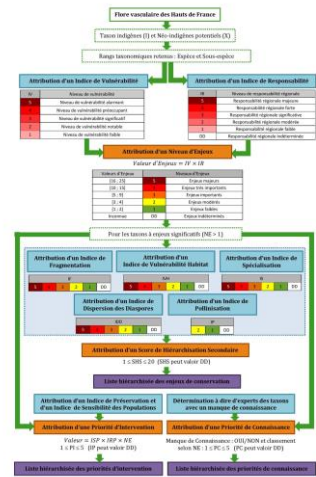
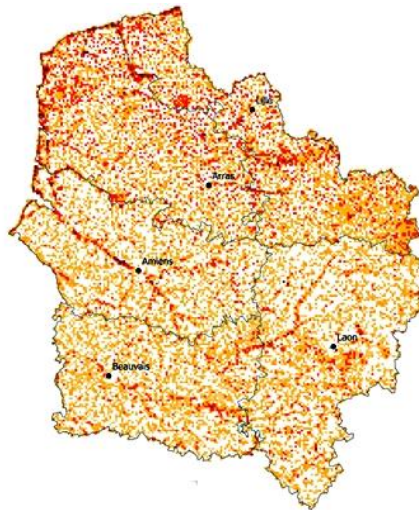


Hiérarchisation des enjeux de conservation pour la flore vasculaire des Hauts de France



Notice méthodologique, bilan et perspectives

**CENTRE REGIONAL DE PHYTOSOCIOLOGIE
AGREE CONSERVATOIRE BOTANIQUE NATIONAL DE BAILLEUL**

Hiérarchisation des enjeux de conservation pour la flore vasculaire des Hauts de France

Notice méthodologique, bilan et perspectives

Septembre 2017

Recherche bibliographique et rédaction : Laura BLERVAQUE

Relecture, coordination scientifique : Jean-Christophe HAUGUEL, Benoit TOUSSAINT et Aymeric WATTERLOT

Etude réalisée avec le soutien de l'Union européenne (fonds FEDER), de l'Etat (Direction régionale de l'environnement, de l'aménagement et du logement), du Conseil régional des Hauts-de-France, du Conseil départemental de l'Aisne, du Conseil départemental de l'Oise et du Conseil départemental de la Somme.

Référence bibliographique à citer : BLERVAQUE, L., HAUGUEL, J.-C., TOUSSAINT, B. & WATTERLOT A., 2017 - Hiérarchisation des enjeux de conservation pour la flore vasculaire des Hauts-de-France. Notice méthodologique, bilan et perspectives. Conservatoire botanique national de Bailleul. Pour l'Union Européenne, l'Etat, le Conseil régional des Hauts-de-France et les conseils départementaux de l'Aisne, de l'Oise et de la Somme. 45 p. + annexes. Bailleul.

Référence bibliographique abrégée à citer : BLERVAQUE & al, 2017 - Hiérarchisation des enjeux de conservation pour la flore vasculaire des Hauts-de-France. Notice méthodologique, bilan et perspectives. Conservatoire botanique national de Bailleul. 45 p. + annexes. Bailleul.

SOMMAIRE

INTRODUCTION	5
METHODOLOGIE DE HIERARCHISATION	6
1. Détermination et définition des critères de hiérarchisation.....	6
1.1. Critères utilisés dans les méthodes de hiérarchisation existantes.....	6
1.2. Paramètres influençant la vulnérabilité et l'état de conservation des populations..	7
1.3. Définition des étapes et des critères de hiérarchisation	9
1.4. Critères non retenus pour la méthodologie de hiérarchisation	11
2. Méthodologie de hiérarchisation de la flore régionale.....	12
ETAPE 1. Sélection des taxons : critères d'inclusion à la hiérarchisation.....	12
ETAPE 2. Détermination et hiérarchisation des taxons à enjeux de conservation	12
ETAPE 3. Hiérarchisation secondaire des taxons à enjeux de conservation	15
ETAPE 4. Détermination et hiérarchisation des priorités d'intervention.....	21
ETAPE 5. Détermination et hiérarchisation des priorités de connaissance.....	23
VALIDATION ET LIMITES METHODOLOGIQUES	25
1. Estimation de l'applicabilité de la méthodologie	25
2. Evaluation et avis d'experts.....	26
3. Evaluation statistique de l'Indice de Spécialisation	26
2.1. L'indice θ de Fridley.....	26
2.2. Stratégies de Grime	27
4. Limites méthodologiques	29
BILAN REGIONAL : DES ENJEUX A PLUSIEURS ECHELLES	31
1. Enjeux de conservation	31
1.1. Indice de Vulnérabilité.....	31
1.2. Indice de Responsabilité	32
1.3. Niveaux d'Enjeux de conservation régional.....	32
2. Répartition des enjeux de conservation dans les grands types de biotopes	33
3. Priorités d'intervention	35
3.1. Indice Régional de Préservation	35
3.2. Niveaux de Priorités d'Intervention.....	35
4. Détermination et cartographie des Zones d'Intérêt pour la flore	36
5. Synthèse des enjeux régionaux	38
PERSPECTIVES	39
1. Perspectives d'amélioration de la méthodologie.....	39

2. Faut-il uniquement préserver les espèces menacées ?	39
CONCLUSION.....	41
BIBLIOGRAPHIE	42
LEXIQUE.....	45
ANNEXES.....	46

INTRODUCTION

L'élaboration d'une méthodologie de hiérarchisation et de priorisation des enjeux de conservation s'inscrit dans un objectif d'orientation des stratégies d'actions conservatoires à l'échelle de la région. A cette fin, le Conservatoire Botanique de Bailleul (CBNBI) a souhaité développer et proposer un outil à destination des gestionnaires et de l'ensemble des acteurs impliqués dans la préservation de la flore régionale. Afin de répondre aux différents objectifs, cette méthodologie prévoit l'élaboration de trois documents complémentaires : une liste hiérarchisée des enjeux de conservation régionaux, une liste hiérarchisée des priorités d'intervention, et enfin, une liste des priorités pour l'acquisition de connaissances.

