiens (Sorrenti *et al.* 2006) notamment, souffre parfois de saturnisme (ONCFS, 2010) dû à l'ingestion de plomb et/ou la contamination de l'eau à cause des munitions perdues. Ce problème devrait être réduit à néant à long terme, étant donné l'interdiction d'utiliser des munitions au plomb dans de nombreux pays européens (Guillemain & Elmberg, 2014).

i. Comportement au cours de l'année

La sarcelle d'hiver adopte deux modes de vie totalement antagonistes au cours de l'année. En effet, lors de la période de reproduction (mars-août), les individus s'isolent afin de s'accoupler, nicher et élever leurs jeunes en toute quiétude tandis qu'en période hivernale (septembre-février), les sarcelles se regroupent en de grandes concentrations (parfois jusqu'à 30 000 individus) afin de limiter la préation.

L'avantage d'être réuni en de si grandes densités est évident, deux paires d'yeux valent mieux qu'une seule. D'ailleurs les sarcelles ne dorment que d'un œil en journée, ce qui leur permet de vérifier le respect leur espace vital et les éventuels fuites engendrées par la présence d'un prédateur.

Cependant, un quart des sarcelles recensées en Europe se trouvent sur des sites diurnes contenant moins de 100 individus (Rüger *et al.*, 1986).

En hiver, les sarcelles adoptent deux comportements fondamentalement différents au cours de la journée. Pendant la journée proprement dite, c'est-à-dire du lever du soleil à son couché, les canards restent en grand groupes sur des étendues d'eau ouvertes. Tandis que la nuit (lorsqu'il fait noir), les sarcelles d'hiver se nourrissent sur d'autres zones. Des zones de gagnages, où l'eau est faiblement présente afin de pouvoir attraper plus facilement les plantes et invertébrés qui constituent les mets de choix de ces anatidés. (Tamisier, 1972).

Les sarcelles d'hiver présentent également au cours d'une même journée plusieurs patrons comportementaux différents. Pendant la nuit elles se nourrissent sur des petites surfaces d'eaux libres tandis que durant la journée elles restent sur des habitats non dérangés pour leurs activités de confort (Guillemain *et al.*, 2000).

Migration

La sarcelle d'hiver est un migrateur de long vol dont le trajet migratoire, passant l'hiver au sud de l'Europe, en France, voir même au Maroc et en été pour la reproduction en Scandinavie et Russie, est bien connu (Koskimies, 1956; Solonen, 1985; Scott and Rose, 1996; Fransson & Petterson, 2001; Wernham *et al.*, 2002; Bakken *et al.* 2003).

La sarcelle a besoin de ressources externes et de fameuses réserves de nutriments étant donné son statut de « migrateur (et reproducteur) sur revenus » (Vangilder *et al.*, 1986; Bromley & Jarvis, 1993; Klaassen, 2002; Arzel 2006). Chez les oies, des chercheurs ont pu expliquer que les réserves nécessaires à la migration sont facilitées par plusieurs mécanismes: l'augmentation de l'efficience de l'assimilation de nourriture, la réduction de l'énergie utilisée pour les autres activités et enfin et principalement l'augmentation de la quantité de nourriture ingurgitée, appelée hyperphagie (Madsen, 1995; Arzel, 2007). L'accumulation de ces réserves (entre 25 et 35 % du poids du corps) démarrent quelques semaines avant le grand départ pour les zones de nidifications (McLandress & Raveling, 1981; Gauthier *et al.*, 1992).

j. Génétique

L'espèce *Anas crecca* est communément séparée en deux sous-espèces, *Anas crecca crecca* et *Anas crecca carolinensis*. L'ensemble de ces deux sous-espèces fait de la sarcelle d'hiver au sens large (c'est-à-dire la sarcelle d'hiver au sens strict (*Anas crecca crecca*) et la sarcelle à ailes vertes (*Anas crecca carolinensis*)) l'un des canards les plus abondants sur notre planète (Delany & Scott, 2002). La première sous-espèce, parfois considérée comme espèce à part entière, est la sarcelle d'hiver rencontrée en Europe. Tandis que la seconde sous-espèce est la sarcelle américaine.

Des études génétiques ont été effectuées en 2012 par Peters *et al.*, afin de savoir précisément quelles différenciations génétiques les deux populations d'oiseaux possédaient. La différence génétique entre ces deux sous-espèces est bien plus grande qu'attendue sur base des critères visuels de détermination. En effet, la différence génétique entre les deux sous-espèces d'anatidés est aussi grande qu'entre elles et d'autres espèces morphologiquement très différentes (Peters *et al.*, 2012).

k. Cas Belge

En Belgique, la Flandre, plat pays humide par excellence, contient les plus grandes populations de sarcelles d'hiver, environ 550 couples reproducteurs (Gabriëls, 2004). Cependant, selon l'Atlas des oiseaux nicheurs de Wallonie (2001-2007), seules cinq nichées ont été certifiées en région wallonne entre 2002 et 2007 (Jacob *et al.*, 2010 ; Pironet et Parkinson, 2014). C'est pourquoi, en Wallonie, la sarcelle d'hiver était considérée comme « en danger critique » (Jacob *et al.*, 2010). Depuis lors, la population nicheuse de cet anatidé augmente progressivement d'années en années, ce qui pousserait Jacob et al. (2016b) à ne plus considérer la sarcelle comme « en danger critique ». Parallèlement à cette progression de l'espèce, et assez étonnamment, les effectifs de sarcelle présent durant l'hiver semblent en diminution depuis quelques années en Wallonie (Jacob *et al.*, 2016a et 2016c).

Cas fagnard

La présence de cette espèce est encore mal connue à l'heure actuelle dans la zone des Hautes-Fagnes. De plus, le choix des zones de reproduction de cet oiseau est actuellement fort peu connu.

Les travaux récents de restauration dans la réserve naturelle (projets LIFE, PDR, ...) créent des plans d'eau, milieux théoriquement propices à la nichée de cet oiseau. D'ailleurs, ces restaurations écologiques ont permis d'augmenter considérablement le nombre de couples nicheurs d'*Anas crecca* dans la région (Jacob *et al.*, 2016b). C'est pourquoi notre étude va se concentrer sur les zones restaurées et mares recréées artificiellement qui semblent être intéressantes pour les anatidés. Cependant, les relevés de terrain actuels semblent montrer un choix préférentiel pour certaines mares plutôt que d'autres.

Le présent travail va donc s'atteler à tenter de définir les patrons décisionnels qui orientent la sarcelle dans son choix de lieu de nidification afin de pouvoir fournir au gestionnaires du site quelques conseils afin de proposer des milieux accueillant pour l'avifaune.

1. Intérêt en tant que modèle d'étude

Le principal intérêt d'utiliser la sarcelle d'hiver (*A. crecca*) comme modèle d'étude est sa large distribution de par le globe. De plus, cette espèce est relativement bien étudiée dans ses quartiers d'hiver (en Camargue française notamment) et en Scandinavie, zone de reproduction la plus importante, mais très peu, voire absolument pas, en Europe centrale et plus précisément en Belgique.

De plus, les oiseaux d'eaux sont considérés depuis longtemps comme les principaux disperseurs d'organismes aquatiques, aussi bien par endozoochorie que par ectozoochorie (Darwin, 1859; Ridley, 1930 ; Figuerola & Green, 2002). Evidemment, chaque espèce d'oiseau aquatique présente un potentiel de dispersion interne de graines différent (De Vlaming & Proctor, 1968).

Endozoochorie

Les anatidés consomment de grandes quantités de propagules provenant de nombreuses espèces de plantes aquatiques (Cramp & Simmons, 1977b; Thomas, 1982; Batt *et al.*, 1992).

Les canards se nourrissent typiquement en filtrant l'eau et de ce fait, leur alimentation n'est pas vraiment sélective (Figuerola & Green, 2002).

Des études de Holt (1999) et Soons *et al.* (2008) sur le canard colvert (*Anas platyrhynchos*) ont démontré que les petites graines bien entourées de lignine sont les semences germant le mieux après le passage dans le tractus digestif de l'oiseau.

La distance de propagation des semences va dépendre de la durée de séjour de la graine dans le corps de l'oiseau ainsi que de la distance parcourue par ce dernier (Figuerola & Green, 2002). En sachant que les canards volent à une vitesse comprise entre 60 et 78km/h (Welham, 1994), et connaissant le temps de rétention d'une graine (ex: Malone, 1965; Swanson & Bartonek, 1970; Agami & Waisel, 1986), on peut estimer la distance parcourue par cette dernière.

Exozoochorie

Très peu d'observations d'organismes adhérent aux plumages des oiseaux d'eau ont été reportées dans le monde scientifique (Maguire, 1959; Maguire, 1963; Swanson, 1984). Cette méthode de dispersion ne semble donc pas être la plus importante, cependant de futures recherches sont encore nécessaire à ce sujet (Figuerola & Green, 2002).

La possibilité que les sarcelles d'hiver transportent des graines sur de grandes distances n'est donc pas négligeable et pourrait induire de nombreux enjeux de conservation (dispersion d'espèces d'intérêt communautaire ou au contraire des espèces invasives...). D'ailleurs, la dispersion de l'extrêmement rare *Urticularia australis* par les anatidés dans la Brakvenn est connue des biologistes du haut plateau (Ghiette, com. pers.).

Nouvelle espèce nicheuse dans la région

Comme expliqué précédemment (V.iii.k. Cas belge), la sarcelle d'hiver est un nicheur récent dans la zone prospectée. C'est pourquoi une connaissance précise de sa population et de ses choix dans les sites de nidifications intéresse les gestionnaires de la réserve naturelle.

Comportement

Les patrons comportementaux de la sarcelle ont largement été étudiés en période hivernale par différents auteurs (Tamisier, 1972; Guillemain *et al.*, 2000; Arzel *et al.*, 2007). Cependant, les attitudes de cet oiseau en période reproductrice ont été moins étudiées (Cramp & Simmons, 1993a). La littérature scientifique semble également souffrir d'un manque de description spécifique pour certains comportements maternels de ce petit anatidé malgré le travail de Zimmer *et al.*(2011a).

iv. Autres oiseaux

a. Petit gravelot (*Charadrius dubius*)



Figure 4: *Charadrius dubius*, Fagne des Deux-Séries, décapages 2015 (28/06/17).

Monde

Le petit gravelot est un oiseau de la famille des Charadriidae, qui est considéré comme peu menacé, « Least Concern », par l'IUCN (Birdlife International, 2016 et 2017).

La population européenne de petit gravelot est estimée à environ 500 milles individus et sa tendance est à la décroissance (Birdlife International, 2015 et 2017).

La superficie sur laquelle l'on peut retrouver ce gravelot est de 87 millions 600 milles km² (Birdlife International, 2017). Il niche de l'Afrique septentrionale au Nord du Sahara ainsi qu'en Eurasie. L'Europe fait partie de son aire de répartition quasiment jusqu'au cercle polaire. En Asie, sa distribution descend du cercle polaire jusqu'au Cachemire et la Chine septentrionale (Verheyen, 1948; Cramp & Simmons, 1993c).

Belgique

En Wallonie, le petit gravelot est considéré comme « à la limite d'être menacé» selon l'Atlas des oiseaux nicheurs de Wallonie datant de 2010 qui est le dernier recensement en date de l'avifaune du pays (Jacob *et al.*, 2010).

Cet atlas de référence estime la population de cet oiseau à une grosse centaine de couples (entre 110 et 140 couples). Les effectifs semblent diminuer depuis 2010 et se cantonner en grande majorité à l'ouest de la Meuse (Jacob *et al.*, 2016b).

L'échassier est un migrateur régulier entre mars et début mai et de la fin juillet au début septembre (Verheyen, 1948; Jacob *et al.*, 2010).

Hautes-Fagnes

Le gravelot est un nicheur récent dans l'Euregio et l'Ardenne (Jacob & Fouarge, 1992). Au début des années 2000, il n'a pas directement été observé sur le plateau des Hautes-Fagnes mais en bordure de ce dernier (Metzmacher, 2004). Actuellement, sa population est estimée à un nombre situé entre 5 et 10 couples (De Broyer et Ghiette, com. pers.)

Habitat

Le petit gravelot aime nichier à proximité de cours d'eau lents ou de zones peu profondes à eau stagnante, sur des sols nus et/ou à faible végétation (Snow et Perrins, 1998). Il niche aussi sur les grèves de sables et de galets de lacs, tourbières ou bassins de décantation ainsi que sur des terrains sablonneux possédant de l'eau à proximité directe (Verheyen, 1948; Cramp & Simmons, 1993c).

Nourriture

Cet échassier se nourrit de tout type de vermisseaux, mollusques, petits crustacés, coléoptères et larves diverses. Généralement la recherche de nourriture se déroule à l'intérieur des terres et non pas le long de l'estran (Verheyen, 1948; Cramp & Simmons, 1993c).

Nidification

Celui-ci pond entre 3 et 5 œufs dans un nid qu'il a creusé et grossièrement garni à proximité de l'eau. On peut retrouver des pontes de la mi-avril jusqu'en juillet (Verheyen, 1948; Cramp & Simmons, 1993c).

b. Vanneau huppé (*Vanellus vanellus*)



Figure 5: *Vanellus vanellus*, Fagne des Deux-Séries, décapages 2015 (18/07/17).

Monde

Le vanneau huppé est classifié comme presque menacé « Near Threatened » par l'IUCN. En effet, l'espèce est considérée en diminution plus ou moins rapide (Birdlife International, 2017).

La population mondiale est estimée à environ 10 millions d'individus (Wetlands International, 2012) et la population européenne en fournit cinquante pourcent (Birdlife International, 2016).

Il niche en Eurasie, des îles Féroë et la Scandinavie à l'Italie septentrionale et l'Albanie selon le gradient Nord-Sud. Du côté asiatique, son aire de répartition est comprise entre la Sibérie occidentale et l'Océan Pacifique en passant par la partie tempérée du continent (Verheyen, 1948; Cramp & Simmons, 1993c).

Belgique

Le vanneau huppé est « non menacé » en Wallonie selon l'Atlas de Jacob *et al.* (2010).

La population wallonne est estimée à plus de 6000 couples (6100) (Jacob *et al.* (2010). Cependant l'espèce est actuellement en forte diminution après une période d'explosion démographique dans les années 40 (Verheyen, 1948; Paquet *et al.*, 2010; Jacob *et al.*, 2016b). Cette chute inquiétante des populations de vanneau mène à sa quasi disparition dans certaines localités (Jacob *et al.*, 2016b).

Cet oiseau est un migrant fréquent en février jusqu'au début avril et entre août et novembre (Verheyen, 1948; Jacob *et al.*, 2010).

Les oiseaux nés chez nous passent généralement l'hiver (de novembre à mi-mars) dans le Sud-Ouest de la France et parfois en Italie (Verheyen, 1948). Certains individus hivernent chez nous, mais en faible nombre (quelques centaines) (Jacob *et al.*, 2016a et 2016c).

Hautes-Fagnes

La nidification de cet échassier en zone fagarde et péri-fagnarde (Sourbrodt) est connue depuis plus de 70 ans (Verheyen, 1948). Ces deux zones sont depuis lors restées des cantons de l'espèce (Metzmacher, 2004).

Cependant, les travaux de restauration et de gestion de la réserve des Hautes-Fagnes ont permis d'établir une petite population dans la zone des Deux-Séries depuis une dizaine d'année. Ce qui est très positif pour ce limicole qui fait partie des espèces de plaines les plus menacées de Belgique (Paquet *et al.*, 2010).

Habitat

Le vanneau apprécie les plaines marécageuses recouvertes par une végétation basse, parsemées de zones dénudées (Verheyen, 1948 ; Cramp & Simmons, 1993c). Ce qui correspond parfaitement aux zones restaurées étudiées.

Nourriture

Cet oiseau mange de préférence des vers de terres mais également des larves de tipules, forficules, petits coléoptères,... Il peut même déguster des limaces et escargots ainsi que de petites araignées (Verheyen, 1948 ; Cramp & Simmons, 1993c).

Nidification

Le nid est réalisé en zone sèche, en utilisant ou creusant une dépression au sol. Cette cuvette est généralement garnie de brins d'herbe sèche. Il arrive que le nid soit surélevé en cas de montée des eaux dans la zone choisie.

Les pontes comportent généralement quatre œufs et peuvent exceptionnellement en compter cinq ou six. Si une ponte de remplacement s'avère nécessaire, elle ne compte généralement que maximum trois œufs, parfois deux (Verheyen, 1948 ; Cramp & Simmons, 1993c).

c. Canard colvert (*Anas platyrhynchos*)



Figure 6: *Anas platyrhynchos* mâle et femelle, Fagne des Deux-Séries, décapages 2015 (10/06/17).

Monde

Le statut UICN de cet anatidé est « peu menacé » (Birdlife International, 2017).

La population mondiale du colvert est estimée à plus de 19 millions d'individus (Wetlands International, 2015), tandis que l'euroéenne en représente presque la moitié, à savoir environ 9 millions d'individus (Birdlife International, 2015).

L'oiseau est nidificateur dans l'hémisphère Nord. En Eurasie du cercle polaire jusqu'au Nord-Ouest de l'Afrique, l'Asie Mineure et la Mongolie du Nord. En Amérique, de l'Alaska jusqu'au 40° parallèle (Verheyen, 1952).

Belgique

Le canard colvert est l'anatidé le plus commun d'Europe, et est en augmentation d'effectifs en Wallonie, ce qui explique son statut « non menacé » (Jacob *et al.*, 2010).

Nous dénombrons actuellement quasiment 10 000 couples (9700) en Belgique francophone.

L'hivernage du canard colvert en Wallonie semble en diminution depuis quelques années (Jacob *et al.*, 2016a et 2016c). L'espèce est commune en migration.

Hautes-Fagnes

Historiquement, la Haute-Belgique était considérée comme pourvue d'habitats peu favorables pour cette espèce (Verheyen, 1952).

Le colvert était déjà présent en petite population dans la Fagne des Deux-Séries, sur la Soor notamment (Metzmacher, 2004). Cependant, les effectifs de l'anatidé ne semblaient pas important dans la région fagnarde en 2004 (*Ibid.*).

Habitat

Ce canard apprécie les eaux stagnantes de petites mares tant qu'elles ne forment pas une cuvette aux côtés escarpés et qu'elles contiennent quelques plantes aquatiques formant une végétation dense (Verheyen, 1952 ; Cramp & Simmons, 1993c). La zone en bordure du rivage doit être peu profonde et vaseuse. Le plan d'eau doit également disposer d'une profondeur minimale permettant à l'oiseau de plonger en cas de présence de prédateurs (*Ibid.*).

Nourriture

Le colvert se nourrit principalement de végétaux tendres, sur lesquels ils mangent les graines et les racines. La proportion de nourriture carnée est très faible. Cependant, les canetons, eux, se nourrissent principalement de larves d'insectes (*Ibid.*).

Nidification

Les couples de colvert sont généralement monogames. Ils réalisent une ponte qui peut être comprise entre 8 et 16 œufs, mais qui se compose généralement de 10 à 12 œufs. Les nids sont généralement réalisés dans une végétation très dense, buissons, massifs de carex,... à proximité des plans d'eau sur lesquels nous les retrouvons (*Ibid.*).

d. Faucon hobereau (*Falco subbuteo*)



Figure 7: *Falco subbuteo*, Fagne des Deux-Séries, décapages 2014 (10/06/17).

Monde

Ce faucon chasseur d'odonates est classifié comme peu menacé, « Least Concern », par l'IUCN (Birdlife International, 2017).

La population européenne comprend quasiment 300 000 individus (Birdlife International, 2015) et la population mondiale est estimée à 900 000 individus en considérant que la population européenne représente 30% de la population mondiale. En Europe, l'espèce semble stable (Birdlife International, 2015). Ce rapace niche en Europe mais peut également se rencontrer en Afrique et en Asie (Cramp et Simmons, 1993b).

Belgique

Tout comme le petit gravelot, le faucon hobereau est considéré comme « à la limite d'être menacé » selon le dernier Atlas des oiseaux nicheurs de Wallonie (Jacob *et al.*, 2010).

Environ 360 couples (340 à 380) sont présents en wallonie. La tendance semble être à l'augmentation des effectifs.

Le faucon hobereau est un migrateur commun entre mi-avril et la fin mai ainsi que de la fin août aux premiers jours d'octobre.

Hautes-Fagnes

Le hobereau était considéré comme espèce rare dans les Fagnes au début du XXI^e siècle. Cependant, l'espèce était déjà présente sur la zone d'étude des Deux-Séries (Metzmacher, 2004).

Habitat

Ce faucon apprécie tout particulièrement les espaces ouverts, parsemés de quelques arbres (Cramp et Simmons, 1993b; del Hoyo *et al.*, 1994). Il se retrouve fréquemment près de plans d'eau (Cramp et Simmons, 1993b; Bronne, 2010).

Nourriture

Les insectes volants, tels les odonates sont les proies préférées de cet oiseau. Cependant, en période de reproduction il arrive que des oiseaux soient également chassés (Cramp et Simmons, 1993b; del Hoyo *et al.*, 1994).

Nidification

Ce rapace niche presque systématiquement dans un arbre, occupant les nids abandonnés d'autres oiseaux de proies ou de corvidés (Cramp et Simmons, 1993b; del Hoyo *et al.*, 1994; Bronne, 2010).

e. Bécassine des marais (*Gallinago gallinago*)



Figure 8: *Gallinago gallinago*, Fagne des Deux-Séries, décapages 2015 (06/05/17, ©Jean Collard).

Monde

Le statut UICN de la bécassine des marais est de préoccupation mineure, « Least Concern » (Birdlife International, 2016 et 2017).

La population de bécassine des marais est estimée entre 15 millions et 29 millions d'individus, avec une tendance à la diminution (Birdlife International, 2017).

La superficie occupée de façon théorique par les bécassines est de 63.100.000km². Cette espèce niche principalement en Europe, où son aire s'étend de la Grande-Bretagne à l'Ouest jusqu'en Serbie et la limite de la steppe russe au Sud (Verheyen, 1948; Cramp & Simmons, 1993c).

Belgique

Tout comme la sarcelle, la bécassine était considérée comme « en danger critique » en Wallonie et proche de l'extinction régionale (Jacob *et al.*, 2010). Et même comme nicheur éteint en 2017 (Biodiversité.wallonie, 2017a).

En Flandre, ces effectifs se sont maintenus à une trentaine de couple (entre 17 et 45) sur la période comprise entre 1994 et 2007 après un déclin initié dans les années 1970 (Jacob *et al.*, 2010). En effet, dans les années 50, la bécassine était encore considérée comme un nidificateur commun dans de nombreuses localités belges (Verheyen, 1948). En Wallonie, le dernier recensement global (Atlas de 2010) répertoriait entre 1 et 4 mâles territoriaux (Jacob *et al.*, 2010). Le dernier lieu de cantonnement wallon connu, c'est-à-dire une zone où l'on a observé à la fois la parade et le bâlement de la bécassine, se trouve aux Troufferies de Libin (Jacob *et al.*, 2010). Depuis, seul un site a accueilli un mâle chanteur en 2013 et au printemps 2015 (Jacob *et al.*, 2015; Jacob *et al.*, 2016b). Cependant, l'espèce est quasi éteinte dans une grande zone incluant le nord de la France (Issa & Muller, 2015) ainsi que le Grand-Duché de Luxembourg et l'ouest de l'Allemagne (Gedeon *et al.*, 2014). Son statut est même considéré comme éteint en Wallonie (Biodiversité.wallonie, 2017a).

Il est intéressant de noter que les derniers couples présents en Haute Ardenne se situaient à Sourbrodt jusque 2001, dans la vallée de la Petite Rur jusqu'en 1996 et dans la fagne de la Polleur en 1994 (Jacob *et al.*, 2010).

Cette espèce est une migratrice assez commune entre mars et début mai et à partir de la mi-juillet jusque fin octobre (Verheyen, 1948; Jacob *et al.*, 2010).

En hiver, quelques centaines d'individus sont comptabilisés en Wallonie mais la tendance de l'espèce est au déclin (Jacob *et al.*, 2016a et 2016c).

Hautes-Fagnes

L'échassier fut autrefois commun sur le haut plateau (Verheyen, 1948). Depuis lors, la bécassine fut très localisée dans les Hautes-Fagnes. Seuls quelques individus ont été répertoriés dans la vallée de la Petite-Rur, connue depuis longtemps comme site d'intérêt pour cette espèce (Fontaine, 1971; Jacob *et al.*, 2010) et dans la fagne de la Poleur (Metzmacher, 2004; Jacob *et al.*, 2010).

Depuis la fin des années 90, aucun individu n'a plus été signalé dans la région (Jacob *et al.*, 2010). L'espèce était donc considérée comme éteinte localement et donc totalement absente de la zone d'étude avant les travaux de restauration.

Habitat

La bécassine recherche avant tout comme son nom l'indique des milieux humides afin de pouvoir se reproduire. Les tourbières, les bas-marais tourbeux et les prés marécageux peu pâturés sont les biotopes recherchés par cet oiseau (Verheyen, 1948; Cramp & Simmons, 1993c ; Jacob, 2010). La perte de son habitat est un enjeu déjà signalé au début des années 50 par Verheyen.

Nourriture

La bécassine affectionne les vers de terre et de vase, les petits coléoptères, les taupins, les papillons nocturnes, les phrygiens, les limaces terrestres ou aquatiques, des œufs et également des pucerons (Verheyen, 1948; Cramp & Simmons, 1993c).

Cet échassier au bec mou et flexible chasse au bord des terrains inondés sur lesquels l'eau se retire lentement ainsi que sur des chemins boueux ou des prairies humides (Verheyen, 1948; Cramp & Simmons, 1993c).

Nidification

La ponte compte en général quatre œufs, exceptionnellement cinq. En cas de ponte de remplacement, seuls trois œufs sont pondus (Verheyen, 1948 ; Cramp & Simmons, 1993c).

Le nid ressemble à une assiette à soupe, imprimée par les parents dans la végétation herbacée. Soit il est placé de manière à être accessible de tous côtés et installé en zone ouverte comme une prairie par exemple, soit, au contraire, il est dissimulé des regards dans une touffe de bruyères laîches ou graminées (Verheyen, 1948 ; Cramp & Simmons, 1993c).

VI. Questions de recherche

Les questions posées sont les suivantes:

- Quelles espèces ornithologiques sont-elles présentes dans les travaux de restaurations de la fagne des Deux-séries ?

- Quel est le schéma chronologique d'apparition/disparition des espèces d'oiseaux d'eau dans les Deux-séries ?

- Les sarcelles d'hiver s'établissent-elles préférentiellement dans des mares présentant une certaine superficie ?

- Les sarcelles d'hiver préfèrent-elles les anciennes mares ou les nouvellement créées ?

- Le comportement des sarcelles d'hiver (et des autres oiseaux rencontrés) varie-t-il sensiblement au cours des mois d'avril, mai, juin et juillet ?

- Quel est le succès reproductif moyen (et les succès absolus) dans la Fagne des Deux-séries ?

- Il y a-t-il un lien entre la végétation (espèces particulières) et l'établissement des nids de sarcelles d'hiver ?

- Il y a-t-il un lien entre les comportements observés des sarcelles d'hiver et la présence d'autres espèces d'oiseaux d'eau? Si oui, quel est-il?

- Il y a-t-il un lien entre les conditions météorologiques et la présence/absence de certaines espèces d'oiseaux ?

Matériel et méthodes

I. Zone étudiée

i. Localisation

La zone étudiée est située en Belgique, dans la province de Liège, sur le plateau des Hautes-Fagnes. La zone d'étude est située sur la commune de Baelen et plus précisément au lieu-dit de la Fagne des « Deux-Séries » ainsi que dans la réserve de Rond-Buisson (Voir figures 9, 10, 11, 12 et 13). Les coordonnées en Lambert 72 (en italique dans le tableau 1) et UGS84 (degrés décimaux) de ces zones sont les suivantes:

Tableau 1 : Coordonnées géographiques des limites des zones étudiées en Lambert 72 (italique) et UGS84 (degrés décimaux).

	Fraisages	Décapages	Ennoiements
Nord-Ouest	X: 271710,49 Lat : 50,537523 N	X: 272555,54 Lat : 50,534694 N	X : 273748,01 Long : 50,550168 N
	Y: 137717,1 Long: 6,085816 E	Y : 137421,95 Long : 6,097637 E	Y : 139171,57 Lat : 6,115034 E
Nord-Est	X : 272255 Lat : 50,538294 N	X : 273330,95 Long : 50,537974 N	X : 274412,69 Long : 50,553078 N
	Y : 137815,56 Long : 6,093582 E	Y : 137805,02 Lat : 6,108698 E	Y : 139511,13 Lat : 6,124523 E
Sud-Ouest	X:272137,86 Lat : 50,530144 N	X : 272708,49 Long : 50,532014 N	X : 273826,51 Long : 50,548930 N
	Y : 136906,04 Long : 6,091578 E	Y : 137127,32 Lat : 6,099697 E	Y : 139035,75 Lat : 6,116096 E
Sud-Est	X : 272620,7 Lat : 50,533023 N	X : 273499,08 Long : 50,536773 N	X : 274481,98 Long : 50,551013 N
	Y : 137237,58 Long : 6,098495 E	Y : 137675,44 Lat : 6,110270 E	Y : 139282,95 Lat : 6,125425 E



Figure 9: Localisation de la zone d'étude en Europe.

Légende

Zone d'étude

Restaurations

- █ Décapages
- █ Ennoiements
- █ Fraisages
- █ Décapages 2017

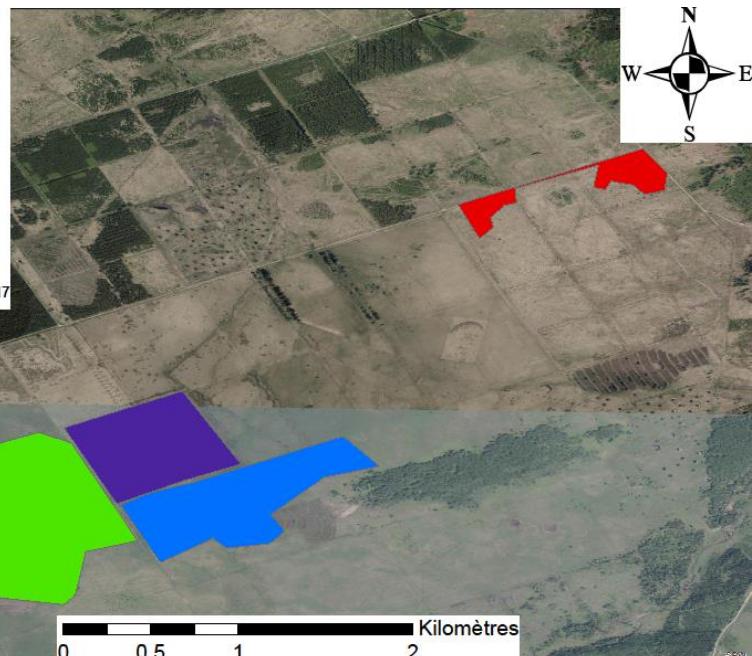


Figure 10: Localisation précise des zones étudiées. Les fraisages et décapages se trouvent dans la Fagne des Deux-Séries, tandis que les ennoiements se trouvent dans la Réserve Naturelle Domaniale du Rond-Buisson. Les décapages de 2017 ne font pas partie des zones prospectées dans cette étude.

La fagne des Deux-Séries est considérée comme une tourbière de pente (Wastiaux, 2000). Cette zone est composée de nombreux lithalses qui auraient favorisé les dépôts tourbeux dans les Deux-Séries (Wastiaux & Schumacker, 1999). Cette fagne est considérée comme dégradée car recouverte de *Molinia caerulea*, plante étouffant ses concurrentes (Deuse, 1949). La présence de cette dernière s'explique par plusieurs facteurs, anthropiques et naturels et ce phénomène s'observe également dans d'autres pays (Pays-bas (Schouwenaars, 1988) et Angleterre (Gore, 1983) notamment).

ii. Dégradation

L'influence anthropique dans les Deux-Séries a connu deux périodes importantes (Wastiaux, 2000).

Tout d'abord, dès le début du 19e, de grands travaux d'alimentation en eau pour les communes germanophones (prussiennes à l'époque) et le barrage de la Gileppe ont été effectués. D'impressionnantes

fossés ont été creusés, ce qui a certainement favorisé l'étendue du fauchage (stiernage) dans les zones s'assèchant.

En second lieu, dès le début du 20e siècle, les tourbières vont être plantées d'épicéa (*Picea abies*). Pour permettre l'implantation du résineux, l'homme va décider de créer un réseau drainant particulièrement fourni. De gros drains collecteurs tous les 250 m, d'une profondeur pouvant souvent atteindre 1 m et de « petits » drains secondaires profonds d'environ 50 cm sont établis dans l'ensemble de la Fagne des Deux-Séries (Wastiaux, 2000).

La logique voudrait que l'on se trouve aujourd'hui dans une belle pessière auto-régénérée mais ce n'est pas le cas. Cela s'explique par les incendies de 1911, 1919 et 1920 qui ont décimé les gymnospermes plantés et qui ont dégouté les forestiers de replanter de nouveau. (Bouillenne, Deuse & Streel, 1956).

iii. Premières tentatives de réhydratation de la zone

Afin de tenter de réhydrater les tourbières dégradées, diverses méthodes expérimentales sont possibles.

Tout d'abord, le colmatage des nombreux drains présents en Fagne. Ces derniers étant les premiers responsables de la dégradation constatée (Vasander *et al.* 1992). Malheureusement, malgré le travail titanique réalisé par les Amis de la Fagne (ASBL) pour reboucher les drains des Deux-Séries, les impacts sur la recolonisation végétale et le rehaussement de la nappe sont très décevants (Jortay & Schumacker, 1989 ; Wastiaux *et al.* 1991 ; Wastiaux 2000)

Ensuite, la création de plans d'eau libre, de mares et mardelles. L'idéal étant de réaliser beaucoup de plans d'eau de taille réduite plutôt que de gigantesques plans d'eau (Wastiaux, 2000). Certains défauts de cette méthode doivent être pris en compte tel que le caractère irréversible de la technique et les moyens matériels considérables déployés pour la mettre en œuvre. Cependant, cette méthode est celle qui a été retenue pour tenter de réhydrater la fagne des Deux-Séries. En effet, les fraisages et décapages créent des mares de plus ou moins petite taille correspondant aux plans d'eau proposés par Beets (1992), Schouwenaars (1993) et Wastiaux (2000).

Enfin, la dernière technique proposée par Joosten (1992) et Wastiaux (2000) est la création de « zones tampon entre les touradons de molinie », c'est-à-dire des ennoiements tels que ceux réalisés dans la Réserve naturelle du Rond-Buisson. L'efficacité au niveau régénération végétale de cette méthode est constatée au Pays-Bas (Schouwenaars, 1995) ainsi que dans les Hautes-Fagnes (Plunus *et al.*, 2012). En effet, le fait d'être en permanence sous l'eau étouffe et tue la molinie qui laisse la place aux sphaignes et autres plantes typiques des tourbières (Plunus *et al.*, 2012).

iv. Travaux de restauration

Comme sous-entendu précédemment, le présent travail porte sur les dépressions humides créées par l'homme lors de travaux de restauration du haut plateau.

Les mares étudiées dans les « Deux séries » proviennent de deux types de gestion différents:

Premièrement des fraisages, deuxièmement des décapages.

Ces deux techniques fournissent, à première vue, des résultats très différents au niveau de l'élimination de la molinie et de l'implantation des espèces typiques des tourbières (linaigrettes, sphaignes,...).

Habituellement, les zones de fraisages sont colonisées par *Molinia caerulea*, certaines mares possèdent des plages de *Calluna vulgaris* et quelques touffes d'*Eriophorum vaginatum* et de rares touradons de laîches diverses, principalement de la laîche noire (*Carex* sp. et *Carex nigra*) (Plunus *et al.*, 2012). Les fraisages sont couverts de végétation sur les andains et les pourtours des mares.

En ce qui concerne les décapages, la donne est différente. Les zones décapées sont composées de tourbe « nue », c'est-à-dire à l'air libre le long des mares, avec peu de végétation dessus. Cette couverture végétale épars est principalement constituée de joncs (*Juncus* sp. (*effusus*, *squarrosus* et plus rarement *bulbosus*)) et éventuellement linaigrettes et callune préservées lors des travaux de restauration. (*Ibid.*).

Tandis que les mares étudiées dans la Réserve Naturelle Domaniale du Rond-Buisson proviennent d'ennoiements. C'est-à-dire qu'il a suffi de créer une digue afin de stopper l'écoulement d'eau aux endroits sélectionnés pour que des mares se créent dans ces zones. Ces zones inondées n'ont pas nécessité de lourds travaux au niveau de la couche végétale et du sol, c'est pourquoi la recolonisation par les végétaux au sein même des mares y est incroyablement plus intense que dans les deux autres types de travaux. Les joncs, laîches, linaigrettes et sphaignes sont fortement représentées dans les 4/5 ennoiements étudiés.

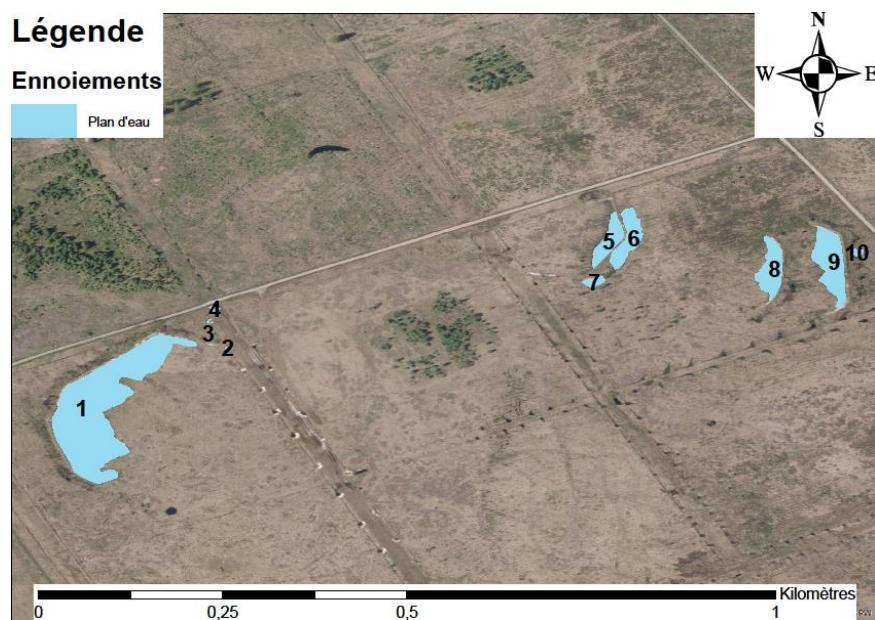


Figure 11: Localisation et numérotation des ennoiements de la Réserve Naturelle Domaniale du Rond-Buisson.

Au total, nous disposons d'une dizaine de mares ennoyées (figure 11), 136 décapées (figure 12) et 109 fraissées (figure 13) de tout type de taille et de formes.

Légende

Fraisages

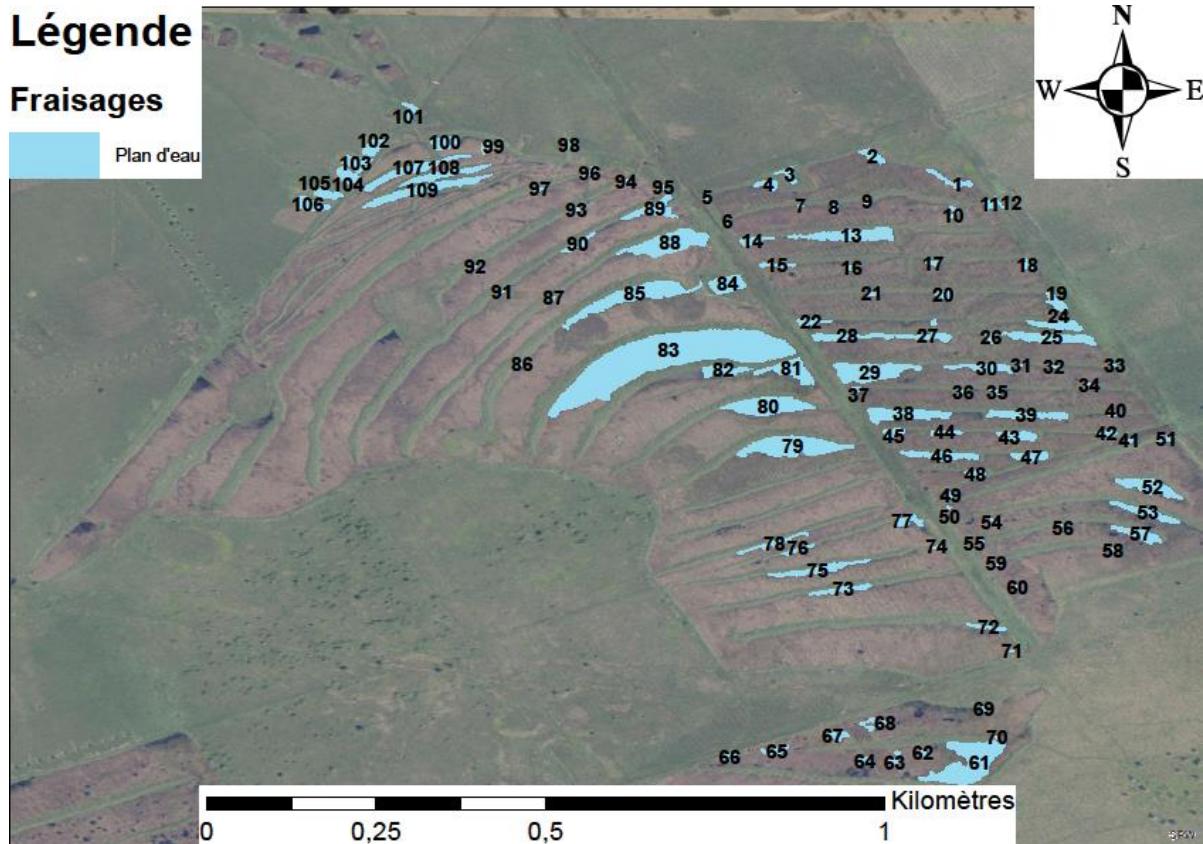


Figure 12: Localisation et numérotation des fraisages de la Fagne des Deux-Séries.