Ces listes visent à orienter la mise à jour des connaissances pour certains taxons à enjeux, ainsi que les actions de conservation *ex-situ* telles que les récoltes de graines, préalables à d'éventuelles opérations de renforcement de populations. D'autres parts, les listes hiérarchisées offriront un outil synthétique destiné à guider les actions de gestion et de conservation *in-situ*, après diffusion auprès des différents gestionnaires et acteurs régionaux.

Ce travail est motivé par la volonté du CBNBI de compléter l'analyse de la flore régionale initiée à travers les listes rouges régionales en introduisant une hiérarchisation des enjeux de conservation grâce à une analyse multicritère, plus adaptée à la définition de ces enjeux à une échelle régionale ou infra-régionale. En effet, il est impossible pour le CBNBI, de même que pour les gestionnaires, d'intervenir sur tous les taxons menacés de la liste rouge régionale.

L'élaboration de cette méthodologie découle d'un travail en plusieurs temps. Tout d'abord, une réflexion basée sur des recherches bibliographiques a permis de choisir des critères de hiérarchisation pertinents et adaptés. Dans un second temps, une méthode de hiérarchisation associant ces différents critères, en cinq étapes, a été définie. Enfin, les données issues de plusieurs bases de données ont été extraites et synthétisées afin de calculer des indices (un pour chaque critère) et de produire les trois listes attendues. La dernière étape a été la validation de la méthode de hiérarchisation, tant du point de vue des critères et des indices pris en compte que des résultats qui en ont découlé. Enfin, un bilan des enjeux régionaux a été réalisé afin de mettre en évidence les possibilités d'actions pour la préservation de la flore à différentes échelles.

1. Détermination et définition des critères de hiérarchisation

La sélection des critères intégrés dans la méthodologie de hiérarchisation découle tout d'abord d'un travail de synthèse des méthodes existantes. En effet, il n'existe pas, à l'heure actuelle, de méthode de hiérarchisation stabilisée, mais cette notion est d'ores et déjà abordée par de nombreux auteurs. D'autre part, une réflexion sur les paramètres déterminant pour le devenir des populations régionales a été réalisée et a permis la définition de critères supplémentaires. Comme préconisé par Schmeller *et al.* (2008) et Barneix & Gigot (2013), la méthode élaborée pour la flore des Hauts-de-France est facilement transposable à plusieurs échelles géographiques, infra ou supra-régionales (départements, territoire d'agrément...). Elle s'appuie d'autre part sur un nombre réduit de critères applicables à l'ensemble des taxons, définis également en fonction des données disponibles. Afin de limiter l'utilisation du « dire d'experts » et de permettre d'éventuelles comparaisons entre régions, l'utilisation de données quantitatives et objectives a été préférée (Barneix & Gigot, 2013). Un intérêt particulier a été porté au caractère discriminant de la méthode afin d'élaborer des listes hiérarchisées d'enjeux et de priorités fonctionnelles (Bunnell *et al.*, 2009).

1.1. Critères utilisés dans les méthodes de hiérarchisation existantes

Le Muséum National d'Histoire Naturelle (MNHN) a proposé en 2013 une base méthodologique pour la définition des enjeux de conservation à l'échelle régionale (Barneix & Gigot, 2013). Les deux critères retenus par les auteurs sont la vulnérabilité des taxons (Listes rouges) et la responsabilité régionale pour leur préservation. En effet, retrouvés dans la majorité des méthodes de hiérarchisation, ces deux critères permettent une détermination simple et objective des enjeux de conservation. Parmi les douze méthodes de hiérarchisation analysées, la responsabilité régionale était utilisée dans toutes (Partel *et al.*, 2005 ; Rufroy & Kleszczewski, 2008 ; Schmeller *et al.*, 2008 ; Hauguel *et al.*, 2009 ; Magnanon, 2009 ; Gauthier *et al.*, 2010 ; Foulon *et al.*, 2012 ; Barneix & Gigot, 2013 ; Gauthier *et al.*, 2013 ; Schatz *et al.*, 2013 ; Kriesfalusy & Trevisan, 2014 ; Savouré-Soubelet, 2015 ; Faure, 2016). En revanche, le niveau de vulnérabilité des taxons tel que défini par les Listes rouges régionales ou nationales (UICN, 2011) n'était intégré que dans cinq études (Hauguel *et al.*, 2009 ; Magnanon 2009 ; Barneix & Gigot, 2013 ; Savouré-Soubelet 2015 ; Faure *et al.*, 2016). Notons toutefois que la vulnérabilité était estimée grâce à d'autres paramètres dans les sept autres études, tels que la vulnérabilité de l'habitat, la rareté locale ou encore le type de menaces.