Légende

Décapages

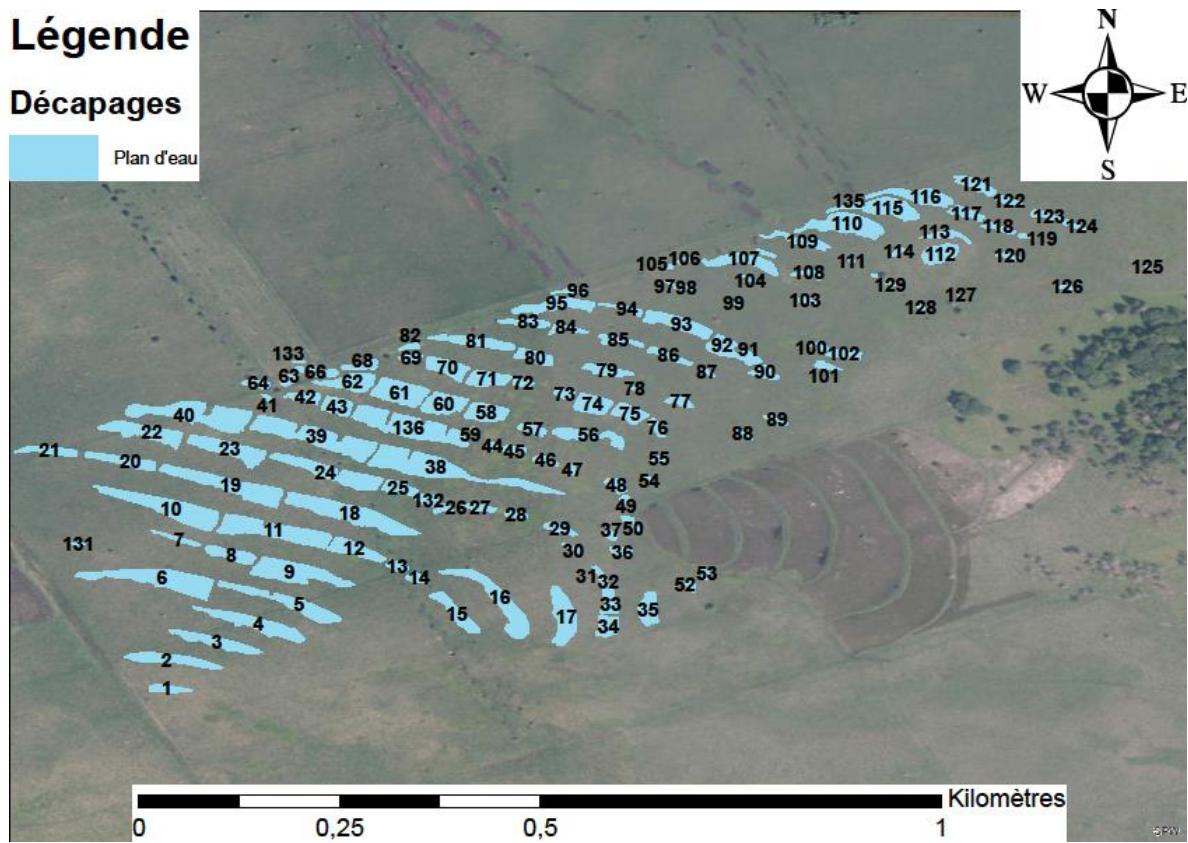


Figure 13: Localisation et numérotation des décapages de la Fagne des Deux-Séries.

Cette étude étant la première du genre à être conduite sur les sites récemment restaurés des Deux-Séries et de la Réserve du Rond Buisson, nous ne disposons pas de données historiques concernant les populations d'oiseaux d'eau dans ces zones. En effet, les oiseaux d'eau étaient absents ou peu présents dans ces zones avant les travaux de restauration (voir Metzmacher, 2004).

II. Récolte de données

i. Présence de l'avifaune

a. Méthodologie

Avant de pouvoir commencer les relevés de terrain, il a fallu mettre au point un protocole de suivi de la population aviaire dans les zones étudiées.

De nombreuses publications parlent du monitoring ornithologique et des meilleurs choix à faire pour réaliser ceux-ci. Citons par exemple, Ralph and Scott (1981), Ralph *et al.* (1995), Bibby *et al.* (1998,2000) ainsi que Bennun & Howell (2002) et Thompson (2002).

Gregory *et al.* (2004) ont adapté de Thompson (2002) un graphe reprenant les différentes possibilités de suivis ornithologiques.

D'un côté, nous avons les comptages complets, nommés « census », de l'autre les comptages incomplets, qui vont mener à des échantillonnages. Il existe deux types de census, ceux portant sur l'entièreté de la zone étudiée, face à ceux ne portant que sur une portion du territoire d'intérêt. La même dichotomie se retrouve dans les comptages incomplets, pourtant soit sur une portion, soit sur la totalité de l'aire d'étude. Pour chacun de ces deux cas, des méthodes de comptage non ajusté et de comptage ajusté à l'aide d'un facteur de détectabilité sont possibles (Gregory *et al.*, 2004).

Afin de pouvoir mettre en place un processus de collecte de données, il faut bien lister nos objectifs.

Voici les quelques questions auxquelles il faut décider de répondre:

- Voulons-nous estimer l'abondance des oiseaux de façon absolue ou relative?
- Où allons-nous réaliser notre suivi?
- Comment choisir nos échantillons?
- Quelles unités géographiques vont servir de base pour l'échantillonnage?
- Quelles méthodes de terrain vont être utilisées?
- Que relevons-nous? Les individus? Les mâles chanteurs? Les couples? Nids? Territoires?
- Comment vont être analysées les données?
- Quels résultats vont être obtenus et utilisés?

L'idéal étant d'imaginer à l'avance le résultat final de notre suivi.

La sélection du choix de collecte de donnée doit se réaliser selon les possibilités humaines (horaires, déplacements,...), climatiques (pluie,...) et les différents avantages et inconvénients inhérents à chacune des méthodes.

Deux subdivisions dans le design de l'étude sont à prendre en compte (Gregory *et al.*, 2004). Premièrement, le choix de la façon d'appréhender la zone d'intérêt, soit de façon exhaustive (« census ») soit de façon partielle, par échantillonnage. En second lieu, la méthode de terrain pour dénombrer les oiseaux.

Trois principaux moyens de dénombrements existent. Le premier, nommé « mapping » consiste à réaliser une « carte » de l'ensemble de la zone prospectée. Le deuxième, nommé « line transect » consiste à relever tous les individus entendus de part et d'autre d'une ligne tracée au bureau et nécessite de savoir estimer la distance à laquelle se trouve l'oiseau par rapport au transect. Enfin, la troisième méthode est le « point count » et consiste à se placer à un point bien précis et y relever durant un laps de temps bien précis également, tous les individus rencontrés (principalement par le chant).

Chacune de ces techniques possèdent bien entendu leurs avantages et leurs inconvénients. Voici une liste non exhaustive des principaux avantages et inconvénients listés pour chacune des méthodes citées basée sur l'ouvrage de Gregory *et al.*, (2004).

Tableau 2: Comparaison des avantages et inconvénients du census face à l'échantillonage.

	Census	Echantillonage
Avantages	<ul style="list-style-type: none"> ✓ Comptage exhaustif ✓ Population totale 	<ul style="list-style-type: none"> ✓ Plus rapide que census ✓ Régulièrement utilisé dans les études scientifiques
Inconvénients	<ul style="list-style-type: none"> ✓ Demande énormément de temps sur le terrain ✓ Impossible si grande zone à prospection 	<ul style="list-style-type: none"> ✓ Risque de biais (moindre si l'échantillonage a bien été réalisé) ✓ Demande plus de temps au bureau pour la mise en place du protocole ✓ Fragment de la population -> nécessité d'extrapoler les résultats afin d'avoir une ESTIMATION

Tableau 3: Comparaison des avantages et inconvénients des trois techniques de dénominbrements de l'avifaune, le mapping, le line transect et le point count.

	Mapping	Line transect	Point count
Avantages	<ul style="list-style-type: none"> ✓ Production d'une carte détaillée de la distribution et de la taille des territoires ✓ Lien direct entre la présence/absence des oiseaux et le territoire ✓ Plus de chances de trouver des nids ✓ Estimation relativement précise de la population ✓ Méthode utile en région tempérée, fournissant de bonnes sources pour des recherches écologiques ✓ Convient aux (très) petites populations 	<ul style="list-style-type: none"> ✓ Flexible ✓ Pas besoin de nombreux passages ✓ Rapide ✓ Continuellement en mouvement donc moins de doubles comptages possibles ✓ Convient aux « petites » populations 	<ul style="list-style-type: none"> ✓ Pas besoin de nombreux passages ✓ Immobile durant 5 à 30min ✓ Moins dérangeant pour la faune ✓ Convient bien aux études oiseaux/habitats ✓ Rapide
Inconvénients	<ul style="list-style-type: none"> ✓ Besoin d'une carte très précise ✓ Demande beaucoup de temps, l'idéal est 10 visites par site (au minimum 4) ✓ Petites surfaces étudiées ✓ Besoin d'un observateur disposant de bonnes compétences ornithologiques ✓ Interprétation des résultats peut-être difficile ✓ Pas intéressant pour espèces polygames (non monogame) ou non territoriales ✓ Difficile en habitat dense ✓ Difficile de comparer les résultats à travers les études. ✓ Dérangement important 	<ul style="list-style-type: none"> ✓ Nécessité d'évaluer la distance entre l'oiseau et le transect selon différentes méthodes pas toujours évidentes ✓ Besoin d'un observateur disposant de bonnes compétences ornithologiques ✓ Biais systématiques possible (si routes parallèles au transect,...) ✓ Nécessité de marcher à une allure constante 	<ul style="list-style-type: none"> ✓ Besoin d'un observateur disposant de bonnes compétences ornithologiques (chant principalement) ✓ Ne convient pas aux petites populations ✓ Oiseaux peuvent être « attirés » par l'observateur ✓ Se tromper dans l'évaluation de la distance entre l'observateur et l'oiseau peut avoir de grande répercussion sur l'estimation de la densité ✓ Double comptage très probable

Il faut garder à l'esprit qu'il est évidemment possible de « mixer » plusieurs de ces méthodes au sein d'une même étude. Cela va compliquer le jeu de données mais peut offrir des informations complémentaires intéressantes et éventuellement remarquer des biais dans l'une ou l'autre des techniques (Gregory *et al.*, 2004).

Afin de répondre au mieux aux désirs des gestionnaires scientifiques de la réserve des Hautes-Fagnes, souhaitant une information précise sur le nombre de couples de sarcelle d'hiver nichant dans celles-ci, nous avons décidé de réaliser un « census-mapping » complet sur la zone des Deux-séries et de Rond-Buisson.

Pourquoi ce choix?

Premièrement parce que le census permet de connaître le plus précisément possible la population nicheuse dans la zone étudiée, ce qui répond à la demande du Département de l'Etude du Milieu Naturel et Agricole (DEMNA).

En effet, l'intérêt de la sarcelle d'hiver pour les Hautes-Fagnes n'étant que très récent (Metzmacher, 2004 ; Plunus *et al.*, 2012) et lié aux travaux de restauration des tourbières, la population nicheuse actuelle est faible (estimée à une vingtaine de couples par les ornithologues parcourant la réserve). Dès lors, tout échantillonnage risquait fortement de me fournir trop peu d'individus pour quelque test statistique que ce soit.

Le mapping a été choisi principalement pour les mêmes raisons d'exhaustivité et afin d'espérer obtenir un nombre suffisant d'individus pour les tests statistiques futurs. De plus, la plupart des oiseaux d'eau (anatidés, limicoles) vocalisent peu et sont donc difficilement détectables par le chant. Le mapping offre aussi de nombreuses informations précises sur les corrélations entre présence de l'oiseau et habitat rencontré. Le principal point noir à relever lors de ce choix est la difficulté de comparer les résultats obtenus lors d'études avec du mapping. Mais dans le cas nous occupant, la population d'oiseau d'eau est trop faible pour imaginer obtenir des résultats concluants avec des échantillonnages, transect line et/ou point count.

Etant donné la présence de végétation très dense, touffes de molinie (*Molinia caerulea*) et de jonc épars (*Juncus effusus*), un census actif est nécessaire pour repérer les oiseaux cryptiques se cachant dans la flore des bassins (Gregory *et al.*, 2004; Beauchard *et al.*, 2013). Ce census consistait en une marche plus ou moins lente suivie de brèves pauses permettant d'écouter, observer et noter la présence/absence des oiseaux tel que suggérée par Emlen, 1971.

La prise de donnée consistait en deux relevés journaliers par semaine. Ces deux journées passées sur le terrain correspondent au temps total nécessaire pour prospecter la zone étudiée.

Ces relevés ont démarqué le 14 avril 2017 et se sont déroulés jusqu'au 22 juillet de la même année. Cette prospection a permis de réaliser un total de 12 suivis hebdomadaires complets (et trois incomplets à cause des conditions météorologiques exécrables), ce qui est bien supérieur au minimum de quatre visites complètes prônées par Calladine *et al.* (2009) et aux dix visites nécessaires pour effectuer un mapping conseillées par Gregory *et al.* (2004).

Les relevés ont été systématiquement réalisés à partir du lever du soleil, soit de 6h à 14h environ, rarement jusqu'à 18h en fonction de la météo et de nos impératifs. Ces observations matinales se justifient par le fait que de nombreux auteurs ont démontré, pour divers écosystèmes, que la détection de l'avifaune était plus élevée en matinée (Robbins, 1981; Skirvin, 1981; Smith and Twedt, 1999; Nadeau *et al.*, 2008; Beauchard *et al.*, 2013).

La façon de parcourir la zone a été choisie de telle façon à rentabiliser notre temps passé sur le terrain et éviter un maximum les biais possibles par certains de nos comportements. En effet, à chacun de nos passages, la technique d'approche était différente, du Nord au Sud ou de l'Ouest à l'Est et vice-versa (voir figure 14).

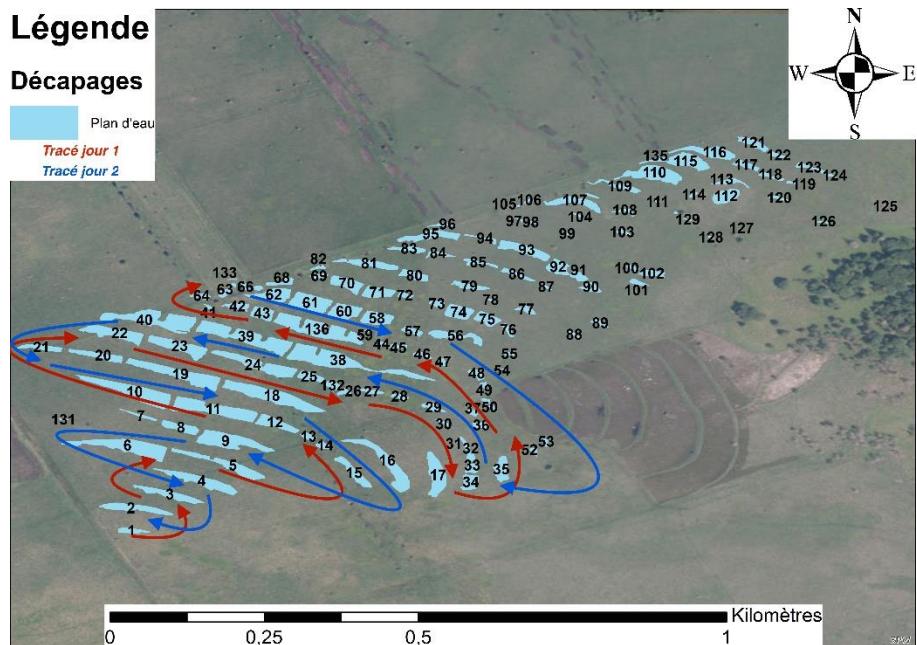


Figure 14: Exemple de parcours pour les relevés ornithologiques. Les tracés en rouge correspondent à la marche attentive réalisée lors du premier jour de la semaine sur le terrain. Alors que les tracés bleus correspondent au chemin emprunté lors de la seconde visite hebdomadaire. Comme nous pouvons le remarquer, un andain sur deux a été prospecté par jour, afin de ne pas laisser de grandes zones non prospectées durant plus d'une semaine.

Le passage entre les différentes mares s'est également déroulé à des heures différentes de la journée, c'est-à-dire nous ne commençons pas systématiquement toujours par les mares aux Nord/Sud/Ouest/Est, ou celles d'un type ou l'autre de restauration afin de pouvoir remarquer l'impact éventuel du moment de la journée sur la présence/absence des oiseaux et surtout éviter des biais systématiques.

Dans le but de connaître l'emplacement précis des oiseaux inféodés aux plans d'eau près desquels ils nichent, un numéro unique a été affecté à chaque mare prospectée (voir cartes ci-dessus). Les mares ont également été géolocalisées précisément à l'aide du site, « The World Coordinate Converter » et du logiciel ArcGis®.

Comme cité précédemment, la météo joue un rôle important dans la prise de données. En effet, les relevés ornithologiques sont bien évidemment presque impossibles lors de la présence de brouillard. En outre, la pluie diminue fortement la visibilité et impacte de ce fait la probabilité de remarquer les oiseaux. Subséquemment, les épisodes orageux dans les Hautes-Fagnes sont très dangereux, surtout dans la Fagne des Deux-Séries, où nous sommes le seul point élevé à des kilomètres à la ronde. Pour toutes ces raisons logistiques et de sécurité, les relevés se sont effectués de préférence par beau temps, ou du moins par un temps non orageux et le moins pluvieux possible. Si possible, c'est-à-dire si les conditions météo le permettaient, avec des temps relativement semblables sur la semaine, un délai d'un jour était respecté entre les deux relevés hebdomadaires afin de ne pas stresser inutilement la faune sur un cours laps de temps.

Du point de vue technico-technique, les relevés ont tous été effectués par nos soins. Nous étions équipé de jumelles Kite Ibis, possédant un grossissement de 8x42 et d'un appareil photo Lumix FZ 1000, appareil numérique bridge dont le zoom optique maximal équivaut à un 400mm.

Nous nous sommes toujours habillé de la même manière au cours des quatre mois de relevés, c'est-à-dire avec les mêmes habits visibles par la faune, (voir photo en annexe) afin d'éviter tout biais lié à un changement vestimentaire trop important.

b. Type de données récoltées

Un maximum d'informations a été récolté sur le terrain.

En premier lieu, l'heure de visite et le numéro du plan d'eau prospecté.

Ensuite, la présence ou l'absence d'oiseaux en périphérie de (ou dans) cette mare. L'absence d'oiseau était simplement marquée par un « rien » dans les relevés de terrain. Si présence d'oiseau il y avait, une identification des différentes espèces en présence était réalisée instantanément si possible, sinon, une photo ou un film référencés de manière précise permettaient l'identification/confirmation de l'espèce rencontrée à postériori.

Les oiseaux identifiés ou correctement référencés sont ensuite dénombrés et si possible sexé (ce dernier cas concerne principalement les anatidés, canard colvert et sarcelle d'hiver) et âgés (jeunes canetons, gros canetons et adultes) lorsque les canetons sont apparus sur les mares. Une fois ces données concernant les individus collectées, certaines informations éthologiques ont été récoltées (voir ii. Ethologie). Enfin, l'endroit dans lequel a été observé l'animal est également transcrit (sur l'eau, dans le ciel, dans la végétation,...).

ii. Ethologie

L'étude éthologique initialement prévue consistait en des scans d'une heure sur une mare précise, choisie aléatoirement ou non, en suivant le comportement précis des différents oiseaux présents (sarcelles d'hiver principalement).

Malheureusement, après les deux premières semaines de visites sur le terrain, nous avons remarqué la difficulté, pour ne pas dire l'impossibilité, de mettre en œuvre ce type de relevé. Et ce, principalement à cause du caractère cryptique de la sarcelle, des faibles populations et de la disposition du terrain qui nécessite d'être très proche de la mare étudiée, ce qui impacte le comportement et la présence des espèces sur la mare.

Pour une étude éthologique digne de ce nom, plusieurs pistes sont possibles, dont l'installation d'un mirador ou l'autre, la mise en place d'une hutte près des mares sélectionnées, l'utilisation d'un drone,... Cela n'a malheureusement pas pu être mis en place vu le peu de temps disponible pour réaliser ces relevés.

Dès lors, l'étude éthologique se concentrera sur les relevés réalisés systématiquement à chaque rencontre avec un individu de n'importe quelle espèce. Comme expliqué précédemment, les notes de terrain comprennent donc le comportement suite au dérangement causé par notre présence (immobilité, envol, vol, cri, chant, parade, nage, fuite (recherche d'une cachette), diversion (tape aile sur eau, patte cassée,...)) ainsi que le lieu de présence de départ (eau, ciel, végétation) et l'endroit vers où (aval, amont, une mare précise, végétation,...) s'est dirigé l'animal après dérangement.

iii. Données explicatives

La présente étude nécessitait la récolte de quelques données explicatives afin de pouvoir déterminer les patrons de choix des zones de reproduction des oiseaux d'eau.

La date et l'heure des relevés sont les seules données prises sur le terrain hebdomadairement.

L'âge du plan d'eau, c'est-à-dire la date de création de ce dernier a été fournie par le DEMNA (Ghiette, com. pers.).

La superficie de la mare fut calculée à l'aide d'images satellites fournies par Google Earth© et traitées dans ArcGis© grâce à la barre d'outils ArcBruTile et à la commande « Calculate Geometry » estimant automatiquement la superficie du polygone créé. Il en est de même pour le périmètre des plans d'eau.

Ce périmètre fut ensuite transformé en surface car les relevés de végétation se sont cantonnés au pourtour des plans d'eau. La surface des relevés phytosociologiques a été calculée comme le double du périmètre car nous avons prospecté une bande de 2m de large partant du bord de l'eau de la mare. Ces deux mètres ont été fixé pour éviter de mélanger les relevés phytosociologiques de deux mares contiguës.

Le choix des plans d'eau dont la végétation a été caractérisée s'explique simplement : d'un coté toutes les mares sur lesquelles des canetons de sarcelles ont été rencontrés, d'autre part, un nombre similaire de mares de superficie semblable ainsi que quelques-unes de superficies diverses sur lesquelles aucune preuve de nidification n'a été relevée.

Cette végétation sur le périmètre de certaines mares a été étudiée nos soins. Nous avons coté individuellement chaque espèce rencontrée selon l'indice de Braun-Blanquet. Cet indice est l'indice de référence pour les études de végétation. Les tableaux présentés ci-dessous expliquent les valeurs des différents coefficients donnés. Le tableau 4, basé sur le travail de Meddour (2011) reprend les différentes valeurs de recouvrements moyens proposées par divers auteurs. Les valeurs proposées par Dufrêne (2003) et van der Maarel (1979) ont chacunes été testées (voir tableaux 4 et 5).

Tableau 4: Traduction des coefficients de Braun-Blanquet en recouvrement moyen selon différents auteurs (d'après Meddour, 2011).

Braun-Blanquet (1964)		Gounot (1969)	Baudière & Serve (1975)	De Foucault (1980)	Dufrêne (2003)	Gillet (2000)
Abondance/Dominance	Classe de recouvrement moyen (en %)	Recouvrement moyen (médiane des classes en général) en pourcentage				
5	75-100	87.5	87.5	87.5	87.5	90
4	50-75	62.5	62.5	62.5	62.5	57
3	25-50	37.5	37.5	37.5	37.5	32
2	5-25	17.5	15	15	15	14
1	1-5	5	2.5	3	2.5	3
+	<1	0.1	0.5	0.5	0.2	0.3
i					0.1	0.03

Tableau 5: Conversion des coefficients d'abondance de Braun-Blanquet en valeurs ordinaires pour différents auteurs (d'après Meddour, 2011).

Abondance/Dominance Braun-Blanquet (1960)	Recouvrement moyen (Dufrêne, 2003)	Dagnelie (1960)	van der Maarel (1979)	Chessel & Debouzie (1983)	Gillet (2000)
5	87.5	5	9	7	5
4	62.5	4	8	6	4
3	37.5	3	7	5	3
2	15	2	5	4	2
1	2.5	1	3	3	1
+	0.2	0.2	2	2	0.5
i	0.1		1	1	0.1

De plus, la classe 2 fut scindée en deux sous-classes, 2a et 2b valant respectivement 5-15% et 15-25% de recouvrement total, tel qu'utilisé notamment par Remacle (2015).

La profondeur de la mare fut mesurée manuellement nos soins d'une façon standardisée. C'est-à-dire à partir de l'andain retenant l'eau du plan d'eau, ou en périphérie de ce dernier si aucun andain n'a contribué à sa formation. Pour une mare standard d'une dizaine de mètres de long, nous avons tendu notre bras gauche (systématiquement) le plus loin possible du bord du plan d'eau à trois reprises, environ au milieu et sur les deux extrémités de la mare dans le cas d'un plan d'eau en longueur, trois fois sur le pourtour du cercle dans le cas d'une mardelle circulaire.

Dans le cas de mares plus longues, des mesures de profondeur supplémentaires ont été récoltées tous les 5-10m environ. Ainsi, une profondeur moyenne a été calculée sur base de ces trois relevés (ou plus) et la profondeur maximale relevée lors de ces recherches a également été conservée en vue des tests statistiques futurs.

La météo journalière et horaire devait également être prise en compte. Les deux variables retenues étaient la température et la pluviométrie. Ces données météorologiques ont été fournies par l’Institut Royal Météorologique de Belgique (IRM, 2017). Malheureusement, à cause du manque de temps dont nous disposions pour effectuer les traitements nécessaires à l’utilisation de ces données, celles-ci ont été abandonnée dans la présente étude. Cependant, elles pourraient mener à des tests futurs.

Suite à la sécheresse exceptionnelle de la fin de printemps 2017, certains points d’eau se sont retrouvés à sec durant une période plus ou moins longue. Cet état d’assèchement a également été relevé et utilisé. Il a été coté de deux façons. Premièrement un état complètement sec et en second lieu un état « quasi sec », signifiant que la mare avait perdu plus des trois quarts de sa superficie d’eau libre et quelle semblait sur le point de s’assécher complètement.

III. Analyses statistiques

Qui dit étude scientifique, dit statistiques, c’est pourquoi les tests statistiques les plus relevant pour les problématiques posées précédemment sont les suivants.

i. Espèces rencontrées et chronologie de l’occupation de la zone étudiée

La première information intéressante à retirer des relevés effectués est la liste complète des oiseaux rencontrés dans les travaux de restauration des Deux-Séries et Rond-Buisson et leur abondance absolue.

Un premier élément statistique à retirer de ces données est l’abondance relative des espèces, calculée selon la formule : $\frac{n}{N} * 100$ où « n » est le nombre d’individus d’une espèce précise et « N » est le nombre total d’individus comptés pour toutes les espèces. Cette abondance relative a été calculée par le logiciel Excel®. Ces abondances aviaires ont été analysées sans correction étant donné que les techniques de « distance sampling » sont généralement inefficaces sur de petites surfaces (Buckland *et al.*, 2008) et étant donné le caractère peu biaisé de la technique de récolte de données « census-mapping ». Cependant, un nombre certain de « fausses » absences à certainement été comptabilisé lors des relevés étant donné le caractère cryptique de quelques-unes des espèces étudiées (sarcelle, bécassine, caille,...).

Ensuite, une autre demande des gestionnaires était de connaître l’évolution au cours du temps des différentes « populations » d’oiseaux d’eau, afin de pouvoir affirmer quelles sont les espèces migratrices, estivantes et nicheuses dans cette zone du pays. Pour ce faire, quelques simples graphiques temporels ont été réalisés à l’aide du logiciel Excel®.

ii. Caractérisation des plans d’eau

Les relevés de Braun-Blanquet ont été réalisés sur un total de 61 mares parmi les 255 (136 décapages, 109 fraisages et 10 ennoiements) prospectées.

Nous n’avons malheureusement pas pu réaliser des relèvements phytosociologiques sur l’ensemble de la zone d’étude par manque de temps, cependant, la végétation semblant être assez homogène dans les différents travaux de restauration, une étude complète ne semble pas nécessaire ici.

Nous avons caractérisé l’ensemble des mares sur lesquelles des reproductions de sarcelles avaient eu lieu et nous avons prospectés d’autres mares d’environ la même superficie, ainsi que des plus petites (quasiment toutes les plus grandes étaient occupées par des canetons) parmi les trois types de restauration. Il faut noter la discrimination en deux parties de trois ennoiements (E1A et E1B, E8A E8B et E9A et E9B), pour lesquels la différence végétale entre la digue (A) et le reste du périmètre (B) était clairement marquée.

Les données ont donc été relevées selon la méthode d’abondance/dominance de Braun-Blanquet (1964) (voir tableaux 4 et 5).

Nous avons ensuite transformé ces tableaux de deux façons différentes en variables quantitatives afin de les utiliser dans les tests statistiques réalisés à l’aide du logiciel R®.

La première transformation consiste en transformer les données de Braun-Blanquet selon la méthode prônée par Dufrêne (2003) et selon celle proposée par van der Maarel (1979) (voir tableaux 4 et 5 basés sur le travail de Meddour, 2011). Ces données transformées ont été changées en matrice de ressemblance à l'aide du coefficient de Bray-Curtis (Bray & Curtis, 1957 ; Legendre & Legendre, 1998 ; Oksanen, 2009).

Ensuite, deux dendrogrammes ont été créés selon cette matrice.

Le premier selon la méthode à liens moyens (UPGMA) (Sneath & Sokal, 1973 ; Legendre & Legendre, 1998 ; Oksanen, 2009), et la seconde par la méthode de Ward (Ward, 1963 ; Legendre & Legendre, 1998 ; Oksanen, 2009). Les résultats obtenus par ces deux méthodes sont discutés ci-dessous.

Ensuite, une pcoa, c'est-à-dire une analyse en coordonnées principales a été réalisée (van Tongeren, 1995 ; Legendre & Legendre, 1998 ; Calmé *et al.*, 2002). Cette technique est la technique habituellement utilisée par les scientifiques des Hautes-Fagnes pour caractériser la végétation du haut plateau (Dufrêne, 2009 ; Frankard, com. pers.). La puissance des différents axes de cette pcoa a bien évidemment été étudiée. Enfin, la méthode Indval, créée par Dufrêne et Legendre (1997) fut utilisée pour obtenir les différentes espèces indicatrices des groupements créés par la pcoa. Les valeurs obtenues par l'emploi de cette technique sont de trois types.

Premièrement, la valeur Indval (Dufrêne et Legendre, 1997) donne la puissance explicative de l'espèce au sein du groupe. Elle est comprise entre 0 et 1 dans le tableau 7, ce qui correspond aux valeurs de 0 à 100%, c'est-à-dire par exemple qu'une valeur de 0,600 signifie que l'espèce possède un indice indval de 60% (Dufrêne & Legendre, 1997; Legendre, 2007). Elle doit être supérieure à 0,250 pour être prise en compte.

Deuxièmement, la p-valeur, à combiner avec la valeur Indval, donnant la significativité de l'espèce. Cette valeur doit être inférieure à 0,05. Pour qu'une espèce soit considérée comme représentative d'un groupe, il faut que les deux conditions pré-citées soient remplies, c'est-à-dire que la valeur Indval soit supérieure à 0,250 et que la p-valeur soit inférieure à 0,05.

Troisièmement, la fréquence renseigne le nombre d'apparition de l'espèce sur le total des 61 relevés étudiés (Dufrêne et Legendre, 1997).

iii. Choix des sites de nidification

Le choix des zones de nidifications ont été mises en évidence par la présence de tous jeunes canetons sur les mares.

Afin de comprendre ce choix, différentes analyses statistiques sont nécessaires. Etant donné que l'on dispose de données qualitatives binaire (présence/absence) ainsi que quantitative (nombre d'individus d'une espèce), leur traitement va se réaliser à l'aide du logiciel R®, en utilisant des régressions logistiques (c'est à dire des GLM binomiaux). Ce type d'étude statistique permet de tester la puissance explicative de plusieurs facteurs différents et est très largement utilisée dans les études scientifiques (par exemple: Guisan & Thuiller, 2005 ; Hoodless *et al.*, 2006 ; Arzel *et al.*, 2007 ; Bolton *et al.*, 2007 ; Fernández-Juricic *et al.*, 2007 ; Hoodless *et al.*, 2007 ; Calladine *et al.*, 2009 ; Elmberg *et al.*, 2010 ; Guillemain *et al.*, 2010 ; Zimmer 2010 ; Zimmer *et al.*, 2011a ; Zimmer *et al.*, 2011b ; Arzel *et al.*, 2014 ; Calladine *et al.*, 2014 ; Brown *et al.*, 2016 ; Vermaat *et al.*, 2016 ;...).

Notre étude va se concentrer sur les mares du relevé phytosociologique afin de pouvoir comprendre l'importance relative des différentes espèces végétales et des autres facteurs environnementaux pour l'établissement d'une population de sarcelle dans les Hautes-Fagnes.

Les facteurs explicatifs retenus après vérification de leur uniformité et de leur non-redondance sont les suivants : l'âge du plan d'eau (exprimé en année du calendrier grégorien, c'est-à-dire 2009, 2010, ...), la superficie de la mare transformée par une fonction logarithmique (\log_{10}), la profondeur de la mare (transformée de la même manière que la précédente variable explicative), les espèces indicatrices des différents type de milieux obtenu par l'analyse décrite au point C.iii, la présence de renard ou de raton-laveur (traces).

iv. Comportement/Ethologie

L'analyse éthologique initialement prévue n'a malheureusement pas pu être menée comme souhaité. En effet, la difficulté d'observation des sarcelles et autres oiseaux d'eau rendait les relevés comportementaux délicats. De plus, le manque de temps pour effectuer les transformations des relevés nécessaires aux tests statistiques adéquats n'ont pas pu être effectuées. Cependant, les principaux comportements de la sarcelle vont malgré tout être présentés et quelque peu discutés.

Résultats

I. Espèces présentes et chronologie de l'occupation du site

Tableau 6 Effectifs par type de restauration, effectifs totaux, abondance relative et phénologie des espèces présentes. L'abondance relative est calculée à l'aide de la formule $n/N*100$ où n =nombre d'individus d'une espèce donnée et N = total des individus de toutes les espèces confondues. Les trois dernières colonnes donnent le statut de l'espèce, nicheur, migrateur et/ou estivant durant la période étudiée (un 0 signifie que l'espèce n'est pas considérée comme telle (nicheuse,...) et un 1 qu'elle est nicheuse/migratrice/estivante prouvée ou très probable au vu des résultats obtenus). Les trois espèces les plus abondantes sont le *Anthus pratensis*, *Anas crecca* et *Vanellus vanellus*.

Nom français	Nom latin	Décapages	Ennoiements	Fraisages	Effectif total	Abondance relative	Nicheur	Migrateur	Estivant
Accenteur mouchet	<i>Prunella modularis</i>	0	1	0	1	0,03	0	1	1
Alouette des champs	<i>Alauda arvensis</i>	4	1	87	92	2,49	1	1	1
Barge à queue noire	<i>Limosa limosa</i>	1	0	0	1	0,03	0	1	0
Bécasseau de Temminck	<i>Calidris temminckii</i>	1	0	0	1	0,03	0	1	0
Bécasseau variable	<i>Calidris alpina</i>	12	0	0	12	0,33	0	1	0
Bécassine des marais	<i>Gallinago gallinago</i>	26	24	17	67	1,82	1	1	1
Bécassine sourde	<i>Lymnocryptes minimus</i>	1	0	0	1	0,03	0	1	0
Bergeronnette grise	<i>Motacilla alba</i>	94	8	0	102	2,76	1	1	1
Bergeronnette printanière	<i>Motacilla flava</i>	11	0	0	11	0,30	0	1	0
Bernache du Canada	<i>Brenta canadensis</i>	14	0	12	26	0,70	0	1	1
Bruant des roseaux	<i>Emberiza schoeniclus</i>	0	0	6	6	0,16	1	1	1
Busard cendré	<i>Circus pygargus</i>	1	0	0	1	0,03	0	1	0
Busard des roseaux	<i>Circus aeruginosus</i>	3	0	2	5	0,14	0	1	0
Busard Saint-Martin	<i>Circus cyaneus</i>	1	0	1	2	0,05	0	1	1
Buse variable	<i>Buteo buteo</i>	3	0	2	5	0,14	1	1	1
Caille des blés	<i>Coturnix coturnix</i>	0	0	6	6	0,16	0	1	0
Canard colvert	<i>Anas platyrhynchos</i>	151	15	177	343	9,30	1	1	1
Cassenoix moucheté	<i>Nucifraga caryocatactes</i>	0	0	1	1	0,03	0	1	0
Chevalier aboyeur	<i>Tringa nebularia</i>	1	0	1	2	0,05	0	1	0
Chevalier culblanc	<i>Tringa ochropus</i>	34	3	66	103	2,79	0	1	1
Chevalier gambette	<i>Tringa totanus</i>	14	0	0	14	0,38	0	1	0
Chevalier guignette	<i>Actitis hypoleucos</i>	1	0	0	1	0,03	0	1	0
Chevalier sylvain	<i>Tringa glareola</i>	37	0	2	39	1,06	0	1	1
Corneille noire	<i>Corvus corone</i>	14	0	29	43	1,17	1	1	1
Courlis cendré	<i>Numenius arquata</i>	1	0	0	1	0,03	0	1	0

Faucon crécerelle	<i>Falco tinnunculus</i>	11	1	16	28	0,76	1	1	1
Faucon hobereau	<i>Falco subbuteo</i>	25	0	25	50	1,36	1	1	1
Grand corbeau	<i>Corvus corax</i>	1	0	0	1	0,03	0	1	0
Grand gravelot	<i>Charadrius hiaticula</i>	4	0	0	4	0,11	0	1	0
Grive draine	<i>Turdus viscivorus</i>	3	0	3	6	0,16	0	1	0
Grive litorne	<i>Turdus pilaris</i>	0	3	0	3	0,08	0	1	0
Héron cendré	<i>Ardea cinerea</i>	1	1	0	2	0,05	0	1	0
Hirondelle de fenêtre	<i>Delichon urbicum</i>	9	0	0	9	0,24	0	1	0
Hirondelle rustique	<i>Hirundo rustica</i>	7	0	19	26	0,70	0	1	0
Locustelle tachetée	<i>Locustella naevia</i>	0	0	1	1	0,03	0	1	1
Martinet noir	<i>Apus apus</i>	45	0	59	104	2,82	0	1	0
Merle noir	<i>Turdus merula</i>	0	2	0	2	0,05	0	1	1
Milan royal	<i>Milvus milvus</i>	4	0	4	8	0,22	1	1	1
Ouette d'Egypte	<i>Alopochen aegyptiacus</i>	8	0	0	8	0,22	0	1	0
Petit gravelot	<i>Charadrius dubius</i>	240	0	0	240	6,51	1	1	1
Pie-grièche écorcheur	<i>Lanius collurio</i>	0	1	0	1	0,03	1	1	1
Pigeon ramier	<i>Columba palumbus</i>	1	0	0	1	0,03	0	1	0
Pinson des arbres	<i>Fringilla coelebs</i>	1	0	0	1	0,03	0	1	0
Pipit farlouse	<i>Anthus pratensis</i>	709	122	614	1445	39,17	1	1	1
Pouillot vêloce	<i>Phylloscopus collybita</i>	1	0	0	1	0,03	0	1	1
Rougequeue noir	<i>Phoenicurus ochruros</i>	1	0	0	1	0,03	1	1	1
Sarcelle d'hiver	<i>Anas crecca</i>	269	11	183	463	12,55	1	1	1
Tarier des prés	<i>Saxicola rubetra</i>	0	0	1	1	0,03	0	1	0
Tarier pâtre	<i>Saxicola torquatus</i>	1	10	0	11	0,30	1	1	1
Tétras lyre	<i>Tetrao tetrix</i>	1	0	0	1	0,03	1	0	1
Traquet moteux	<i>Oenanthe oenanthe</i>	0	0	1	1	0,03	0	1	0
Vanneau huppé	<i>Vanellus vanellus</i>	205	0	179	384	10,41	1	1	1

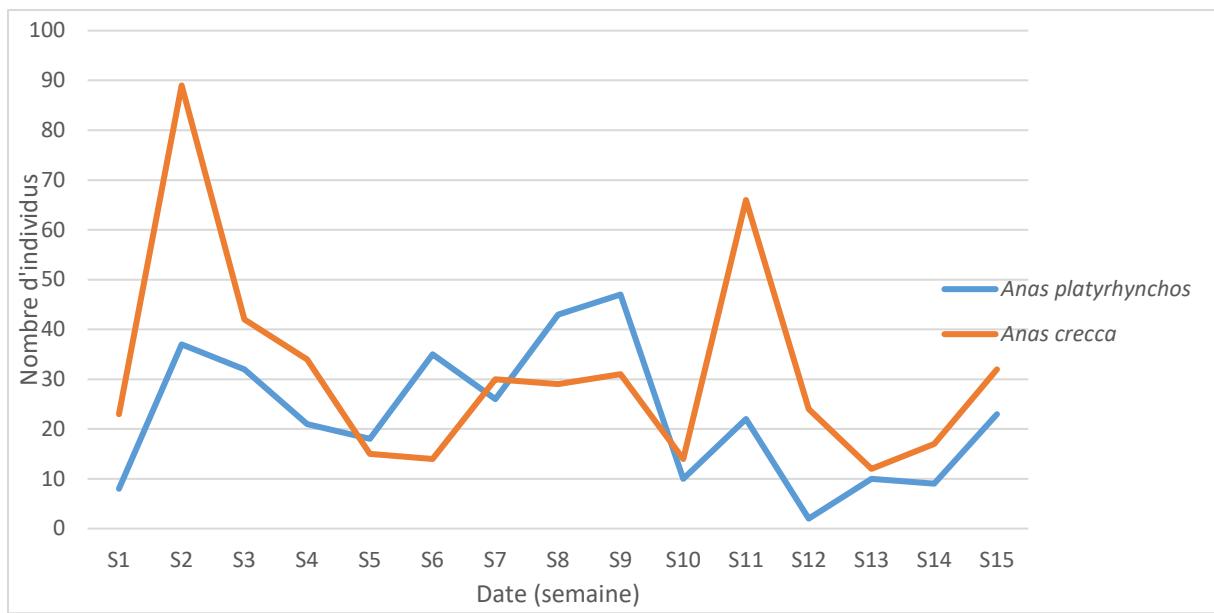


Figure 15: Comparaison de l'évolution temporelle des effectifs des anatidés, *Anas crecca* et *Anas platyrhynchos* au cours de la période étudiée. La S1 correspond à la semaine du 14 avril, et ainsi de suite jusqu'à la semaine 15 (S15) du 22 juillet. Nous pouvons remarquer que le pic d'abondance de la semaine 2 correspond à la fin de la période migratoire pour ces espèces. Ensuite, le pic de la semaine 9 (début juin) pour l'*Anas platyrhynchos* correspond aux premières nichées de cette espèce. Il en va de même pour le pic de la fin juin (S11) pour *Anas crecca*.

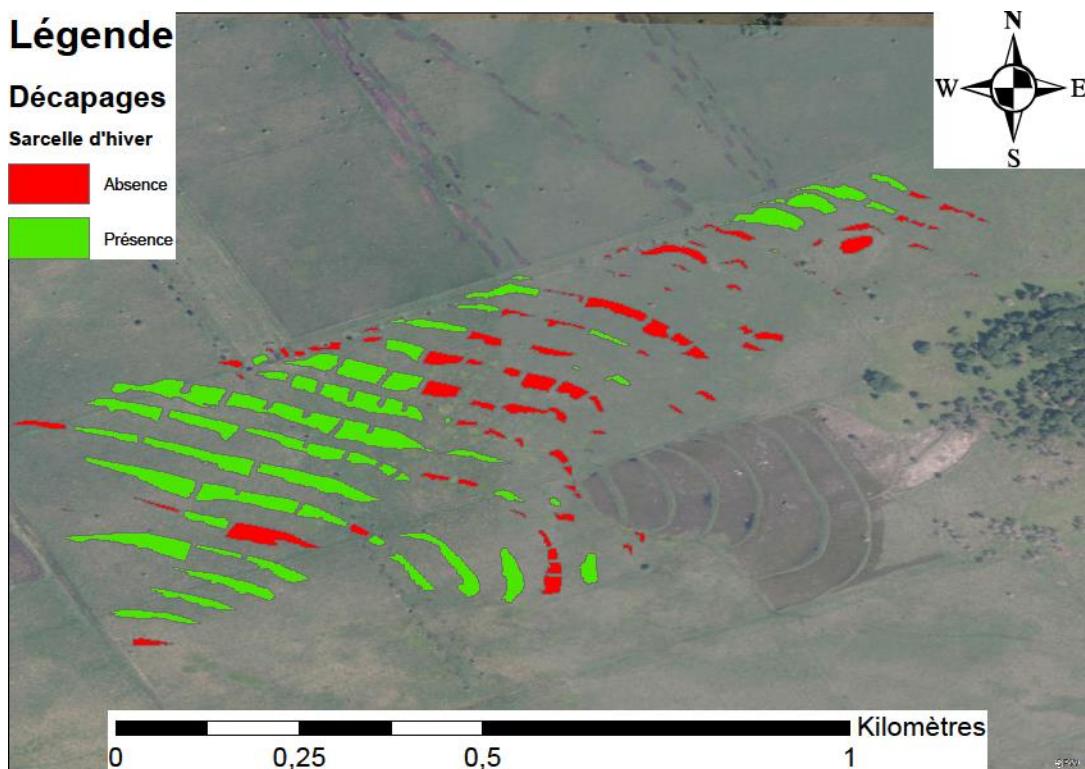


Figure 16: Occupation spatiale des décapages de la fagne des Deux-Séries par *Anas crecca* durant la période étudiée. Nous remarquons que toute une partie de la zone décapée semble évitée, certainement à cause de la faible profondeur d'eau et le peu de végétation sur les pourtours des plans d'eau dans ces zones. 51 mares sur les 136 répertoriées ont été visitées par cet oiseau.

Légende

Fraisages

Sarcelle d'hiver

■ Absence

■ Présence

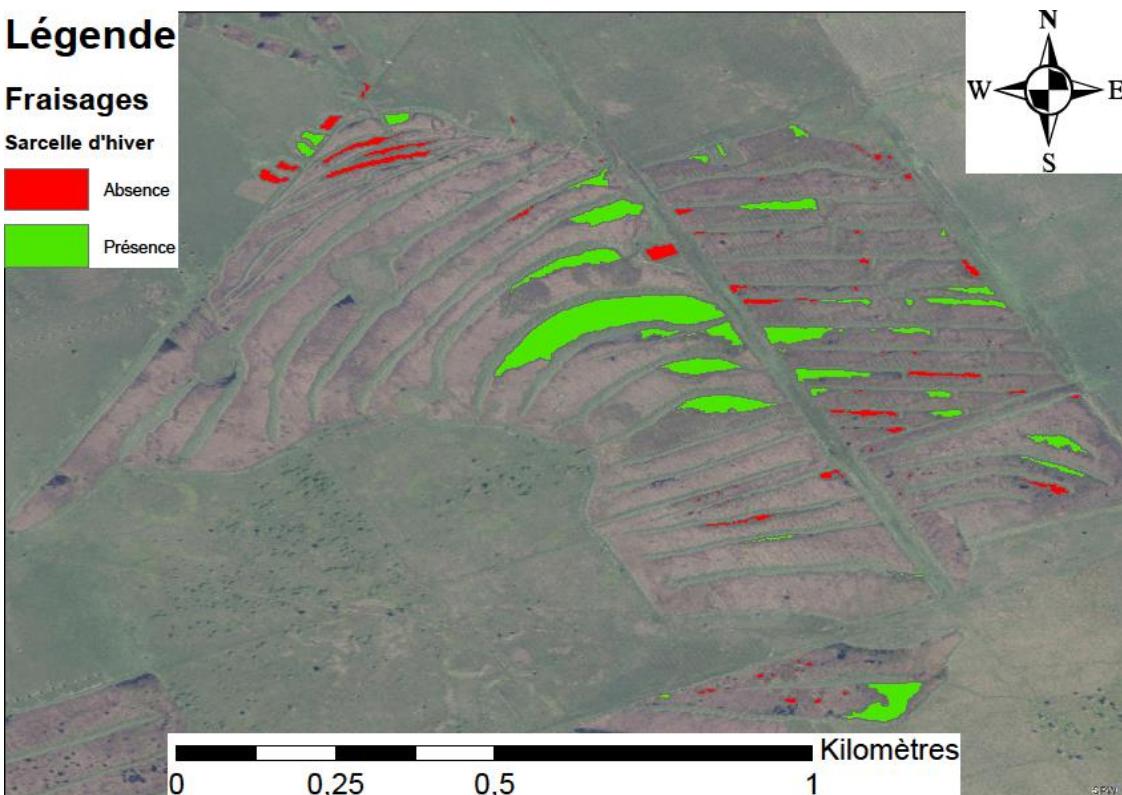


Figure 17: Occupation spatiale des fraisages de la fagne des Deux-Séries par *Anas crecca* durant la période étudiée. Nous remarquons que les plans d'eau occupés sont répartis sur l'ensemble de la zone étudiée. Cet anatidé s'est posé sur 34 plans d'eau parmi les 109 prospectés.

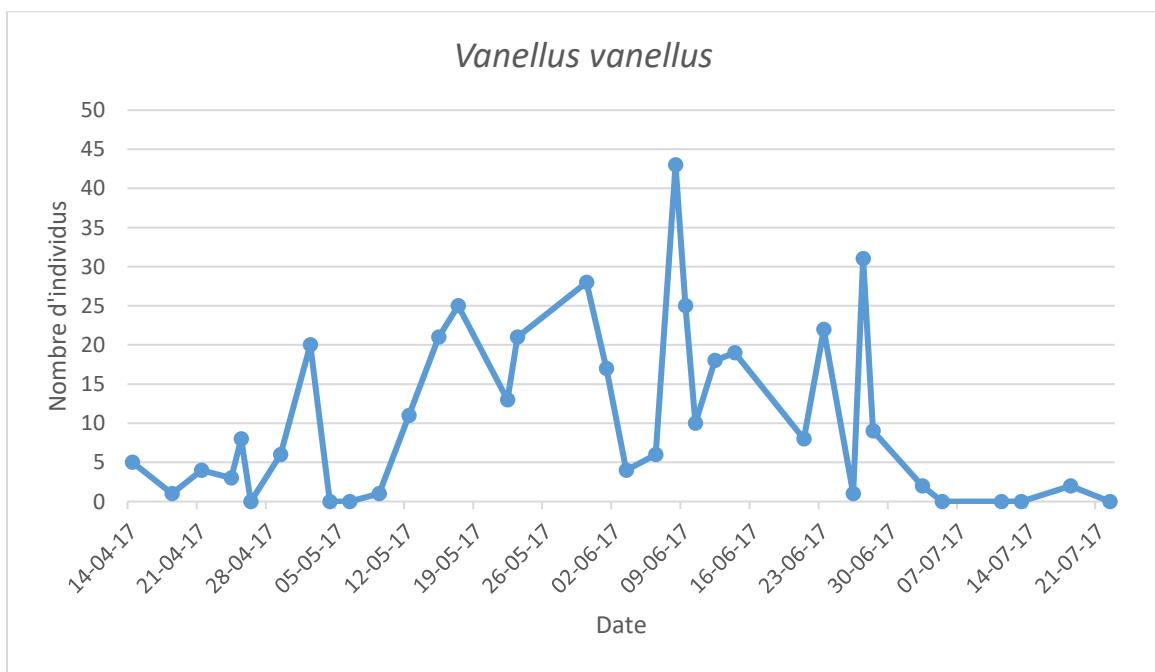
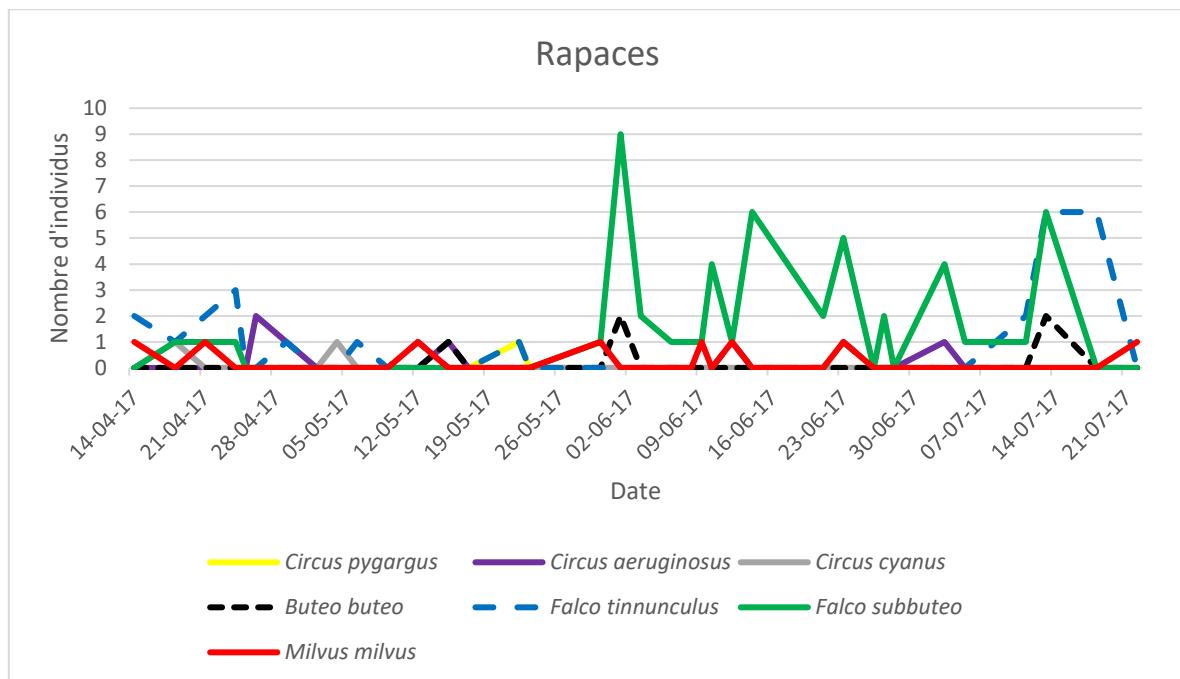
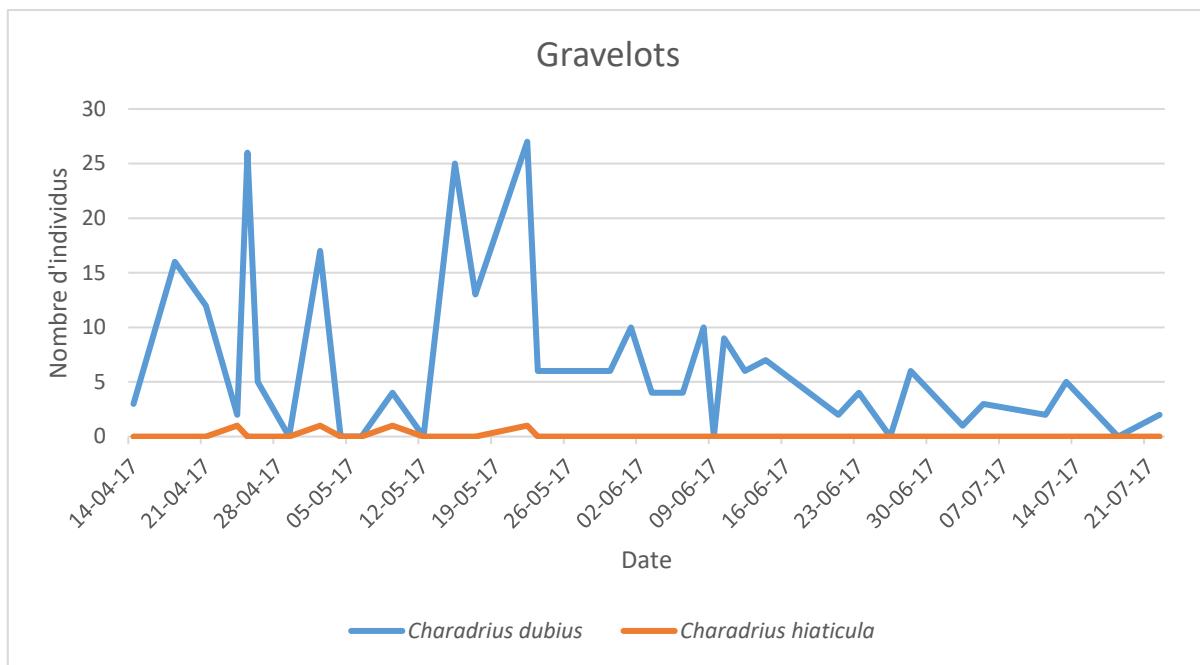


Figure 18: Evolution temporelle de la population de *Vanellus vanellus* au cours de la période d'étude. Nous remarquons l'absence totale d'individus début juillet, ce qui s'explique par le départ en migration des oiseaux nicheurs et estivants. Les quelques chutes de populations du début mai et début juin peuvent peut-être s'expliquer par une sous détection liée à la reproduction, aux conditions météorologique,... Le pic de début juin correspond à l'envol de groupes d'une quinzaine d'individus, certainement vers des zones plus riches d'un point de vue nutritionnel.



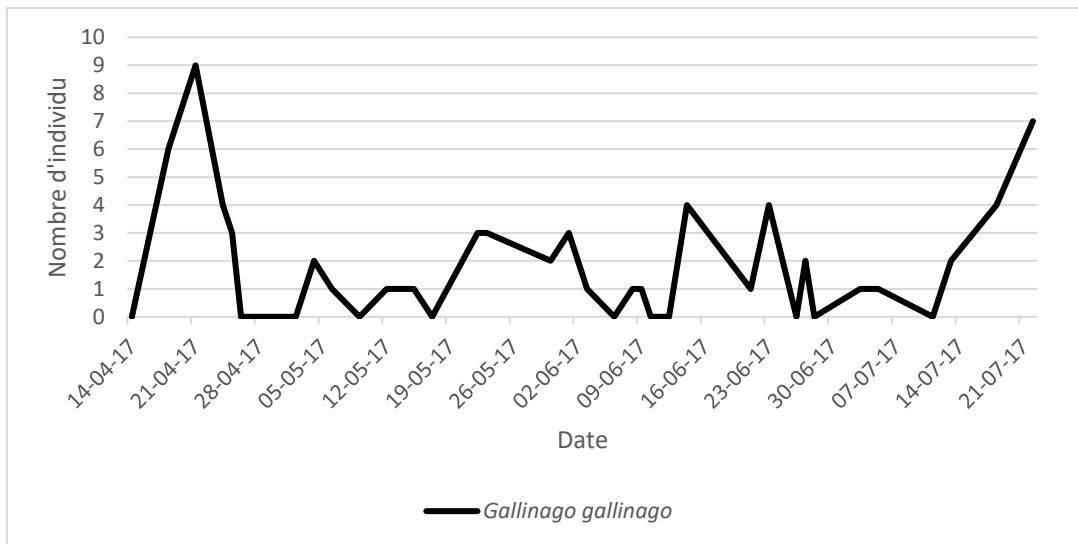


Figure 21: Evolution de la population de *Gallinago gallinago* au cours de la période étudiée. Les deux pics en début et fin de thèse sont expliqués par la migration. En effet, la fin avril et le début juillet sont les deux pics migratoires de ce limicole. Par contre, la présence de cette espèce entre ces deux dates est exceptionnelle en Wallonie. Nous remarquons qu'une moyenne de deux individus s'est maintenue tout au long de la période d'étude. Il s'agit d'un couple nicheur dont le canton a été rapidement repéré. Les (fausses) absences de l'espèce s'expliquent par la non-visite de la zone de nidification afin de réduire au maximum le dérangement occasionné par nos recherches.

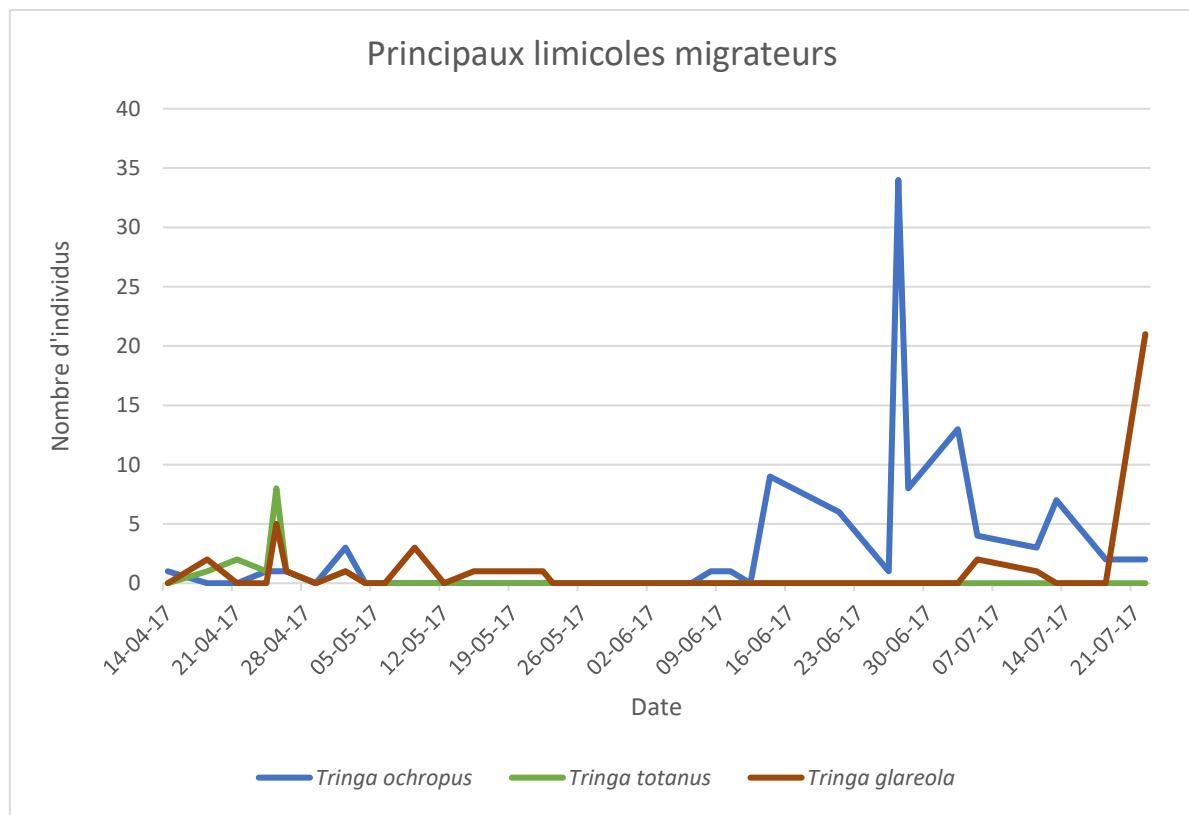


Figure 22: Périodes migratoire des *Tringa* sp. (chevaliers) au cours de la période d'étude. Nous remarquons rapidement les pics migratoires des *Tringa* dans les Hautes-Fagnes. En effet, après la présence de quelques individus fin avril, nous n'avons plus croisé aucun représentant de ce genre jusqu'à la mi-juin. A partir de cette date, le second pic migratoire c'est déclaré, principalement pour *Tringa ochropus* et *glareola*.

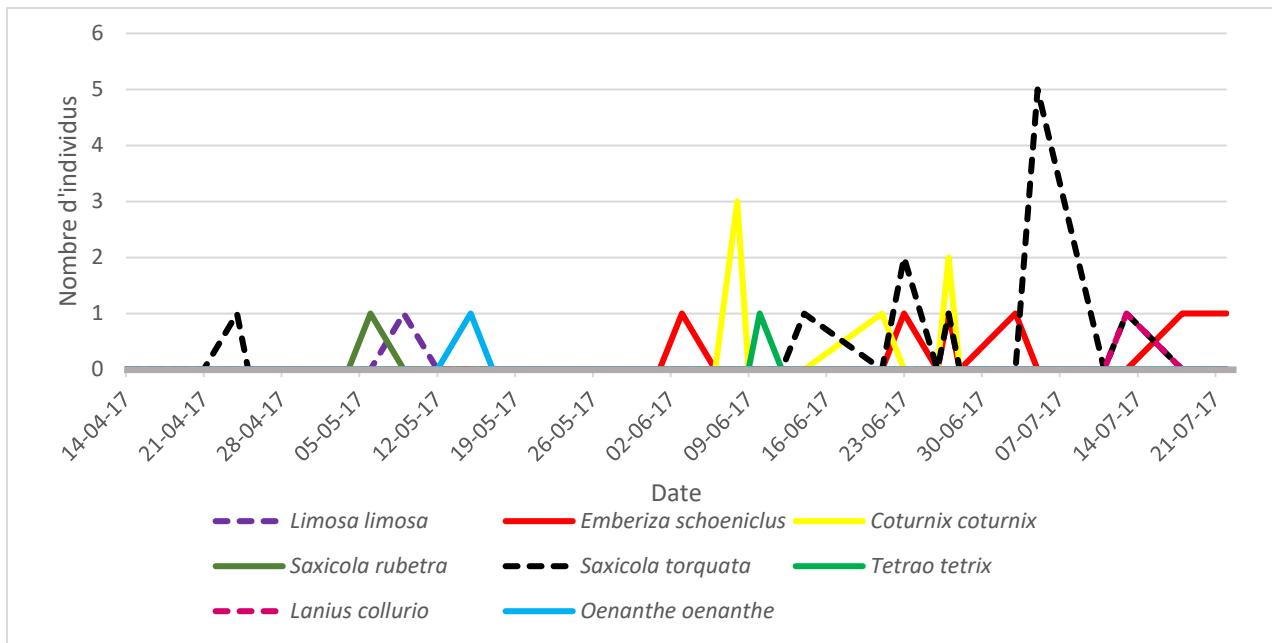


Figure 23: Rencontres temporelles avec les espèces peu représentées (dites rares). Nous remarquons que *Limosa limosa* n'a été repéré qu'en migration, de même qu'*Oenanthe oenanthe* et *Saxicola rubetra*. La présence de *Coturnix coturnix* durant le mois de juillet correspond à la migration post-nuptiale d'un individu mâle. Une femelle nicheuse de *Tetrao tetrix* a été repérée en bordure des décapages. Un mâle d'*Emberiza schoeniclus* a estivé dans la zone d'étude et nous fait penser à une tentative de reproduction. Un comportement de mâle nicheur a été remarqué pour *Lanius collurio* mi-juillet. Enfin, de jeunes *Saxicola torquata* ont été observés début juillet.

II. Caractérisation des plans d'eau

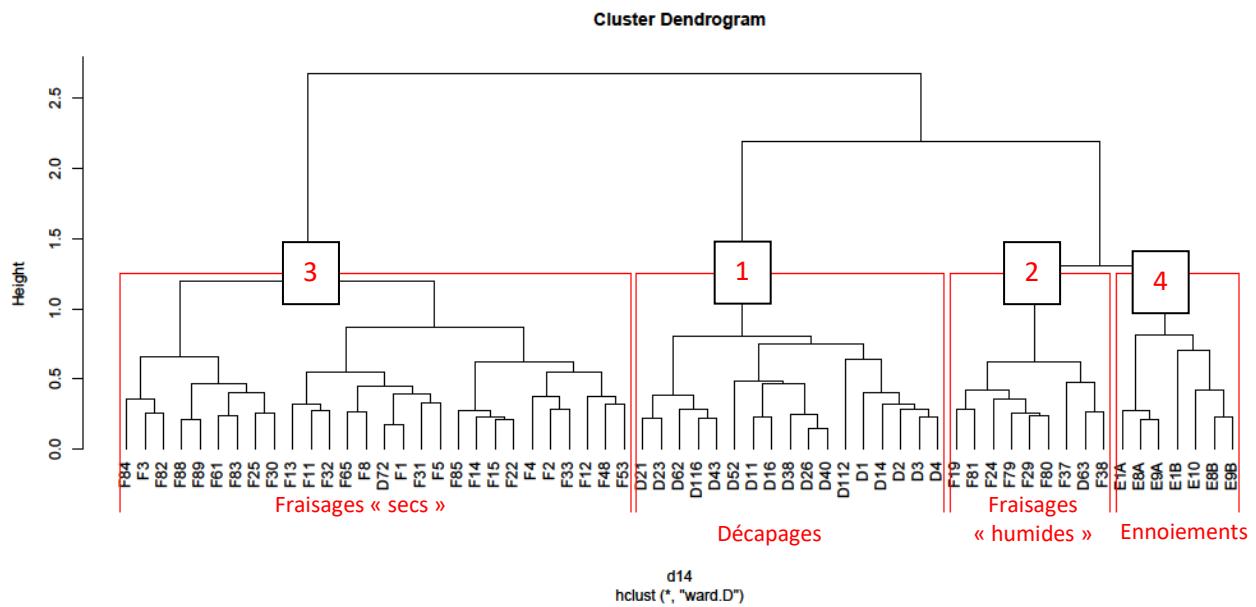


Figure 24: Classification des différents types de relevés phytosociologiques selon la méthode de Ward (1963). Les différents travaux de restauration se démarquent par cette classification. De plus, les fraisages semblent se diviser en deux variantes, l'une plus « sèche » (3) et l'autre plus « humide » (2).

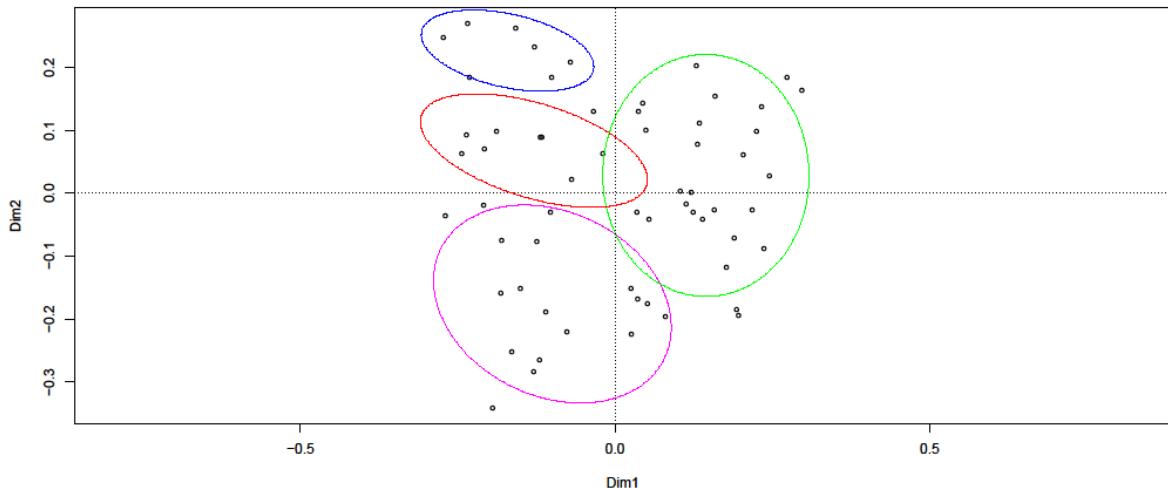


Figure 25: Résultats de la Pcoa réalisée sur les quelques mares étudiées (en mauve : les données du premier groupe, en rouge : les données du deuxième groupe, en vert : le troisième groupe, en bleu : le quatrième et dernier groupe). Nous pouvons voir que les différents travaux de restauration sont relativement bien séparés les uns des autres.

Tableau 7: Plantes indicatrices de chaque groupe phytosociologique obtenu par la méthode de Ward (1963) (voir figures précédentes). La colonne *indval* donne la puissance explicative de l'espèce, sa valeur doit dépasser 0,250 (Dufrêne et Legendre, 1997). Cette dernière est à combiner avec la *p*-valeur, devant être inférieure à 0,05 pour être significative (0,005 est hautement significatif et 0,001 est très hautement significatif). La colonne *fréquence* donne l'occurrence de l'espèce parmi les 61 plans d'eau caractérisés. Ici, *Dryoperis carthusiana* n'est pas une espèce indicatrice étant donné sa *p*-valeur trop élevée.

Nom latin (ou type de sol)	Groupe	Indval	P-valeur	Fréquence
<i>Trientalis europaea</i> L.	1	0.688	0.001	24
<i>Potentilla erecta</i> (L.) RÄUSCHEL	1	0.672	0.001	15
<i>Juncus bulbosus</i> L.	1	0.602	0.001	12
Tourbe nue	1	0.529	0.001	27
<i>Dicranaceae</i> sp.	1	0.453	0.006	21
<i>Carex echinata</i> Murray	1	0.330	0.037	22
<i>Juncus effusus</i> L.	2	0.427	0.011	38
<i>Deschampsia flexuosa</i> (L.) Trin.	2	0.332	0.012	57
<i>Dryopteris carthusiana</i> (Villar) H.P. Fuchs	2	0.330	0.067	39
<i>Carex rostrata</i> Stokes	2	0.306	0.029	10
<i>Eriophorum vaginatum</i> L.	3	0.409	0.006	44
<i>Molinia caerulea</i> (L.) Moench	3	0.271	0.044	61
<i>Vaccinium myrtillus</i> L.	4	0.754	0.001	19
<i>Betula pubescens</i> Ehrh.	4	0.744	0.001	21
<i>Picea abies</i> (L.) Karst.	4	0.574	0.001	11
<i>Agrostis canina</i> L.	4	0.571	0.001	4
<i>Sorbus aucuparia</i> L.	4	0.483	0.003	26
<i>Salix aurita</i> L.	4	0.444	0.005	38
Sol nu	4	0.429	0.002	3
<i>Calluna vulgaris</i> (L.) Hull	4	0.352	0.033	55
<i>Erica tetralix</i> L.	4	0.333	0.019	15
<i>Pseudotsuga menziesii</i> (Mirb.) Franco	4	0.286	0.014	2

III. Choix des plans d'eau pour la reproduction de la sarcelle

Tableau 8: Localisation, abondance et date des nichées d'*Anas crecca* dans la fagne des Deux-Séries et la réserve naturelle domaniale du Rond-Buisson.

Type restauration	Numéro plan d'eau	Nombre d'individus	Date	Date deuxième nichée
Décapages	D16	6	08-06-17	
Décapages	D62	5	10-06-17	
Décapages	D40	9	21-06-17	
Fraisages	F29	3	21-06-17	
Décapages	D11	2	23-06-17	
Décapages	D63	4	23-06-17	
Ennoiements	E1	8	23-06-17	
Décapages	D2	7	28-06-17	
Fraisages	F83	8	05-07-17	27-06-17
Fraisages	F85	5	13-07-17	
Fraisages	F89	3	13-07-17	
Décapages	D43	1	18-07-17	
Fraisages	F38	6	18-07-17	
Décapages	D23	3	22-07-17	

Légende

Décapages

Reproduction sarcelle

	Absence
	Présence

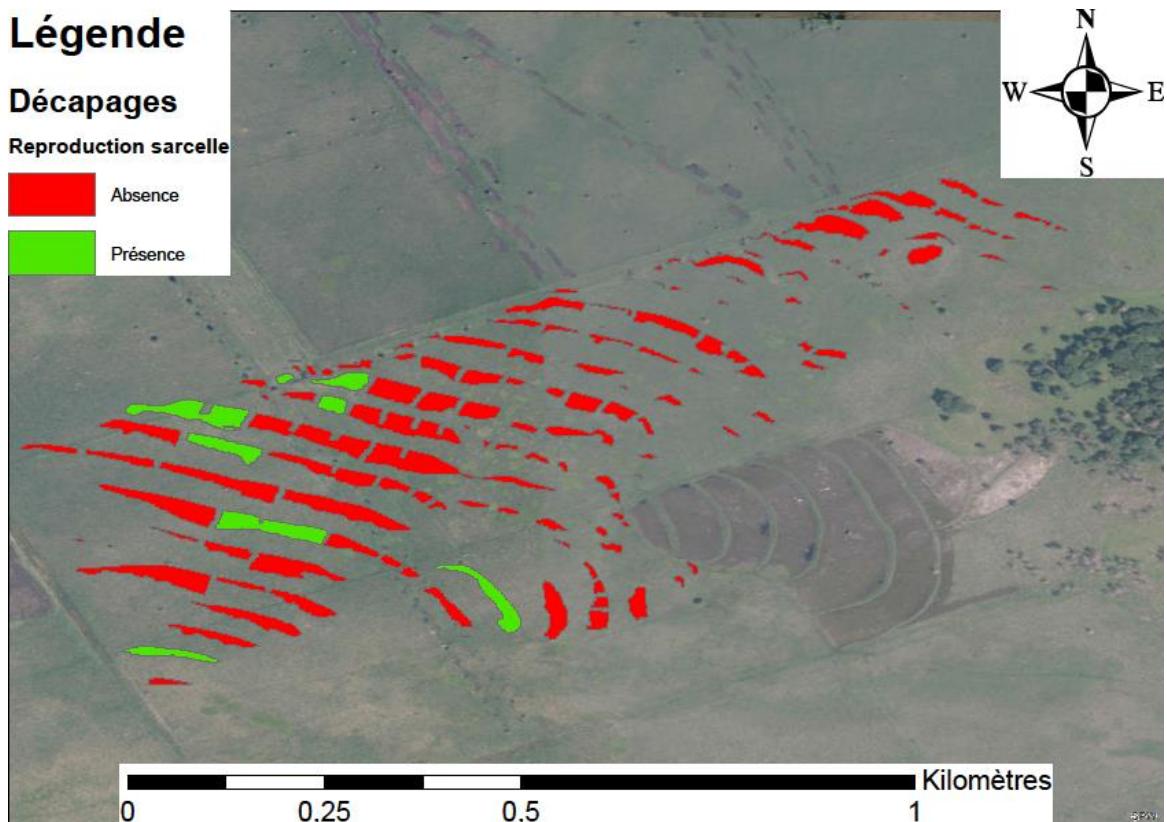


Figure 26: Localisation des reproductions d'*Anas crecca* dans les décapages de la fagne des Daux-Séries.

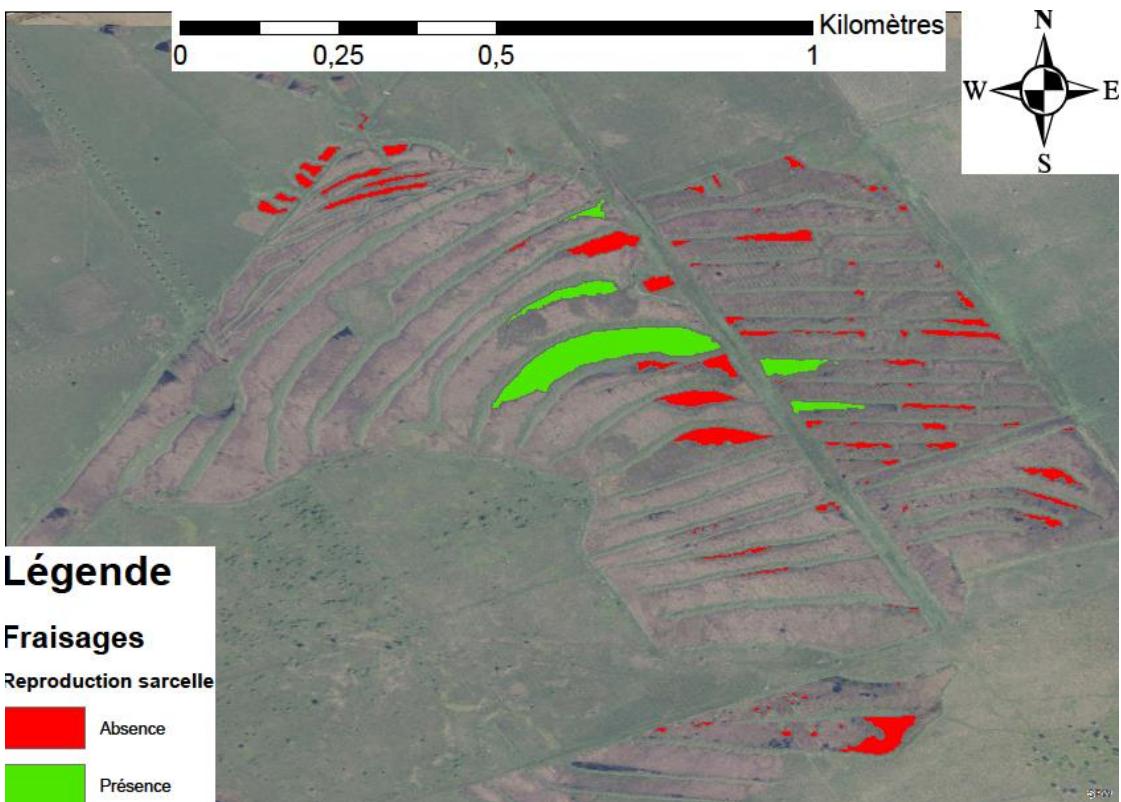


Figure 27: Localisation précise des nichées d'*Anas crecca* dans les fraisages de la fagne des Deux-Séries.

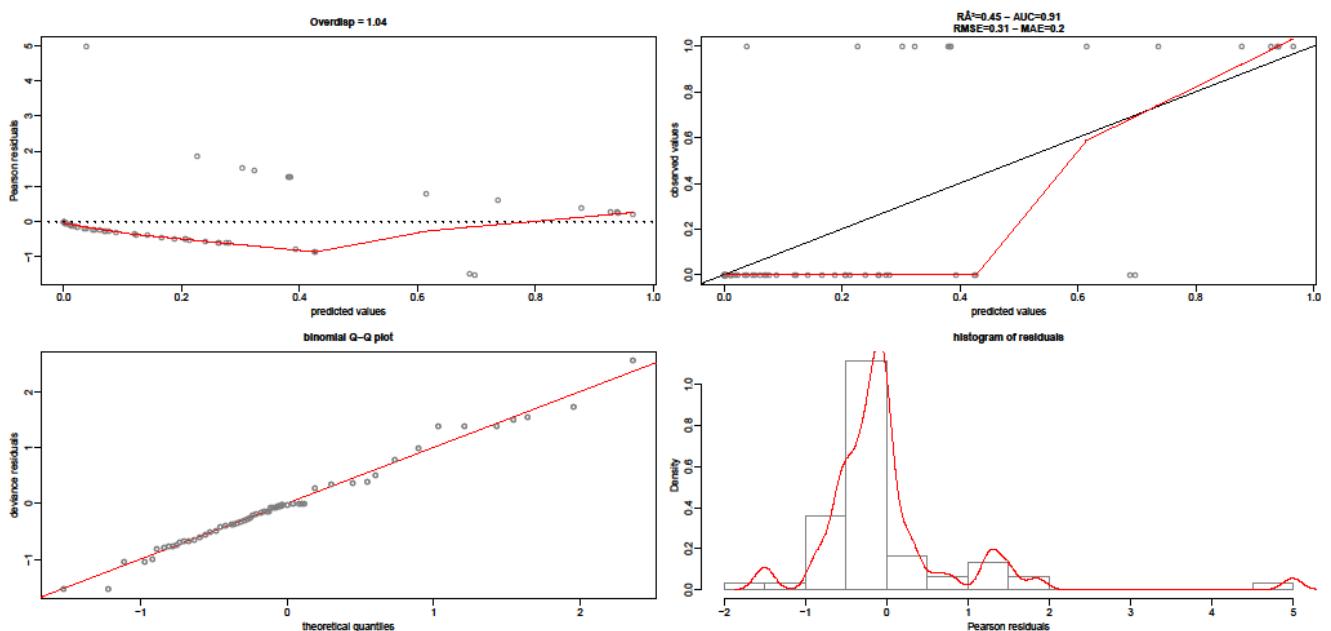


Figure 28: Résultats du GLM étudiant la présence de reproduction d'*Anas crecca* en fonction de trois variables, la superficie du plan d'eau, sa profondeur moyenne et la présence/absence de *Betula pubescens*. Nous remarquons que le modèle n'explique que 45% de la variance observée ($R^2=0,45$). Cela signifie que le modèle est peu robuste et que les conclusions que nous pourrons en tirer devront être nuancées. Ceci est confirmé par l'histogramme des résidus de Pearson, ne montrant qu'une faible tendance à la normalité.

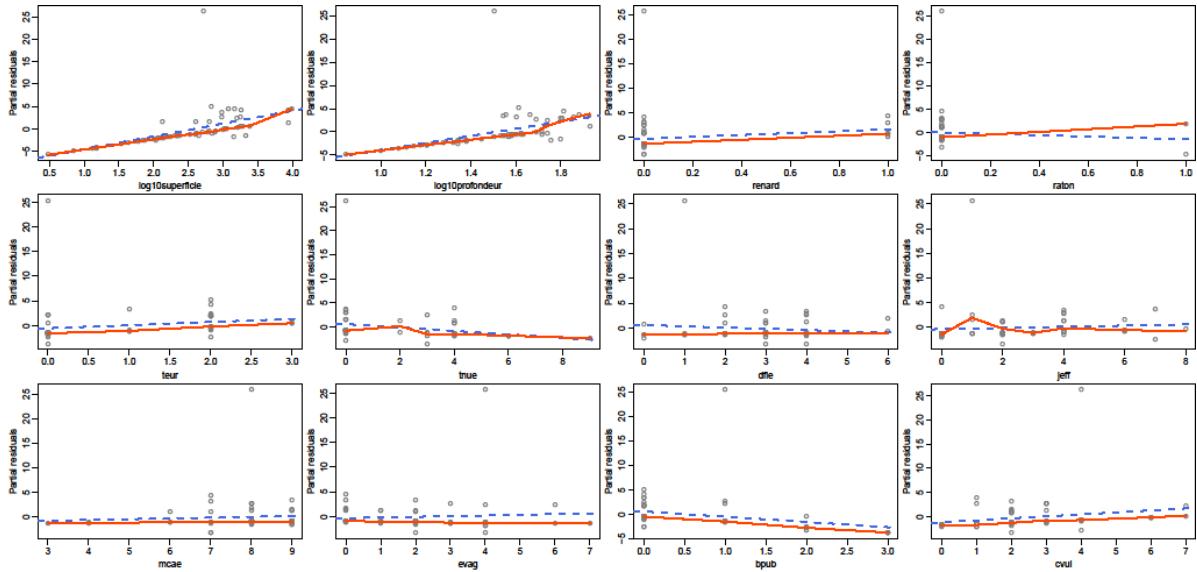


Figure 29: Graphes étudiant la linéarité des variables étudiées dans le modèle binomial (GLM) caractérisant la présence de reproduction d'*Anas crecca*. Les variables étudiées sont, la superficie du plan d'eau, sa profondeur moyenne, la présence/absence de *Vulpes vulpes* et celle de *Procyon lotor* et les coefficients de van der Maarel des végétaux indicateurs des groupes créés par la méthode de Ward. Respectivement, *Trientalis europaea*, la tourbe nue, *Deschampsia flexuosa*, *Juncus effusus*, *Molinia caerulea*, *Eriophorum vaginatum*, *Betula pubescens* et *Calluna vulgaris*. Nous remarquons que la linéarité est acceptable pour l'ensemble de ces variables. Ce qui signifie qu'aucune variable ne va induire de biais important dans le modèle.