Dans ces mêmes études, plusieurs critères de hiérarchisation supplémentaires ont été utilisés ou préconisés : la rareté locale, la vulnérabilité de l'habitat, l'amplitude écologique, les effectifs, le nombre de localités, les mesures de gestion existantes, le statut de protection réglementaire et le degré d'isolement des populations (plusieurs de ces critères sont déjà intégrés dans la méthode d'élaboration des Listes rouges UICN). Cependant, le manque de connaissances et l'échelle d'application de notre méthodologie rend complexe l'utilisation de certains de ces paramètres, notamment les effectifs qui ne sont actuellement connus que pour une minorité d'espèces et de populations. Afin de définir les critères secondaires à intégrer à notre méthodologie, une étude bibliographique approfondie portant sur les paramètres

influençant la vulnérabilité des taxons à une échelle régionale a été réalisée. Cette analyse permettra dans un premier temps d'orienter les choix et la définition des critères secondaires, et dans un second temps d'apporter des informations utiles à l'élaboration des plans régionaux d'action conservatoire du CBNBL et des plans d'actions des différents gestionnaires.

1.2. Paramètres influençant la vulnérabilité et l'état de conservation des populations

D'après Brooks (2010), 90% des espèces menacées sont fortement impactées par la perte et la dégradation d'habitat, qui constitue l'une des causes majeures d'extinction d'espèces (Huxel & Hastings, 1999 ; Hanski, 2011). En effet, de nombreuses études ont montré un effet négatif et significatif de la dégradation des habitats sur la biodiversité (Fahrig, 2003). Cette modification des milieux se traduit par une fragmentation des habitats et par une dégradation de leurs caractéristiques intrinsèques (eutrophisation, pollution...), conduisant à terme à une diminution de la diversité spécifique des communautés et à leur homogénéisation (Devictor *et al.*, 2008 ; Hanski, 2011).

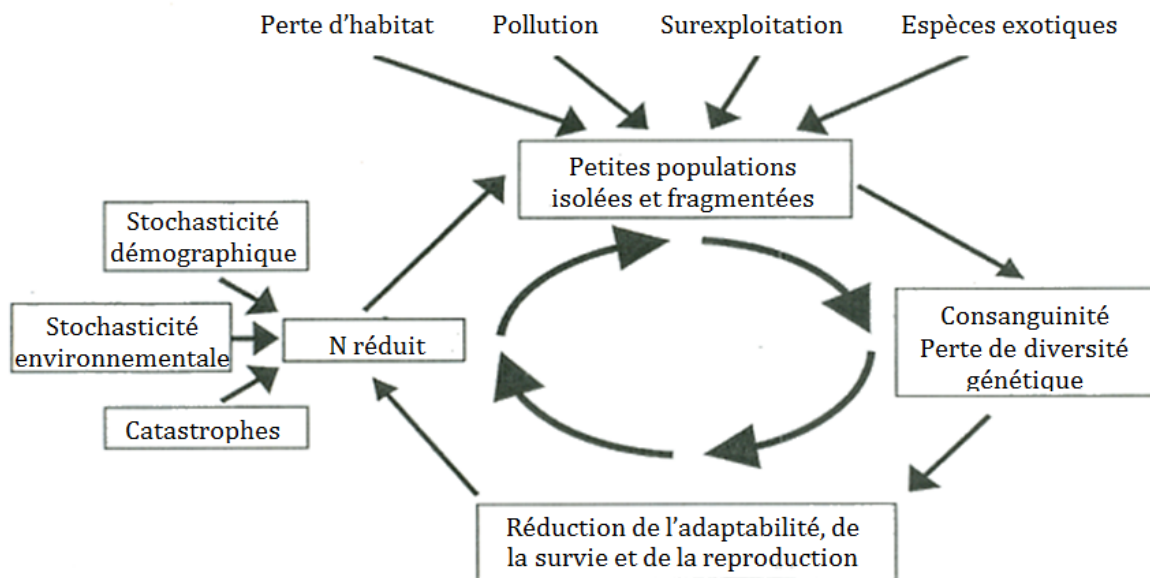


Figure 1. Le vortex d'extinction, décrivant les possibles interactions entre les impacts anthropiques, la consanguinité, la perte de diversité génétique et l'instabilité démographique comme une spirale conduisant vers l'extinction (d'après Frankham *et al.*, 2002).

La fragmentation est usuellement définie comme un processus associant la réduction de la taille d'un habitat et son morcellement en fragments plus ou moins isolés (Fahrig, 2003 ; Janin, 2011). Elle est désormais considérée comme l'un des facteurs de menace les plus sévères pour les populations (Rathcke & Jules, 1993 ; Janin, 2011), pouvant notamment conduire à des extinctions locales (Schemske *et al.*, 1994 ; Gerbeaud-Maulin & Long, 2008). En effet, la fragmentation induit plusieurs phénomènes affectant les probabilités de persistance des populations : l'augmentation du nombre de fragments de population et donc la diminution de leur taille, la modification de leur forme, l'augmentation de l'isolement et enfin le renforcement des effets de bordures (Gerbeaud-Maulin & Long, 2008 ; Janin, 2011). Les conséquences de telles modifications de l'habitat se déclinent à plusieurs niveaux. La réduction de la surface des patches d'habitat affecte la taille des populations et augmente leur sensibilité à la stochast