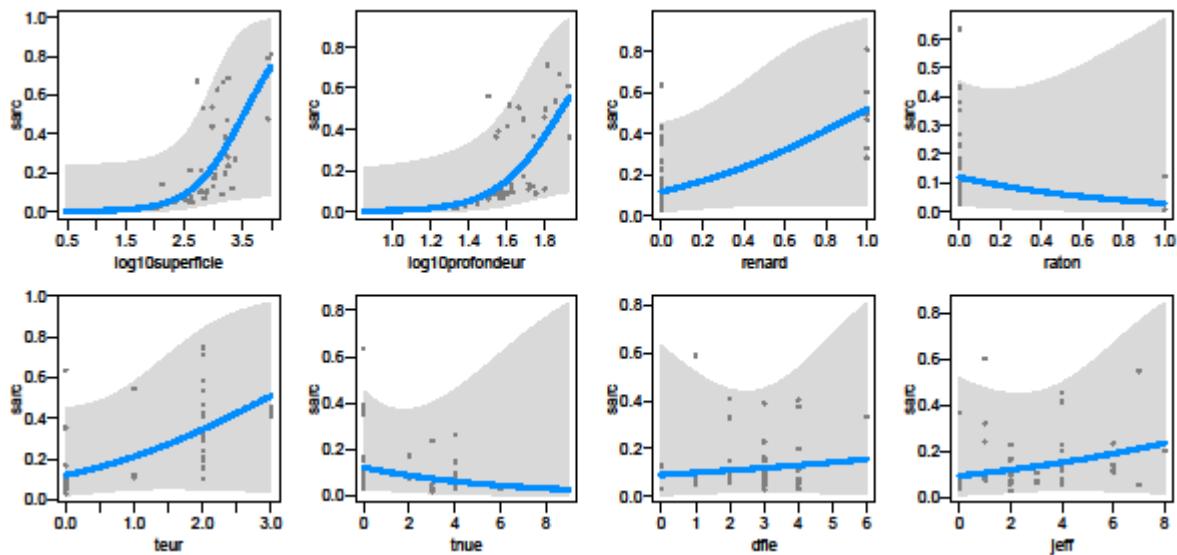


Figure 30: Graphes représentant la prédiction du modèle général linéarisé (GLM) caractérisant la présence de reproduction d'*Anas crecca* selon quelques variables. Celles-ci sont, la superficie du plan d'eau, sa profondeur moyenne, la présence/absence de *Vulpes vulpes* et celle de *Procyon lotor* et les coefficients de van der Maarel des végétaux indicateurs des groupes créés par la méthode de Ward. Respectivement, *Trientalis europaea*, la tourbe nue, *Deschampsia flexuosa* et *Juncus effusus*.

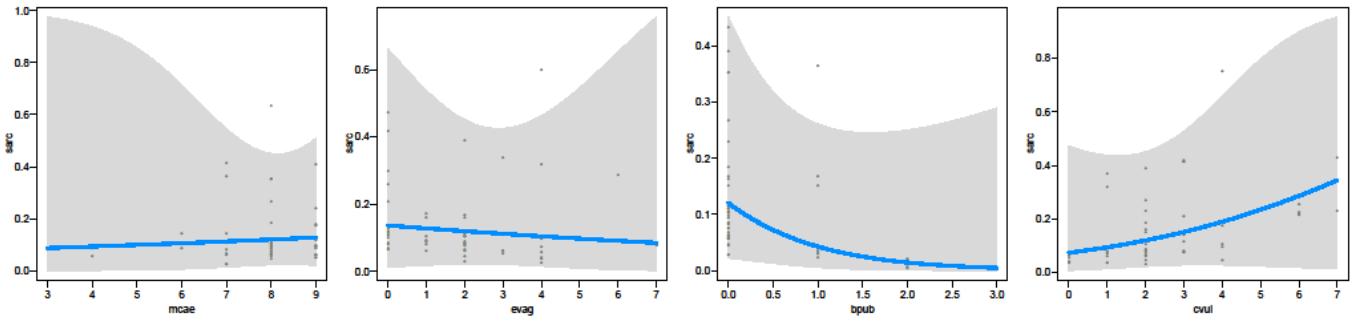


Figure 31: Suite et fin des graphes étudiant la prédition du GLM caractérisant la présence de reproduction d'*Anas crecca* selon diverses variables. Ces dernières sont les coefficients de van der Maarel de *Molinia caerulea*, *Eriophorum vaginatum*, *Betula pubescens* et *Calluna vulgaris*.

IV. Comportements de la sarcelle

Tableau 9: Comportements de la sarcelle, nombre absolu de rencontres et fréquences relatives de ces dernières. Nous remarquons que plus de 60% des comportements listés sont directement liés à l'envol de l'oiseau, ce qui prouve sa propension à s'éloigner du danger. Les autres comportements relevés concernent principalement la défense des jeunes canetons (« aile et patte cassées », « tape ailes sur eau »,...).

Comportement	Nombre d'observations	Fréquence relative
Aile cassée	2	0,7
Applati sur l'eau	1	0,3
Cache	17	5,7
Cri	24	8,0
Bat des ailes	3	1,0
Cri alarme	3	1,0
Envol	112	37
Envol + cri	32	11
Immobile	5	1,7
Mange	1	0,3
Marche	4	1,3
Morsure envers caneton	1	0,3
Nage	31	10
Nage + cri	9	3,0
Patte cassée	3	1,0
Plonge	2	0,7
Pose	11	3,7
Pose + cri	3	1,0
Surveille	1	0,3
Tape aile eau	7	2,3
Vol	17	5,7
Vol en rond	1	0,3
Vol + cri	10	3,3
Total général	300	100,0

Discussion

Tout d'abord, il est important de garder à l'esprit que la présente étude souffre de quelques malheureux défauts propre à une étude rapide (4mois) sur une petite population. Il est nécessaire de se souvenir que les résultats montrés ci-dessus doivent être tempérés, bien que montrant tout de même quelques patrons intéressants à développer par la suite.

La situation de la biodiversité mondiale étant extrêmement préoccupante et au centre des attentions (voir I.A), voir et pouvoir quantifier les impacts de travaux localisés visant à améliorer la situation actuelle est important.

Généralement, une fois les habitats créés, c'est-à-dire dans le cas qui nous occupe, une fois la restauration effectuée, les invertébrés benthiques et les oiseaux s'implantent rapidement si les conditions leurs conviennent (Atkinson, 2003; Ma *et al.*, 2004).

La qualité de l'habitat est évidemment le principal critère afin d'assurer une restauration réussie pour assurer de la nourriture aux oiseaux d'eau (Atkinson, 2003; West *et al.*, 2005).

La présente discussion va donc nous permettre d'estimer la qualité des restaurations effectuées sur le plateau des Hautes-Fagnes.

I. Espèces rencontrées

i. Mammifères

Tout d'abord, il faut citer certaines espèces ne faisant pas partie de l'avifaune qui ont également été rencontrées et doivent être prises en compte dans une optique de bonne gestion de la réserve naturelle.

Citons pour les mammifères: les cervidés (*Cervus elaphus*) présents en assez grande densité d'après les traces retrouvées dans les décapages et les hardes croisées en périphérie des travaux, un jeune individu chevreuil (*Capreolus capreolus*) croisé deux ou trois fois, le renard (*Vulpes vulpes*) prédateur des oisillons ainsi que le raton laveur (*Procyon lotor*) espèce invasive et considérée comme extrêmement dangereuse pour l'avifaune indigène (Bartoszewicz, 2011; Campos Martinez *et al.*, 2013; Vanderhoeven *et al.*, 2015).

Quelques micromammifères tels que des mulots, campagnols ou musaraignes ont également été rencontrés dans les différents travaux de restauration.

La présence des cervidés en grande densité pourrait poser des problèmes pour certaines nichées et pourrait conduire à une étude précise sur le sujet. En effet, des recherches concernant les effets de la présence de cerfs sur l'avifaune ont déjà été menées et donnent des résultats assez différents selon la situation étudiée (deCalesta & Stout, 1997; McShea & Rappole, 2000 ; Côté *et al.*, 2004; Allombert *et al.*, 2005; Baltzinger *et al.*, 2016).

ii. Insectes

Les insectes semblent également répondre favorablement aux restaurations effectuées.

En particulier les odonates dont les effectifs ont explosé dans les zones restaurées (Kever *et al.*, 2014). Les libellules à quatre taches (*Libellula quadrimaculata*), libellules déprimées (*Libellula depressa*) et sympétrums noir (*Sympetrum danae*) sont les plus couramment rencontrées au fil des visites. Les leuccorrhines douteuses (*Leuccorrhina dubia*, espèce vulnérable selon Goffart *et al.*, 2006) sont également présentes en assez grand nombre dans les ennoiements et certaines mares localisées des fraisages et décapages. Les zygoptères, c'est-à-dire les demoiselles, sont également très bien représentées autour des points d'eau. Leur identification est cependant plus difficile mais de nombreux lestes (*Lestes* sp.), nymphes au corps de feu (*Pyrrhosoma nymphula*) et agrions (notamment l'agrion porte-coupe (*Enallagma cyathigerum*)) ont été captés dans chaque type de restauration.

Les coccinelles rencontrées ont été systématiquement photographiées dans l'espoir de relever l'extrêmement rare coccinelle des tourbières (*Hippodamia septemmaculata*), observée dans la vallée de la Helle en août 2016 (Collard, 2017b). Cette dernière n'a malheureusement pas été rencontrée mais les espèces suivantes ont été identifiées: *Adalia bipunctata* sous son morphe noir à quatre points rouges (voir photos annexes) et *Coccinella 7-punctata*.

De nombreux sialis de la vase (*Sialis lutaria*) ont été vus entre début mai et début juin. Un nombre impressionnant d'araignées se trouvent également accrochés entre les touradons de molinie mais aucune identification systématique n'a été réalisée (citons malgré tout la présence de l'ubiquiste *Araneus diadematus*, d'*Araneus quadratus*, d'*Aculepeira ceropegia*, ...).

iii. Amphibiens et reptiles

Aucune recherche systématique de ces vertébrés aquatiques ou reptiles n'a été menée. Cependant, quelques observations de ces groupes taxonomiques ont été relevées.

Un unique individu de crapaud commun (*Bufo bufo*) a été rencontré dans les décapages. Quelques individus de grenouilles rousses ont également été croisés au cours de nos recherches. Il en est de même pour le lézard vivipare.

iv. Avifaune

a. Description des tableaux réalisés

Le tableau 6 présente l'ensemble des espèces rencontrées au cours des quatre mois d'études. Pour chaque espèce, le nom vernaculaire et latin sont donnés, ainsi que leurs effectifs absolus suivant le type de restauration étudié, l'effectif total rencontré et l'abondance relative des différents taxons observés. Il est important de préciser que l'abondance absolue des oiseaux a été réalisée en étudiant les relevés journaliers réalisés sans double comptage. Mais au sein d'une même semaine ou de l'ensemble de la période étudiée, plusieurs doubles comptages ont certainement été réalisés. En effet, il est probable qu'il n'ait eu que maximum deux trois individus de bécasseau variable en migration sur la zone mais ne possédant pas de critère pour discriminer les individus et sachant que certains oiseaux ne font qu'une halte migratoire d'une nuit, aucun traitement visant à limiter ces éventuels doubles comptages sur le long terme n'a été réalisé. Ainsi, l'abondance relative des espèces permet de quantifier précisément la probabilité de rencontrer chaque taxon dans la zone d'étude. De plus, pour chacun d'entre eux, le statut phénologique actuel de l'animal dans la zone étudiée a été décrit. Ainsi, nous pouvons remarquer que les espèces les plus abondantes dans la fagne des Deux-Séries et la réserve naturelle du Rond-Buisson sont le pipit farlouse avec quasiment 40% d'abondance relative, c'est-à-dire qu'un peu moins d'un oiseau rencontré sur 3 était un pipit, la sarcelle d'hiver avec un peu plus de 12%, le vanneau huppé avec une dizaine de pourcent d'abondance relative, le canard colvert avec un peu plus de 9% et enfin le petit gravelot avec 6%. On peut voir que 18 des 52 espèces rencontrées ont niché dans ou à proximité immédiate des zones prospectées. Enfin, ce tableau nous offre également une idée des préférences écologique des oiseaux en donnant leurs abondances absolues par type de travaux de restauration. Nous pouvons par exemple remarquer que le bécasseau variable ne fréquente que les décapages. Il en est de même pour le petit gravelot, le chevalier gambette et le grand gravelot par exemple.

La figure 15 décrit l'évolution temporelle des effectifs des deux anatidés rencontrés couramment, à savoir le canard colvert et la sarcelle d'hiver. Nous pouvons remarquer à première vue que la zone étudiée est plus fréquentée par les sarcelles que les colverts. Cependant, en pleine période de reproduction, c'est-à-dire de début mai à la mi-juin, nous remarquons la présence de plus de colverts que de sarcelles. Cela s'explique simplement par le fait que les colverts se reproduisent généralement plus tôt que les sarcelles (Cramp & Simmons, 1993c). De plus, les sarcelles étant plus petites et se cachant extrêmement bien entre les touffes de molinie, une sous détection en période de reproduction est évidente. Le premier pic observé comptabilisant jusqu'à 90 individus de sarcelle correspond à la fin de la migration printanière du petit anatidé, tandis que celui de 70 individus fin juin correspond à la présence de nombreux canetons sur les mares.

Nous pouvons observer sur la figure 18 l'évolution de la population de vanneau huppé au cours des quatre mois d'étude. La première chose nous frappant est la fluctuation importante des effectifs au cours du temps, avant une disparition quasi-totale de l'espèce dès le début du mois de juillet. Ces présences/absences sont principalement dues aux migrations mais vont être discutées plus en détails ci-dessous.

Les effectifs des deux gravelots croisés sont modélisés à la figure 19. Nous remarquons que le grand gravelot est seulement présent en migration et en mono-exemplaire, alors que le petit gravelot est plus largement répandu. Les jours d'absences du petit gravelot signifient que la zone des décapages n'a pas été prospectée en entier et mène dès lors à de fausses absences. Nous remarquons que les effectifs de cet oiseau ont chuté drastiquement au début juin, ce qui correspond à la fin de la période de migration printanière pour cet oiseau (Cramp & Simmons, 1993c).

La figure 20 se penche sur les rapaces diurnes rencontrés au cours de la période d'étude. Nous remarquons directement que les effectifs sont relativement faibles, ce qui est logique pour des prédateurs. Ensuite, l'espèce la plus présente est sans conteste le faucon hobereau. Ceci semble également élémentaire, étant donné le faciès du site, convenant parfaitement à cet oiseau mangeur d'odonates. Le faucon crécerelle, reconnaissable entre mille grâce à son vol en « Saint-Esprit » est également bien présent sur le site. La présence des trois busards (*Circus sp.*) est également très encourageante. Malheureusement ces oiseaux n'ont été vu qu'en période migratoire. Enfin, la présence régulière du milan royal, en déclin partout en Europe hormis dans les cantons de l'Est belge où l'espèce progresse, confirme la tendance générale et semble indiquer la présence d'un nid assez proche de la zone d'étude.

La figure 21 décrit la présence temporelle de la bécassine des marais sur le site. Nous remarquons rapidement les deux pics de fin avril et mi-juillet correspondant aux migrations printanière et estivales. Ensuite, et de façon remarquable nous observons que quelques individus sont restés sur place tout au long de la période d'étude, ce qui est une première preuve de tentative de reproduction. Les périodes pour lesquelles aucun individu n'a été comptabilisé sont les jours durant lesquels le canton de bécassine n'a pas été visité afin de limiter au maximum le dérangement de l'espèce. Ainsi, seul un passage hebdomadaire a été réalisé.

La figure 22 décrit la présence des principaux limicoles dont nous n'avons pas encore parlé. Nous remarquons que ceux-ci apparaissent systématiquement lors des migrations, trois pics pouvant être retenus, celui de la fin avril jusque début mai, celui de la mi-juin au début juillet et enfin celui de la fin juillet.

La figure 23 modélise les rencontres avec les espèces dites « rares », c'est-à-dire rencontrées peu de fois au cours des quatre mois de terrain. Nous remarquons que les présences de nombreuses espèces s'expliquent parfaitement par la migration : barge à queue noire, traquet moteux, caille des blés et tarier des prés. La présence de *Coturnix coturnix* durant le mois de juillet correspond à la migration post-nuptiale d'un individu mâle (ORNIS, 2001). Cependant, le bruant des roseaux est resté sur place en dehors des périodes migratoire et laisse supposer au minimum une tentative de reproduction sur le site. En ce qui concerne le tétras lyre, une reproduction est très probable et étayée grâce aux preuves collectées (voir ci-dessous). Tandis que le mâle de pie-grièche écorcheur rencontré mi-juillet dans les ennoiements avait un comportement de mâle territorial, ce qui laisse également supposer une tentative de reproduction.

b. Discussion générale

Plus de cinquante espèces d'oiseaux (52) ont été relevées au cours des quatre mois de terrain.

Le tableau 6 donne le nom vernaculaire et latin de chacun des individus observés, les effectifs dans chacun des types de restauration étudiés et le total sur la zone d'étude, l'abondance relative des espèces et leur phénologie en 2017.

Chaque espèce a été étudiée de la même façon, c'est-à-dire que les données d'abondance et comportementales ont été notées systématiquement. Cette précision est nécessaire car généralement le pipit farlouse (*Anthus pratensis*) n'est pas inclus dans les études de ce type car considéré comme trop

abondant (Calladine *et al.*, 2009). C'est pourquoi, vu la faible abondance des autres taxons, le pipit a été pris en compte. De plus, sa situation en Belgique est plutôt au déclin (Jacob *et al.*, 2010).

Parmi les espèces représentées dans le tableau ci-dessus, quelques-unes se démarquent pour plusieurs raisons.

Citons premièrement, les nicheuses pour lesquelles des jeunes ont été trouvés et photographiés (voir annexes): sarcelle d'hiver, bergeronnette grise, canard colvert, pipit farlouse, vanneau huppé.

Deuxièmement, les très probablement nicheuses mais pour lesquelles aucune preuve directe (nid ou jeune) n'a été trouvée: alouette des champs, bruant des roseaux, corneille noire, faucon hobereau, milan Royal,...

Troisièmement les non-indigènes (Verheyen, 1952), voire invasives (Ghiette, 2012): la bernache du Canada et l'ouette d'Egypte.

Enfin, signalons la présence exceptionnelle de la bécassine des marais, espèce en danger d'extinction dans notre pays (Jacob *et al.*, 2010), dont le statut dans la zone étudiée est désormais de nicheuse.

Les résultats du tableau d'abondance des espèces vont être analysés ci-dessous.

Espèces nicheuses

Avec preuves de nidification en 2017.

Parmi les espèces nicheuses dans les zones prospectées, certaines sont tout à fait exceptionnelles.

- ✓ Une poule des bruyères (*Tetrao tetrix*) suédoise, marquée d'un collier GPS a en effet passé plus d'un mois dans une zone située entre les décapages et les fraisages (données fournies par Michèle Loneux), cette femelle a été entendue, certainement sur son nid, le 23 mai 2017 à 6h08 du matin. Elle a également été rencontrée au pied d'une mare des décapages le 10 juin 2017 à 16h10. Ces observations sont corrélées aux relevés GPS récupérés par l'équipe en charge du suivi des tétras relâchés (Loneux, com. pers.).
- ✓ La sarcelle d'hiver, pour sa part sera détaillée ci-dessous, tout comme le vanneau huppé et la bécassine des marais.

Le pipit farlouse est l'oiseau le plus commun dans les travaux de restauration prospectés. En effet, presque 40% des observations de l'avifaune sont des pipits. Ce dernier est extrêmement bien implanté dans la zone des Deux-Séries et de Rond-Buisson. Il est historiquement présent dans les zones ouvertes du haut plateau (Fontaine, 1971), cependant Metzmacher (2004) trouvait au maximum un pipit farlouse pour cinq hectares d'excellentes zones.

De plus, ce dernier se trouvait en compétition avec le pipit des arbres (*Anthus trivialis*) dès que quelques bosquets faisaient leur apparition. Dès lors, dans cette zone, Metzmacher renseignait beaucoup plus de pipit des arbres que de farlouse.

Nous pouvons affirmer qu'avec les travaux actuels, la population de pipit farlouse a explosé et celle de pipit des arbres a quasiment disparu de la partie ouverte et restaurée de la fagne des Deux-Séries pour certainement se cantonner aux massifs de ligneux tel le Geitzbusch.

Deux nids de pipit farlouse ont été trouvés, respectivement dans les fraisages et les ennoiements et contenant entre 4 et 5 œufs.

Un suivi du nid des ennoiements a été réalisé car facile à localiser. Le 5 juillet nous découvrions le nid et 5 œufs. Une semaine plus tard, le 13 juillet, deux poussins aveugles étaient présents. Le 22 juillet, les deux petits désormais plumés furent observés. Enfin le 29 juillet, le nid était vide, à l'exception d'un œuf n'ayant pas éclos (voir photos annexes).

Espèce sans preuve de nidification en 2017

Le petit gravelot, niche depuis deux ans sur les remparts de lithalses mis à nu par les décapages réalisés en 2015 (De Broyer et Ghiette, com.pers). Malheureusement, cette année, aucune preuve de nidification n'a pu être trouvée dans ces zones. Cependant, au minimum un couple est resté dans les décapages comme illustré à la figure 19. Cela laisse supposer au minimum un essai de reproduction.

Espèces migratrices mais potentiellement nicheuses

Les différentes espèces de chevalier (*Tringa* sp.) croisées dans les travaux ce printemps sont composées d'individus, actuellement, uniquement migrants. Cependant, divers migrants rencontrés pourraient à terme nicher dans la zone étudiée. Par exemple, le chevalier gambette (*Tringa totanus*), cet échassier aux pattes rouges reconnaissable entre mille, niche dans les marais et tourbières d'Europe, c'est pourquoi une future nidification dans les Fagnes n'est pas exclue. Un individu a d'ailleurs estivé dans la zone ennoyée du Rond-Buisson en 2009 (Ghiette, com. pers.).

Citons également la barge à queue noire (*Limosa limosa*), le bécasseau variable, estivant l'année dernière (De Broyer et Ghiette, com. pers.),...

Le grand gravelot (*Charadrius hiaticulata*), s'arrêtant régulièrement en migration, fait rêver les ornithologues des fagnes. En effet, un couple reproducteur dans les Deux-Séries ferait des Hautes-Fagnes la zone de nidification la plus au sud de son aire de répartition. Est-ce une utopie ou un futur probable? Les divers suivis à venir nous le diront.

Espèces absentes mais potentiellement nicheuses

Certaines espèces d'oiseaux n'ont pas été recensées lors des quatre mois de relevés de terrain. Cependant, certains taxons pourraient potentiellement nicher dans les travaux réalisés dans les Deux-Séries.

En effet, la Grue cendrée (*Grus grus*), y fait désormais une halte migratoire chaque année lors de sa migration automnale. Un individu a même été aperçu au cours de ce début d'été (Ghiette, com.pers.).

Un autre oiseau, totalement absent des relevés, est le combattant varié (*Philomachus pugnax*) qui se reproduit dans les marais humides et les tourbières et niche notamment aux Pays-Bas, où sa situation est critique comme nicheur (Hooijmeijer, 2007). Les restaurations hydrauliques des Deux-Séries pourraient lui être favorables. Cependant, même en migration le combattant varié reste une espèce très rare en Wallonie (Jacob *et al.*, 2013), c'est pourquoi sa reproduction n'est à l'heure actuelle que des rêves d'ornithologues.

Le pluvier doré (*Pluvialis apricaria*), qui a estivé et niché dans les Hautes-Fagnes entre 1997 et 1999 sur une ancienne tourbière haute devenue une moliniaie ouverte est également une espèce cible de ces restaurations (Ghiette, 1998; Metzmacher, 2004). Ses domaines de prédilection, en période de reproduction, sont les zones tourbeuses et landes rases (Ghiette, 1998). Il aime les terrains à végétation herbacée rase sans arbre, situation rencontrée dans les zones décapées. Les deux autres types de restauration offrant une végétation plus dense. La présence d'une femelle y a déjà été prouvée en 2015 (Jacob *et al.*, 2016b).

Occupation chronologique

Tel que montré dans les figures 15 à 23, la présence des différents oiseaux d'eau varie assez fortement au cours des quatre mois de relevés effectués. En effet, les premiers relevés ont été réalisés en fin de période migratoire printanière, ce qui explique la présence d'espèces rencontrées uniquement à ce moment-là.

Citons par exemple le cas du bécasseau variable, du grand gravelot (voir figure 19), de la barge à queue noire, des chevaliers gambette et aboyeur, du courlis cendré, de la bécassine sourde, (voir figure 23)...

Tous ces oiseaux exceptionnels n'estivent ni ne nichent dans notre région à l'heure actuelle, mais le passage migratoire répété de ces individus dans les Hautes-Fagnes pourrait conduire à de futurs arrêts plus longs et plus intéressants (voir ci-dessus).

Entre le début mai et la fin juin, période non migratoire pour la plupart des espèces (Cramp & Simons, 1993c) un nombre bien moindre d'espèces et d'individus ont été relevés. Comme discuté précédemment, les espèces rencontrées le plus couramment durant cette période sont le pipit farlouse, la sarcelle d'hiver, le vanneau huppé, le canard colvert et le petit gravelot.

Dès le début de la migration estivale, certaines espèces disparues lors de la période principale de reproduction sont réapparues dans la Fagne des Deux-Séries, c'est le cas notamment des chevaliers culblanc et sylvain.

D'autres espèces, n'ont été observées qu'à cette période de l'année, citons le cas des deux principales hirondelles belges, c'est-à-dire de fenêtre (*Delichon urbicum*) et rustique (*Hirundo rustica*) et du martin noir (*Apus apus*).

Des effectifs plus élevés de bécassine des marais ont également été notés, mais les dates de rencontres coïncidant avec le début de leur migration (voir Cramp & Simons, 1993c), il est impossible de dire s'il s'agit d'individus nés sur place ou de migrants hâtifs.

v. Le cas de la sarcelle d'hiver

a. Alimentation

La sarcelle d'hiver, ce petit anatidé, demande des conditions particulières pour se reproduire. Elle est présentée par Arzel *et al.* (2007) comme une espèce « reproductrice sur revenu (« income breeders ») voire même migratrice sur revenu (« income migrants »). Lors de certaines périodes de l'année, les animaux ont besoin d'augmenter leur régime alimentaire afin de combler les besoins nécessaires à quelques comportements énergivores tels que la reproduction et la migration (King 1974, Ricklefs 1974). Les réserves de graisse et protéines accumulées par les espèces migratrices vont influer le comportement futur des oiseaux (King, 1974; Thompson et Raveling, 1987; Arzel, 2007). Si les individus possèdent suffisamment de réserves, ils auront tendance à somnoler et se reposer plutôt que de nourrir malgré la présence ou non de nourriture en suffisance (Guillemain *et al.*, 2004).

L'importance de la nourriture est également démontrée dans d'autres études en tant qu'actrice pour la bonne cohabitation des espèces (Schoener 1986, Wiens 1989a et 1989b, Newton 1980). De plus, des différences de tailles des proies entre les différentes espèces d'oiseaux ont été démontrées (Nudds 1984; Nummi 1993). Cependant, une étude de Nummi *et al.*, 1995, montre que la compétition interspécifique pour les ressources alimentaires, entre le colvert et la sarcelle n'est pas importante pour déterminer leur abondance et leur distribution. Ce rapide tour d'horizon de la littérature portant sur l'alimentation de la sarcelle permet de comprendre l'importance de la nourriture dans le cycle biologique de cet oiseau.

Malheureusement, la présente recherche n'a pas pu se pencher sur les patrons alimentaires de la sarcelle ou d'autres oiseaux.

Néanmoins, la présence et reproduction d'une grosse dizaine de couple de sarcelle (voir tableau 8) semble indiquer que cet anatidé trouve la nourriture dont il a besoin dans les Hautes-Fagnes. Cette dernière hypothèse mériterait d'être étudiée afin de comparer le régime alimentaire des sarcelles belges des autres sarcelles européennes par exemple.

b. Abondance

Elmberg *et al.* 1993. ont étudié les facteurs affectant le nombre d'espèces de canards de surface et la densité de ceux-ci dans le nord de l'Europe.

Certaines mares observées dans la présente étude n'ont jamais été occupées par les sarcelles ou une autre espèce (hormis le pipit farlouse, omniprésent (bien qu'en plus faible nombre que de coutume dans les zones restaurées, d'après De Broyer et Ghiette, com. pers.,)).

Le fait que certaines mares soient délaissées par les anatidés est un phénomène connu en zone boréale (Danell & Sjöberg 1979, Decarie *et al.* 1995, Sjöberg *et al.* 2000).

Cependant, malgré l'aversion des anatidés pour certaines mares, les effectifs de sarcelle d'hiver (et de canard colvert) sont plutôt intéressant dans la fagne des Deux-Séries.

En effet, jusqu'à 90 individus ont été compté en période migratoire (mi-avril), ensuite la population a fluctué mais n'est jamais descendue en dessous de la quinzaine d'individus rencontrés par semaine (voir figure 15).

La chute des effectifs entre la mi-avril et la mi-mai s'explique d'une part par le départ de nombreux individus en migration et d'autre part par le départ des mâles quand les femelles ont commencé à couver (Salomonsen, 1968; Cramp & Simmons, 1993a). Pour rappel, la migration des sarcelles s'effectue entre la mi-février et la fin mai au plus tard et les reproductions débutent de la mi-avril jusque mi-août en Europe centrale (Cramp & Simmons, 1993a).

c. Reproduction

Comme cité précédemment, une petite quinzaine de couvées de sarcelle d'hiver ont été dénombrées au cours de l'étude (voir tableau 8). Il faut savoir que les dates de rencontre avec les premiers poussins sont très intéressantes. En effet, d'après Elmberg *et al.* (2005), le choix des zones de reproduction et la date de reproduction possèdent un impact certain sur le fitness des sarcelles. En effet, les sarcelles « hâties » possèderaient un succès reproductif supérieur aux couples « lents » (Daan *et al.* 1986, Dzus & Clark 1992, Kokko 1999).

La première rencontre avec une nichée de sarcelle a eu lieu le 8 juin. Sachant qu'il faut environ 22 jours pour que les œufs éclosent (Cramp & Simmons, 1993a), on peut estimer que cette première portée a été pondue vers le 15 mai. Ce qui correspond au pic de reproduction estimé par Cramp & Simmons (1993a).

Les jeunes canetons peuvent rester à proximité du nid lors des premiers jours (Cramp & Simmons, 1993a), ce qui nous a permis de discriminer les différentes portées rencontrées. En effet, les jeunes ont été systématiquement décrits (petits, moyens ou grands) et photographiés si possible.

A partir des informations de localisation, taille et photos, nous pouvons supposer qu'aucune des portées présentes dans le tableau 8 n'est un double comptage.

Nous avons donc croisé au total 70 canetons au cours de la période d'étude (plus de 9 individus victimes probables de doubles comptages ont été éliminés du résultat final). Ce qui nous donne une moyenne de cinq oisillons par couvée, ce qui correspond aux valeurs proposées par Elmberg *et al.* (2005). En effet, la sarcelle pond en général une dizaine d'œufs (Cramp & Simmons, 1993a; Krapu *et al.*, 2004) et parmi eux, une moyenne de 7 tout jeunes canetons sera observée sur l'eau et seul 4 de ceux-ci prendront leur envol (Fox 1986; Cramp & Simmons, 1993a; Krapu *et al.*, 2004; Elmberg *et al.*, 2005).

Nous pouvons déjà remarquer que les trois types de restauration ont attiré des couples de sarcelles avec reproductions réussies. Cette première constatation est très positive pour justifier les travaux entrepris.

Cependant, des tests plus précis sur les patrons expliquant le choix des mares par celles-ci ont été réalisés et vont être discutés ci-dessous.

vi. Le cas du canard colvert

a. Abondance

Nous pouvons comparer l'abondance du colvert avec celle de la sarcelle à l'aide de la figure 15. Nous remarquons que les courbes sont légèrement différentes. Les sarcelles présentant des effectifs beaucoup plus élevés en période migratoire, tandis que le nombre de colvert reste plus stable tout au long de l'étude.

Le maximum atteint début juin s'explique par deux nichées importantes, respectivement de 7 et 11 canetons.

b. Reproduction

Le canard colvert, contrairement à la sarcelle, était déjà présent comme nicheur dans les Hautes-Fagnes au début du siècle (Metzmacher, 2004) et même bien avant (Fontaine, 1971). Cependant, en faibles effectifs, quelques couples épars sur l'ensemble des Hautes Fagnes (Metzmacher, 2004).

Aujourd'hui, nous pouvons affirmer que minimum 50 canetons (une vingtaine de doublons a été supprimée de la même manière que pour la sarcelle) ont vu le jour dans les divers travaux des Deux-Séries et Rond-Buisson. La moyenne de canetons observés par nichée est de 5 individus.

Pareillement que pour la sarcelle, nous remarquons que les colverts utilisent les trois types de restauration pour se reproduire. Cependant, une nette préférence pour les fraisages semble se démarquer à première vue.

La taille plus imposante et le caractère ubiquiste du canard colvert pourrait commencer à inquiéter les gestionnaires de la réserve qui pourraient considérer cette espèce comme « invasive », bien que totalement indigène, et problématique pour la présence d'autres espèces telles que la sarcelle. Ces inquiétudes sont justifiées quand on voit les dégâts causés par les réelles invasives telles que bernaches et ouettes.

Cependant, il semble à l'heure actuelle n'avoir nul besoin d'éliminer les colverts de la zone prospectée. En effet, outre les effectifs et reproductions absolues plus faible que ceux de la sarcelle, une étude de Nummi *et al.*, 1995 semble indiquer que les colverts et sarcelles ont pu évoluer conjointement au cours des siècles, millénaires,... pour pouvoir coexister en harmonie.

Par exemple, la taille et la densité de lamelles de leur langue (permettant de filtrer l'eau) sont extrêmement différentes (Pöysä 1983, Nudds *et al.* 1994).

De plus, comme cité auparavant, Nummi *et al.*, 1995, ont démontré que la compétition interspécifique entre le colvert et la sarcelle pour les ressources alimentaires n'influe pas sur leurs abondances et distributions.

vii. Le cas du vanneau huppé

a. Abondance

Le vanneau huppé est l'oiseau ayant le statut UICN global le plus inquiétant (presque en danger) à l'échelle mondiale. De plus, malgré son statut « non menacé » dans le dernier Atlas des oiseaux nicheurs de Wallonie (Jacob *et al.*, 2010), les populations de vanneau semblent diminuer fortement dans notre région, menant à des extinctions locales (Paquet *et al.*, 2010; Jacob *et al.*, 2016b). Cette espèce est donc à protéger et il faut prendre des mesures pour limiter son déclin avant une chute drastique des effectifs.

Le type d'actions à réaliser pour favoriser ce limicole est à mener sur des plaines marécageuses, afin d'y maintenir une végétation assez basse et quelques zones dénudées à certains endroits. C'est pourquoi les travaux dans la Fagne des Deux-Séries correspondent tout à fait au milieu recherché par cet échassier. Les individus présents dans les zones prospectées sont cantonnés aux fraisages et décapages car la végétation des ennolements est trop abondante pour eux.

L'évolution temporelle des effectifs est assez frappante pour cet oiseau (voir figure 18). En effet, le nombre de vanneau varie fortement au cours du temps, de quelques individus en avril un pic d'une quarantaine d'individus en juin, en passant à très peu d'exemplaires. Puis une absence totale dès le début juillet. Ces variations temporelles s'expliquent principalement par les patrons de reproduction. En effet, la période migratoire du vanneau s'arrête au plus tard à la mi-avril, ce qui correspond au début de la prise des données et reprend mi-juin au plus tôt (Cramp & Simmons ; 1993c). La migration à elle seule ne peut donc expliquer les variations d'effectifs observées.

b. Reproduction

La période de reproduction est comprise entre la mi-mars et la mi-juillet (Cramp & Simmons ; 1993c), pile durant notre étude.

Une preuve formelle de reproduction dans la zone fraisée a été découverte. En effet, 3 jeunes (un mort et deux vivants) ont été aperçus et photographiés lors d'une des journées de récolte de donnée (le 9 juin). Ce faible nombre d'oisillons observé s'explique par leur extraordinaire mimétisme et la végétation présente, offrant de nombreuses cachettes aux jeunes oiseaux. Les variations dans le nombre d'oiseaux rencontrés au cours du temps pourraient donc se justifier par le fait que les quelques couples présents aient tous niché et donc été moins visibles à certaines périodes. Cependant, la littérature semble plutôt montrer des comportements de défense bien marqués pour cette espèce lors de la nidification (Cramp & Simmons ; 1993c). Ceux-ci ont été observés de nombreuses fois mais n'expliquent pas les faibles effectifs de la mi-mai qui pourraient correspondre à une attitude de dissimulation étonnement peu renseignée dans la littérature (Cramp & Simmons ; 1993c).

De plus, les pics observés, suivis directement d'une chute des effectifs pourraient s'expliquer par le départ des oiseaux vers des zones plus riches d'un point de vue alimentaire, peut-être dans la zone fauchée située à proximité de l'endroit étudié. Des envols d'une quinzaine d'individus ont été notés au début juin et tendent à confirmer cette hypothèse.

En outre, les jeunes en âge de voler peuvent partir en migration avec leurs parents dès le début juillet (Cramp & Simmons ; 1993c), ce qui expliquerait l'absence de l'espèce à partir de ce moment.

La reproduction du vanneau dans les Hautes-Fagnes est donc indiscutable.

Cependant, les faibles effectifs croisés à la mi-mai semblent étonnantes et mériteraient d'être étudiés plus systématiquement.

viii. Le cas du petit gravelot

a. Abondance

Tel qu'expliqué précédemment, le petit gravelot est un oiseau se rencontrant habituellement à la côte belge, bien que quelques couples nidificateurs aient été historiquement localisés à proximité de Liège et dans le Hainaut (Verheyen, 1948). Cependant, des petites populations se retrouvent depuis une vingtaine d'années en Ardenne et à proximité des Hautes-Fagnes (Jacob & Fouarge, 1992; Metzmacher, 2004).

D'après Jacob *et al.*, 2016b, l'effectif nicheur total actuel de ce limicole serait moins élevé qu'estimé dans l'Atlas de 2010 (Jacob *et al.*, 2010).

L'évolution temporelle de la présence des gravelots en fagne met en évidence le caractère migrateur de l'espèce, avec des pics d'abondance à la fin du mois d'avril et de mai, avec une population descendant à environ 5 individus au début juin (voir figure 19).

Les chutes de population de mi-avril jusqu'à la mi-mai peuvent s'expliquer de deux façons.

Premièrement l'absence de passage sur les décapages certains jours.

Deuxièmement, un départ en migration de quelques oiseaux (Cramp & Simmons ; 1993c).

Le gravelot ne se tient que dans les zones décapées, les fraisages et ennoiements sont totalement ignorés par ce limicole. Cela correspond parfaitement aux conditions d'habitats du petit oiseau décrites par Verheyen (1948), Cramp & Simmons (1993c) Snow et Perrins (1998).

b. Reproduction

Contrairement à son cousin, le grand gravelot, notre petit gravelot n'est pas qu'un migrateur dans les Deux-Séries.

En effet, des reproductions ont été observées dès 2015 dans les zones décapées (Jacob *et al.*, 2016b).

Durant la période d'étude, aucune reproduction n'a pu être prouvée avec certitude, mais la présence continue d'au minimum un couple (voir figure 19) au comportement de nicheur (parade et vol agrémenté de cris en notre présence) semble indiquer qu'au moins un essai de reproduction a été tenté.

Il est rare en Wallonie d'observer plus d'un couple dans une même zone (Jacob *et al.*, 2016b).

Les zones décapées de la Fagne des Deux-Séries, augmentées cette année d'une vingtaine d'hectares pourraient donc devenir momentanément un des spots de reproduction du petit gravelot en Wallonie.

ix. Le cas du faucon hobereau

a. Abondance

Nous pouvons remarquer sur la figure 20 que le hobereau est le rapace diurne le plus commun dans les zones prospectées.

Cependant, son abondance varie fortement au cours du temps.

Un individu unique fut aperçu entre la mi- et la fin avril, durant le mois de mai, aucun faucon n'a été observé.

Début juin, un pic à 9 oiseaux, a été remarqué, dont six individus comptabilisés simultanément dans les fraisages.

La population fluctue encore selon la date du relevé, cela pourrait être lié à la météo (grand vents, pluie,...) mais ne semble pas être dû aux migrations, celle-ci se terminant mi-juin selon Cramp & Simmons (1993b).

Or les effectifs semblent rester plus ou moins stables (moyenne de 3 individus) jusque fin juillet.

Ce rapace préfère les larges étendues de travaux avec une multitude de plans d'eau afin d'y chasser. En effet, aucun individu n'a été aperçu du côté de la réserve du Rond-Buisson alors que de nombreuses odonates y sont présentes. Cependant, cette zone est également moins ouverte car plus boisée. Cela pourrait expliquer la faible abondance des prédateurs à cet endroit.

b. Reproduction

Les 6 individus vus au début juin pourraient soit être des jeunes en avance sur la phénologie de l'espèce (reproduction à partir de début juin selon Cramp & Simmons (1993b)), soit des individus migrateurs passant en toute fin de cette période (fin mi-juin au plus tard selon Cramp & Simmons (1993b)).

L'hypothèse la plus probable étant évidemment celle de la migration tardive.

Cependant, les individus croisés à partir de début juillet ne peuvent théoriquement pas être des migrateurs (Cramp & Simmons ; 1993b), dès lors, il est probable qu'une nichée ait réussi à proximité de la zone étudiée.

x. Le cas de la bécassine des marais

a. Abondance

La bécassine des marais était qualifiée de proche de l'extinction régionale dans le dernier Atlas des oiseaux nicheurs de Wallonie (Paquet *et al.*, 2010). Depuis lors, elle était considérée comme nicheur éteint (Biodiversité.wallonie, 2017).

De plus, l'espèce est également quasi éteinte dans une grande zone incluant le nord de la France (Issa & Muller, 2015) ainsi que le Grand-Duché de Luxembourg et l'ouest de l'Allemagne (Gedeon *et al.*, 2014).

Cependant, sa présence en période migratoire est bien connue des ornithologues wallons, une centaine d'individus étant systématiquement dénombrée en hiver (Jacob *et al.*, 2016a et 2016c).

Cette présence en période migratoire est marquée par les pics du 21 avril et de la deuxième moitié du mois de juillet sur la figure 21.

Cependant, cette courbe montre que l'espèce est restée durant toute la période de l'étude dans la zone prospectée, ce qui indiquerait qu'elle ne soit plus uniquement migratrice.

Les endroits où la courbe vaut 0 signifient que le canton nicheur de bécassine n'a pas été parcouru ce jour-là. Il n'était visité qu'une seule fois par semaine afin de limiter le dérangement et permettre une éventuelle reproduction.

Il est donc important de savoir que les relevés journaliers peuvent mener à des biais (fausses absences) mais permettent de limiter les doubles comptages (principalement pour les zones de fraisage et décapage).

b. Reproduction

En Wallonie, au cours des dernières années, seul un couple potentiellement nicheur a été observé depuis 2006, à Aublain en 2013 et 2015 (Jacob *et al.*, 2015 et 2016b).