démographique et environnementale, mais aussi à la stochasticité génétique (dérive génétique) et à la consanguinité (Ellstrand & Elam, 1993 ; Holsinger, 2000) (figure 1). De plus, l'isolement géographique provoqué par la fragmentation augmente lui aussi les effets de la dérive génétique et de la consanguinité (Dudash & Fenster, 2000). En effet, la fragmentation réduit les flux de gènes entre populations, à des degrés divers selon les capacités de dispersion des individus (Gerbeaud-Maulin & Long, 2008). Dans une population aux effectifs réduits et sans apports génétiques extérieurs suffisants, l'apparentement entre individus augmente rapidement et induit une dépression de consanguinité et donc une diminution de la valeur sélective des individus (Dudash & Fenster, 2000). D'autre part, la perte aléatoire d'allèles par dérive génétique n'est plus compensée par la dispersion. A terme, la fragmentation provoque donc un appauvrissement génétique et une diminution des capacités adaptatives des populations (Schemske *et al.*, 1994), ainsi qu'une baisse de la valeur sélective des individus (Dudash & Fenster, 2000 ; Reed & Frankham, 2003).

Cependant, toutes les espèces ne sont pas affectées de la même manière par la fragmentation et la dégradation de leur habitat. Plusieurs études ont en effet montré que la sensibilité des espèces à ces phénomènes dépendait de leurs exigences écologiques (Janin, 2011), leurs capacités de dispersion, leur degré de spécialisation pour l'habitat et leur système de reproduction (Gerbeaud-Maulin & Long, 2008). D'après McKinney *et al.* (1999), les espèces les plus vulnérables à l'extinction sont les espèces peu compétitrices, hautement spécialisées pour l'habitat et aux capacités de dispersion réduites.

La vulnérabilité accrue des espèces spécialistes à la dégradation et la perte d'habitat est d'ailleurs l'une des causes de l'homogénéisation biotique (McKinney *et al.*, 1999 ; Devictor *et al.*, 2008), processus caractérisé par une augmentation de la similarité des communautés (Olden & LeRoy, 2004). En effet, la disparition des espèces spécialisées dans les habitats dégradés entraîne une réduction de la diversité spécifique et une augmentation de la dominance des généralistes (Devictor *et al.*, 2008).

D'autre part, une méta-analyse réalisée par Aguilar *et al.* (2006) a montré que les effets de la fragmentation sur le succès reproducteur étaient significativement plus importants chez les plantes auto-incompatibles (SI) que chez les plantes sans système d'incompatibilité (SC). Ceci s'explique par la dépendance forte des plantes SI aux pollinisateurs, les plantes SC étant capables d'autofécondation. En effet, on observe une diminution de la pollinisation dans les petites populations, liée à une baisse d'attractivité de la ressource florale pour les pollinisateurs (Rathcke & Jule, 1993 ; Schemske *et al.*, 1994 ; Aguilar *et al.*, 2006). Notons également que l'abondance et les capacités de déplacement des pollinisateurs sont très impactées par la fragmentation (Ghazoul, 2005), induisant aussi une baisse de la pollinisation dans les patches isolés. De plus, les espèces auto-incompatibles sont également plus sensibles à la réduction des tailles de population qui limite le nombre de partenaires compatibles pour la reproduction.

En revanche, le succès reproducteur des plantes spécialisées pour la pollinisation n'est pas davantage impacté par la fragmentation que celui des plantes généralistes (Ashworth *et al.*, 2004 ; Aguilar *et al.*, 2006). En effet, les réseaux d'interactions plantes-pollinisateurs sont asymétriques (Ashworth *et al.*, 2004), les plantes spécialisées étant majoritairement pollinisées par des insectes généralistes et inversement (figure 2). Or, les insectes généralistes sont moins affectés par la fragmentation que les insectes spécialistes.