Dans notre zone d'étude, un couple de bécassine a été localisé dès le 21 avril et rencontré systématiquement jusqu'au 22 juillet, ce cantonnement sur une mare précise (non localisée ici pour des raisons de confidentialité demandée par le DEMNA) semble nous orienter vers une tentative de reproduction.

De plus, le comportement des individus présents à cet endroit était typiquement territorial avec un envol accompagné de simples cris jusqu'au 23 mai.

Ensuite, dès le 1er juin, un envol suivi de la parade-bêlement provoqué par la vibration des rectrices de l'oiseau (voir figure 32) typique des individus territoriaux a été observée (Tuck, 1972; Cramp & Simmons 1993c).



Figure 32: *Gallinago gallinago* faisant vibrer ses rectrices lors du bêlement, Fagne des Deux-Séries, décapages 2015 (27/06/17)

Dès le 27 juin, nous avons entendu le cri de parade du mâle ressemblant à un « lit qui grince », qui place l'espèce dans le statut de reproducteur probable (Tuck, 1972; Green, 1991; Jacob *et al.*, 2010).

Enfin, lors des dernières visites du début juillet à la fin juillet, la bécassine rencontrée s'envolait généralement sans bruit et se reposait directement sur la mare, où à une vingtaine de mètres de celle-ci, ce qui tend à montrer la présence de reproduction (Tuck, 1972; Green, 1991; Cramp & Simmons 1993c).

L'évolution des comportements sur la même zone semble indiquer la différence de statut du couple, de simplement implantée et estivante à nicheur très probable (Tuck, 1972; Green, 1991; Cramp & Simmons 1993c).

Le statut de nicheur de cette espèce rarissime en Wallonie a été confirmé par l'entente de quémardage des jeunes le 22 juillet à 13h.

En parallèle à cette nichée, au minimum un autre canton a été observé sur une autre zone des travaux. En effet, le 23 juin, une autre bécassine a été notée en train de parader (cri du « lit qui grince ») dans les travaux de zones décapées au printemps 2017. Ce qui semblerait indiquer au minimum deux cantons de bécassine sur la zone étudiée. Cependant, pour ce dernier individu, aucune preuve de reproduction n'a été observée. Mais elle y a été observée en faisant vibrer ses rectrices pour émettre son « bêlement » du 23 mai au 23 juin.

xii. Conditions météo

Ce printemps fut marqué par une sécheresse exceptionnelle, ce qui a certainement impacté la présence des oiseaux d'eau.

En effet, entre juillet 2016 et avril 2017, il est tombé moins d'eau que lors de la mythique sécheresse de 1976 (IRM, 2017).

Cela a entraîné des répercussions importantes sur les plans d'eau de faible profondeur, certains se retrouvant même à sec durant plus d'un mois (voir figure 33).

Malheureusement, la présence des oiseaux corrélée aux conditions météorologiques n'a pas pu être démontrée et nécessiterait une étude sur plusieurs années afin de pouvoir interpréter correctement les résultats obtenus.

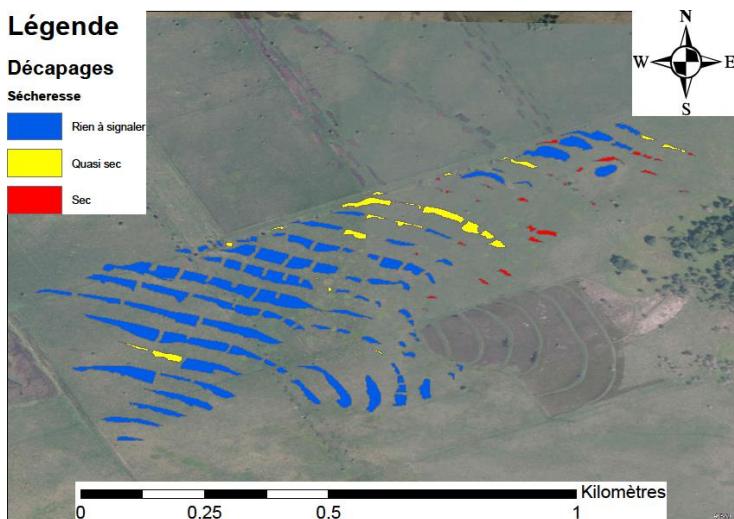


Figure 33: Etat de sécheresse le plus important lors de la période étudiée dans les décapages de la fagne des Deux-Séries.

II. Caractérisation des plans d'eau

i. Description des résultats

La figure 24 représente le diagramme phytosociologique obtenu selon la méthode de Ward (1963). Ce tableau met en évidence la présence de quatre patrons végétaux différents. Ces patrons correspondent très précisément (à une exception ou l'autre près) aux travaux de restauration effectués. En effet, les décapages se retrouvent en majorité dans le groupe 1, tandis que deux types de fraisages se distinguent. Le groupe 2 indique les fraisages humides alors que le groupe 3 correspond à des fraisages plus secs. La totalité des ennoiements se retrouvent dans le groupe 4, prouvant la différence de végétation à cet endroit.

La figure 25 montre de façon visuelle la distance entre les différents groupes de relevés phytosociologiques. Ce graphique a été obtenu à l'aide d'une analyse en coordonnées principales (Pcoa) étudiant la distance géométrique entre les différents groupes de relevés. Nous remarquons que le groupe 4 (celui des ennoiements) est le seul qui n'intercepte aucun autre groupe, prouvant ainsi sa différence.

Les espèces indicatrices des différents groupes sont données dans le tableau 7. Ce dernier donne le nom latin (ou le type de sol rencontré) de l'espèce, le groupe auquel elle appartient, sa valeur indval, sa p-valeur et la fréquence des rencontres. Pour qu'une espèce soit qualifiée d'indicatrice, il faut combiner la valeur indval à la p-valeur. La première citée devant dépasser les 0,250 alors que la deuxième doit être inférieure à 0,05.

La seule espèce du tableau ne répondant pas à ces deux critères est *Dryopteris carthusiana*, possédant une p-valeur trop élevée, ce qui indique que l'espèce n'est pas significative pour discriminer le groupe.

ii. Discussion générale

Pour rappel, les relevés de végétation ont été réalisés selon la méthode de Braun-Blanquet (1964) en périphérie des zones inondées.

A première vue, ceux-ci ont principalement mis en avant la dominance écrasante de la molinie sur le pourtour des plans d'eau et ce, principalement sur les andains retenant l'eau et formant les mares. Cependant, les tests réalisés ont également permis de démontrer quelques différences de palette végétale entre les divers types de restauration entrepris.

Les premiers tests réalisés sur les relevés sont ceux de classification à liens moyens (Sneath & Sokal, 1973) et Ward (1963) suite à la transformation en matrice par l'utilisation des coefficients de Bray-Curtis (1957).

Les résultats obtenus par ces deux techniques sont assez contrastés. En effet, la méthode à liens moyens sépare les différents groupes de manière ininterprétable. Tandis que la méthode de Ward (1963) offre une belle séparation de quatre groupes attendus tout à fait légitimement. Le premier groupe reprend les décapages, tandis que le deuxième semble montrer la présence des fraisages plus humides, le troisième caractérise les fraisages plus secs et enfin le groupe 4 discrimine les ennoiements (voir figure 24). Cette classification sied parfaitement aux relevés de terrain et aux différences attendues théoriquement.

Ensuite, les deux premiers axes de la pcoa expliquent à eux seuls plus de 40 pourcent du modèle. Après, la valeur explicative des axes suivants décroît assez rapidement. Le résultat graphique de cette pcoa est montré à la figure 25. Nous pouvons remarquer que le modèle arrive à relativement bien séparer les différents travaux de restauration, de la même manière que la méthode de Ward (1963) citée plus tôt.

Enfin, la liste des espèces indicatrices présentes a été obtenue par la méthode Indval (Dufrêne et Legendre, 1997). Les résultats de cette technique sont assez intéressants et sont illustrés dans le tableau 7. Ces résultats ont été obtenus en utilisant les coefficients de van der Maarel (1979) plutôt que ceux de Dufrêne (2003) qui ne donnaient pas de réponses nettes à cause de la trop grande dominance de la molinie dans la zone d'étude.

Le dernier tableau cité permet de visualiser rapidement les espèces discriminatrices des différents travaux de restauration.

La trientale, espèce protégée (Biodiversité.wallonie, 2017b), qui pousse sur les andains de molinie, semblerait être indicatrice du groupe 1, composé exclusivement de décapages. Cependant, nous pouvons mettre en doute la véracité de cette classification étant donné la distribution de l'espèce dans les autres zones prospectées. La potentille, bien que prétendue indicatrice par le test indval ne permet aucune conclusion, cette espèce étant ubiquiste (Lambinon *et al.*, 2008). Le jonc couché (*Juncus bulbosus*) est lui par contre très intéressant. En effet, il s'agit d'une espèce pionnière sur tourbe nue, dès lors il est normal de le retrouver comme indicateur biologique des fraisages. Il en est de même pour la tourbe nue et les dicranacées (*Dicranaceae sp.*) et la laîche étoilée (*Carex ecchinata*).

Le groupe 2, semblant représenter des fraisages plutôt humides est caractérisé en premier lieu par le jonc épars, ce qui semble logique, le jonc étant une espèce hydrophile et supportant très bien le tassemment créé par les machines ayant réalisés les restaurations. En deuxième lieu, la canche flexueuse, plutôt espèce des landes sèches présente principalement sur les andains plus secs que sur le reste du périmètre du plan d'eau. Ensuite, le polystic spinuleux (*Dryopteryx carthusiana*) n'est pas considéré comme indicateur au vu de sa p-valeur trop élevée. Enfin, la laîche à bec (*Carex rostrata*), espèce typique des bas-marais acides est également indicatrice et tend à prouver l'hypothèse des fraisages plus humides.

Les fraisages plutôt secs (groupe 3) se caractérisent par une dominance de deux espèces emblématiques des Hautes-Fagnes : la linaigrette vaginée et la molinie. La première citée étant une espèce protégée (Biodiversité.wallonie, 2017b) et donc cible des travaux effectués, il est plutôt positif de la voir se démarquer dans ce type de restauration. Tandis que la molinie, invasive contre laquelle les gestionnaires essayent de lutter par les restaurations réalisées, forme des tapis quasiment monospécifiques sur les andains.

Finalement, le groupe des ennoiements (4), est caractérisé par un grand nombre d'espèces dont certaines assez curieuses. Toutes ces espèces caractéristiques sont présentes sur la digue d'argile (A) et très peu sur le reste du périmètre (B), généralement recouvert de molinie. Les éricacées que sont la callune, la myrtille et la bruyère quaternée y sont bien représentées. L'agrostis des chiens (*Agrostis canina*), espèce des milieux plus humides se retrouve sur les bords de cette digue. Quelques plages de sol nu subsistent encore mais devraient être à long terme recouverts par les éricacées si le passage de cervidés n'est pas trop important. En effet, de nombreuses traces, crottes,... ont été observées. Les dernières espèces indicatrices fournies par la méthode Indval sont des ligneux, respectivement le sorbier (*Sorbus aucuparia*), le saule à oreillettes (*Salix aurita*), le bouleau pubescent, l'épicéa et le douglas (*Pseudotsuga menziesii*) qui s'implantent sur l'argile et proviennent des zones boisées toutes proches.

Nous pouvons conclure cette section en disant que les différents types de traitements effectués créent, autour des plans d'eau, des milieux à faciès légèrement différents.

Nous allons ensuite étudier si ceux-ci influent le choix des sarcelles pour l'occupation d'une zone de reproduction.

III. Choix des sites de nidification des sarcelles

i. Description des figures

Le tableau 8 reprend l'ensemble des plans d'eau sur lesquels des canetons de sarcelles ont été rencontrés. De plus, le nombre desdits oisillons a été indiqué, ainsi que la date de rencontre et le type de restauration ayant créé la mare. Nous remarquons que des sarcelles ont niché avec succès dans chacun des types de restauration effectué et que la moyenne de canetons observés est de 5 petits par couvée. La période de reproduction est également assez longue car comprise entre le début juin et la fin juillet.

La figure 28 donne les principales informations sur la régression logistique (GLM) utilisée pour modéliser le choix des plans d'eau par la sarcelle. Nous remarquons tout d'abord la faible valeur de R^2 , signifiant que 45% de la variance observée pour le choix du plan d'eau. Cela nous obligera à rester prudents quant aux conclusions à tirer de cette régression. De plus, l'histogramme des résidus montre une distribution à tendance normale mais légèrement décentrée, ce qui doit également nous servir de balises pour ne pas tirer de conclusions hâtives.

La figure 29 décrit la linéarité des différentes variables utilisées dans la régression logistique. Nous remarquons qu'aucune de ces variables ne pose de problème majeur de linéarité et donc de biais dans l'analyse.

Le graph 30 nous montre la prédition du GLM en décrivant la probabilité d'avoir une reproduction de sarcelle selon les différentes variables étudiées. Nous remarquons que les deux variables expliquant le mieux cette présence sont la superficie et la profondeur (changées toutes deux par transformation logarithmiques afin de rendre leur distribution la plus normale possible). Il semblerait également que la présence du renard soit positivement corrélée avec la reproduction de sarcelle. Les petits anatidés sembleraient également apprécier la présence de trientales. Ces deux dernières relations étant bien évidemment à oublier (du moins pour la trientale), étant donné la faible force explicative du modèle. Cependant, il semble logique que la présence de renard ait été remarquée à proximité de lieu de reproduction de sarcelle.

Les graphes présentés à la figure 31 continuent d'illustrer la relation entre la présence d'espèces végétale et la nidification de sarcelle. La présence de bouleau semblerait impacté négativement la probabilité de reproduction alors que la callune augmenterait légèrement les chances de voir un couple s'installer à proximité pour réaliser son nid. Cependant, vu la faiblesse du modèle et les énormes intervalles de confiance présents (zone grisée), aucune affirmation définitive ne peut être lancée. Il serait dès lors intéressant d'essayer d'organiser une recherche à plus large échelle et au modèle plus puissant, permettant de confirmer ou d'infirmer ces légères tendances.

ii. Hypothèses de départ

a. Superficie des mares ayant supporté des nichées par rapport aux mares sans nichées.

A première vue, la superficie des zones restaurées semble très importante, de même que leur localisation.

En effet, la superficie est un facteur limitant de la richesse spécifique et l'abondance dans les écosystèmes marécageux (Brown and Dinsmore, 1986; Craig & Beal, 1992).

Une petite superficie augmente en effet le risque d'effet de lisière pour les espèces sensibles, ce qui augmente les risques de préation, ainsi que les dérangements causés par la présence humaine (Benoit & Askins, 2002).

Dans notre étude, les mares sur lesquelles les sarcelles ont niché ont une superficie minimale d'environ 130m² pour un périmètre de 45m. Cependant, des nichées de sarcelles ont également été repérées sur des plans d'eau bien plus imposants, jusqu'à quasiment 10 000m².

Outre la superficie d'eau libre, la profondeur de la mare est des critères paraissant indispensable lors du choix d'un site de nidification, étant donné le besoin de certains anatidés de plonger en cas de présence de prédateurs (Verheyen, 1952).

Ces paramètres vont être étudiés à l'aide du GLM présenté dans la partie matériel et méthode (C.iv).

b. Age des mares.

Comme expliqué précédemment, les plans d'eau observés ont des âges différents, respectivement 10 (2007), 8 (2009), 7 (2010), 3 (2014) et 2 (2015) ans. La mare la plus récente est donc âgée de deux ans, tandis que la plus ancienne a été créée il y a plus de 10 ans.

Des nichées de sarcelles d'hiver ont été observées sur des mares d'âges totalement différents (datant de 2009, 2010, 2014 ou 2015). Le fait que les oiseaux nichent aussi rapidement sur des mares étant à peine âgées de deux ans est un point extrêmement enthousiasmant pour la suite des événements.

Cette variable est également prise en compte dans le GLM détaillé ci-dessous.

iii. Etude statistique

L'étude des patrons guidant le choix des sarcelles a été réalisée à l'aide d'une régression logistique du type GLM selon le modèle proposé par San Martin (2016).

Le modèle testé au départ comprennait un maximum de variables explicatives. Ces variables étaient, la superficie du plan d'eau, la profondeur moyenne du plan d'eau, la présence/absence de prédateurs (renard et raton laveur), l'âge du plan d'eau, le type de restauration obtenu par la méthode de Ward (1963), c'est-à-dire les quatre groupes présentés aux figures 24 et 25, et les recouvrements de différentes espèces indicatrices exprimées en coefficients de van der Maarel (1979). Ces végétaux ont été choisis selon les résultats de la méthode Indval (Dufrêne et Legendre, 1997), présentés au tableau 7 et le caractère symétrique de la distribution des espèces. Deux variables furent choisies par groupe. Pour le groupe 1, la trientale et la tourbe nue furent choisies. Pour le groupe 2, ce sont le jonc épars et la canche flexueuse qui se sont démarqués. Ensuite, les espèces sélectionnées du groupe 3 sont la linaigrette vaginée et la molinie. Enfin, pour le groupe 4, ce sont le bouleau pubescent de la strate herbacée et la callune qui ont été retenues. Le modèle comprenait ainsi 14 variables au départ.

Ensuite, suite à l'étude de la collinéarité des données, c'est-à-dire la corrélation existant entre les variables, deux facteurs ont été supprimés. Il s'agit de la variable des groupements de Ward (1963) ainsi que l'âge des différents plans d'eau. Cette information a été obtenue à l'aide de la fonction « vif » du logiciel R®.

Les autres variables, semblant peu collinéaires, ont été gardées pour réaliser un test d'inférence à l'aide de la fonction « Anova » du package « car » de R®. Ce premier test a mis en avant deux variables explicatives, à savoir la superficie de la mare ainsi que la profondeur de cette dernière. La variable bouleau pubescens herbacé semble également avoir un faible effet sur la présence de reproduction de sarcelles dans la zone étudiée.

La sélection stepwise réalisée ensuite sur le modèle à 14 variables a démontré le faible intérêt des variables autres que la superficie, la profondeur et la présence de bouleau. Une AIC et une AICc ont également été réalisées afin de voir si les modèles proposés par les trois méthodes étaient les mêmes. La réponse est positive. Les différentes méthodes ont donc proposé le même modèle explicatif, utilisant les trois variables d'intérêt décrites ci-dessus. Ce modèle dont la formule est donc : « présence/absence de reproduction de sarcelle ~ log10superficie + log10profondeur + bouleau pubescens » nous fournit les graphes présentés aux figures 28 à 31.

Les figures 28 et 29 nous montrent la relative faiblesse du modèle. En effet, le R² caractérisant le pouvoir explicatif du modèle est faible, et vaut 0,45, ce qui signifie que le modèle n'explique que 45% de la variance observée dans la présence/absence des reproductions. Nous remarquons également sur le

graphique 29 que les diverses variables étudiées suivent bien des distributions linéaires et que de ce fait, aucune des variables choisies n'induit de biais dans l'analyse.

De leur côté, les figures 30 et 31 étudient l'utilisation du modèle pour prédire la présence de reproduction de sarcelle. Il est nécessaire de garder à l'esprit l'importance des intervalles de confiances (zones grisées sur les graphes) présents pour le modèle. Cela doit nous rendre très prudent pour l'interprétation des résultats obtenus.

Cependant, nous pouvons remarquer sur le graphe 30 une corrélation qui semble être assez marquée entre la reproduction, la superficie et la profondeur. D'après les résultats obtenus, une superficie minimale de 300m² semble être nécessaire pour l'établissement de la sarcelle. Tandis qu'une profondeur moyenne inférieure à une vingtaine de cm d'eau semble ne pas intéresser les sarcelles.

Cependant, même si ces résultats semblent logiques (voir ii. Hypothèses de départ), des cas particuliers peuvent arriver. En effet, une reproduction de sarcelle a été repérée en 2012 à côté d'un drain en bordure de la piste 24 traversant la Fagne des Deux-Séries et indiquant la limite entre les fraisages et décapages (Ghiette, com. pers.). Dans ce cas, la superficie d'eau libre de la zone de ponte était bien inférieure à 300m². Cependant, la profondeur de ce drain atteignait les 85 cm de moyenne, ce qui correspond au modèle prédit.

De son côté, la présence de bouleau semble très légèrement gêner l'installation de la sarcelle. Cette relation étant peu marquée, comme pour les autres variables végétales, aucune conclusion définitive ne peut être tirée sur le sujet. Il faudra donc réaliser de nouvelles études sur le sujet, peut-être à plus large échelle (voir V. Futures études possibles).

Il en est de même pour les variables concernant les prédateurs. Cependant, il semble logique de trouver des traces de passages de prédateurs à proximité des zones de nidification des oiseaux. Aucune conclusion hâtive ne doit être tirée de ces informations, c'est pourquoi, un suivi de la population des prédateurs est également envisageable afin de répondre aux interrogations posées.

Pour conclure sur les patrons d'établissement d'un nid de sarcelle d'hiver en fagnes, nous pouvons dire qu'à première vue, deux variables possèdent une légère influence sur ce choix. Il s'agit de la profondeur moyenne du plan d'eau ainsi que sa superficie. Ce qui correspond à certaines informations trouvées dans la littérature (Verheyen, 1952 ; Brown and Dinsmore, 1986; Craig & Beal, 1992 ; Benoit & Askins, 2002). Cependant, il faut garder à l'esprit que le présent modèle n'a été réalisé que pour un faible nombre de relevés, son interprétation étant donc malaisée.

Malgré tout, nous invitons les prochains scientifiques étudiant la reproduction de la sarcelle d'hiver en Belgique à se pencher principalement sur les deux variables retenues, afin d'affirmer ou d'infirmer la probable corrélation présentée ci-dessus. Des études plus systématiques avec un grand jeu de données pourraient être menées afin de mettre en avant des espèces végétales favorisant l'établissement de cet anatidé. En effet, une étude à large échelle pourrait comparer des types de végétation plus distincts et peut-être mettre en avant l'importance de certains taxons.

IV. Comportement des sarcelles

i. Description des résultats

Le tableau 9 reprend l'ensemble des grands patrons comportementaux observés chez la sarcelle. La majorité de ceux-ci sont des comportements de fuite suite au dérangement créé par la présence humaine. En effet, plus de 60% des comportements observés ont mené à un envol de l'animal. Les patrons de défense des jeunes canetons sont également présents, avec les modalités « patte cassée, aile cassée et tape aile sur eau). Ces comportements permettent d'affirmer qu'une reproduction a eu lieu sur la mare prospectée, même si aucun jeune n'est observé directement. Il est intéressant de noter qu'un seul comportement de parade nuptiale a été observé sur un individu mâle. Il s'agissait de se grandir et battre des ailes (« bat des ailes ») dans le tableau. C'est assez surprenant alors que nous étions sur place durant la période nuptiale. Cela signifie que pour observer les comportements nuptiaux chez la sarcelle, il faut pouvoir les étudier de loin (dans un mirador par exemple) afin de ne pas les mettre en fuite.

ii. Discussion générale

Au total, 60 suites de comportements différents ont été observées sur le terrain. Ces comportements ont ensuite été regroupés en 23 grands comportements considérés comme assez différents (tableau 9).

Ces patrons comportementaux ont principalement été remarqués lors du dérangement de l'animal lors de nos relevés. En effet, seule une occurrence de comportement « non dérangé » a été relevée, il s'agit du comportement alimentaire d'une sarcelle mangeant. Dans ce cas, la sarcelle fouillait le bord peu profond de l'étang pour y trouver de quoi se sustenter. Les 22 autres comportements sont tous liés au dérangement causé par la présence humaine. Nous avons remarqué que certains de ces comportements étaient accompagnés ou non de cris de détresse. Ces comportements avec cri ont donc été séparés des autres car leurs influences sur les autres oiseaux présents dans la zone est évidemment différente. En effet, une sarcelle s'envolant sans bruit n'aura pas le même impact sur ses congénères qu'un oiseau s'envolant à grand renfort de cris.

Nous pouvons remarquer que la majorité des sarcelles ont fini par s'envoler. En combinant les fréquences relatives des patrons prouvant l'envol des sarcelles, à savoir « envol », « envol + cri », « pose », « pose + cri », « vol », « vol en rond » et « vol + cri », nous arrivons à 62% des comportements observés.

Nous avons également relevé des comportements typiques de la sarcelle femelle en présence de jeunes canetons. En effet, les comportements « aile cassée », « patte cassée », « tape aile sur eau » et « plonge » sont typiques de mères inquiètes pour leur progéniture mais étonnamment peu décrites dans la littérature (après de longues recherches, seuls Afton & Paulus (1992) et Géroudet (1999) semblent décrire ce comportement mais chez le canard colvert...). Nous allons les décrire rapidement ci-dessous.

Le comportement « tape aile sur l'eau » s'est systématiquement déroulé lorsque nous avons surpris une femelle postée sur un andain avec ses jeunes à proximité. Lors de notre arrivée, la sarcelle saute dans l'eau et tape ses ailes sur l'eau en criant et s'éloignant le plus vite possible de nous. La photographie 34 montre un exemple de ce comportement.



Figure 34: *Anas crecca* tapant des ailes sur l'eau. Décapages 2015 de la fagne des Deux-Séries (23/06/17).



Figure 35: *Anas crecca* femelle faisant l'aile cassée. Décapages 2015 de la fagne des Deux-Séries (23/06/17).



Figure 36: *Anas crecca* femelle mimant une patte cassée. Décapages 2015 de la fagne des Deux-Séries (10/06/17).

Les comportements « aile cassée » et « patte cassée » sont tous deux des manœuvres de diversion visant à attirer le prédateur vers la femelle plutôt que vers les jeunes. Ces comportements se réalisent lorsque la sarcelle sort de l'eau et marche sur la grève. La première attitude consiste à laisser trainer une aile par terre et faire semblant de ne pouvoir s'envoler tandis que la deuxième met en scène la femelle boitant au bord de l'eau, en pliant une de ses deux pattes de façon à mettre son pied de façon perpendiculaire au sens de la marche (voir figures 35 et 36).

Un autre comportement exceptionnel que nous avons remarqué est la faculté que possèdent les canards de surface à plonger sous l'eau en cas de présence qu'ils considèrent comme menaçante. En effet, un tel comportement de fuite par nage et cri suivi d'un plongeon rapide a été répertorié une demi-dizaine de fois, aussi bien pour les sarcelles que pour les colverts femelles et jeunes (petits, moyens ou gros). Ce comportement a été listé dans la littérature notamment par Géroudet (1999) mais reste assez étonnant à observer en réalité. Surtout lorsque les canetons et canes plongeurs ne réapparaissent pas sur la mare de laquelle ils ont disparu...

iii. **Autres comportements intéressants à décrire**

Un comportement tout à fait exceptionnel et remarquable a été noté lors des relevés de terrain. Alors que nous entamions une nouvelle série d'observations sur les plans d'eau, nous chassâmes un renard qui était à l'affût au bord d'un andain. Nous nous dîmes alors que nous ne verrions aucun oiseau dans les mares avoisinantes étant donné la présence du méso-prédateur roux. Or, dès que nous montâmes sur l'andain duquel nous venions de chasser le goupil, une sarcelle femelle sorti des molinies à nos pieds et se mit à voler et crier comme en présence de jeunes. Désormais sur le qui-vive, nous prîmes alors garde à ne pas marcher sur un nid contenant des œufs. Mais une surprise plus grande nous attendait au prochain pas, en faisant partir un quintet de poussins de nos pieds. Cette anecdote prouve la différence de comportement face à deux prédateurs différents. En effet, les sarcelles se sont cachées face au goupil tandis qu'elles se sont enfuies à gros renfort de cris lorsque nous sommes arrivé. Ensuite, un autre comportement intéressant à noter est le passage de la femelle et de l'ensemble de ces jeunes d'une mare à l'autre (3 andains inter-mares ont été franchis par les tout jeunes poussins).

Dans le même ordre d'idée, un comportement similaire c'est produit avec un pipit farlouse. En effet, en arrivant près d'un andain, nous remarquons un pipit avec la becquée posé sur un épicea mort. Nous décidons alors de tenter une approche. Mais malgré cette dernière, le pipit ne bougeait pas. Nous décidons alors de monter sur l'andain au pied de l'épicéa afin de voir la mare présente de l'autre côté. De nouveau, le pipit ne broncha pas. Mais alors que nous photographions l'oiseau sous son plus beau profil, un renard démarra du pied de l'andain et s'enfuit vers d'autres proies plus faciles d'accès. Dès que la bête rousse fut partie, le pipit figé s'envola à grand renfort de cris. Cette deuxième observation exceptionnelle confirme la différence de comportement de l'avifaune face aux différents prédateurs rencontrés.

Un autre comportement de sarcelle, observé à une seule et unique reprise, consiste à se plaquer sur l'eau pour se faire la plus petite possible. Il faut bien avouer que cette technique permet à l'oiseau de passer facilement inaperçu si l'on ne l'avait pas repéré au préalable.

V. Futures études possibles en relation avec la présente recherche

i. Recherche sur le type d'habitat privilégié par les sarcelles d'hiver en Wallonie

La présente étude semble indiquer que la superficie et l'âge seraient les deux variables expliquant le mieux, bien que de façon peu significative, le choix des mares sur lesquelles les sarcelles se sont reproduites durant l'été 2017 dans les Hautes-Fagnes. Etant donné les faiblesses de l'étude, à savoir le faible nombre de nichées trouvées et l'unique saison d'observation, il serait intéressant de poursuivre les recherches concernant l'habitat privilégié de la sarcelle en Wallonie. Pour ce faire, une étude de plus grande envergure pourrait être lancée.

Cette recherche pourrait se pencher sur les autres sites de nidification de l'espèce en région wallonne, à savoir: les Fagnes de l'Est, le plateau des Tailles, la vallée de la Haine,... (Jacob *et al.*, 2015; Jacob *et al.*, 2016b).

Cette étude à large échelle pourrait donc se concentrer sur quelques mares pour lesquelles des nidifications ont déjà été prouvées et dès lors caractériser au mieux les plans d'eau, par des facteurs abiotiques (superficie, périmètre, profondeur moyenne, profondeur maximale, pH, pente des berges,...) et biotiques (végétation périphérique au plan d'eau, végétation sur le plan d'eau, larves et insectes présents dans les plans d'eau et aux abords de ceux-ci). Une recherche de ce genre pourrait offrir un complément d'information à l'étude de Paquette & Ankney (1996), qui affirme que la sarcelle choisit le milieu le plus fertile parmi un groupe d'habitats humides à l'ouest du Canada.

ii. Pistes pour le suivi de la nourriture consommée par les sarcelles en Wallonie

Des monitorings des invertébrés présents dans les mares peuvent également être prévus au programme de suivis scientifiques des Hautes-Fagnes et plus globalement wallons. Des exemples d'inventaires d'invertébrés sont donnés par Murkin *et al.* 1983, Elmberg *et al.* 1992 et 1993. L'intérêt des suivis des invertébrés est exprimé par Hespenheide (1971) qui indique que la taille moyenne des proies capturées par les oiseaux insectivores est toujours la plus grande possible. Cependant, Nummi 1993 et Nummi *et al* 1995., semblent conclure que la sarcelle d'hiver consomme au contraire plus de proies de petite taille (jusqu'à 7,5mm).

Certaines hypothèses avancent aussi qu'un déclin global des ressources pourrait conduire à une diminution de la compétition interspécifique pour un type de proie, c'est-à-dire que chaque prédateur se focaliserait sur un type de proie et éviterait de rentrer en compétition avec un autre chasseur pour une espèce précise. (Wiens 1977, 1989b, DuBowy 1988, Nudds 1992, Wiens 1993). Bien que parfois, certains anatidés conservent des prélèvements peu spécifiques pour certains types de proies, malgré des variations dans l'abondance/présence de proies (Jaksic *et al.* 1993). Ceci est intéressant car les sarcelles peuvent parfois se retrouver dans des habitats avec une zone très réduite pour la recherche d'organismes benthiques (Nummi & Pöysä 1995). Pulliam (1985) rajoute que lorsque des anatidés se trouvent en manque de nourriture, les espèces les plus grosses peuvent exclure toutes les autres. Dès que les ressources redeviennent plus abondantes, les premières espèces à être tolérées par les grosses sont les plus petites espèces de la guilde (Pulliam, 1985). C'est pourquoi l'étude de Nummi (1993) ayant suivi les recouvrements entre les régimes des colverts et des sarcelles est particulièrement intéressante. Cette étude a mis en évidence le fait que les grands animaux benthiques sont consommés principalement par les colverts (Perret 1962, Nummi 1993).

iii. Autres recherches biologiques

a. Mammifères

La population des mammifères prédateurs en Hautes-Fagnes est assez peu connue. C'est pourquoi une étude menée en collaboration avec le DNF visant à estimer de façon plus précise les populations de renard, des divers mustélidés présents et surtout de l'invasif et ô combien dérangeant raton laveur pourrait être réalisée. Etant donné que les agents DNF du haut plateau souhaitent suivre une formation visant à capturer cette espèce nocive pour la biodiversité endémique de nos régions (Bartoszewicz,

2011), nous suggérons de monter une étroite collaboration avec ces derniers afin d’appréhender au mieux les effectifs de ce mammifère et son impact sur la biodiversité, en étudiant par exemple les résidus présents dans leur tractus intestinal (Vanderhoeven *et al.*, 2015). Une étude en cours sur l’impact de ce prédateur redoutable en Wallonie pourrait s’investir dans ce piégeage (Campos Martinez *et al.*, 2013).

b. Invertébrés du sol tourbeux

Nous savons que les limicoles se nourrissent principalement de vers trouvés dans la vase (Cramp & Simmons, 1993c). Cependant, la théorie voudrait qu’aucun ver ne se retrouve dans la tourbe étant donné l’acidité élevée du milieu. Néanmoins, les limicoles et autres musaraignes doivent trouver des invertébrés afin de se sustenter. A notre connaissance, aucune étude ne s’est penchée sur le sujet dans nos contrées, c’est pourquoi nous proposons de lancer une recherche sur l’étude des invertébrés inféodés aux milieux tourbeux.

VI. Autres recherches non-directement liées à la présente étude

i. Tétrras lyre

Certains des tétras lyres suédois relâchés le 28 avril 2017 pour renforcer la population du haut plateau, ont été captés en périphérie des zones restaurées de la Fagne des Deux-Séries. Cependant, malgré leurs colliers GPS, il est difficile de les localiser de façon précise. Ceci est expliqué par la faible portée desdits colliers. De plus, la collecte des données GPS nécessite une antenne fort encombrante et doit se réaliser en se trouvant à moins de 150m de l’oiseau porteur du GPS (Loneux, com. pers.).

Ces difficultés mises en avant, il est opportun de penser à d’autres mesures de suivi des futurs oiseaux relâchés en vue du renforcement de la population belge de coq de bruyères. Une recherche par drone des données émises par les GPS des oiseaux pourrait être envisagée. Le drone utilisé pour ces recherches de tétras pourrait éventuellement être utilisé à d’autres fins telles que la détection par infrarouge du gibier dans la réserve naturelle et un suivi de l’évolution du couvert végétal par la voie des airs. En effet, ce genre d’utilisation des nouvelles technologies est en vogue pour le moment et de nombreuses études se penchent sur ce nouvel outil de suivi de la faune (Chabot & Bird, 2015 ; Habel *et al.*, 2016 ; Mulero-Pázmáni *et al.*, 2017 ; Tremblay *et al.*, 2017). Certaines de ces recherches se penchent spécifiquement sur le cas des oiseaux (Junda *et al.*, 2015 ; Vas *et al.*, 2015 ; Chabot & Francis, 2016 ; Junda *et al.*, 2016 ; Wilson *et al.*, 2017).

Cet investissement pourrait permettre de gagner un temps précieux sur le terrain et éventuellement faciliter l’encodage et le traitement des données par une procédure paramétrée du chargement des données sur ordinateur.

ii. Odonates

Comme cité ci-dessus, de nombreuses odonates ont été croisées autour des mares créées par les travaux de restauration du Haut-Plateau. Un suivi est déjà mis en place par l’équipe Natura 2000 du Haut-Plateau (Kever *et al.*, 2014). Il pourrait être intéressant pour eux de sélectionner quelquesunes des mares des décapages datant de 2014, de 2015 et ceux de ce printemps 2017 afin de comparer les populations de libellules et demoiselles en fonction de l’âge des mares étudiées.

iii. Autres recherches biologiques

Des études sur les micromammifères fagnards, les arachnides et autres reptiles pourraient également voir le jour dans les zones restaurées et apporter un plus aux connaissances biologiques de ce milieu particulier qu’abrite les Hautes-Fagnes.

iv. Recherche historique

Au cours des recensements de l’avifaune, nous sommes passés par la toute nouvelle zone décapée des Deux-Séries, faisant une vingtaine d’hectares. Et tout à fait par hasard, nous sommes tombés sur une

zone comportant des débris de céramique semblant assez ancien (voir annexe). La localisation approximative (en Lambert 72) de cette découverte intéressante est la suivante : en X et en Y.

Ces débris pourraient éventuellement dater de la période gallo-romaine ou mérovingienne, les Fagnes ayant servi de passage à de nombreux charrois. Cette hypothèse est corroborée par la découverte de la Via Mansuerisca et des nombreuses interrogations concernant (Nekrassoff, 1993; Strel, 1997; Renson *et al.*, 2005; Strel *et al.*, 2005; Corbiau & Hoffsummer, 2006; Renson *et al.*, 2008). Dès lors, une nouvelle fouille des Fagnes et plus précisément des Deux-Séries pourrait être envisagée afin de nous donner plus d'informations sur les moeurs de nos ancêtres et leur utilisation de la zone fagnarde.

Conclusion

L'état de la biodiversité mondiale est extrêmement préoccupant. Parmi les habitats les plus menacés de par le globe figurent les milieux humides et plus précisément les tourbières. Parmi ces tourbières, le plateau des Hautes-Fagnes, situé au centre de l'Europe est particulièrement intéressant car offrant refuge à de nombreuses espèces animales et végétales rares dans nos régions. Malheureusement, cette zone s'est dégradée au fil du temps, malgré son statut de plus vieille réserve naturelle de Belgique.

De nombreux travaux (projets LIFE, PWDR,...) ont vu le jour dans les Hautes-Fagnes afin de restaurer les biotopes typiques des zones tourbeuses. Ces restaurations ont permis la création de nombreuses zones ennoyées attirant de nombreux oiseaux d'eau.

La présente étude se penche sur la réponse de l'avifaune inféodée aux milieux humides dans les zones restaurées de la Fagne des Deux-Série et de la réserve naturelle du Rond-Buisson. Nous pouvons affirmer que ces travaux possèdent des impacts positifs indiscutables du point de vue de l'avifaune fagnarde. La plus belle preuve de cette affirmation est la découverte de preuves de nidifications pour une espèce en voie d'extinction en Belgique, la bécassine des marais. Une étude de la distribution temporelle des espèces rencontrées nous a également permis de définir les statuts (nicheur, migrateur, estivant) des taxons rencontrés. Ces statuts pourraient varier assez rapidement avec l'apparition régulière de nouvelles espèces dans les zones prospectées (Ghiette, com.pers.) et pourraient mener à des suivis à long terme de population.

Nous nous sommes également penchés sur une espèce spécifique d'anatidés, récente nicheuse sur le haut plateau, la sarcelle d'hiver. Nous avons essayé de caractériser, le plus précisément possible, les exigences environnementales de cet anatidé pour la reproduction, tel que demandé par Arzel *et al.* (2006). Les résultats obtenus par régression logistique nous montrent, qu'à première vue, la superficie, et dans une moindre mesure, la profondeur moyenne des mares, influencent les sarcelles dans le choix du plan d'eau autour duquel elles vont s'établir et se reproduire. Cependant, bien que l'étude phytosociologique des divers plans d'eau prospectés ait montré une différence de composition floristique entre les divers types de travaux, aucune corrélation entre des espèces végétales et la présence de sarcelle n'a pu être trouvée. De futures études sont à prévoir pour répondre encore mieux à ces interrogations.

Quelques patrons comportementaux ont également été décrits et confirment les dires de la littérature sur le sujet. Les attitudes de défense des sarcelles envers leurs jeunes sont en effet une bonne manière de prouver une reproduction, même si les jeunes ne sont pas visibles.

Enfin, quelques pistes de recherches sur la sarcelle et les Hautes-Fagnes sont proposées. Notamment une recherche historique sur ce qui semble être des céramiques anciennes découvertes dans les décapages créés en 2017.

De façon plus générale, les Hautes-Fagnes n'ont pas fini de nous étonner, autant sur le plan des habitats que sur celui des espèces. De nombreuses études futures sont donc évidemment possibles dans cet écrin de biodiversité au sein de l'Europe occidentale.

Nous conclurons ce travail en disant que la biodiversité est une source intarissable d'émerveillement pour tous, c'est pourquoi il est indispensable de prendre en compte son importance et sa protection dans tous travaux entrepris à l'heure actuelle.

Bibliographie

- Abrahams C., 2008. All Ebb And Flow - Droughts, Floods And Lakes In The Future Landscape. In: Flooding, Water and the Landscape. Edité par: *I. Journal of Practical Ecology and Conservation*, **7** (1): 9-17.
- Afton A.D. & Paulus S.L. 1992. Incubation and brood care. In: *The Ecology and Management of Breeding Waterfowl* (Ed. by Batt, B. D. J., Afton, A. D., Anderson, M. G., Ankney, C. D., Johnson, D. H., Kadlec, J. A. et Krapu, G. L.), pp. 62-108. Minneapolis: University of Minnesota Press.
- Agami M. & Waisel Y., 1986. The role of mallard ducks (*Anas platyrhynchos*) in the distribution and germination of seeds of the submerged hydrophyte *Najas marina* L. *Oecologia*, **68**: 473-475.
- Alexandre J. & Petit F., 1983. *Etudes intégrées des problèmes hydrologiques et forestiers sur le versant septentrional des Hautes-Fagnes. Etude des processus climatologiques intervenant dans le bilan hydrologique (précipitations-interception-évaporation)*. Université de Liège, Laboratoire de géographie physique, inédit: 83p.
- Alisauskas R.T. & Ankney C.D., 1994. Nutrition of breeding female ruddy ducks: the role of nutrient reserves. *Condor*, **96**: 878-897.
- Allombert, S., Gaston, A. J., & Martin, J.-L., 2005. A natural experiment on the impact of overabundant deer on songbird populations. *Biological Conservation*, **126**(1): 1-13.
- Andersson A.J., Mackenzie F.T. & Lerman A., 2005. Coastal ocean and carbonate systems in the high CO₂ world of the anthropocene. *American Journal of Science*, **305**, 875-918.
- André M., Mahy G., Lejeune Ph. & Bogaert J., 2014. Vers une synthèse de la conception et une définition des zones dans le gradient urbain-rural. *Biotechnol. Agron. Soc. Environ.*, **18**(1): 61-74.
- Anon., 2011. Biodiversity news. *Biodiversity*, **12**(2): 129-139.
- Antrop M., 2000. Geography and landscape science. *Belgeo*, **1-2-3-4**: 9-35.
- Arzel, C. 2006. *Ecology of teals and other dabbling ducks: connection between their wintering, spring staging and breeding grounds*. Ph.D. thesis, Toulouse III University, Toulouse, France.
- Arzel C., Elmberg J. & Guillemain M., 2006. Ecology of spring-migrating Anatidae: a review. *J. Ornithol.* **147**: 167-184.
- Arzel C., Elmberg J. & Guillemain M., 2007. A flyway perspective of foraging activity in Eurasian Green-winged Teal, *Anas crecca crecca*. *Can. J. Zool.* **85**: 81-91.
- Arzel C., et al., 2014. Early springs and breeding performance in two sympatric duck species with different migration strategies. *Ibis*, **156**: 288-298.
- Asplund C., 1981. Time budgets of breeding Mallard in northern Sweden. *Wildfowl*, **32**: 55-64.
- Aström M., 1992. Interspecific variation in time budgets among sympatric dabbling ducks. *Ornis Svec.* **2**: 131-138.
- Atkinson P.W., 2003. Can we recreate or restore intertidal habitats for shorebirds? *Wader Study Group Bulletin*, **100**: 67-72.
- Augustin J., Merbach W., Schmidt W. & Reining E., 1996. Effect of changing temperature and water table on trace gas emission from minerotrophic mires. *Angew Bot*, **70**: 45-51.
- Bain C.G. et al., 2011. *IUCN UK Commission of Inquiry on Peatlands*. IUCN UK Peatland Programme, Edinburgh.
- Bakken V., Runde O. & Tjørve E., 2003. *Norwegian bird ringing atlas*. Stavanger Museum, Stavanger, Norway.
- Baldassarre G.A., Paulus S.L., Tamisier A. & Titman R., 1988. Workshop summary: techniques for timing activity of wintering waterfowl. In: *Waterfowl in winter*. Edited by M.W. Weller. University of Minnesota Press, Minneapolis.
- Baldassarre G.A. & Bolen E.G., 1994. *Waterfowl ecology and management*. John Wiley, New York.
- Balmaki B. & Barati A., 2006. Harvesting status of migratory waterfowl in northern Iran: a case study from Gilan Province. In: Boere G., Galbraith C. & Stroud D. (ed.), *Waterbirds around the world*, pp. 868-869. The Stationery Office, Edinburgh, UK.
- Baltzinger M., et al., 2016. Overabundant ungulates in French Sologne? Increasing red deer and wild boar pressure may not threaten woodland birds in mature forest stands. *Basic and Applied Ecology*, **17** (6): 552-563.
- Bambach R. K., 2006. Phanerozoic biodiversity mass extinctions. *Annu. Rev. Earth Planet. Sci.*, **34**: 127-155.