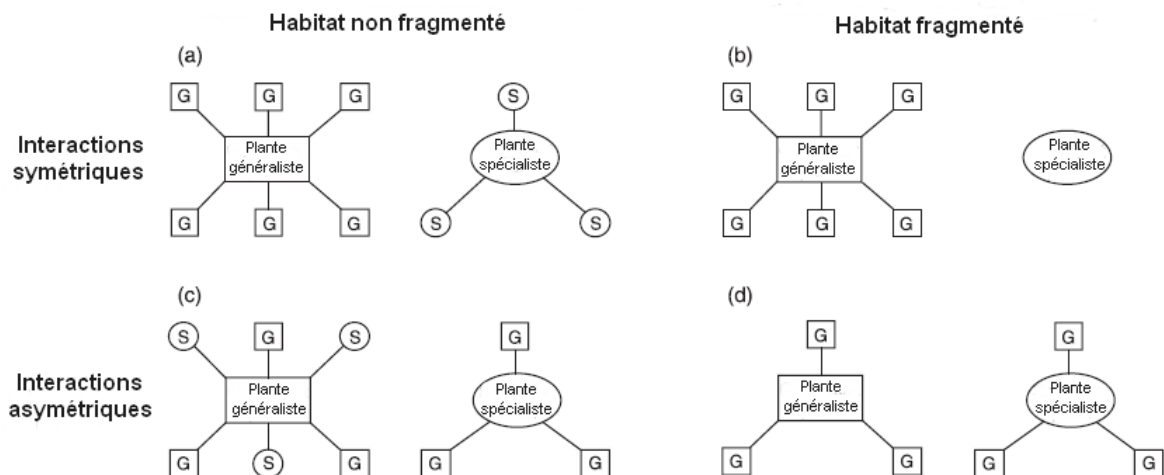


Figure 2. Représentation schématique de la spécialisation dans les interactions plantes-pollinisateurs. Si la spécialisation est symétrique (a), les plantes généralistes sont pollinisées par de nombreux pollinisateurs généralistes (G), tandis que les plantes spécialisées sont pollinisées par un ou quelques taxons de pollinisateurs spécialisés (S), de sorte que la fragmentation de l'habitat (b) affectera plus fortement les plantes spécialisées pour la pollinisation. Si la spécialisation est asymétrique (c), les plantes généralistes sont pollinisées par de nombreux pollinisateurs spécialistes et généralistes, alors que les plantes spécialistes sont pollinisées principalement par quelques pollinisateurs généralistes, de sorte qu'il existe une susceptibilité reproductive similaire à la fragmentation de l'habitat pour les deux types de plantes (d) (d'après Ashworth *et al.*, 2004).

Nous avons vu précédemment que les flux de gènes jouent un rôle prépondérant dans la limitation des impacts génétiques de la fragmentation. D'après Thrall *et al.* (2000), les programmes de conservation devraient davantage se focaliser sur des échelles régionales, et non uniquement locales, afin d'intégrer des notions de dispersion et de dynamique métapopulationnelle. Sur un territoire donné et pour une espèce, la dispersion intervient donc à deux niveaux : suffisamment forte, elle réduit les effets néfastes de la fragmentation en maintenant les flux géniques, et elle permet d'autre part la colonisation ou la recolonisation d'habitats. Chez les plantes les flux géniques sont permis à la fois par la dispersion du pollen et par celle des diaspores (graines, spores...), bien que la première soit généralement plus efficace à longue distance (Klein *et al.*, 2015). En revanche, seules les diaspores permettent la colonisation ou la recolonisation d'habitats (Cain *et al.*, 2000). Si la plupart des diaspores disperse à très courte distance (entre zéro et quelques dizaines de mètres), une faible proportion d'entre elles réalise ce que l'on appelle de la dispersion à longue distance (LDD pour Long-Distance Dispersal) (Nathan & Muller-Landau, 2000). La LDD a un effet majeur sur la dynamique de colonisation des espèces (Nathan & Muller-Landau, 2000 ; Klein *et al.*, 2015) et donc sur leur persistance à l'échelle régionale.

1.3. Définition des étapes et des critères de hiérarchisation

Sur la base de l'analyse bibliographique des méthodes existantes de hiérarchisation des enjeux ainsi que des paramètres influençant la vulnérabilité d'un taxon, nous avons identifié huit critères à prendre en compte dans notre méthodologie. Celle-ci est structurée en cinq étapes distinctes, résumées ci-après.

1- Sélection des taxons à inclure dans la hiérarchisation

2- Hiérarchisation primaire : détermination du niveau d'enjeux de conservation de chaque taxon

Cette seconde étape s'appuie sur la méthode développée par le MNHN (Barneix & Gigot, 2013) et applicable à l'ensemble de la flore vasculaire régionale. Les niveaux d'enjeux sont calculés en prenant en compte les niveaux de menace régional et national des taxons dans les Listes rouges (Indice de Vulnérabilité) ainsi que la responsabilité de la région pour leur conservation (Indice de Responsabilité). Une première hiérarchisation est alors réalisée, elle permet également d'identifier les taxons à enjeux significatifs, auxquels s'appliquent les trois étapes suivantes.

3- Hiérarchisation secondaire

Une seconde hiérarchisation est réalisée pour chaque valeur d'enjeux de conservation calculée à l'étape précédente, on parle de hiérarchisation emboîtée. Celle-ci est appliquée uniquement aux taxons à enjeux significatifs. Plus discriminante, elle permet l'élaboration d'une liste hiérarchisée définitive des enjeux de conservation. Cette seconde étape s'appuie sur l'utilisation de cinq critères additionnels, quantifiant la vulnérabilité et l'état de conservation des populations régionales : l'Indice de Fragmentation spatiale, l'Indice de Vulnérabilité de l'Habitat, l'Indice de Spécialisation pour l'habitat, l'Indice de Dispersion des Diaspores et l'Indice de Pollinisation. Le degré de fragmentation spatiale est ici un indicateur de vulnérabilité potentielle au niveau génétique, démographique ou adaptatif, lié à la distribution de l'espèce en région. La vulnérabilité de l'habitat, telle que définie dans les Listes rouges régionales, est représentative des risques de dégradation et de la fragilité de l'habitat (Foulon *et al.*, 2012). Les indices de dispersion des diaspores et de pollinisation permettent de tenir compte de la différence de sensibilité des espèces à la fragmentation, en fonction de leur biologie.

4- Détermination des priorités d'intervention

Les priorités d'intervention sont définies en fonction du niveau d'enjeu des taxons et de leur préservation actuelle, c'est-à-dire de la part de leur aire d'occupation incluse dans des aires préservées et/ou gérées (Indice de Préservation). Il s'agit ici de mettre en évidence les taxons à enjeux dont les populations sont peu préservées et qui requièrent donc des actions de conservation *in-situ* (acquisition foncière, convention de gestion de site, restauration de l'habitat...). Cette étape aboutit à l'élaboration d'une liste hiérarchisée des priorités d'intervention régionales.

5- Détermination des priorités de connaissance

Les priorités de connaissance sont déterminées à dire d'expert par le CBNBI selon une méthode dichotomique simple (oui/non) et au regard de la qualité des données disponibles dans la base de donnée Digitale2. L'objectif est de prioriser les espèces pour lesquels un apport de connaissances est nécessaire, en fonction de leur niveau d'enjeux de conservation.

Notons toutefois que plusieurs critères ont été écartés de notre méthodologie, soit en raison d'une difficulté d'estimation, ou par manque de pertinence. Ils sont présentés ci-après.

1.4. Critères non retenus pour la méthodologie de hiérarchisation

Protection réglementaire

Le statut de protection réglementaire ne sera pas intégré à notre méthodologie. En effet, Faure (2016) a constaté un décalage important entre les statuts de protection régionaux ou nationaux des espèces et leur niveau de menace régional (LRR) en Centre-Val de Loire. Cette observation peut être transposée au cas des Hauts-de-France. En l'absence de liste régionale d'espèces protégées pour les Hauts-de-France, les listes pour la Picardie et le Nord-Pas de Calais ont été étudiées. En Picardie, parmi les 420 espèces menacées (CR, EN et VU de la LRR), seulement 29 bénéficient d'une protection nationale (Annexe 1 et 2 de l'arrêté du 20 Janvier 1982) et 98 d'une protection régionale (arrêté du 17 Août 1989 pour la Picardie, et du 1^{er} Avril 1991 pour le Nord-Pas de Calais). D'autre part, 37 espèces non menacées (LRR) bénéficient d'une protection régionale (dont 7 espèces éteintes en Picardie) et 40 bénéficient d'une protection nationale. Un constat similaire a été fait pour la Nord-Pas de Calais.

Système d'incompatibilité

Bien qu'en contexte fragmenté, les espèces auto-incompatibles (SI) aient un succès reproducteur plus faible que les espèces SC (Aguilar *et al.*, 2006), le manque de données pour l'ensemble des espèces végétales des Hauts-de-France nous oblige à ne pas retenir ce paramètre. De plus, nous pouvons supposer que la fragmentation induira chez les espèces SC une diminution rapide de la diversité génétique et une dépression de consanguinité plus importante que chez les espèces SI. En l'absence de données et d'informations sur l'importance relative de ces phénomènes, nous ne les intégrerons pas à la méthodologie de hiérarchisation. Le système d'incompatibilité pourra en revanche être renseigné lorsqu'il est connu et ainsi être utilisé pour orienter les stratégies de gestion relative aux espèces les plus prioritaires.

Effectifs des populations

Les tailles de populations sont connues pour une minorité d'espèces menacées, et uniquement pour certaines populations. Il nous est donc impossible de retenir les effectifs comme paramètre de hiérarchisation à une échelle régionale. Notons également que ce paramètre, lorsqu'il est connu, est utilisé pour l'élaboration des Listes rouges UICN. En revanche, les tailles de populations pourront être utilisées comme outil dans la réalisation des plans régionaux d'action conservatoire pour quelques espèces à forts enjeux et gravement menacées dans la région.

2. Méthodologie de hiérarchisation de la flore régionale

ETAPE 1. Sélection des taxons : critères d'inclusion à la hiérarchisation

Seuls les taxons indigènes (I) ou Néo-indigènes potentiels (X) sont intégrés à la liste hiérarchisée.

D'après Hauguel & Toussaint (2012), le terme indigène (I) désigne « *une plante ayant colonisé le territoire pris en compte par des moyens naturels ou bien à la faveur de facteurs anthropiques, mais, dans ce dernier cas, présente avant 1500 après JC (= archéophytes). Les plantes dont l'aire d'indigénat est incertaine et qui étaient déjà largement répandues à la fin de XIXe siècle seront, par défaut, considérées comme indigènes. On inclut également dans cette catégorie les plantes « néo-indigènes », c'est-à-dire :*

- *Apparues plus ou moins récemment (généralement après 1900) et spontanément dans le territoire mais présentes à l'état indigène dans un territoire voisin (extension d'aire) ;*
- *Apparues en l'absence de facteur anthropique direct identifié comme responsable de l'introduction de diaspores (spores, semences ou organes végétatifs) dans le territoire considéré [*exclusion des commensales des cultures, des plantes dispersées le long des voies de communications (réseaux ferroviaires, (auto) routier et portuaire maritime ou fluvial) ou introduites par transport de matériaux (friches urbaines et industrielles, cimetières et autres cendrées...)] ;*
- *Observées dans une même station (population ou métapopulation) sur une durée au moins égale à 10 ans. »*

D'autre part, une plante est dite néo-indigène potentielle (X) lorsqu'elle « *remplit les deux premières conditions d'affectation du statut de néo-indigène (extension de l'aire d'indigénat par migration spontanée) mais pour laquelle la persistance d'au moins une population sur une période minimale de 10 ans n'a encore été constatée. »*

La méthodologie développée ici est adaptée à une utilisation pour la flore vasculaire régionale et au traitement d'un grand nombre de taxons. Néanmoins, afin de limiter ce nombre, il a été décidé que seuls les taxons au rang d'espèce et de sous-espèce seraient analysés. Les variétés ne sont donc pas prises en compte dans l'étude.