- Barbier E.B., Acreman M. & Knowler D., 1997. *Economic valuation of wetlands: a guide for policy makers and planners*. Ramsar Convention Bureau, Gland.
- Barnosky A.D., 2009. *Heatstroke: Nature in an Age of Global Warming* 1–269 (Island Press).
- Barnosky AD, Matzke N, Tomiya S, Wogan GOU, Swartz B et al (2011) Has the Earth's sixth mass extinction already arrived? *Nature*, **471**:51–57.
- Bartoszewicz M., 2011. *NOBANIS – Invasive Alien Species Fact Sheet – Procyon lotor*. Online Database of the European Network on Invasive Alien Species – NOBANIS www.nobanis.org, 6/08/2017.
- Batt, B. D. J. et al., (eds.) 1992: *Ecology and management of breeding waterfowl*. University of Minnesota Press, Minneapolis.
- Baudière A. & Serve L., 1975. Les groupements végétaux du Pla de Gorra-Blanc (massif du Puigmal, Pyrénées Orientales). Essai d'interprétation phytosociologique et phytogéographique. *Nat. Monsp., sér. Bot.*, **25** : 5-21.
- Beauchard O., Jacobs S., Ysebaert T. & Meire P., 2013. Avian response to tidal freshwater habitat creation by controlled reduced tide system. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, **131**: 12-23.
- Beets C.P., 1992. The relation between the area of open water in bog remnants and storage capacity with resulting guidelines for bog restoration. In: Bragg O.M., Hulme P.D., Ingram H.A.P. & Robertson R.A. (eds.). *Peatland ecosystem and man: an impact assessment*. University of Dundee, Departement of Biological Sciences: 133-140.
- Bennun L. & Howell K., 2002. *African Forest biodiversity: a field survey manual for vertebrates*, eds. G. Davies & M. Hoffmann, Earthwatch Europe, Earthwatch, Oxford.
- Benoit S.K. & Askins R.A., 2002. Relationship between habitat area and the distribution of tidal marsh birds. *Wilson Bulletin*, **114**: 314-323.
- Bernstein C.M., Krebs J.R. & Kacelnik A., 1991. Distribution of birds amongst habitats: theory and relevance to conservation. In: Perrins, C.M., Lebreton, J.D., Hirons, G.J.M. (Eds.), *Bird Population Studies: Relevance to Conservation and Management*. Oxford University Press, Oxford, UK, pp. 317-345.
- Bibby C.J., Jones M. & Marsden S., 1998. *Expedition Field Techniques: Bird Surveys*. Royal Geographical Society, London.
- Bibby C.J., Burgess N.D., Hill D.A. & Mustoe S.H., 2000. *Bird Census Techniques*, 2eme ed. Academic Press, London.
- BirdLife International. 2016. *Anas crecca*. The IUCN Red List of Threatened Species 2016: e.T22729717A86030704. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2016-3.RLTS.T22729717A86030704.en>. (22 juin 2017).
- BirdLife International, 2017. *Species factsheet: Anas crecca*. <http://www.birdlife.org>. (22/06/2017).
- Biodiversité.wallonie, 2017a. biodiversite.wallonie.be
- Biodiversité.wallonie, 2017b. *Liste des espèces végétales protégées en Wallonie*. <http://biodiversite.wallonie.be/fr/plantes-protegees-et-menacees.html?IDC=3076> (09/08/17).
- Bless M.J.M. et al., 1990. The Stavelot massif from Cambrian to recent. A survey of the present state of knowledge. *Annales de la Société géologique de Belgique*, **113**: 55-73.
- Bless M.J.M. & Fernandez Narvaiza C., 1997. L'inondation par la mer, étape par étape, de la Vêquée, entre Hockai et la Baraque-Michel, au cours du Crétacé récent. *Hautes Fagnes*, **225**: 17-26.
- Bölscher B., 1988. On habitat selection of bird species in northwest German raised bogs – a contribution to landscape evaluation (in German). *Braunschweig Naturkd Schr*, **3**:29–119.
- Bolton M., Tyler G., Smith K. & Bamford R., 2007. The impact of predator control on lapwing Vanellus vanellus breeding success on wet grassland nature reserves. *Journal of applied Ecology*, **44**: 534-544.
- Boström U. & Nilsson S.G., 1983. Latitudinal gradients and local variations in species richness and structure of bird communities on raised peat-bogs in Sweden. *Ornis Scand*, **14**: 213–226.
- Boudru M., 1986. *Forêt et sylviculture : Sylviculture appliquée*. Gembloux, Les Presses agronomiques de Gembloux, 244 p.
- Bouillenne R., 1954. Facteurs climatiques et tourbières. Nature des déséquilibres biologiques et hydriques dans les tourbières des Hautes-Fagnes. *Annales de l'Ecole nationale d'Agriculture de Montpellier*, **29** (3-4): 1-6.
- Bouillenne R., Deuze P. & Streel M., 1956. Introduction historique à l'étude des tourbières de la fagne des Deux-Séries. *Bulletin de la Société royale des Sciences de Liège*, **5**: 260-279.

- Bourguignon P., 1953. Associations minéralogiques des limons et argiles des Hautes-Fagnes. *Annales de la Société géologique de Belgique*, **77**: 39-59.
- Brander L.M., Florax R.J.G.M. & Vermaat J.E., 2006. The empirics of wetland valuation: A comprehensive summary and a meta-analysis of the literature. *Environmental and Resource Economics*, **33** (2): 223-250.
- Braun-Blanquet J., 1964. *Pflanzensoziologie. Grundzüge der vegetationskunde*. 3e éd., Springer, Wien-New York, 865 p.
- Bregnballe T., Madsen J. & Rasmussen P.A.F., 2004. Effects of temporal and spatial hunting control in waterbird reserves. *Biological Conservation* **119**: 93-104.
- Bregnballe T. et al., 2006. Sustainable hunting of migratory waterbirds: the Danish approach. In: Boere G., Galbraith C. & Stroud D. (eds), *Waterbirds around the world*, pp. 854-860. The Stationery Office, Edinburgh, U.K.
- Bromley R.G. & Jarvis R.L., 1993. The energetics of migration and reproduction of Dusky Canada Geese. *Condor*, **95**: 193-210.
- Bronne L., 2010. Faucon hobereau, Falco subbuteo. In Jacob J.-P., et al., 2010. *Atlas des oiseaux nicheurs de Wallonie 2001-2007. Série Faune-Flore-Habitats n°5. Aves et Région wallonne*, Gembloux : 524 p.
- Brook B.W., Sodhi N.S. & Bradshaw C.J., 2008. A. Synergies among extinction drivers under global change. *Trends Ecol. Evol.*, **23**: 453–460.
- Brooker R. W., et al., 2008. Facilitation in plant communities: the past, the present, and the future. *Journal of Ecology*, **96**: 18–34.
- Brouwer R., Langford I.H., Bateman I.J. & Turner R.K., 1999. A meta-analysis of wetland contingent valuation studies. *Regional Environmental Change*, **1** (1): 47-57.
- Brown M. & Dinsmore J.J., 1986. Implication of marsh size and isolation for marsh bird management. *Journal of Wildlife Management*, **50**: 392-397.
- Brown S.C., Smith K. & Batzer D., 1997. Macroinvertebrate responses to wetland restoration in northern New York. *Community and Ecosystem Ecology*, **26**: 1016–1024.
- Brown L.E, Ramchunder S.J., Beadle J.M. & Holden J., 2016. Macroinvertebrate community assembly in pools created during peatland restoration. *Science of the Total Environment*, **569-570**: 361-372.
- Brück L., 2002. *La périurbanisation en Belgique : comprendre le processus de l'étalement urbain*. Liège, Belgique : Université de Liège.
- Buckland S.T., Marsden S.J. & Green R.E., 2008. Estimating bird abundance: making methods work. *Bird Conservation International*, **18**: 91-108.
- Calladine J., Garner G., Wernham C. & Thiel A., 2009. The influence of survey frequency on population estimates of moorland breeding birds. *Bird Study*, **56**(3): 381-388.
- Calladine J., Critchley C.N.R., Baker D., Towers J. & Thiel A., 2014. Conservation management of moorland: a case study of the effectiveness of a combined suite of management prescriptions which aim to enhance breeding bird populations. *Bird Study*, **61** (1): 56-72.
- Calmé S. & Desrochers A., 2000. Biogeographic aspects of the distribution of bird species breeding in Québec's peatlands. *J Biogeogr*, **27**:725–732.
- Calmé S., Desrochers A. & Savard J-P. L., 2002. Regional significance of peatlands for avifaunal diversity in southern Québec. *Biological Conservation*, **107**, 273–281.
- Campos Martinez I., et al., 2013. *Ecological impacts of an invasive species in Wallonia, the raccoon (Procyon lotor)*. 31st IUGB Congress Programme & Abstract Book. Abstracts-Posters. Brussels. p.288.
- Carpenter P.A. & Bishop P.C., 2009. The seventh mass extinction: Human-caused events contribute to a fatal consequence. *Futures*, **41**(10): 715-722.
- Carpio A.J., Hillström L. & Tortosa F.S., 2016. Effects of wild boar predation of nests of wading birds in various Swedish habitats. *Eur. J. Wild. Res.*, **62**: 423-430.
- Caviglia-Harris J.L., Sills E.O., Jones L., Saha S., Harris D., McArdle S., & Powell R., 2009. Modeling land use and land cover change in an Amazonian frontier settlement: Strategies for addressing population change and panel attrition. *Journal of Land Use Science*, **4**(4): 275-307.
- Ceballos G. & Ehrlich, P.R., 2002. Mammal population losses and the extinction crisis. *Science*, **296**: 904–907.

- Ceballos G., García A. & Ehrlich P.R., 2010. The sixth extinction crisis: Loss of animal populations and species. *J. Cosmology*, **8**:1821–1831.
- Ceballos G., et al., 2015. Accelerated modern human-induced species losses: Entering the sixth mass extinction. *Sci Adv*, **1**: e1400253.
- Ceballos G., Ehrlich P.R. & Dirzob R., 2017. *Biological annihilation via the ongoing sixth mass extinction signaled by vertebrate population losses and declines*. PNAS Early Edition.
- Chabot D. & Bird D.M., 2015. Wildlife research and management methods in the 21st century: Where do unmanned aircraft fit in? *J. Unmanned Veh. Syst.*, **3**: 137–155.
- Chessel D. & Debouzie D., 1983. *Analyse des correspondances et écologie : causes et conséquences du succès*. Actes du 12e Colloque des « Méthodes Mathématiques Appliquées à la Géographie », Besançon, 117-137.
- Chevassus-au-Louis B., et al., 2009. *Approche économique de la biodiversité et des services liés aux écosystèmes : Contribution à la décision publique, Rapports et Documents*. Centre d'Analyse Stratégique. Paris, 378 p.
- Clark J.M., et al., 2010. Assessing the vulnerability of blanket peat to climate change using an ensemble of statistical bioclimatic envelope models. *Clim Res*, **45**: 131–150.
- Clements F.E., 1916. *Plant Succession. Publication 242*. Carnegie Institute, Washington, DC.
- Collard A., 2017a. Relevés d’éléments biologiques d’intérêt patrimonial dans les vallées de la Soor, de la Helle et de la Soristène. Première partie: la Soor. *Hautes Fagnes*, **306**: 18-25.
- Collard A., 2017b. Relevés d’éléments biologiques d’intérêt patrimonial dans les vallées de la Soor, de la Helle et de la Soristène. Première partie: la Helle et la Soristène. *Hautes Fagnes*, **307**: Sous presse.
- Convention on Biological Diversity., 2011. *Strategic Plan for Biodiversity 2011-2020 and the Aichi Targets. « Living in Harmony with Nature »*.
- Corbiau M.-H. & Hoffsummer P., 2006. Waimes/Robertville: la Via Mansuerisca et la découverte d'un véhicule. *Vie archéologique, chronique de l’archéologie wallonne*. **13**: 134-136.
- Costanza R., et al. 1997. The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature*, **387**: 253-260.
- Côté S. D., et al., 2004. Ecological Impacts of Deer Overabundance. *Annu. Rev. Ecol. Syst.*, **35**: 113-147.
- Craig R.J. & Beal K.G., 1992. The influence of habitat variables on marsh bird communities of the Connecticut river estuary. *Wilson Bulletin*, **104**: 295-311.
- Cramp, S. & Simmons, K.E.L. (eds.), 1993a. *Handbook of the Birds of Europe, the Middle East, and North Africa. The Birds of the Western Palearctic. Volume I. Ostrich to Ducks*. Oxford University Press, Oxford.
- Cramp S. & Simmons K.E.L. (eds.), 1993b. *Handbook of the Birds of Europe, the Middle East, and North Africa. The Birds of the Western Palearctic. Volume II. Hawks to Bustards*. Oxford University Press, UK.
- Cramp S. & Simmons K.E.L. (eds.), 1993c. *Handbook of the Birds of Europe, the Middle East, and North Africa. The Birds of the Western Palearctic. Volume III. Waders to Gulls*. Oxford University Press, UK.
- Crisp D.T., Heal O.W., 1996. Diversity and distribution of aquatic meso- and microfauna in mires. In: Standen V, Tallis JH, Meade R (eds). *Patterned mires and mire pools – Origin and development; flora and fauna – proceedings*. University of Durham, Durham, pp 163–168.
- Crossland C.J., et al., Eds. 2005. *Coastal Fluxes in the Anthropocene*. Berlin, Germany: Springer.
- Crutzen P.J., 2002. Geology of Mankind. *Nature*, **415**, p. 23.
- Crutzen P.J. & Steffen W., 2003. How long have we been in the Anthropocene era? *Climatic Change*, **61**: 251–257.
- Crutzen P.J. & Stoermer E.F., 2000. The Anthropocene. *Global Change Newsletter*, **41**: 17–18.
- Daan, S., Dijkstra, C., Drent, R. & Meijer, T. 1986: Food supply and the annual timing of avian reproduction. *Acta XIX Congr. Int. Ornithol.*: 392–407.
- Dagnelie P., 1960a. Contribution à l'étude des communautés végétales par l'analyse factorielle. *Bull. Serv. Carte Phytogéogr., série B.*, **5 (1)** : 7-71 et **(2)** : 93-195.
- Dahl T.E., 1990. *Wetlands losses in the United States 1780's to 1980's*. US Department of the Interior, Fish and Wildlife Service, Washington, DC, Jamestown: Northern Prairie Wildlife Research Center.
- Daily G.C. (Ed.), 1997. *Nature's Services: Societal Dependence on Natural Ecosystems*. Island Press, Washington, DC, 392 pp.
- Daily G.C. & Matson P.A., 2008. Ecosystem services: from theory to implementation. *PNAS*, **105**: 9455–9456.

- Danell, K. & Sjöberg, K. 1977: Seasonal emergence of chironomids in relation to egg laying and hatching of ducks in a restored lake (northern Sweden). *Wildfowl*, **28**: 129–135.
- Danks H.V. & Rosenberg D.M., 1987. Aquatic insects of peatlands and marshes in Canada: synthesis of information and identification of needs for research. *Mem Entomol Soc Can*, **140**: 163–174.
- Darwin C., 1859. *On the Origin of Species by Means of Natural Selection*. Murray, London.
- Decarie, R., Morneau, F., Lambert, D., Carriere, S. & Savard, J.-P. L. 1995: Habitat use by brood-rearing waterfowl in Subarctic Quebec. *Arctic*, **48**: 383–390.
- deCalesta D.S. & Stout S.L., 1997. Relative deer density and sustainability: a conceptual framework for integrating deer management with ecosystem management. *Wildlife Society Bulletin*, **25(2)**: 252-258.
- Deflandre A., 1977. *Climatologie et végétation dans la vallée de la Schwalm moyenne*. Université de Liège, mémoire de licence en sciences géographiques: 213p.
- De Foucault B., 1980. *Les prairies du bocage virois (Basse-Normandie, France). Typologie phytosociologique et essai de reconstitution des séries évolutives herbagères*. Doc. Phytosoc., N.S., **5**: 1-109.
- De Groot R.S., 1992. *Functions of Nature, Evaluation of Nature in Environmental Planning, Management and Decision Making*. Wolters-Noordhoff, Groningen, The Netherlands.
- De Groot R.S., Alkemade R., Braat L., Hein L. & Willemen L., 2010. Challenges in integrating the concept of ecosystem services and values in landscape planning, management and decision making. *Ecological Complexity*, **7**: 260-272.
- De Lannoy W. & De Corte S., 2000. Urban studies of Belgian geographers at the turn of the millennium. *Belgeo*, **1-2-3-4**: 189-20.
- Delany, S. & Scott, D. (eds.) 2002: *Waterbird population estimates, 3rd ed.* Wetlands International Global Series No. 12.
- del Hoyo J., Elliot A. & Sargatal J., 1992. *Handbook of the Birds of the World, vol. 1: Ostrich to Ducks*. Lynx Edicions, Barcelona, Spain.
- del Hoyo J., Elliott A. & Sargatal J., 1994. *Handbook of the Birds of the World, vol. 2: New World Vultures to Guineafowl*. Lynx Edicions, Barcelona, Spain.
- Demoulin A., 1980. L'évolution géomorphologie du plateau des Hautes-Fagnes et de son versant septentrional. *Bulletin de la Société belge d'Etudes géographiques*, **49**: 21-45.
- Demoulin A., 1986a. Les surfaces d'érosion crétacique et paléogène du nord de l'Ardenne-Eifel. *Zeitschrift für Geomorphologie*, **30**: 53-69.
- Demoulin A., 1986b. L'altération du socle paléozoïque dans le nord de l'Ardenne. *Bulletin de la Société belge d'Etudes géographiques*, **1986-2**: 279-300.
- Demoulin A., 1987a. The distribution of Cretaceous deposits on the Hautes Fagnes plateau (Belgium). *Geologie en Mijnbouw*, **66**: 147-150.
- Demoulin A., 1987b. Les sables oligocènes du plateau des Hautes-Fagnes: une synthèse. *Bulletin de la Société belge de Géologie*, **96**: 81-90.
- Demoulin A., 1988. Cenozoic tectonics on the Hautes-Fagnes plateau (Belgium). *Tectonophysics*, **145**: 31-41.
- Desrochers A., 2001. Les oiseaux: diversité et répartition. In: Payette S, Rochefort L (eds) *Écologie des tourbières du Québec-Labrador*. Les Presses de l'Université Laval, Sainte-Foy, pp 159–173.
- Desrochers A. & Van Duinen G-J., 2006. Peatland Fauna in Boreal Peatland Ecosystem. In: Wieder R.K. & Vitt D.H. (Eds.), 2006. *Boreal Peatland Ecosystems. Ecological Studies*, **188**: 67-94. Springer-Verlag Berlin Heidelberg.
- Deuse P., 1949. Sur les caractères écologiques de *Molinia caerulea* Moench. *Lejeunia*, **13**: 35-38.
- De Vlaming V. & Proctor V.W., 1968. Dispersal of aquatic organisms: viability of seeds recovered from the droppings of captive Killdeer and Mallard ducks. *American Journal of Botany*, **55**: 20–26.
- Dirzo R. & Raven P.H., 2003. Global state of biodiversity and loss. *Annu. Rev. Environ. Resour.*, **28**: 137–167.
- Drèze A. & Schumacker R. (coll. Wilmet J. & Collard R.), 1986. *Faniae. Réserve naturelle des Hautes-Fagnes*. Locoms (ed.), Eastbourne: 280 p.
- Driencourt A., et al., 2010. *Evaluation des services rendus par les zones humides dans le bassin Artois-Picardie*. Agence de l'eau Artois-Picardie, Paris.
- DuBow P.J., 1988. Waterfowl communities and seasonal environments: temporal variability in interspecific competition. *Ecology*, **69**: 1439-1453.

- Dufrêne M. & Legendre P., 1997. Species assemblages and indicator species: the need for a flexible assymetrical approach. *Ecol Monogr*, **67**:345–366
- Dufrêne M., 1998. *Cours de Phytosociologie. Partie « analyse de données ».* version β. 1 – 1/12/98. Adresse : <http://www.biol.ucl.ac.be/ecol/cours/phytosocio/home.html>
- Dufrêne M., 2003. *Méthodes d'analyse des données écologiques et biogéographiques.* Version du 14/05/2003. <http://biodiversite.wallonie.be/outils/methodo/home.html>
- Dufrêne M., 2009. *Les projets LIFE de restauration des biotopes tourbeux et des zones humides en Wallonie.* Observatoire de la Faune, de la Flore et des Habitats. SPW/DGARNE/DEMNA.
- Dufrêne *et al.*, 2015. Le méta-projet de restauration des tourbières de Haute-Ardenne. *Hautes Fagnes*, **300**: 24-42.
- Dury M., Gignion S. & Erpicum M., 2008. Estimation de la transparence de l'atmosphère par ciel clair à la Station scientifique des Hautes-Fagnes (SSHF), Mont Rigi, Belgique. Comparaison avec la Station d'Uccle-Bruxelles (IRM). *Bulletin de la Société géographique de Liège*, **51**: 5-16.
- Dzus, E. H. & Clark, R. G. 1998: Brood survival and recruitment of mallards in relation to wetland density and hatching date. *The Auk*, **115**: 311–318.
- Ebbinge B.S. & Spaans B., 1995. The importance of body reserves accumulated in spring staging areas in the temperate zone for breeding Dark-bellied Brent Geese *Branta b. bernicla* in the high Arctic. *J. Avian Biol.*, **26**: 105-113.
- EEA, 2012. *Streamlining European biodiversity indicators 2020: Building a future on lessons learnt from the SEBI 2010 process.* EEA Technical report, No11/2012.
- Elmberg J., Nummi P., Pöysä H. & Sjöberg K., 1992. Do introducing predators and trap position affect the reliability of catches in activity traps? *Hydrobiologia*, **239**: 187-193.
- Elmberg J., Nummi P., Pöysä H. & Sjöberg K., 1993. Factors affecting species number and density of dabbling duck guilds in North Europe. *Ecography*, **16**: 251-260.
- Elmberg J., Nummi P., Pöysä H., Gunnarsson G. & Sjöberg K., 2005. Early breeding teal *Anas crecca* use the best lakes and have the highest reproductive success. *Ann. Zool. Fennici*, **42**: 37-43.
- Elmberg J., Dessborn L. & Englund G., 2010. Presence of fish affects lake use and breeding success in ducks. *Hydrobiologia*, **641**: 215-223.
- Emlen J.T., 1971. Population densities of birds derived from transect counts. *The Auk*, **88**: 323-342.
- Erskine A.J., 1977. *Birds in boreal Canada: communications, densities, and adaptations.* Canadian Wildlife Service report series no 41. Canadian Wildlife Service, Ottawa.
- Fabri R. & Schumacker R., 1986. Les bouleaux des tourbières du massif Ardennais. *Dumortiera*, **34/35**: 67-72.
- Ferguson P. & Lee J.A., 1983. The growth of Sphagnum species in the southern Pennines. *Journal of Bryology*, **12**: 579-586.
- Fernández-Juricic E., Beauchamp G. & Bastain B., 2007. Group size and distance-to-neighbour effects on feeding and vigilance in brown-headed cowbirds. *Animal Behaviour*, **73**: 771-778.
- Fiala N., 2008. Measuring sustainability: Why the ecological footprint is bad economics and bad environmental science. *Ecological Economics*, **67**: 519-525.
- Figuerola J. & Green J., 2002. Dispersal of aquatic organisms by waterbirds: a review of past research and priorities for future studies. *Freshwater Biology*, **47**: 83–494.
- Fisher B., Turner K.R. & Morling P., 2009. Defining and classifying ecosystem services for decision making. *Ecol. Econ.*, **68** (3): 643–653.
- Foley J.A., Monfreda C., Ramankutty N. & Zaks D., 2007. Our share of the planetary pie. *PNAS*, **104** (31): 12585-12586.
- Fox, A. D. 1986: The breeding Teal (*Anas crecca*) of a coastal raised mire in central West Wales. *Bird Study*, **33**: 18–23.
- Främbs H., 1994. The importance of habitat structure and food supply for carabid beetles (Coleoptera, Carabidae) in peat bogs. *Mem Entomol Soc Can*, **169**:145–159.
- Frankard P., Ghiette P., Hindryckx M.-N., Schumacker R. & Wastiaux C., 1998. Peatlands of Wallony (S-Belgium). *Suo*, **49**(2): 33-47.
- Frankard P., 2000a. *Les tourbières.* Etat de l'Environnement Wallon, Région Wallonne, 1995.

- Frankard P., 2000b. *Les bas-marais et les tourbières de l'Ardenne*. Région Wallonne, Conservation de la Nature, Travaux 20.
- Frankard P., 2006. Les techniques de gestion des milieux naturels et semi-naturels mises en oeuvre depuis 1994 dans la RND des Hautes Fagnes. 2. Evaluation des techniques de restauration des landes sèches, des landes tourbeuses et des genévrierées testées sur le plateau des Hautes Fagnes. *Hautes Fagnes*, **264**:21-29.
- Frankard P. & Janssens X., 2008. *Raised bogs rehabilitation on the Hautes-Fagnes plateau (East Belgium). An assessment after 15 years of management trials*. Proceedings of the SER 6th European Conference on Ecological Restoration (8-12 September 2008, Ghent, Belgium) “Towards a sustainable future for European ecosystems providing restoration guidelines for Natura 2000 habitats and species”.
- Frankard P., 2016. Bilan de 25 années de restauration et de gestion des milieux tourbeux en Wallonie. *Forêt.Nature*, **138**: 33-45.
- Fransson T. & Pettersson J., 2001. *Swedish bird ringing atlas. Vol. 1. Divers-raptors*. The Swedish Museum of Natural History, Stockholm.
- Froment A., 1968. L'ancienne économie rurale de l'Ardenne et son incidence sur la végétation des Hautes-Fagnes. *Bulletin de la Société géographique de Liège*, **4**: 23-39.
- Gabriëls J., 2004. Wintertaling (*Anas crecca*). pp. 144-145 in Vermeesh et al., 2004. *Atlas van de Vlaamse broedvogels 2000-2002*. Medelingen van het Instituut voor Natuurbehoud 23, Brussel.
- Gardner R.C. & Davidson N.C., 2011. The Ramsar convention. In: LePage BA (ed) *Wetlands—integrating multidisciplinary concepts*. Springer, Dordrecht.
- Gathy P., Scohy J.P., 1991. Les résineux : pourquoi cet ostracisme ? *Silva Belgica*, **98**: 57-60.
- Gauthier G., Giroux J.F. & Bédard J., 1992. Dynamics of fat and protein reserves during winter and spring migration in Greater Snow Geese. *Can. J. Zool.* **70**: 2077-2087.
- Gedeon K et al., 2014. *Atlas Deutscher Brutvogelarten*. Stiftung Vogelmonitoring Deutschland und Dachverband Deutscher Avifaunisten, Münster.
- Géroudet P., 1999. *Les Palmipèdes d'Europe. 4e édition*. Delachaux et Niestlé. Paris. 510p.
- Ghermandi A., et al., 2010. Values of natural and human-made wetlands: A meta-analysis. *Water Resources Research*, **46** (12): W12516.
- Ghiette P., 1988. Nidification du Pluvier doré (*Pluvialis apricaria*) en Wallonie. *Aves*, **35(3-4)**: 171-181.
- Ghiette, 2012. Impact de la restauration sur la faune (oiseaux, libellules). *Hautes Fagnes*, **288**: 27-28.
- Gillet F., 2000. *La Phytosociologie synusiale intégrée. Guide méthodologique*. Université de Neuchâtel, Institut de Botanique. Doc. Labo. Ecol. Vég., 1, 68 p.
- Godard O., 2010. Cette ambiguë adaptation au changement climatique. *Natures Sciences Sociétés*, **18**, 287–297.
- Goffart H., 1928. Beitrag zur Kenntnis der Fauna westfälischer Hochmoore (in German). *Beitr Naturdenkmalpflege*, **12**:137–285.
- Gontier T., 2010. *Energie et agriculture: Agriculture et stockage du carbone*. Chambre d'agriculture.
- González-Gajardo A., Sepúlveda P.V. & Schlatter R., 2009. Waterbird assemblages and habitat characteristics in wetlands: influence of temporal variability on species-habitat relationships. *Waterbirds*, **32**: 225-233.
- Gore A.J.P., 1983. Introduction. In: Gore A.J.P. (ed.), 1983. *Ecosystems of the world. 4A. Mires: swamp, bog, fen and moor. General studies*. Elsevier, Amsterdam: 1-34.
- Gorham E., 1991. Northern peatlands: role in the carbon cycle and probable responses to climatic warming. *Ecol Appl*, **1**:182–195.
- Gorham E. & Janssens J., 1992. Concepts of fen and bog reexamined in relation to bryophyte cover and the acidity of surface waters. *Acta Soc Bot Pol*, **61**: 7–20.
- Gounot M., 1969. *Méthodes d'étude quantitative de la végétation*. Masson éd., Paris, 314 p.
- Green R.E., 1991. Sex differences in the behaviour and measurements of Common Snipes *Gallinago gallinago* breeding in Cambridgeshire, England. *Ringing & Migration*, **12**(2): 57-60.
- Gregory R.D., Gibbons D.W. & Donald P.F., 2004. Bird census and survey techniques. In: Sutherland W.J., Newton I. & Green R.E. (Eds.), *Bird Ecology and Conservation; a Handbook of Techniques*. Oxford University Press, Oxford, UK, pp. 17-56.
- Groeneveld E.V.G., Masse A. & Rochefort L., 2007. Polytrichum strictum as a nurse-plant in peatland restoration. *Restoration Ecology*, **15**: 709–719.

- Guillemain M., Houte S. & Fritz H., 2000. Activities and food resources of wintering teal (*Anas crecca*) in a diurnal feeding site: A case study in western France. *Rev. Ecol. (Terre Vie)*, **55**.
- Guillemain M. & Elmberg J., 2014. *The Teal*. T. and A.D. Poyser, London.
- Guillemain M., et al., 2004. Fuelling rates of Garganey (*Anas querquedula*) staging in the Camargue, southern France, during spring migration. *J. Ornithol.* **145**: 152-158.
- Guillemain et al., 2010. Wintering French Mallard and Teal Are Heavier and in Better Body Condition than 30 Years Ago: Effects of a Changing Environment? *Ambio*, **39**:170-180.
- Guisan A. & Thuiller W., 2005. Predicting species distribution: offering more than simple habitat models. *Ecology Letters*, **8**: 993-1009.
- Habel J.C., et al., 2016. Drones for butterfly conservation: larval habitat assessment with an unmanned aerial vehicle. *Landscape Ecol.* **31**: 2385–2395.
- Haberl H., et al., 2007. Quantifying and mapping the human appropriation of the net primary production in earth's terrestrial ecosystems. *PNAS*, **104(31)**, 12942-12947.
- Hakala A., 1971. A quantitative study of the bird fauna of some open peatlands in Finland. *Ornis Fenn*, **48**:1–11.
- Halleux J.-M., Brück L. & Mairy N., 2002. La périurbanisation résidentielle en Belgique à la lumière des contextes suisse et danois: enracinement, dynamiques centrifuges et régulations collectives. *Belgeo*, **4**: 333-354.
- Harnisch O., 1925. Studien zur Ökologie und Tiergeographie der Moore (in German). *Zool Jahrb*, **51**: 1-166.
- Heckenroth H., 1994. Zur Fauna der Hochmoore (Kurzfassung) (in German). *NNA Ber*, **7**: 48.
- Hein L., van Koppen K., de Groot R.S., van Ierland E.C., 2006. Spatial scales, stakeholders and the valuation of ecosystem services. *Ecol. Econ.*, **57(2)**, 209–228.
- Hespenheide H., 1971. Food preferences and the extent of overlap in some insectivorous birds, with special reference to the Tyrannidae. *Ibis*, **113**: 59-72.
- Hickey T.E. & Titman R.D., 1983. Diurnal activity budgets of black ducks during their annual cycle in Prince Edward Island. *Can. J. Zool.*, **61**: 743-749.
- Hoffmann M. et al., 2010. The impact of conservation on the status of the world's vertebrates. *Science*, **330**, 1503–1509.
- Holt M.L., 1999. *The Role of Ducks as Dispersers of Wetland Seeds*, MSc Thesis. Iowa State University, USA.
- Hoodless A.N., Inglis J.G. & Baines D., 2006. Effects of weather and timing on counts of breeding Snipe Gallinago Gallinago. *Bird Study*, **53(3)**:205-212.
- Hoodless A.N., Ewald J.A. & Baines D., 2007. Habitat use and diet of Common Snipe Gallinago gallinago breeding on moorland in northern England. *Bird Study*, **54(2)**: 182-191.
- Hooijmeijer J., 2007. Colour-ringed Ruffs (*Philomachus pugnax*) and Black-tailed Godwits (*Limosa limosa*): two new colour ring projects in The Netherlands. *Aves*, **44(3)**: 137 - 140.
- Hourcade, J.-C., Shukla, P. R., & Cassen, C. (2015). Climate policy architecture for the Cancun's paradigm shift: Building upon the lessons from history. In: *International environmental agreements: politics, law and economics*.
- Hughes J.B., Daily G.C. & Ehrlich P.R., 1997. Population diversity: its extent and extinction. *Science*, **278**: 689–692.
- Immirzi C.P., Maltby E. & Clymo R.S., 1992. *The global status of peatlands and their role in carbon cycling*. A report for Friends of the Earth by the Wetland Ecosystems Research Group, Department of Geography, University of Exeter. Friends of the Earth, London.
- Ingram H.A.P., 1983. Hydrology. In: Gore A.J.P. (Ed.). *Mires: swamp, bog, fen and moor. Ecosystems of the world*, vol. 4A. Elsevier, Amsterdam: 67-158.
- Issa N. & Muller Y., 2015. *Atlas des oiseaux de France métropolitaine. Nidification et présence hivernale*. LPO/SEOF/ MNHN. Delachaux & Niestl., Paris.
- IUCN, 2000. *Executive Summary of the WWDR (2000) vision for water and nature. a world strategy for conservation and sustainable management of water resources in the 21st century – compilation of all project Documents*. Cambridge.
- IUCN, 2010. *International Union for Conservation of Nature Red List* (http://www.iucn.org/about/work/programmes/species/red_list/).
- Jablonski D., 1994. Extinctions in the fossil record. *Phil. Trans. R. Soc. Lond. B*, **344**: 11–17.

- Jacob J.-P., et al., 2007. *Amphibiens et Reptiles de Wallonie*. Aves-Raîne et Centre de Recherche de la Nature, des Forêts et du Bois (MRW-DGRME), Namur. 384p.
- Jacob J.-P. & Vansteenwegen C., 2007. FFH 8 : Les oiseaux. p. 582-583. In: Cellule Etat de l'Environnement Wallon, 2007 : *Rapport analytique sur l'état de l'environnement wallon 2006-2007*. MRW - DGRNE, Namur, 736 pp.
- Jacob J.-P. et al., 2010. *Atlas des oiseaux nicheurs de Wallonie 2001-2007. Série Faune-Flore-Habitats n°5*. Aves et Région wallonne, Gembloux : 524 p.
- Jacob J.-P., Paquet J.-Y., Devos K. & Onkelinx T., 2013. 50 ans de dénominvements hivernaux des oiseaux d'eau en Wallonie et à Bruxelles. *Aves*, **50(4)**: 195-220.
- Jacob et al., 2015. Oiseaux nicheurs en Wallonie en 2013 et 2014. *Aves*, **52 (1)**: 45-64.
- Jacob et al., 2016a. Les dénominvements hivernaux d'oiseaux d'eau en Wallonie et à Bruxelles de 2012-2013 à 2014-2015. *Aves*, **53 (1)**: 1-17.
- Jacob et al., 2016b. Oiseaux nicheurs en Wallonie en 2015. *Aves*, **53 (1)**: 29-47.
- Jacob et al., 2016c. Les recensements hivernaux d'oiseaux d'eau en Wallonie et à Bruxelles en 2015-2016. *Aves*, **53 (3)**: 129-142.
- Jaksic F. M., Feinsinger P. & Jiménez J.E. 1993. A long term study on the dynamics of guild structure among predatory vertebrates at a semi-arid Neotropical site. *Oikos*, **67**: 87-96.
- Johnson M.D., 2007. Measuring habitat quality: a review. *Condor*, **109**: 489-504.
- Jolivet P., 2008. *La double erreur de l'empreinte écologique*. Les Échos, 26 novembre.
- Jones T.A. & Hughes J.M.R., 1993. *Waterfowl and wetland conservation in the 1990s – a global perspective. Wetland inventories and wetland loss studies – a European perspective*. Proceedings of the IWRB symposium, St Petersburg Beach, Florida, USA. IWRB special publication no 26. IWRB, Slimbridge, pp 164–169.
- Joosten J.H.J., 1992. Bog regeneration in the Netherlands: a review. In: Bragg O.M., Hulme P.D., Ingram H.A.P. & Robertson R.A. (eds.). *Peatland ecosystem and man: an impact assessment*. University of Dundee, Departement of Biological Sciences: 367-373.
- Joosten H. & Clarke D., 2002. *Wise use of mires and peatlands – Background and principles including a framework for decision-making*. International Mire conservation Group and International Peat Society, Finland, <http://www.mirewiseuse.com>.
- Joosten H., 2015. *Peatlands, climate change mitigation and biodiversity conservation. An issue brief on the importance of peatlands for carbon and biodiversity conservation and the rôle of draine peatlands as grenues gas émission hotspots*. Nordic Council of Ministers.
- Jortay A. & Schumacker R., 1988a. La réserve naturelle des Hautes-Fagnes deviendra-t-elle un observatoire Géo-Biosphère? 1. L'évolution des végétations de tourbière haute active sur le plateau des Hautes-Fagnes. *Hautes Fagnes*, **191**: 61-64.
- Jortay A. & Schumacker R., 1988b. La réserve naturelle des Hautes-Fagnes deviendra-t-elle un observatoire Géo-Biosphère? 2. L'évolution du couvert végétal dans la réserve naturelle des Hautes-Fagnes. *Hautes Fagnes*, **192**: 93-95.
- Jortay A. & Schumacker R., 1989. Zustand, Erhaltung und Regeneration der Hochmoore im Hohen Venn (Belgien). *Telma*, **2**: 279-293.
- JRC, 2011. *European assessment of the provision of Ecosystem Services*.
- Junda J.H., Greene E., & Bird D.M., 2015. Proper flight technique for using a small rotarywinged drone aircraft to safely, quickly, and accurately survey raptor nests. *J. Unmanned Veh. Syst.*, **3**: 222–236.
- Junda J.H., Greene E., Zazelenchuk D. & Bird D.M., 2016. Nest Defense Behaviour of Four Raptor Species (Osprey, Bald Eagle, Ferruginous Hawk and Red-tailed Hawk) to a Novel Aerial Intruder – A Small Rotary-winged Drone. *J. Unmanned Veh. Syst.*, **4(4)**: 217-227.
- Kalkman V.J., van Duinen G.A., Esselink H. & Kuper J.T., 2002. New records of Odonata from Estonia, with notes on breeding in the Baltic sea and on species assemblages of raised bog systems. *Notul Odonatol*, **5**: 120–152.
- Kear J., 2005. *Ducks, geese and swans volume 2: species accounts (Cairina to Mergus)*. Oxford University Press, Oxford, U.K.
- Kever D., Schott O. & Goffart P., 2014. Les odonates des Hautes-Fagnes: effets positifs du récent projet LIFE de restauration des tourbières. *Les Naturalistes belges*, **95 (3-4)**: 33-70.