ETAPE 2. Détermination et hiérarchisation des taxons à enjeux de conservation

Indice de Vulnérabilité (IV)

La méthode élaborée par le MNHN (Barneix & Gigot, 2013), préconise d'associer la Liste rouge régionale et la Liste rouge nationale. Les niveaux de menaces à l'échelle régionale sont en effet souvent surestimés puisque les mêmes seuils quantitatifs, définis par l'UICN (UICN, 2011), sont utilisés pour réaliser l'ensemble des Listes rouges, quelle que soit l'échelle géographique. L'approche de Barneix & Gigot (2013) permet donc d'augmenter le score des taxons menacés au niveau national. Néanmoins, leur méthode tend également à diminuer le score des taxons

menacés régionalement mais non menacés à l'échelle nationale. Or, seule une minorité des plantes vasculaires des Hauts-de-France ont été évaluées à l'échelle du territoire métropolitain, et, en l'absence d'information sur la totalité des taxons, nous choisissons de ne pas prendre en compte le niveau de menace national lorsqu'il est NT ou LC (figure 3). Les niveaux de menace nationale utilisés sont issus d'un document de travail provisoire visant à mettre à jour la Liste rouge pour la France.

L'Indice de Vulnérabilité (IV) est calculé suivant 5 classes de menace (figure 3). Les taxons catégorisés comme DD (Données insuffisantes), sont regroupés avec les taxons NT (quasi menacés), suivant le principe de précaution évoqué par Bunnell *et al.* (2009).

Liste rouge régionale	CR	Voir figure 4.	5	5	5	
	EN		4	5	5	
	VU		4	4	5	
	NT/DD		3	3	4	
	LC		2	2	2	
Indice de Vulnérabilité (IV)		LC	NT/DD	VU	EN	CR
Liste rouge nationale						

Figure 3. Grille de détermination de l'Indice de Vulnérabilité (adaptée de Barneix & Gigot, 2013).

IV	Niveau de vulnérabilité
5	Niveau de vulnérabilité alarmant
4	Niveau de vulnérabilité préoccupant
3	Niveau de vulnérabilité significatif
2	Niveau de vulnérabilité notable
1	Niveau de vulnérabilité faible

L'Indice de Vulnérabilité sera déduit uniquement du niveau de menace régional lorsque l'évaluation pour le taxon considéré n'est pas disponible au niveau national (ou qu'il est LC ou NT). Le niveau de vulnérabilité est alors déterminé comme indiqué dans la figure 4.

Liste rouge régionale	IV	Niveau de vulnérabilité
CR	5	Niveau de vulnérabilité alarmant
EN	4	Niveau de vulnérabilité préoccupant
VU	3	Niveau de vulnérabilité significatif
NT/DD	2	Niveau de vulnérabilité notable
LC	1	Niveau de vulnérabilité faible

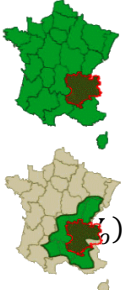
Figure 4. Grille de détermination de l'IV en l'absence d'évaluation nationale du niveau de menace et pour les taxons NT ou LC dans la LR Nationale.

L'Indice de Vulnérabilité tel que décrit par Barneix & Gigot (2013) a été reconnu comme pertinent par le comité français de l'UICN.

Indice de Responsabilité régionale (IR)

La responsabilité de la région Hauts-de-France pour le maintien d'un taxon donné est prise en compte grâce à l'Indice de Responsabilité régionale (IR), également défini par le MNHN (Barneix & Gigot, 2013). Cet indice quantifie l'écart entre la proportion de la population nationale d'un taxon contenue dans la région (valeur observée V_o) et la proportion attendue dans la région (valeur attendue V_a). La valeur attendue étant définie comme le rapport entre la surface de la région et la surface totale de la France (figure 5). V_a représente ainsi la proportion de la population nationale d'une espèce attendue dans la région, en supposant qu'elle a une

distribution homogène sur l'ensemble de la France. La région possède une responsabilité pour la conservation d'une espèce si la valeur observée V_o est supérieure à la valeur attendue V_a . Barneix & Gigot (2013) considère que cette responsabilité est significative si V_o est supérieur ou égal à deux fois V_a (figure 6).



$$\text{Valeur attendue } (V_a) = \frac{\text{Surface de la Région}}{\text{Surface Nationale}} \times 100$$

$$\text{Valeur observée } (V_o) = \frac{\text{Distribution de l'espèce en Région}}{\text{Distribution de l'espèce Nationale}} \times 100$$

Figure 5. Formules de calcul pour l'Indice de Responsabilité régionale (IR) (d'après Barneix & Gigot, 2013).

Indice de Responsabilité (IR)	1	2	3	4	5
Valeur observée (V_o) suivant la Valeur attendue (V_a)	< V_a	[V_a ; 2 V_a [[2 V_a ; 4 V_a [[4 V_a ; 6 V_a [$\geq 6 V_a$

Figure 6. Grille de détermination de l'Indice de Responsabilité (Barneix & Gigot, 2013).