- King J.R., 1974. Seasonal allocation of time and energy resources in birds. In: *Avian energetics. Vol. 15.* Eds. Paynter R.A. Nutall Ornithol. Club, Cambridge, Mass. pp. 4-70.
- Kivinen E. & Pakarinen P., 1981. Geographical distribution of peat resources and major peatland complex types in the world. *Annales Academiae scientiarum Fennicae*, (geologica-geographica), **132**: 28p.
- Klaassen M., 2002. Relationships between migration and breeding strategies in arctic breeding birds. In: *Avian migration.* Eds.: Berthold P., Gwinner E. & Sonnenschein E. Springer-Verlag, Berlin. pp. 237-249.
- Kokko, H. 1999: Competition for early arrival in migratory birds. *J. Anim. Ecol.*, **68**: 940–950.
- Koskimies J., 1956. Heinäsorsakantamme verotus meillä ja muualla. (Harvest of our Mallard population here and abroad.) *Suom. Riista*, **10**: 18-25.
- Koskimies P. & Väistö R.A. (eds.), 1991. *Monitoring bird populations.* Zool. Mus., Finnish Mus. Nat. Hist., Univ. Helsinki. Helsinki. 144p.
- Koskimies P., 1989. Birds as a tool in environmental monitoring. *Oikos*, **26**: 153-166.
- Krapu, G. L., Reynolds, R. E., Sargeant, G. A. & Renner, R. W. 2004: Patterns of variation in clutch sizes in a guild of temperate-nesting dabbling ducks. *The Auk*, **121**: 695–706.
- Krugman P., 2009. *The return of depression economics and the crisis of 2008* (Reprint ed.). New York: W. W. Norton & Company.
- Laine J. & Vasander H., 1996. Ecology and vegetation gradients of peatlands. In: Vasander H. (ed.), *Peatlands in Finland*, Helsinki: 10-19.
- Lambinon J., Delvosalle L. & Duvigneaud J., 2008. *Nouvelle flore de la Belgique, du Grand-Duché de Luxembourg, du Nord de la France et des régions voisines.* Jardin botanique national de Belgique, Meise, 5e édition (2e tirage): 1167 p.
- Larison B., Laymon S.A., Williams P.L. & Smith T.B., 2001. Avian responses to restoration: nest-site selection and reproductive success in song sparrows. *The Auk*, **118**:432–442.
- Latta S.C. & Faaborg J., 2008. Benefits of studies of overwintering birds for understanding resident bird ecology and promoting development of conservation capacity. *Conservation Biology*, **23**: 286-293.
- Lavoie C., Saint-Louis A. & Lachance D., 2005a. The vegetation dynamics of a poorly regenerated mined peatland: five years of monitoring. *Wetlands Ecol Manage*, **13**: 621–633.
- Lavoie C., Marcoux K., Saint-Louis A. & Price J.S., 2005b. The dynamics of a cotton-grass (*Eriophorum vaginatum* L.) cover expansion in a vacuum-mined peatland, southern Québec, Canada. *Wetlands*, **25**: 64–75.
- Leakey R. & Lewin R., 1992. *The Sixth Extinction: Patterns of Life and the Future of Humankind* (Doubleday).
- Leclercq L., 1984. Composition chimique des eaux des rivières oligotrophes de Haute-Ardenne (Belgique) et ses variations saisonnières. *Physio-Géo*, **9**: 139-152.
- Legendre P. & Legendre L., 1998. *Numerical ecology.* Elsevier, Amsterdam, The Netherlands
- Legendre P., 2007. *Espèces indicatrices.* [Cours] Montréal: Département de sciences biologiques, Université de Montréal, 2007. http://biol09.biol.umontreal.ca/CoursPL/Especies_indicatrices.pdf
- Leuven R.S.E.W., den Hartog C., Christiaans M.M.C. & Heijligers W.H.C., 1986. Effects of water acidification on the distribution pattern and the reproductive success of amphibians. *Experientia*, **42**: 495–503.
- Libois R., 2006: *Rapport « Mammifères ».* EEW (FFH).
- Limpens J., Berendse F. & Klees H., 2003. N deposition affects N availability in interstitial water, growth of Sphagnum and invasion of vascular plants in bog vegetation. *New Phytol*, **157**:339–347.
- Lindberg M.S., Sedinger J.S. & Flint P.L., 1997. Effects of spring environment on nesting phenology and clutch size of Black Brant. *Condor*, **99**: 381-388.
- Lindeman R.L., 1941. The developmental history of Cedar Creek bog, Minnesota. *American Midland Naturalist*, **25**: 101–112.
- Loute M., Lorette F., Plunus J. & Janssens X., 2012. *Le LIFE Hautes Fagnes: restauration de la nature, mais à quel prix? Résumé de l'étude préliminaire.*
- Lumley T.C., Gignac L.D. & Currah R.S., 2001. Microfungus communities of white spruce and trembling aspen logs at different stages of decay in disturbed and undisturbed sites in the boreal mixedwood region of Alberta. *Can J Bot*, **79**: 76–92.
- Ma Z., Zhao B., Jing K., Tang S. & Chen J., 2004. Are artificial wetlands good alternatives to natural wetlands for waterbirds? - a case study on Chongming Island, China. *Biodiversity and Conservation*, **13**: 333-350.

- Maavara V., 1955. *The Entomofauna of Estonian bogs and its changes in response to human activity* (in Estonian). Thesis, University of Tartu, Tartu.
- Macan T.T., 1954. A contribution to the study of the ecology of Corixidae (Hemiptera). *J Anim Ecol*, **23**: 115–141.
- McShea W.J. & Rappole J.H., 2000. Managing the Abundance and Diversity of Breeding Bird Populations through Manipulation of Deer Populations. *Conservation Biology*, **14**(4): 1161–1170.
- Madsen J., 1995. Impacts of disturbance on migratory waterfowl. *Ibis*, **137**: S67–S74.
- Maguire B.J., 1959. Passive overland transport of small aquatic organisms. *Ecology*, **40**: 312.
- Maguire B.J., 1963. The passive dispersal of small aquatic organisms and their colonisation of isolated bodies of water. *Ecological Monographs*, **33**: 161–185.
- Malmer N., 1992. Peat accumulation and the global carbon cycle. *Catena, suppl.*, **22**: 97–110.
- Malone C.R., 1965. Dispersal of plankton: rate of food passage in mallard ducks. *Journal of Wildlife Management*, **29**: 529–533.
- Martikainen P.J., Nykanen H., Alm J. & Silvola J., 1995. Change in fluxes of carbon dioxide, methane and nitrous oxide due to forest drainage of mire sites of different trophy. *Plant Soil*, **169**: 571–577.
- Martiny P. & Schumacker R., 1996. Des aspects écologiques et phytosociologiques des landes tourbeuses et des landes sèches de la fagne de Spa-Malchamps (prov. de Liège, Belgique). *Documents phytosociologiques N.S.*, **26**: 69–77.
- Matthey Y., 1996. *Conditions écologiques de la régénération spontanée du Sphagnum magellanicum dans le Jura suisse. Typologie, pédologie, hydronamique et micrométéorologie*. PhD dissertation, Université de Neuchâtel, Neuchâtel, Suisse.
- Mazerolle M.J. & Cormier M., 2003. Effects of peat mining intensity on green frog (*Rana clamitans*) occurrence in bog ponds. *Wetlands*, **23**: 709–716.
- Mazerolle M.J., Drolet B. & Desrochers A., 2001. Small-mammal responses to peat mining of southeastern Canadian bogs. *Can J Zool*, **79**: 296–302.
- McCallum M.L., 2015. Vertebrate biodiversity losses point to a sixth mass extinction. *Biodivers Conserv*, **24**: 2497–2519.
- McLandress M.R. & Raveling D.G., 1981. Hyperphagia and social behavior of Canada Geese prior to spring migration. *Wilson Bull*, **93**: 310–324.
- Meddour, R., 2011. *La méthode phytosociologique sigmatiste ou Braun-Blanqueto-Tixenienne*. Université Mouloud Mammeri de Tizi Ouzou, Faculté des Sciences Biologiques et Agronomiques, Département des Sciences Agronomiques. TIZI OUZOU, Algérie.
- Mendonça V.M., Raffaelli D.G. & Boyle P.R., 2007. Interactions between shorebirds and benthic invertebrates at Culbin Sands lagoon, NE Scotland: effects of avian predation on their prey community density and structure. *Scientia Marina*, **71**: 579–591.
- Meyer C.K. & Whiles M.R., 2008. Macroinvertebrate communities in restored and natural Platte River slough wetlands. *Journal of the North American Benthological Society*, **27**(3): 626–639.
- Millenium Ecosystem Assessment, 2005a. *Ecosystems and human well-being: synthesis*. Washington, DC: Island Press.
- Millenium Ecosystem Assessment, 2005b. *Ecosystems and human well-being: wetlands and water. Synthesis*. Washington, DC: Island Press.
- Miller M.R., 1985. Time budgets of Northern Pintails wintering in the Sacramento Valley, California. *Wildfowl*, **36**: 53–64.
- MIT, 1970. *Report of the Study of Critical Environmental Problems SCEP: Man's Impact on the Global Environment*. Assessment and Recommendations for Action.
- Mondain-Monval J.Y., et al., 2006. The monitoring of hunting bags and hunting effort in the Camargue, France. In: Boere G., Galbraith C. & Stroud D.(eds), *Waterbirds around the world*, pp. 862–863. The Stationery Office, Edinburgh, U.K.
- Montjoie A. & Cajot O., 1983. Aspects hydrogéologiques des bassins expérimentaux de la Robinette et de Waroneux (Hautes-Fagnes - Belgique). In: Hanotiaux G., éd.: Comptes rendus du Colloque du « Groupe wallon d'Etude des Ecosystèmes forestiers », Gembloux: 57–69.

- Montjoie A. & Cajot O., 1985. Les aquifères présents dans le massif des Hautes-Fagnes. *Hautes Fagnes*, **179**: 80-81.
- Monty A., 2014. Protection et gestion de la biodiversité. In: *Inventaire et gestion de la biodiversité*. Université de Liège, Gembloux Agro-Bio Tech.
- Moore P.D. & Bellamy D.J., 1974. *Peatlands*. Elek Science, London.
- Moreira F., 1997. The importance of shorebirds to energy fluxes in a food web of a South European estuary. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, **44**: 67-78.
- Mormal et Tricot, 2004. *Aperçu climatique des Hautes-Fagnes*. Institut royal météorologique de Belgique. Bruxelles.
- Morton J.M., Folwer A.C. & Kirkpatrick R.L., 1989. Time and energy budgets of American black ducks in winter. *J. Wildl. Manag.*, **53**: 401-410.
- Moser M., Prentice R.C. & Van Vessem J., 1993. *Waterfowl and wetland conservation in the 1990s – a global perspective*. IWRB Special Publ. No. 26. Slimbridge, UK, 263 pp.
- Mulero-Pázmáni M., Jenni-Eiermann S., Strebel N., Sattler T., Negro J.J. & Tablado Z., 2017. Unmanned aircraft systems as a new source of disturbance for wildlife: A systematic review. *PLoS ONE*, **12(6)**: e0178448.
- Murkin H.R., Abbot P.G. & Kadlec J. A., 1983. A comparison of activity traps and sweep nets for sampling nektonic invertebrates in wetlands. *Freshwat. Invert. Biol.*, **2**: 99-106.
- Musil, P. 2006. A review of the effects of intensive fish production on waterbird breeding populations. In: Boere G., Galbraith C. & Stroud D. (eds), *Waterbirds around the world*, pp. 520-521. The Stationery Office, Edinburgh, U.K.
- Myers N., 1990. Mass extinctions: what can the past tell us about the present and future? *Palaeogeogr. Palaeoclimatol. Palaeoecol.*, **82**: 175–185.
- Nadeau C.P., Conway C.J., Smith C.S. & Lewis T.E., 2008. Maximizing detection probability of wetland-dependent birds during point-count surveys in northwestern Florida. *The Wilson Journal of Ornithology*, **120**: 513-518.
- National Wetlands Working Group, 1988. *Wetlands of Canada. Ecological land classification series, no 24*. Sustainable Development Branch, Environment Canada, Ottawa, and Polyscience, Montreal.
- Nekrassoff S., 1993. La Via Mansuerisca, route romaine des Fagnes. Le poids de la tradition. *Hautes Fagnes*, **209**: 6-11.
- Newton I. 1980. The role of food in limiting bird numbers. *Ardea*, **68**: 11-30.
- Niewold F.J.J., 1993. *Raamplan voor behoud en herstel van de leefgebieden van Korhoenders (Tetrao tetrix) in Midden-Brabant* (in Dutch). Instituut voor Bomen Natuuronderzoek, Wageningen.
- Niewold F.J.J., 1996. Das Birkhuhn in den Niederlanden und die Problematik des Wiederaufbaus der Population. *NNA Ber*, **1**: 11–20.
- Nilsson S.G., 1986. Are bird communities in small biotope patches random samples from communities in large patches? *Biol Conserv*, **38**: 179–204.
- Nudds T.D., 1992. Patterns in breeding duck communities. In: Batt B.D.J., et al. (eds.) 1992: *Ecology and management of breeding waterfowl*. : 540-567. University of Minnesota Press, Minneapolis.
- Nudds T.D. & Bowlby J.N., 1984. Predator-prey size relationships in North American dabbling ducks. *Can. J. Zool.*, **62**: 2002-2008.
- Nudds T.J., Sjöberg K. & Lundberg P., 1994. Ecomorphological relationships among Palearctic dabbling ducks on Baltic coastal wetlands and a comparison with the Nearctic. *Oikos*, **69**: 295-303.
- Nummi P. 1993. Food niche relationships of sympatric mallard and green-winged teal. *Can. J. Zool.*, **71**: 49-55.
- Nummi P. & Pöysä H., 1995. Breeding success of ducks in relation to different habitat factors. *Ibis*, **137**: 145-150.
- Nummi P., Elmberg J., Pöysä H. & Sjöberg K., 1995. Occurrence and density of mallard and green-winged teal in relation to prey size distribution and food abundance. *Ann. Zool. Fennici*, **32**: 385-390.
- Nummi P., Holopainen S., Rintala J. & Pöysä H., 2015. Mechanisms of density dependence in ducks: importance of space and per capita food. *Oecologia*, **177**: 679-688.
- OCDE, 2015. *Statistiques de base de la Belgique, 2013 : (Les chiffres entre parenthèses indiquent la moyenne de l'OCDE)*. Études économiques de l'OCDE : Belgique 2015*. Éditions OCDE, Paris.
- Odum E.P. & Barrett G.W., 2005. *Fundamentals of Ecology, fifth ed.* Thomson, Brooks/Cole, Belmont, California.

- Oja R., Soe E., Valdmann H. & Saarma U., 2017. Non-invasive genetics outperforms morphological methods in faecal dietary analysis, revealing wild boar as a considerable conservation concern for ground-nesting birds. *PLoS ONE*, **12** (6): e0179463.
- Oksanen J., 2009. *Multivariate Analysis of Ecological Communities in R: vegan tutorial*.
- ONCFS, 2010. <http://www.oncfs.gouv.fr/Le-programme-de-recherche-sur-la-sarcelle-d-hiver-ru75/La-sarcelle-d'hiver-ar114> (04/04/17).
- ORNIS, 2001. *Key concepts of article 7(4) of directive 79/409/EEC. Period of reproduction and prenuptial migration of annex II bird species in the EU*. 353p.
- Padding P.I., Gobeil J.-F. & Wentworth C., 2006. Estimating waterfowl harvest in North America. In: Boere G., Galbraith C. & Stroud D. (ed.), *Waterbirds around the world*, pp. 849-852. The Stationery Office, Edinburgh, UK.
- Pahaut P., 1969. *Carte des sols de la Belgique: texte explicatif de la planchette de Hoffrai 149E*. Gent, Centre de Cartographie des sols: 163p.
- Paulus S.L., 1982. Feeding ecology of gadwalls in Louisiana in winter. *J. Wildl. Manag.*, **46**: 71-79.
- Paulus S.L., 1988. Time-activity budgets of non breeding Anatidae: a review. In: *Waterfowl in winter*. Eds Weller M.W. The University of Minnesota Press, Minneapolis. pp. 135-152.
- Pease M.L., Rose R.K. & Butler M.J., 2005. Effects of human disturbances on the behavior of wintering ducks. *Wildlife Society Bulletin*, **33**(1): 103-112.
- Pereira H.M., et al. 2010. Scenarios for global biodiversity in the 21st century. *Science*, **330**: 1496–1501.
- Perret N.G., 1962. *The spring and summer foods of the common mallard in south central Manitoba*. M. Sc. Thesis. Univ. British Columbia, Vancouver, B.C. 82 p.
- Peters et al., 2012. A parapatric propensity for breeding precludes the completion of speciation in common teal (*Anas crecca*, sensu lato). *Molecular Ecology*, **21**: 4563-4577.
- Petit F. & Daxhelet C., 1989. Détermination du débit à pleins bords et de sa récurrence dans différentes rivières de moyenne et haute Belgique. *Bulletin de la Société Géographique de Liège*, **25**: 69-84.
- Peus F., 1932. *Die Tierwelt der Moore. Handbuch der Moorkunde III* (in German). Bornträger Verlag, Berlin.
- Pimm S.L., Russell G.J., Gittleman, J.L. & Brooks T.M., 1995. The future of biodiversity. *Science*, **269**: 347–350.
- Pimm S.L., et al., 2014. The biodiversity of species and their rates of extinction and protection. *Science*, **344**: 987–997.
- Piquet F.P, Blanc I., Corbiere-Nicollier T. & Erkman S., 2007. L'empreinte écologique : un indicateur ambigu. *Futuribles, Revue d'analyses et de prospective*, **334**. DOI: 10.1051/futur:20073345.
- Pironet A. & Parkinson D., 2014. Les ailes du LIFE Ardenne liégeoise. N°3: Les oiseaux d'eau. *Hautes-Fagnes*, **296**: 12-15.
- Pissart A., 1974. Les viviers des Hautes Fagnes sont des traces de buttes périglaciaires. Mais s'agissait-il réellement de pingos ? *Annales de la Société géologique de Belgique*, **97** : 359-381.
- Juvigné E. & Pissart A., 1980. Genèse et âge d'une trace de butte périglaciaire (pingo ou palse) de la Konnerzvenn (Hautes-Fagnes, Belgique). *Annales de la Société géologique de Belgique*, **103**: 73-86.
- Plunus J., 2012. Bilan des réalisations du projet LIFE Hautes-Fagnes de restauration des landes et des tourbières. *Hautes Fagnes*, **288**: 7-10.
- Plunus J., et al., 2012. *LIFE06 NAT/B/000091. FINAL REPORT. Covering the project activities from 01.01.2007 au 31.12.2012. Restauration des landes et tourbières du Plateau des Hautes Fagnes. Projet LIFE « Restauration des landes et des tourbières du Plateau des Hautes Fagnes »*.
- Poncelet L. & Martin H., 1947. *Esquisse climatographique de la Belgique*. Institut Royal Météorologique, Mémoires, 27: 265p.
- Pough F.H., 1976. Acid precipitation and embryonic mortality of spotted salamanders, *Ambystoma maculatum*. *Science*, **192**: 68–70.
- Poulin M., Rochefort L. & Desrochers A., 1999. Conservation of bog plant species assemblages: assessing the role of natural remnants in mined sites. *Appl Veg Sci*, **2**: 169–180.
- Poulin M. & Pellerin S., 2001. La conservation. In: Payette S. & Rochefort L. (eds) *Écologie des tourbières du Québec-Labrador*. Les Presses de l'Université Laval, Sainte-Foy, pp 505–518.
- Pöysä H., 1983. Morphology-mediated niche organization in a guild of dabbling ducks. *Ornis Scand.*, **14**: 317-326.
- Pöysä H., Elmberg J., Nummi P. & Sjöberg K., 1994. Species composition of dabbling duck assemblages: Ecomorphological patterns compared with null models. *Oecologia*, **98**: 193-200.

- Press M.C., Woodin S.J. & Lee J.A., 1986. The potential importance of an increased atmospheric nitrogen supply to the growth of ombrotrophic Sphagnum species. *New Phytol*, **103**: 45–55.
- Price J.S. & Whitehead G.S., 2001. Developing hydrologic thresholds for Sphagnum recolonization on an abandoned cutover bog. *Wetlands*, **21**: 32–40.
- Price J.S., Heathwaite A.L. & Baird A.J., 2003. Hydrological processes in abandoned and restored peatlands: an overview of management approaches. *Wetlands Ecol Manage*, **11**: 65–83.
- Pulliam H.R., 1985. Foraging efficiency, resource partitioning and the coexistence of sparrow species. *Ecology*, **66**: 1829–1836.
- Ralph C.J. & Scott M., 1981. Estimating numbers of terrestrial birds. *Studies in Avian biology*, **6**.
- Ralph C.J., Sauer J.R. & Droege S., 1995. *Monitoring Bird Populations by Point Counts*. www.rsl.psw.fs.fed.us/projects/wild/gtr149/gtr_149.html.
- Ramsar, 2017a. <http://www.ramsar.org/wetland/belgium>. (20 juin 2017).
- Ramsar, 2017b. <https://rsis.ramsar.org/ris/1405> (20 juin 2017).
- Ramsar Resolution, 2006. *Resolutions VIII.3, VIII.1*. http://www.ramsar.org/key_res_viii_index_e.htm.
- Raup D. M. & Sepkoski J. J., 1982. Mass extinctions in the marine fossil record. *Science*, **215**: 1501–1503.
- Rees W.E., 1992. Ecological footprints and appropriated carrying capacity: what urban economics leaves out. *Environment and Urbanisation*, **4**(2): 121–130.
- Regina K., et al., 1998. Emissions of N₂O and NO and net nitrogen mineralization in a boreal forested peatland treated with different nitrogen compounds. *Can J For Res*, **28**: 132–140.
- Remacle A., 2015. L'intérêt botanique des espaces verts autoroutiers : le cas de l'autoroute E411 près d'Arlon (province de Luxembourg, Belgique). *Dumortiera*, **107** : 3-21.
- Renier A., 1933. Contribution à l'étude des dépôts postpaléozoïques du versant septentrional des Hautes-Fagnes. *Bulletin de la Société belge de Géologie, Paléontologie et Hydrologie*, **42**: 237-243.
- Renson V., Fagel N., Street M. & De Vleeschouwer F., 2005. La Via Mansuerisca, première cause de pollution dans les Hautes Fagnes ? *Miscellanea Faniae*, **8**: 7.
- Renson V., et al., 2008. Roman road pollution assessed by elemental and lead isotope geochemistry in East Belgium. *Applied Geochemistry*, **23**: 3253–3266.
- Ricklefs R.E., 1974. Energetics of reproduction in birds. In: *Avian energetics. Vol. 15*. Eds: Paynter R.A. Nutall Ornithol. Club, Cambridge, Mass. pp. 152–297.
- Ridley H.N., 1930. *The Dispersal of Plants Throughout the World*. L. Reeve.
- Risager M., 1998. *Impact of nitrogen on Sphagnum dominated bogs*. Thesis, University of Copenhagen, Copenhagen.
- Robbins C.S., 1981. Effect of time of day on bird activity. *Studies in Avian Biology*, **6**: 275-286.
- Rochefort L., 2000. Sphagnum – a keystone genus in habitat restoration. *Bryologist*, **103**: 503–508.
- Roda F., 2014. *Impact du sanglier sauvage (Sus scrofa) sur les oiseaux nicheurs de Provence*. Hal-01022400v2.
- Rohwer, F. 1992: The evolution of reproductive patterns in waterfowl. — In: Batt B.D.J., et al. (eds.), *Ecology and management of breeding waterfowl*: 486–539. University of Minnesota Press, Minneapolis, Minnesota, USA.
- Roshier D.A., Robertson A.I. & Kingsford R.T., 2002. Responses of waterbirds to flooding in an arid region of Australia and implications for conservation. *Biological Conservation*, **106**: 399-411.
- Runtz M.W.P. & Peck S.B., 1994. The beetle fauna of a mature Spruce-Sphagnum bog, Algonquin Park, Ontario; ecological implications of the species composition. *Mem Entomol Soc Can*, **169**: 161–171.
- Saarnio S., et al., 1999. *Does an increase in atmospheric concentration of CO₂ or in N deposition change the greenhouse impact of boreal mires?* Communication présentée au symposium international « Chemical, physical and biological processes in peat soils », Jokioinen, Finlande, 23-27.08.99.
- Salomonsen F., 1968. The moult migration. *Wildfowl*, **19**: 5-24.
- San Martin G., 2016. *Exemple pas à pas d'analyse d'un jeu de données – DRAFT. CRAW*.
- Schikora H.-B., 2002a. *Spinnen (Arachnida, Araneae) nord- und mitteleuropäischer Regenwassermoore entlang ökologischer und geographischer Gradienten* (in German). Thesis, University of Bremen, Bremen.
- Schlesinger W.H., 1997. *Biogeochemistry: an analysis of global change*. Academic Press, San Diego, California.

- Schmidt E., 1964. Biologisch-ökologische Untersuchungen an Hochmoorlibellen (Odonata) (in German). *Z Wiss Zool*, **169**: 313–386.
- Schockert V., 2016. *Le suivi de l'évolution des populations des mammifères protégés et exotiques en région wallonne*. Cours Gembloux Agro-Bio Tech, ULg.
- Schoener T. W., 1986. Ressource partitioning. In: Kikkawa J. & Anderson D.J. (eds.), *Community Ecology. Pattern and process*: 91–126. Blackwell Sci. Publ. Oxford.
- Schouwenaars J.M., 1988. *Hydrologica research in disturbed bogs and its role in decisions on water management in the Netherlands*. Symposium on the Hydrology of Wetlands in Temperate and Cold Regions (Joensuu), proceedings. Publications of the Academy of Finland 4/1988, 1: 170–177.
- Schouwenaars J.M., 1993. Hydrologica differentiates between bogs and bog-relicts and consequences for bog restoration. *Hydrobiologia*, **265**: 217–224.
- Schouwenaars J.M., 1995. The selection of internal and external water management option for bog restoration. In Wheeler B.D., Shaw S.C., Fojt W.J. & Robertson R.A. (eds.) *Restoration of temperate wetlands*. Wiley & Sons, Chichester: 331–346.
- Schumacker R., 1980. Groupements du Caricetum limosae (Paul 1910) Osv. 1923, du Rhynchosporonetum albae Koch 1926, du Caricetum lasiocarpae Koch 1926 et à Carex rostrata -Spagnum apiculatum en haute Ardenne nord-orientale. *Colloques Phytosociologiques*, **7**: 461–475.
- Schumacker R. & De Zuttere P., 1980. Aperçu de la végétation de la tourbière du Misten (Eupen, province de Liège, Belgique). Réflexions sur les associations des Oxycocco-Sphagnetea en Belgique. *Colloques Phytosociologiques*, **7**: 437–459.
- Schumacker R., Dirkse G. & De Zuttere P., 1974. Carex dioica L. et Carex pulicaris L. dans la Réserve domaniale des Hautes-Fagnes (province de Liège, Belgique). *Lejeunia N.S.*, **74**: 1–21.
- Schumacker R. & Noirfalise A., 1979. *Les Hautes-Fagnes*. 3e édition corrigée, Liège, Parc naturel Hautes-Fagnes/Eifel et Fédération du tourisme de la province de Liège: 48p. + 1 carte h.t.
- Schwickerath M., 1944. *Das Hohe Venn und seine Randgebiete. Vegetation, Boden und Landschaft*. G.Ficher, Jema: 278p.
- Scott D.A. & Rose P.M., 1996. *Atlas of Anatidae populations in Africa and Western Eurasia*. Wetlands International Publication 41. Wetlands International, Wageningen, the Netherlands.
- Secretariat of the Convention on Biological Diversity, 2010. *Global Biodiversity Outlook 3*. Montreal, p 94.
- Sekercioglu C.H., 2006. Increasing awareness of avian ecological function. *Trends Ecol. Evol.*, **21**: 464–471.
- Senbel M., McDaniels T. & Dowlatabadi H., 2003. The ecological footprint: a non-monetary metric of human consumption applied to North America. *Global Environmental Change*, **13**: 83–100.
- Seymour N.R., 1974. Territorial behaviour of wild shovellers at Delta, Manitoba. *Wildfowl*, **25**: 49–55.
- Siegenthaler A., et al., 1999. *Effects of elevated atmospheric CO₂ and mineral nitrogen deposition on litter decomposition in a Swiss peatland*. Communication présentée au symposium international « Chemical, physical and biological processes in peat soils », Jokioinen, Finlande, 23–27.08.99.
- Silvola J., 1986. Carbon dioxide dynamics in mires reclaimed for forestry in eastern Finland. *Ann Bot Fenn*, **23**: 59–67.
- Sjöberg, K., Pöysä, H., Elmberg, J. & Nummi, P. 2000: Response of Mallard ducklings to variation in habitat quality: an experiment of food limitation. *Ecology*, **81**: 329–335.
- Skirvin A.A., 1981. Effect of time of day and time of season on the number of observations and density estimates of breeding birds. *Studies in Avian Biology*, **6**: 271–274.
- Smith P.W., Twedt D.J., 1999. Temporal differences in point counts of bottomland forest landbirds. *Wilson Bulletin*, **111**: 139–143.
- Smits M.J.A., et al., 2002. Species richness in a species poor system: Aquatic macroinvertebrates of Nigula raba, an intact raised bog system in Estonia. In: Schmielewski G, Rochefort L (eds) *Proceedings of the international peat symposium*. International Peat Society Commission V: peatland restoration, Pärnu, Estonia, pp 283–291.
- Solonen T., 1985. *Suomen linnusto (Bird fauna of Finland)*. Lintutieto, Helsinki.
- Soons M., et al., 2008. Small seed size increases the potential for dispersal of wetland plants by ducks. *Journal of Ecology*, **96**: 619–627.
- Sorrenti M., Carnacina L., Radice D. & Costato A., 2006. Duck harvest in the Po delta, Italy. In: Boere G., Galbraith C. & Stroud D. (eds), *Waterbirds around the world*, pp. 864–865. The Stationery Office, Edinburgh,

U.K.

Stachowicz J.J., 2001. Mutualism, Facilitation, and the Structure of Ecological Communities. *BioScience*, **51**: 235–246.

Steffen W., Crutzen P.J. & McNeill J.R., 2007. The Anthropocene: are humans now overwhelming the great forces of nature? *Ambio*, **36**: 614–621.

Steffen W., et al., 2004. *Global Change and the Earth System: A Planet under Pressure*. Berlin, Germany: Springer-Verlag.

Stockwell S.S., 1994. *Habitat selection and community organization of birds in eight peatlands of Maine*, Thesis, University of Maine, Orono.

Strack M., Waddington J.M., Tuittila E.-S., Kellner E., Price J.S. & Rochefort L., 2003. Methane emissions and storage at a natural and drained peatland fen in central Québec. Järvet E., Lode E. (eds) *Proceedings of the international conference on ecohydrological processes in northern wetlands*. Tartu University Press, Tallinn: 227–232.

Streel M., 1959. Etude phytosociologie de la fagne Wallonne et de la fagne de Céfay. (Structure et évolution des associations végétales à Sphaignes dans les Hautes-Fagnes de Belgique). *Mémoires de l'Académie royale de Belgique, Classe des Sciences*, **31(1)**: 109p.

Streel M., 1997. Une route mérovingienne en Hautes-Fagnes (La Via Mansuerisca ?). Derniers résultats scientifiques. *Bulletin de la Classe des Sciences Académie Royale de Belgique*, **8 (7-12)**: 367-376.

Streel M., Renson V., Fagel N., Nekrassoff S. & De Vleeschouwer F., 2005. La route pavée au travers des tourbières de la fagne des Wez (Via Mansuerisca ?) est –elle romaine ou mérovingienne ? La vérité est-elle ...à mi-chemin ? *Hautes Fagnes*, **259**: 20-24.

Stroud D.A., Reed T.M., Pienkowski M.W. & Lindsay R.A., 1988. *Birds, bogs and forestry. The peatlands of Caithness and Sutherland*. Eds. Ratcliffe D.A. & Oswald P.H. Nature Conservancy Council.

Sutherland W.J. & Gosling L.M., 2000. Advances in the study of behaviour and their role in conservation. In: *Behaviour and conservation*. Eds. Gosling L.M. & Sutherland W.J. Cambridge University Press, Cambridge. pp. 3-9.

Swanson G.A., 1984. Dissemination of amphipods by waterfowl. *Journal of Wildlife Management*, **48**: 988–991.

Swanson G.A. & Bartonek J.C., 1970. Bias associated with food analysis in gizzards of blue-winged teal. *Journal of Wildlife Management*, **34**: 739–746.

SWDE, 2017. *Station de potabilisation de Stembert* (Complexe de la Gileppe). <https://www.swde.be/fr/la-swde/notre-reseau/des-infrastructures-de-pointe-pour-une-eau-de-qualite> (20 juin 2017).

Syytski J.P.M., Vörösmarty C.J., Kettner A.J., & Green P., 2005. Impact of humans on the flux of terrestrial sediment to the global coastal ocean. *Science*, **308**: 376–380.

Tallis H., Kareiva P., Marvier M. & Chang A., 2008. An ecosystem services framework to support both practical conservation and economic development. *Proc. Natl. Acad. Sci. USA*, **105**: 9457–9464.

Tamisier A., 1972. Rythmes nycthéméraux des sarcelles d'hiver pendant leur hivernage en Camargue. *Alauda*, **2**: 107-256.

Tamisier A., 1972. *Etho-écologie des Sarcelles d'hiver Anas c. crecca L. pendant leur hivernage en Camargue*. Thèse d'Etat, Montpellier. 157 p.

Tamisier A. & Dehorter O., 1999. *Camargue, canards et foulques. Fonctionnement et devenir d'un prestigieux quartier d'hiver*. Centre Ornithologique du Gard, Nîmes. 369 p.

TEEB, 2009. *The Economics of Ecosystems and Biodiversity. Report for Policy Makers*.

Teunissen W., Spaans B. & Drent R., 1985. Breeding success in Brent in relation to individual feeding opportunities during spring staging in the Wadden Sea. *Ardea*, **73**: 109-119.

Thomas G.J., 1982. Autumn and winter feeding ecology of waterfowl at the Ouse Washes, England. *Journal of Zoology*, **197**: 131–172.

Thompson R.G. & Raveling D.G., 1987. Incubation behaviour of Emperor geese compared with other geese: interactions of predation, body size and energetics. *The Auk*, **104**: 707-716.

Thompson W.L., 2002. Towards reliable bird surveys: accounting for individuals present but not detected. *The Auk*, **119**: 18-25.

Tiner R.W., 1984. *Wetlands of the United States: current status and recent trends*. US Fish and Wildlife Service, US Government Printing Office, Washington,DC.

- Tomassen H.B.M., *et al.*, 2004. Expansion of invasive species on ombratrophic bogs: desiccation or high N deposition? *J Appl Ecol*, **41**:139–150.
- Tombal P. & Schumacker R., 1983. Pour une politique de protection des tourbières. 2. Essai d'approche scientifique des tourbières. In: Institut européen d'Ecologie (Ed.) *Inventaire des tourbières de France*. Région lorraine. Metz: 1-14.
- Tremblay J.A., *et al.*, 2017. A low-cost technique for radio tracking wildlife using a small standard unmanned aerial vehicle. *J. Unmanned Veh. Syst.*, **00**: 1–7 (0000) dx.doi.org/10.1139/juvs-2016-0021.
- Tuck L.M., 1972. *The Snipes : A study of the Genus Capella*. N°5. Canadian Wildlife Service. Monograph Series. 429 p.
- Tuittila E.S., Rita H., Vasander H. & Laine J., 2000. Vegetation patterns around *Eriophorum vaginatum* L. tussocks in a cut-away peatland in southern Finland. *Can J Bot*, **78**: 47–58.
- Turetsky M.R. & St. Louis V.L., 2006. Disturbance in Boreal Peatlands. In: Wieder R.K. & Vitt D.H. (Eds.), 2006. Boreal Peatland Ecosystems. *Ecological Studies*, **188**: 359-380. Springer-Verlag Berlin Heidelberg.
- Turner R.K., Georgiou S.G. & Fisher B., 2008. *Valuing ecosystem services: the case of multi-functional wetlands*. London ; Sterling, VA, Earthscan, 229 p.
- Twenhöven F.L., 1992. Competition between Two Sphagnum Species under Different Deposition Levels. *Journal of Bryology*, **17**: 71-80.
- van Dam R., Gitay H. & Finlayson M., 2002. *Climate Change and Wetlands: Impacts, Adaptation and Mitigation*. Ramsar COP8 DOC. 11, Information Paper. Ramsar Convention Bureau.
- Vanden Berghe C., 1951. Les prairies à Molinia de Belgique. *Bulletin de la Société royale de Botanique de Belgique*, **83**: 373-403.
- Vanden Berghe C., 1952. Landes tourbeuses et tourbières bombées à sphaignes de Belgique (Ericeto-Sphagnetalia Schiwerath 1940). *Bulletin de la Société royale de Botanique de Belgique*, **84**: 157-226.
- Van der Haegen H., Van Hecke E. & Savenberg S., 2000. Belgians on the move. *Belgeo*, **1-2-3-4**: 173-188.
- Vanderhoeven S. *et al.*, 2015. A science-based approach to tackle invasive alien species in Belgium – the role of the ISEIA protocol and the Harmonia information system as decision support tools. *Management of Biological Invasions*, **6**(2): 197–208.
- van der Maarel E., 1979. Transformation of cover-abundance values in phytosociology and its effect on community similarity. *Vegetatio*, **38**, 97-114.
- van Duinen G.A., Dees A.J. & Esselink H., 2004a. Importance of permanent and temporary water bodies for aquatic beetles in the raised bog remnant Wierdense. *Veld. Proc. Exp. Appl. Entomol. (NEV)*, **15**: 15–20.
- van Duinen G.A., *et al.*, 2004b. Do raised bog restoration measures rehabilitate aquatic fauna diversity? A comparative study between pristine, degraded, and rewetted raised bogs. In: Päävänen J (ed) *Wise use of peatlands*. Proceedings of the 12th international peat congress, Tampere, Finland, 6–11 June 2004, pp 399–405.
- Valk K.U., 1988. *Estonian peatlands* (in Estonian). Valgus, Tallinn.
- Vangilder L.D., Smith L.M. & Lawrence R.K., 1986. Nutrient reserves of premigratory brant during spring. *The Auk*, **103**: 237-241.
- Van Kooten G.C. & Bulte E.H., 2000. The ecological footprint: useful science or politics. *Ecological Economics*, **32**(3): 385-389.
- van Tongeren, O.F.R., 1995. Cluster analysis. In: Jongman, R.H.G., ter Braak, C.J.F., van Tongeren, O.F.R. (Eds.), *Data Analysis in Community and Landscape Ecology*. Cambridge University Press, Cambridge, UK, pp. 174–212.
- Van Wesemael, 2006a. *Les teneurs en matières organiques dans les sols en Région wallonne*. Dossier scientifique réalisé dans le cadre de l'élaboration du Rapport analytique 2006-2007 sur l'état de l'environnement wallon
- Van Wesemael, 2006b. *La séquestration et les émissions de gaz à effet de serre provenant des écosystèmes terrestres en Région wallonne*. Dossier scientifique réalisé dans le cadre de l'élaboration du Rapport analytique 2006-2007 sur l'état de l'environnement wallon. Département de Géographie. Université catholique de Louvain. 19p.
- Vas E., *et al.*, 2015 Approaching birds with drones: first experiments and ethical guidelines. *Biol. Lett.*, **11**: 20140754.
- Vasander H., Leivo A. & Tanninen 1992. Rehabilitation of a drained peatland area in the Seitsemisen National Park in Southern Finland. In: Bragg O.M., Hulme P.D., Ingram H.A.P. & Robertson R.A. (eds.). *Peatland ecosystem and man: an impact assessment*. University of Dundee, Departement of Biological Sciences: 381-387.

- Verheyen R., 1948. *Les échassiers de Belgique*. Patrimoine de l’Institut royal des Sciences naturelles de Belgique. Bruxelles.
- Verheyen R., 1952. *Les anatidés de Belgique*. Cinquième édition. Patrimoine de l’Institut royal des Sciences naturelles de Belgique. Bruxelles.
- Vermaat J.E. et al., 2017. Differentiating the effects of climate and land use change on European biodiversity: A scenario analysis. *Ambio*, **46**: 277–290.
- Vitt D.H., 2000. Peatlands: ecosystems dominated by bryophytes. In: Shaw A.J. & Goffinet B. (eds) *Bryophyte biology*. Cambridge University Press, Cambridge: 312–343.
- Vitt D.H., 2006. Functional Characteristics and Indicators of Boreal Peatlands. In: Wieder R.K. & Vitt D.H. (Eds.), 2006. *Boreal Peatland Ecosystems. Ecological Studies*, **188**: 9-24. Springer-Verlag Berlin Heidelberg.
- Vredenburg V.T., Knapp R.A., Tunstall T.S. & Briggs C.J., 2010. Dynamics of an emerging disease drive large-scale amphibian population extinctions. *Proc. Natl Acad. Sci. USA*, **107**: 9689–9694. Wackernagel M. & Rees W. E., 1996. *Our ecological footprint: reducing human impact on the earth*. Gabriola Island, BC ; Philadelphia, PA : New Society Publishers.
- Waddington J.M. & Price J.S., 2000. Effect of peatland drainage, harvesting, and restoration on atmospheric water and carbon exchange. *Phys Geogr*, **21**: 433–451.
- Waddington J.M., Warner K.D. & Kennedy G., 2002. *Cutover peatlands: a persistent source of atmospheric CO₂*. *Global Biogeochem Cycles*. DOI 10.1029/2001 GB001398.
- Wake D.B. & Vredenburg V.T. (2008) Are we in the midst of the sixth mass extinction? A view from the world of amphibians. *Proc Natl Acad Sci USA*, **105**:11466–11473.
- Wagler R., 2011. The Anthropocene Mass Extinction: An Emerging Curriculum Theme for Science Educators. *The American Biology Teacher*, **73**(2): 78–83.
- Ward J. H., 1963. Hierarchical grouping to optimize an objective function. *J. Amer. Statist. Assoc.*, **58**: 236-244.
- Wastiaux C., 1990. *Végétation et régime hydrologique d'une tourbière haute drainée: dégradation et régénération (Deux-Séries, Hautes-Fagnes, Belgique)*. Université de Liège, mémoire de licence en sciences géographiques: 83p. + ann.
- Wastiaux C., Schumacker R., coll. Halleux L. & Jacqmotte J-M.,1999. *Rapport final de la convention « topographie de surface et subsurface des zones tourbeuses des Réserves naturelles domaniales des Hautes-Fagnes. Parti.1: Fagne des Deux-Séries. »* Ministère de la Région wallonne, Direction générale des Ressources naturelles et de l’Environnement, inédit: 21p. + ann.
- Wastiaux C., 2000. *Facteurs hydrologiques de la dégradation des tourbières hautes à sphaignes (Hautes-Fagnes, Belgique)*. Thèse de doctorat en Sciences géographiques, Université de Liège, 223 p.
- Wastiaux C. & Schumacker R. 2003. *Topographie de surface et de subsurface des zones tourbeuses des réserves naturelles domaniales des Hautes-Fagnes*. Rapport final de la convention entre le Ministère de la Région Wallonne et l’Université de Liège, inédit, 52 p.
- Welham C.V.J., 1994. Flight speeds of migrating birds: a test of maximum range speed predictions from the aerodynamic equations. *Behavioural Ecology*, **5**: 1–8.
- Weltzin J.F., et al., 2000. Response of bog and fen plant communities to warming and water-table manipulations. *Ecology*, **81**: 3464–3478.
- Weltzin J.F., et al., 2003. Potential effects of warming and drying on peatland plant community composition. *Global Change Biol*, **9**:141–151.
- Wernham C.V., et al., 2002. *The migration atlas: movements of the birds of Britain and Ireland*. Poyser T. & A.D., London.
- West A.D., Goss-Custard J.D., dit Durell, S.E.A.Le V. & Stillman R.A., 2005. Maintaining estuary quality for shorebirds: towards simple guidelines. *Biological Conservation*, **123**: 211-224.
- Wetlands International. 2012. *Waterbird Population Estimates: Fifth Edition. Summary Report*. Eds. Mundkur T. & Nagy S. Wetlands International, Wageningen, The Netherlands.
- Wheeler B.D. & Proctor M.C.F., 2002. Ecological gradients, subdivisions and terminology of north-west European mires. *J Ecol*, **88**: 187–203.
- Wieder R.K. & Vitt D.H. (Eds.), 2006. *Boreal Peatland Ecosystems. Ecological Studies*, 188. Springer-Verlag Berlin Heidelberg.
- Wiens J.A. 1977. On compétition and variable environments. *Am. Sci.*, **65**: 590-597.

- Wiens J.A. 1989a. *The ecology of bird communities. Vol. 1. Foundations and patterns.* Cambridge Univ. Press. Cambridge. 539p.
- Wiens J.A. 1989b. *The ecology of bird communities. Vol. 2. Processes and variations.* Cambridge Univ. Press. Cambridge. 316p.
- Wiens J.A. 1993. Fat times, lean times and competition among predators. *Trends Ecol. Evol.*, **8**: 348-349.
- Willison T.W., Baker J.C. & Murphy D.V., 1998. Methane fluxes and nitrogen dynamics from a drained fenland peat. *Biol Fertil Soil*, **27**: 279–283.
- Wilson A.M., Barr J. & Zagorski M., 2017. The feasibility of counting songbirds using unmanned aerial vehicles. *The Auk*, **134**(2): 350-362.
- Woodward R.T. & Wui Y., 2001. The economic value of wetland services: A meta-analysis. *Ecological Economics*, **37** (2): 257-270.
- Worrall F., et al., 2007. Predicting the future carbon budget of an upland peat catchment. *Clim Change*, **85**: 139–158.
- WWF. 2016. *Rapport Planète Vivante ® 2016 : Risque et résilience dans l'Anthropocène.* WWF, Gland, Suisse.
- Xiong L.H., Wu X. & Lu J.J., 2010. Bird predation on concealed insects in a reed-dominated estuarine tidal marsh. *Wetlands*, **30**: 1203-1211.
- Zalasiewicz J. et al., 2008. Are we now living in the Anthropocene? *GSA Today*, **18**, 4–8.
- Zalasiewicz J., Williams M., Steffen W. & Crutzen P., 2010. The new world of the Anthropocene. *Environmental Science & Technology*, **44**: 2228–2231.
- Zimmer C., 2010. *Impact d'un dérangement sur la balance énergétique, le comportement et la reproduction d'Anatidés : généralisation du compromis entre le risque de jeûne et le risque de prédation.* Thèse de doctorat. Institut Pluridisciplinaire Hubert CURIEN STRASBOURG, Université de Strasbourg.
- Zimmer C., et al., 2011a. Behavioural Adjustment in Response to Increased Predation Risk: A Study in Three Duck Species. *PLoS ONE*, **6**(4): e18977.
- Zimmer C., et al., 2011b. Evidence of the Trade-off between Starvation and Predation Risks in Ducks. *PLoS ONE*, **6**(7): e22352.
- Zou Ji & Fu Sha, 2015. The challenges of the post-COP21 regime: interpreting CBDR in the INDC context. *Int. Environ. Agreements*, **15**: 421-430.

Annexes

I. Données concernant les plans d'eau étudiés

Tableau 10: Informations sur les plans d'eau des décapages de la fagne des Deux-Séries. Les numéros utilisés dans ce travail sont les numéros uniques et numéros mares. Les localisations x, y sont données en Lambert 72 et correspondent aux centroïdes des polygones créés sur Arcgis©. La superficie et le périmètre ont été calculés par le logiciel Arcgis©, respectivement en m² et en m. La colonne profondeur correspond à la profondeur moyenne calculée sur les trois mesures (minimum) prises sur le terrain. Celle-ci et la profondeur maximale sont exprimées en cm. L'âge donne l'année de création des plans d'eau.

Type restauration	Numéro mare	Numéro mare officieux	Numéro unique	x	y	Superficie (m ²)	Périmètre (m)	Profondeur (cm)	Profondeur maximale (cm)	Age
Décapages	1	1	D1	272716	137147	218	79	35	37	2014
Décapages	2	2	D2	272719	137184	669	170	41	64	2014
Décapages	3	3	D3	272755	137206	634	172	28	43	2014
Décapages	4	4	D4	272787	137229	994	214	21	29	2014
Décapages	5	5	D5	272813	137255	946	240	47	62	2014
Décapages	6	6	D6	272709	137282	1673	257	45	80	2014
Décapages	7	7	D7	272722	137334	140	91	23	28	2014
Décapages	8	8	D8	272764	137315	452	101	29	32	2014
Décapages	9	9	D9	272814	137295	1333	204	34	48	2014
Décapages	10	10	D10	272714	137372	1612	242	55	90	2014
Décapages	11	11	D11	272797	137346	1568	229	84	95	2014
Décapages	12	12	D12	272861	137324	560	120	80	96	2014
Décapages	13	13	D13	272896	137304	154	50	38	43	2014
Décapages	14	14	D14	272911	137290	132	46	24	26	2014
Décapages	15	15	D15	272944	137247	517	139	34	40	2014
Décapages	16	16	D16	272978	137260	1190	255	36	40	2014
Décapages	17	17	D17	273029	137244	933	169	47	68	2014
Décapages	18	18	D18	272857	137368	1728	253	71	95	2014
Décapages	19	19	D19	272761	137401	1476	246	70	87	2014
Décapages	20	20	D20	272676	137430	491	134	64	86	2014
Décapages	21	21	D21	272616	137442	334	109	36	44	2014
Décapages	22	22	D22	272692	137466	903	174	57	66	2015
Décapages	23	23	D23	272759	137446	952	163	49	57	2015
Décapages	24	24	D24	272843	137419	1165	224	86	99	2015
Décapages	25	25	D25	272895	137401	319	76	89	98	2015
Décapages	26	26	D26	272931	137376	107	48	52	61	2015
Décapages	27	27	D27	272960	137379	152	62	40	46	2015
Décapages	28	28	D28	272989	137371	121	47	45	49	2015
Décapages	29	29	D29	273024	137354	205	70	50	66	2015
Décapages	30	30	D30	273035	137330	48	38	42	54	2015
Décapages	31	31	D31	273058	137296	96	54	34	46	2015
Décapages	32	32	D32	273064	137275	121	46	45	54	2015
Décapages	33	33	D33	273067	137256	174	56	44	47	2015
Décapages	34	34	D34	273065	137234	362	81	45	47	2015
Décapages	35	35	D35	273097	137255	476	103	33	40	2015

Décapages	36	36	D36	273074	137326	147	52	30	38	2015
Décapages	37	37	D37	273065	137347	81	36	68	75	2015
Décapages	38	38	D38	272924	137428	2111	382	63	92	2015
Décapages	39	39	D39	272828	137463	1846	289	71	87	2015
Décapages	40	40	D40	272734	137489	1768	301	64	80	2015
Décapages	41	41	D41	272788	137511	39	29	21	27	2015
Décapages	42	42	D42	272818	137513	230	74	43	60	2015
Décapages	43	43a	D43	272844	137502	404	80	76	87	2015
Décapages	44	44	D44	272969	137456	39	26	36	45	2015
Décapages	45	45	D45	272985	137452	108	49	30	30	2015
Décapages	46	46	D46	273011	137439	122	54	48	58	2015
Décapages	47	47	D47	273032	137428	57	33	36	38	2015
Décapages	48	48	D48	273067	137409	176	57	38	50	2015
Décapages	49	49	D49	273076	137391	64	36	35	44	2015
Décapages	50	50	D50	273078	137366	58	33	37	39	2015
Décapages	51	51	D51	273084	137356	37	26	30	42	2015
Décapages	52	52	D52	273130	137286	60	39	34	39	2015
Décapages	53	53	D53	273141	137301	70	41	23	35	2015
Décapages	54	54	D54	273093	137418	14	20	10	12	2015
Décapages	55	55	D55	273100	137442	57	35	10	11	2015
Décapages	56	56	D56	273044	137470	528	153	41	66	2015
Décapages	57	57	D57	273000	137477	176	64	34	40	2015
Décapages	58	58	D58	272962	137497	584	97	66	72	2015
Décapages	59	59	D59	272953	137476	17	16	28	40	2015
Décapages	60	60	D60	272928	137507	674	106	72	80	2015
Décapages	61	61	D61	272893	137521	975	130	54	73	2015
Décapages	62	62	D62	272855	137533	627	121	72	80	2015
Décapages	63	63	D63	272804	137534	134	45	46	60	2015
Décapages	64	64	D64	272780	137529	152	54	55	65	2015
Décapages	65	65	D65	272813	137548	28	22	46	55	2015
Décapages	66	66	D66	272825	137545	68	36	27	34	2015
Décapages	67	67	D67	272838	137544	65	30	34	37	2015
Décapages	68	68	D68	272862	137553	197	76	46	79	2015
Décapages	69	69	D69	272901	137564	105	45	49	53	2015
Décapages	70	70	D70	272930	137552	534	105	43	50	2015
Décapages	71	71	D71	272962	137539	482	92	50	53	2015
Décapages	72	72	D72	272990	137535	103	43	49	58	2015
Décapages	73	73	D73	273024	137522	138	46	45	47	2015
Décapages	74	74	D74	273046	137509	534	90	62	70	2015
Décapages	75	75	D75	273076	137499	389	84	50	59	2015
Décapages	76	76	D76	273098	137482	126	57	38	43	2015
Décapages	77	77	D77	273116	137514	158	60	34	42	2015
Décapages	78	78	D78	273079	137529	21	20	7	8	2015
Décapages	79	79	D79	273057	137552	292	93	34	43	2015
Décapages	80	80	D80	272999	137568	334	86	26	29	2015
Décapages	81	81	D81	272952	137585	556	156	56	77	2015
Décapages	82	82	D82	272900	137578	69	43	46	90	2015
Décapages	83	83	D83	272993	137610	246	92	28	32	2015
Décapages	84	84	D84	273023	137603	147	78	36	67	2015

Décapages	85	85	D85	273065	137589	191	91	43	52	2015
Décapages	86	86	D86	273105	137572	204	89	41	60	2015
Décapages	87	87	D87	273136	137552	43	32	22	26	2015
Décapages	88	88	D88	273167	137475	64	40	15	20	2015
Décapages	89	89	D89	273193	137495	113	51	16	22	2015
Décapages	90	90	D90	273182	137552	220	64	29	36	2015
Décapages	91	91	D91	273169	137570	200	59	22	28	2015
Décapages	92	92	D92	273148	137584	424	87	28	33	2015
Décapages	93	93	D93	273112	137612	716	142	42	62	2015
Décapages	94	94	D94	273069	137629	106	85	38	43	2015
Décapages	95	95	D95	273015	137632	646	158	35	50	2015
Décapages	96	96	D96	273026	137651	97	62	25	36	2015
Décapages	97	97	D97	273107	137660	20	30	10	14	2015
Décapages	98	98	D98	273117	137656	30	26	17	27	2015
Décapages	99	99	D99	273156	137639	22	23	15	22	2015
Décapages	100	100	D100	273225	137585	91	43	19	25	2015
Décapages	101	101	D101	273231	137561	116	52	11	14	2015
Décapages	102	102	D102	273245	137576	236	71	14	20	2015
Décapages	103	103	D103	273213	137643	69	38	6	12	2015
Décapages	104	104	D104	273167	137669	41	42	31	36	2015
Décapages	105	105	D105	273103	137682	22	19	33	60	2015
Décapages	106	106	D106	273115	137691	47	36	21	27	2015
Décapages	107	107	D107	273162	137689	583	151	29	33	2015
Décapages	108	108	D108	273215	137676	105	64	45	60	2015
Décapages	109	109	D109	273208	137717	314	140	31	49	2015
Décapages	110	110	D110	273244	137737	1105	184	66	75	2015
Décapages	111	111	D111	273248	137693	19	16	11	14	2015
Décapages	112	112	D112	273318	137704	501	87	23	25	2015
Décapages	113	113	D113	273322	137726	196	98	53	72	2015
Décapages	114	114	D114	273285	137705	48	30	21	24	2015
Décapages	115	115	D115	273278	137759	745	127	45	62	2015
Décapages	116	116	D116	273301	137774	691	166	52	74	2015
Décapages	117	117	D117	273338	137755	219	79	39	48	2015
Décapages	118	118	D118	273363	137737	129	71	22	26	2015
Décapages	119	119	D119	273385	137727	36	27	2	2	2015
Décapages	120	120	D120	273374	137702	81	51	8	11	2015
Décapages	121	121	D121	273345	137790	303	96	35	49	2015
Décapages	122	122	D122	273370	137771	104	49	26	32	2015
Décapages	123	123	D123	273403	137752	169	81	28	42	2015
Décapages	124	124	D124	273427	137739	33	27	14	16	2015
Décapages	125	125	D125	273483	137691	6	10	5	6	2015
Décapages	126	126	D126	273420	137664	37	31	5	8	2015
Décapages	127	127	D127	273336	137652	4	10	10	14	2015
Décapages	128	128	D128	273304	137636	21	17	15	20	2015
Décapages	129	129	D129	273280	137665	18	26	19	30	2015
Décapages	130	130	D130	273267	137675	15	14	25	30	2015
Décapages	131	A	D131	272642	137326	21	24	16	23	2014
Décapages	132	25'	D132	272919	137387	182	57	63	70	2015
Décapages	133	alpha	D133	272811	137557	17	22	12	16	2015

Décapages	134	107'	D134	273180	137701	53	37	29	39	2015
Décapages	135	110'	D135	273244	137760	111	71	7	9	2015
Décapages	136	43b	D136	272901	137479	1769	305	75	93	2015

Tableau 11: Informations sur les plans d'eau des ennoiements de la Réserve Naturelle Domaniale du Rond-Buisson. Les numéros utilisés dans ce travail sont les numéros uniques et numéros mares. Les localisations x, y sont données en Lambert 72 et correspondent aux centroïdes des polygones créés sur Arcgis©. La superficie et le périmètre ont été calculés par le logiciel Arcgis©, respectivement en m² et en m. La colonne profondeur correspond à la profondeur moyenne calculée sur les trois mesures (minimum) prises sur le terrain. Celle-ci et la profondeur maximale sont exprimées en cm. L'âge donne l'année de création des plans d'eau.

Type restauration	Numéro mare	Numéro unique	x	y	Superficie	Périmètre	Profondeur (cm)	Profondeur maximale (cm)	Age
Ennoiements	1	E1	273845	139126	8703	606	55	79	2009
Ennoiements	2	E2	273951	139210	9	11	70	82	2009
Ennoiements	3	E3	273933	139245	3	7	45	51	2009
Ennoiements	4	E4	273938	139263	40	24	18	24	2009
Ennoiements	5	E5	274277	139364	776	166	34	37	?
Ennoiements	6	E6	274293	139368	969	193	48	64	?
Ennoiements	7	E7	274265	139308	149	52	11	13	?
Ennoiements	8	E8	274418	139328	1104	202	37	49	2007
Ennoiements	9	E9	274469	139339	1785	246	42	50	2007
Ennoiements	10	E10	274492	139354	70	32	17	22	2007

Tableau 12: Informations sur les plans d'eau des ennoiements de la Réserve Naturelle Domaniale du Rond-Buisson. Les numéros utilisés dans ce travail sont les numéros uniques et numéros mares. Les localisations x, y sont données en Lambert 72 et correspondent aux centroïdes des polygones créés sur Arcgis©. La superficie et le périmètre ont été calculés par le logiciel Arcgis©, respectivement en m² et en m. La colonne profondeur correspond à la profondeur moyenne calculée sur les trois mesures (minimum) prises sur le terrain. Celle-ci et la profondeur maximale sont exprimées en cm. L'âge donne l'année de création des plans d'eau.

Type restauration	Numéro mare	Numéro unique	x	y	Superficie	Périmètre	Profondeur	Profondeur maximale	Age
Fraisages	1	F1	272329	137767	218	127	19	25	2010
Fraisages	2	F2	272255	137801	221	78	35	55	2010
Fraisages	3	F3	272176	137771	115	80	16	17	2010
Fraisages	4	F4	272157	137757	157	60	16	21	2010
Fraisages	5	F5	272100	137736	13	14	7	10	2010
Fraisages	6	F6	272120	137702	7	11	3	4	2010
Fraisages	7	F7	272188	137726	11	13	10	15	2010
Fraisages	8	F8	272220	137725	34	24	16	24	2010
Fraisages	9	F9	272251	137733	17	17	16	19	2010
Fraisages	10	F10	272333	137720	46	58	11	15	2010
Fraisages	11	F11	272366	137732	75	39	14	15	2010
Fraisages	12	F12	272375	137736	15	37	85	135	2010
Fraisages	13	F13	272240	137684	1040	239	32	52	2010
Fraisages	14	F14	272144	137674	174	75	22	39	2010
Fraisages	15	F15	272168	137638	114	76	12	15	2010
Fraisages	16	F16	272238	137636	20	18	9	10	2010

Fraisages	17	F17	272315	137644	56	37	9	10	2010
Fraisages	18	F18	272404	137644	61	38	9	12	2010
Fraisages	19	F19	272432	137589	238	89	19	22	2010
Fraisages	20	F20	272325	137598	94	40	12	15	2010
Fraisages	21	F21	272259	137597	30	25	13	17	2010
Fraisages	22	F22	272202	137554	200	83	13	18	2010
Fraisages	23	F23	272318	137556	34	24	19	29	2010
Fraisages	24	F24	272435	137555	412	126	40	53	2010
Fraisages	25	F25	272429	137536	751	208	37	53	2010
Fraisages	26	F26	272372	137535	73	36	38	43	2010
Fraisages	27	F27	272312	137535	279	123	32	56	2010
Fraisages	28	F28	272237	137533	452	179	16	16	2010
Fraisages	29	F29	272259	137482	1452	211	35	46	2010
Fraisages	30	F30	272369	137491	395	151	38	39	2010
Fraisages	31	F31	272401	137495	3	8	15	18	2010
Fraisages	32	F32	272432	137494	15	23	24	32	2010
Fraisages	33	F33	272489	137497	7	12	15	20	2010
Fraisages	34	F34	272466	137468	16	16	39	40	2010
Fraisages	35	F35	272380	137456	54	37	13	15	2010
Fraisages	36	F36	272347	137455	26	22	21	23	2010
Fraisages	37	F37	272249	137456	43	33	22	25	2010
Fraisages	38	F38	272292	137420	954	194	40	53	2010
Fraisages	39	F39	272408	137422	538	190	29	40	2010
Fraisages	40	F40	272492	137423	20	30	18	29	2010
Fraisages	41	F41	272506	137385	16	16	11	12	2009
Fraisages	42	F42	272484	137396	107	50	21	27	2010
Fraisages	43	F43	272403	137391	271	109	30	37	2010
Fraisages	44	F44	272332	137394	89	77	21	38	2010
Fraisages	45	F45	272284	137393	170	62	23	25	2010
Fraisages	46	F46	272330	137360	486	184	20	27	2010
Fraisages	47	F47	272414	137361	310	86	26	38	2010
Fraisages	48	F48	272362	137333	139	50	16	19	2010
Fraisages	49	F49	272340	137302	39	25	9	12	2009
Fraisages	50	F50	272338	137283	7	10	8	8	2009
Fraisages	51	F51	272541	137388	63	45	19	20	2009
Fraisages	52	F52	272526	137318	718	175	26	37	2009
Fraisages	53	F53	272525	137279	447	160	22	34	2009
Fraisages	54	F54	272379	137262	32	26	14	20	2009
Fraisages	55	F55	272370	137233	16	16	8	9	2009
Fraisages	56	F56	272446	137256	12	16	8	11	2009
Fraisages	57	F57	272519	137247	382	128	19	28	2009
Fraisages	58	F58	272494	137223	8	12	8	9	2009
Fraisages	59	F59	272385	137200	20	18	10	12	2009
Fraisages	60	F60	272405	137167	13	15	5	6	2009
Fraisages	61	F61	272366	136905	2403	300	24	53	2009
Fraisages	62	F62	272322	136918	33	22	26	27	2009
Fraisages	63	F63	272296	136908	73	56	12	15	2009
Fraisages	64	F64	272268	136905	95	40	14	18	2009
Fraisages	65	F65	272183	136918	121	80	10	13	2009

Fraisages	66	F66	272141	136909	72	37	21	26	2009
Fraisages	67	F67	272241	136942	105	79	16	21	2009
Fraisages	68	F68	272277	136962	125	116	14	21	2009
Fraisages	69	F69	272378	136985	22	19	9	16	2009
Fraisages	70	F70	272391	136943	7	11	12	15	2009
Fraisages	71	F71	272403	137071	7	10	11	15	2009
Fraisages	72	F72	272379	137106	113	82	17	26	2009
Fraisages	73	F73	272242	137159	254	146	15	24	2009
Fraisages	74	F74	272329	137224	30	35	17	17	2009
Fraisages	75	F75	272217	137188	452	244	12	20	2009
Fraisages	76	F76	272197	137216	63	74	12	19	2009
Fraisages	77	F77	272301	137262	217	88	25	40	2009
Fraisages	78	F78	272175	137226	181	191	9	17	2009
Fraisages	79	F79	272189	137370	1907	294	38	52	2009
Fraisages	80	F80	272165	137429	1415	203	57	68	2009
Fraisages	81	F81	272186	137482	776	173	43	52	2009
Fraisages	82	F82	272121	137481	411	128	38	45	2009
Fraisages	83	F83	272069	137495	9812	640	63	73	2009
Fraisages	84	F84	272122	137608	602	102	39	69	2009
Fraisages	85	F85	272035	137588	1810	382	65	90	2009
Fraisages	86	F86	271932	137485	14	16	7	10	2009
Fraisages	87	F87	271959	137584	5	16	7	11	2009
Fraisages	88	F88	272067	137668	1614	228	42	60	2009
Fraisages	89	F89	272051	137718	520	177	32	48	2009
Fraisages	90	F90	271980	137665	173	96	12	14	2009
Fraisages	91	F91	271911	137593	8	12	9	12	2009
Fraisages	92	F92	271884	137628	4	9	4	5	2009
Fraisages	93	F93	271978	137716	19	19	8	11	2009
Fraisages	94	F94	272023	137758	17	22	16	22	2009
Fraisages	95	F95	272059	137751	21	18	78	108	2009
Fraisages	96	F96	271989	137771	53	43	30	42	2009
Fraisages	97	F97	271943	137745	21	23	8	11	2009
Fraisages	98	F98	271968	137812	34	27	31	35	2009
Fraisages	99	F99	271891	137807	37	66	8	10	2009
Fraisages	100	F100	271852	137812	359	77	30	35	2009
Fraisages	101	F101	271818	137857	133	81	30	43	2009
Fraisages	102	F102	271785	137804	289	77	32	44	2009
Fraisages	103	F103	271769	137780	315	83	40	52	2009
Fraisages	104	F104	271761	137761	284	74	31	34	2009
Fraisages	105	F105	271743	137734	223	75	30	53	2009
Fraisages	106	F106	271728	137717	367	90	38	55	2009
Fraisages	107	F107	271818	137769	653	237	22	34	2009
Fraisages	108	F108	271852	137765	484	190	22	50	2009
Fraisages	109	F109	271834	137742	933	283	9	12	2009

II. Données des relevés phytosociologiques

Tableau 13: Ensemble des plantes identifiées lors des relevés phytosociologiques sur le terrain. Les différents ligneux présents appartiennent tous à la strate herbacée. Seule les mousses et sphaignes appartiennent à une autre classe, celle nommée strate muscinale.

Nom vernaculaire	Nom latin	abreviation
Agrostis des chiens	<i>Agrostis canina</i> L.	acan
Airelle	<i>Vaccinium vitis-idea</i> L.	vvit
Alouchier	<i>Sorbus aria</i> (L.) Crantz	sari
Anémone sylvie	<i>Anemone nemorosa</i> L.	anem
Bistorte	<i>Polygonum bistorta</i> (L.) SAMP.	pbis
Bouleau pubescant	<i>Betula pubescens</i> Ehrh.	bpub
Bouleau verrueux	<i>Betula pendula</i> Roth	bpen
Bruyère quaternée	<i>Erica tetralix</i> L.	etet
Callune	<i>Calluna vulgaris</i> (L.) Hull	c vul
Canche cespitueuse	<i>Deschampsia cespitosa</i> (L.) Beauv.	d ces
Canche flexueuse	<i>Deschampsia flexuosa</i> (L.) Trin.	d fle
Dicranacées	<i>Dicranaceae</i> sp.	cra
Digitale	<i>Digitalis purpurea</i> L.	dpur
Douglas	<i>Pseudotsuga menziesii</i> (Mirb.) Franco	p men
Epicéa	<i>Picea abies</i> (L.) Karst.	pabi
Epilobe en épis	<i>Epilobium angustifolium</i> L.	e ang
Fougère aigle	<i>Pteridium aquilinum</i> (L.) Kuhn	p aqu
Gaillet du Harz	<i>Galium saxatile</i> L.	gsax
Genet à balais	<i>Cytisus scoparius</i> (L.) Link	c sco
Houlque molle	<i>Holcus mollis</i> L.	hm ol
Jonc à tépales aigus	<i>Juncus acutiflorus</i> Ehrh. Ex Hoffmann	j acu
Jonc couché	<i>Juncus bulbosus</i> L.	j bul
Jonc épars	<i>Juncus effusus</i> L.	je ff
Jonc raide	<i>Juncus squarrosum</i> L.	j squ
Laîche à bec	<i>Carex rostrata</i> Stokes	cros
Laîche blanchâtre	<i>Carex canescens</i> L.	cc an
Laîche étoilée	<i>Carex echinata</i> Murray	ce cc
Laîche noire	<i>Carex nigra</i> (L.) Reichard	cn ig
Linaigrette à feuilles étroites	<i>Eriophorum angustifolium</i> Honck.	e ang
Linaigrette vaginée	<i>Eriophorum vaginatum</i> L.	e vag
Luzule multiflore	<i>Luzula multiflora</i> (Retz.) Lej.	l mul
Lycopode en masse	<i>Lycopodium clavatum</i> L.	l cla
Molinie	<i>Molinia caerulea</i> (L.) Moench	mcae
Myrtilles	<i>Vaccinium myrtillus</i> L.	v myr
Myrtilles de loup	<i>Vaccinium uliginosum</i> L.	v uli
Pin sylvestre	<i>Pinus sylvestris</i> L.	ps yl
Polystis spinuleux	<i>Dryopteris carthusiana</i> (Villar) H.P. Fuchs	d car
Polytric	<i>Polytricum commune</i> L. ex Hedw	p com
Polytric dressé	<i>Polytricum strictum</i> Menzies ex.Brid.	p str
Potentille tormentille	<i>Potentilla erecta</i> (L.) RÄUSCHEL	pere
Ronce	<i>Rubus fruticosus</i> L.	r fru
Saule à oreillettes	<i>Salix aurita</i> L.	s aur
Saule marsault	<i>Salix caprea</i> L.	sc ap
Scirpe cespiteux	<i>Trichophorum cespitosum</i> (L.) Hartm	tc es
Sorbier	<i>Sorbus aucuparia</i> L.	s au
Sphaigne sp.	<i>Sphagnum</i> sp.	ssp.
Sphaigne fallax	<i>Sphagnum fallax</i> (H.Klinggr.) H.Klinggr.	s fal
Sphaigne fimbriatum	<i>Sphagnum fimbriatum</i> Wilson	s fim
Sphaigne palustre	<i>Sphagnum palustre</i> L.	s pal
Sphaigne panachée	<i>Sphagnum rubiginosum</i> Flatberg	s rub
Sphaigne papilleuse	<i>Sphagnum papillosum</i> Lindb.	s pap
Sphaigne pointue	<i>Sphagnum cuspidatum</i> Ehrh. Ex Hoffm.	s cus
Trientale	<i>Trientalis europaea</i> L.	te ur
Violette des marais	<i>Viola palustris</i> L.	v pal

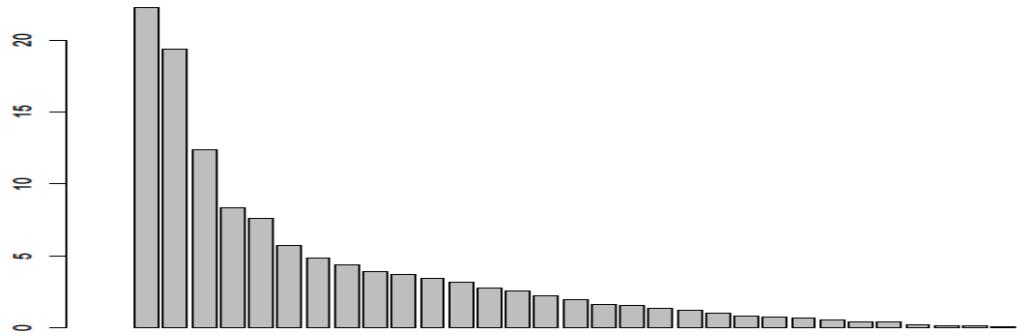


Figure 37: Puissance explicative des axes de la Pcoa réalisée.

III. Données utilisées pour la régression logistique (GLM)

Tableau 14: Partie du tableau Excel® utilisé pour réaliser la régression logistique (GLM). Pour le jeu de données complet, il suffit de nous contacter à l'adresse suivante : arnaud.collard2@hotmail.com.

Mare	nombrecanetons	superficie	perimetre	profondeur	age	renard	raton	vvit
D1	0	218	79	35	2014	0	0	0
D11	2	1568	229	84	2014	0	0	0
D112	0	501	87	23	2015	0	0	0
D116	0	691	166	52	2015	0	0	0
D14	0	132	46	24	2014	0	0	0
D16	6	1190	255	36	2014	0	1	0
D2	7	669	170	41	2014	0	0	0
D21	0	334	109	36	2014	0	0	0
D23	3	952	163	49	2015	0	0	0
D26	0	107	48	52	2015	0	0	1
D3	0	634	172	28	2014	0	0	0
D38	0	2111	382	63	2015	0	1	0
D4	0	994	214	21	2014	0	0	0
D40	9	1768	301	64	2015	0	0	0
D43	1	404	80	76	2015	0	0	0
D52	0	60	39	34	2015	0	0	0
D62	5	627	121	72	2015	1	0	0
D63	4	134	45	46	2015	1	0	0
D72	0	103	43	49	2015	0	0	1

IV. Résultats non présentés précédemment

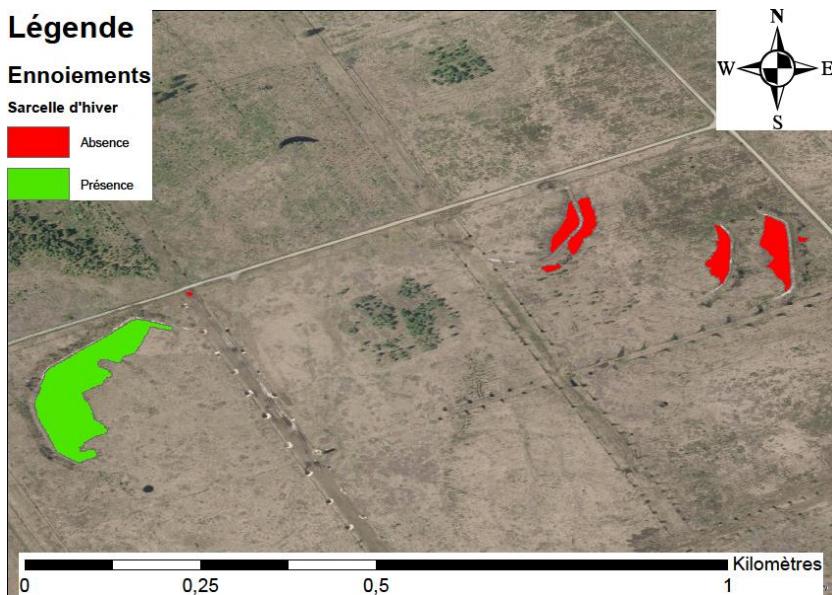


Figure 38: Zones de présence/absence d'*Anas crecca* au cours de la période d'étude dans la Réserve Naturelle Domaniale du Rond-Buisson.

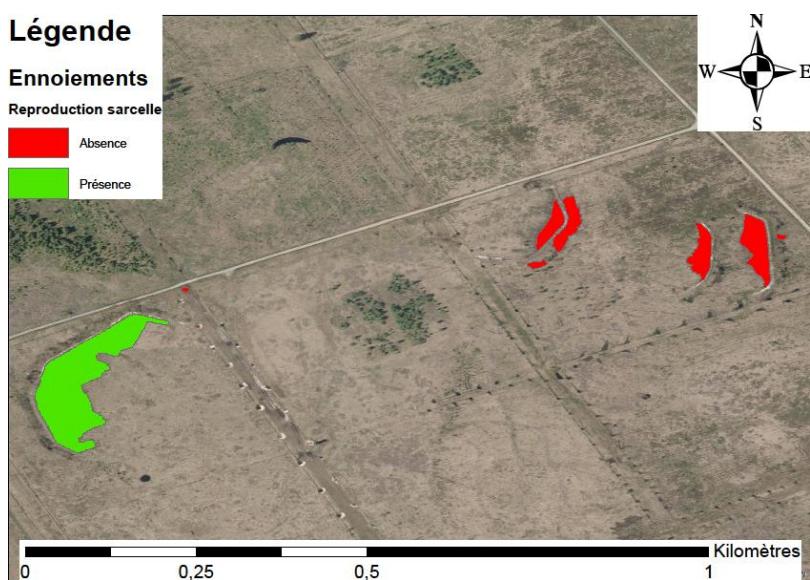


Figure 39: Zones de reproduction d'*Anas crecca* en 2017 dans la Réserve Naturelle Domaniale du Rond-Buisson.

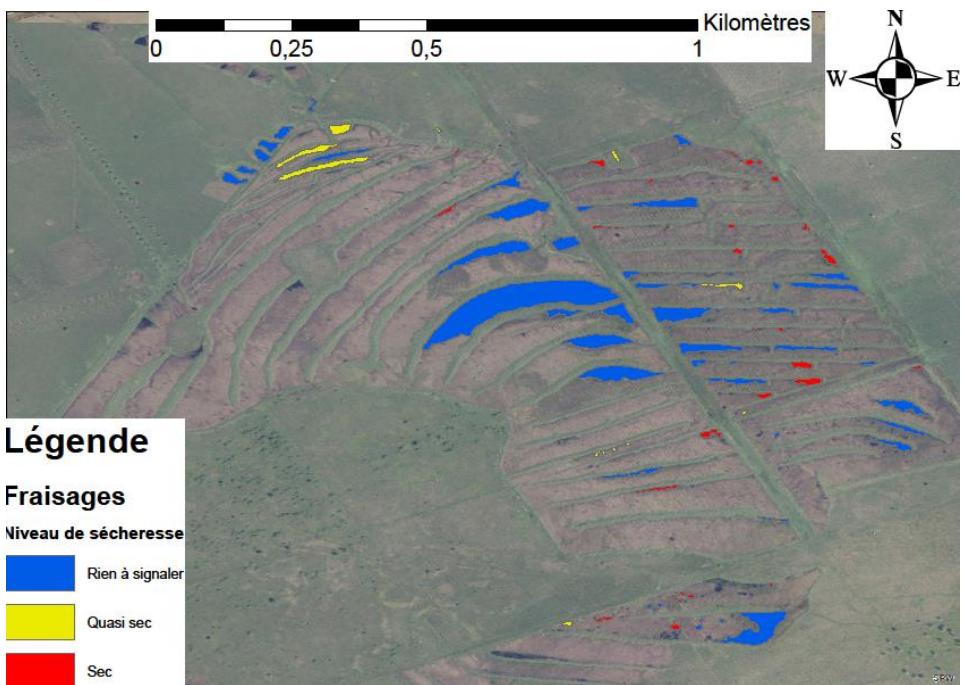


Figure 40: Plans d'eau impactés par la sécheresse de la fin de printemps 2017 dans les fraisages de la Fagne des Deux-Séries.

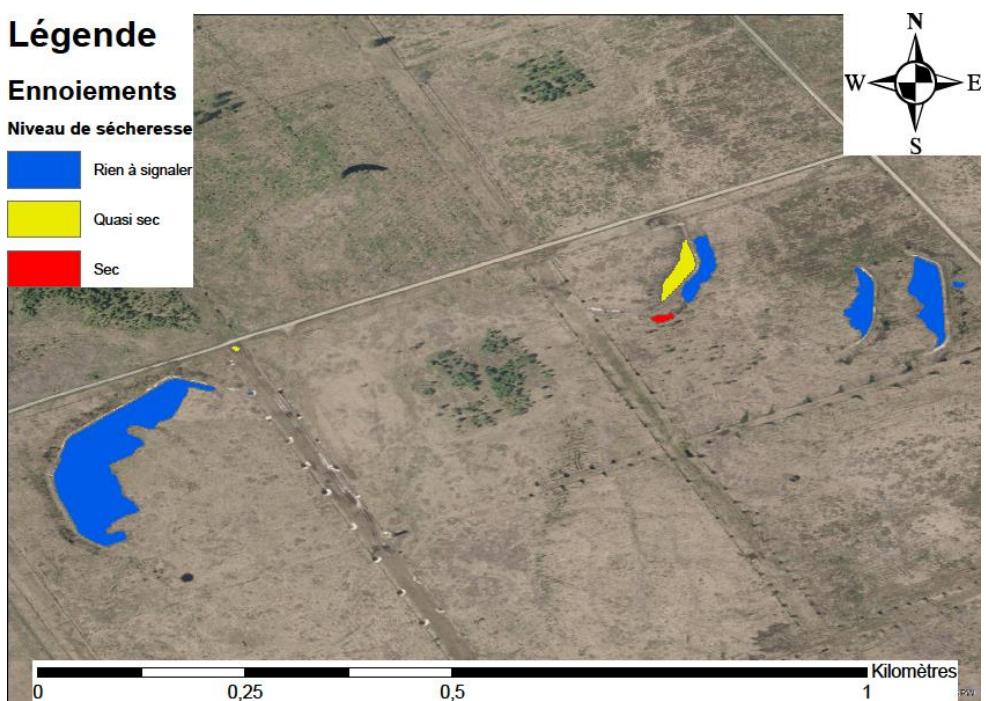


Figure 41: Plans d'eau impactés par la sécheresse de la fin de printemps 2017 dans les ennoiements de la Réserve Naturelle Domaniale du Rond-Buisson.

V. Portfolio de photos réalisées lors de cette étude

i. Oiseaux



Figure 42: *Anas crecca* femelle et jeunes, fagne des Deux-Séries. Décapages 2014 (08/06/17).



Figure 43: Mue d'*Anas crecca* mâle, fagne des Deux-Séries (12/06/17).



Figure 44: Envol d'*Anas crecca* femelle. Remarquons le "miroir" alaire paraissant bleu. Fagne des Deux-Séries (23/06/17).



Figure 45: Jeunes de *Vanellus vanellus*. Remarquons l'incroyable mimétisme de ces oiseaux. Fagne des Deux-Séries (09/06/17).



Figure 46: *Vanellus vanellus* en vol. Fagne des Deux-Séries (01/06/2017).



Figure 47: Nid d'*Anthus pratensis*. Réserve Naturelle Domaniale du Rond-Buisson (05/07/17).



Figure 48: Nouveaux nés d'*Anthus pratensis*. Réserve Naturelle Domaniale du Rond-Buisson (13/07/17).



Figure 49: Jeunes d'*Anthus pratensis*. Réserve Naturelle Domaniale du Rond-Buisson (22/07/17).



Figure 50: *Anthus pratensis* avec la becquée. Fagne des Deux-Séries (14/06/17).



Figure 51: Canetons d'*Anas platyrhynchos*. Fagne des Deux-Séries (09/06/17).



Figure 52: *Tringa glareola*. Fagne des Deux-Séries (25/04/17).



Figure 53: *Calidris alpina*. Fagne des Deux-Séries (17/05/17).



Figure 54: *Limosa limosa*. Fagne des Deux-Séries (09/05/17).

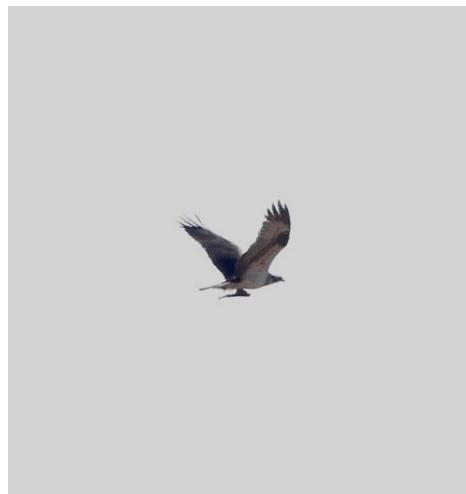


Figure 55: *Pandion haliaetus* en vol. Fagne des Deux-Séries (03/04/17).



Figure 56: *Alauda arvensis*, fagne des Deux-Séries (30/05/17).



Figure 57: *Saxicola torquata*, Fagne des Deux-Séries (05/06/17, ©Jean Collard).

ii. **Mammifères**



Figure 58: Faon de *Capreolus capreolus* dans les fraisages des Deux-Séries (22/07/17, ©Jean Collard).

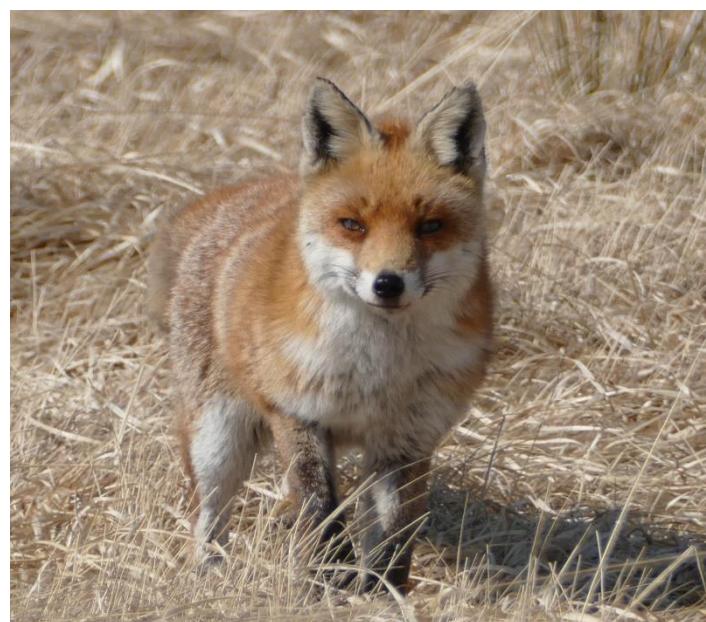


Figure 59: *Vulpes vulpes*. Fagne des Deux-Séries (29/04/17).



Figure 60: Traces de *Procyon lotor*. Fagne des Deux-Séries (17/05/17).

iii. Insectes



Figure 61: Reproduction et ponte de *Sympetrum danae* dans les décapages de 2014 de la Fagne des Deux-Séries (26/07/17, ©Jean Collard).



Figure 62: *Sympetrum danae* mâle dans les décapages 2015 de la fagne des Deux-Séries (26/07/17, ©Jean Collard).



Figure 63: *Sialis lutaria*. Fagne des Deux-Séries (12/05/17).



Figure 64: *Laphria flava*. Fagne des Deux-Séries (30/05/17).



Figure 65: *Sympetrum fonscolombii*. Fagne des Deux-Séries (01/06/17).

iv. Autres animaux



Figure 66: *Rana temporaria* dans les décapages 2015 de la fagne des Deux-Séries (26/07/17, ©Jean Collard).



Figure 67: *Araneus quadratus*, décapages 2015 (26/07/17, ©Jean Collard).

v. **Paysages**



Figure 68: Ennoiement. Réserve Naturelle du Rond-Buisson (01/08/17).

vi. **Découverte historique**



Figure 69:Débris de poterie, Fagne des Deux-Séries, décapages 2017 (29/07/17, ©Jean Collard).



Figure 70: Débris de poterie, Fagne des Deux-Séries, décapages 2017 (29/07/17, ©Jean Collard).