IR	Niveau de responsabilité régionale
5	Responsabilité régionale majeure
4	Responsabilité régionale forte
3	Responsabilité régionale significative
2	Responsabilité régionale modérée
1	Responsabilité régionale faible
DD	Responsabilité régionale indéterminée

Niveaux d'Enjeux (NE)

Les Niveaux d'Enjeux sont définis en multipliant les deux indices précédemment décrits (figure 7). Cette méthode, préconisée par Barneix & Gigot (2013), permet une bonne discrimination des résultats. La détermination du Niveau d'Enjeux permet en outre un premier tri des espèces. En effet, pour la suite de la méthodologie de hiérarchisation, seules les espèces dont le Niveau d'Enjeux est significatif ($NE > 1$ ou $VA > 2$) sont prises en compte. En effet, il n'est pas prioritaire de quantifier le degré de fragmentation des populations, les capacités de dispersion, la spécialisation pour l'habitat et la vulnérabilité de l'habitat pour les espèces à enjeux faible. L'estimation de ces différents paramètres, coûteuse en temps, nécessite une compilation et une synthèse d'une grande quantité de données. Le Niveau d'Enjeux permet d'isoler et de hiérarchiser les taxons considérés comme des Enjeux de Conservation pour la région. La figure 7 présente la méthode de calcul aboutissant à la détermination de 5 Niveaux d'Enjeux, tels que définis par Barneix & Gigot (2013).

Il est important de noter la différence entre la Valeur d'Enjeux (directement issue d'une multiplication de l'IV et de l'IR), et le Niveau d'Enjeux (dédit à partir de VA). En effet, VA est compris entre 1 et 25 alors que NE est compris entre 1 et 5. Or, les étapes suivantes font parfois référence à VA ou à NE selon les calculs.

Indice de Vulnérabilité (IV)	5	5	10	15	20	25
	4	4	8	12	16	20
	3	3	6	9	12	15
	2	2	4	6	8	10
	1	1	2	3	4	5
Calcul de la Valeur d'Enjeux (VA)		1	2	3	4	5
		Indice de Responsabilité (IR)				

Figure 7. Grille de détermination des Niveaux d'Enjeux (d'après Barneix & Gigot, 2013) et sélection des Enjeux de Conservation significatifs pour l'étape 2 (NE > 1).

Valeurs d'Enjeux (VA)		Niveaux d'Enjeux (NE)
[16 ; 25]	5	Enjeux majeurs
[10 ; 15]	4	Enjeux très importants
[5 ; 9]	3	Enjeux importants
[3 ; 4]	2	Enjeux modérés
[1 ; 2]	1	Enjeux faibles
Inconnue	DD	Enjeux indéterminés

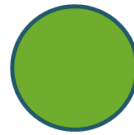
ETAPE 3. Hiérarchisation secondaire des taxons à enjeux de conservation

La troisième étape de la démarche de hiérarchisation s'effectue grâce à cinq critères quantitatifs et descriptifs : la distribution (fragmentation) régionale, les capacités de dispersion des diaspores, la pollinisation, le degré de spécialisation pour l'habitat et la vulnérabilité de l'habitat. La hiérarchisation n'est effectuée que pour les enjeux de conservation significatifs (NE > 1 ou VA > 2), ceux-ci ayant été déterminés à l'étape précédente. L'utilisation de ces cinq critères permet une bonne discrimination des taxons présentant la même Valeur d'Enjeux (VA), tout en apportant une information sur certains facteurs de menace. Il s'agit donc d'une hiérarchisation secondaire et emboîtée, qui ne modifie pas le Niveau d'Enjeux ou la Valeur d'Enjeux des taxons, mais qui permettra de les ordonner plus précisément.

Notons que l'Indice de Fragmentation ne quantifie pas l'impact réel de la fragmentation, faute de données sur les effectifs, la valeur sélective des individus ou de données génétiques, mais uniquement l'importance de la fragmentation et de l'isolement spatial à l'échelle régionale. Cet indice ne tient donc pas compte des différences de sensibilité des espèces à la fragmentation, si ce n'est grâce à une pondération par l'Indice de Spécialisation pour l'habitat, l'Indice de Dispersion et l'Indice de Pollinisation.

Indice de Fragmentation (IF)

L'Indice de Fragmentation est calculé grâce à quatre paramètres décrivant la distribution des espèces : la surface totale de l'aire d'occupation (en maille UTM 1x1km), la distance séparant chaque population de sa plus proche voisine, la surface de chaque population et son périmètre (figure 9). Ces données sont issues d'une extraction de la base de données Digitale2 et reflètent donc l'état des connaissances disponibles au 30 avril 2017. L'agrégation de la surface en fonction du périmètre de chaque patch d'occupation (en maille 1x1km) permet de tenir compte de l'importance des effets de bordure (figure 8) (Lorrillière *et al.*, 2015). On considère ici qu'une population est distincte d'une autre lorsque les mailles ne sont pas jointives (figure 10). Nous proposons une formule de calcul et une grille de détermination de l'Indice de Fragmentation sur la figure 9. Un facteur 5 a été utilisé afin de répartir les valeurs calculées en 5 classes (IF) les plus homogènes possibles. Lorsqu'un taxon ne compte qu'une seule population en région, l'IF est automatiquement de 5, la formule de calcul n'étant pas applicable à ce cas particulier.



Périmètre / Surface > **Périmètre / Surface**

Figure 8. Quantification des effets de bordure en milieu fragmenté.

$$\text{Valeur de fragmentation} = \frac{1}{S_{\text{tot}}} \times \frac{\sum_{i=1}^N \frac{P_i \times d_i}{S_i}}{N} \times 10^{10}$$

Avec i une population du taxon considéré ;

d_i , la distance à la population la plus proche de i en m ;

P_i , le périmètre de la population i en m ;

S_i , la surface de la population i en m² ;

Et S_{tot} , la surface totale de l'aire d'occupation régionale de l'espèce en m² (somme des S_i).

Valeurs	IF	Niveaux de fragmentation spatiale
> 50000	5	Niveau de fragmentation spatiale très fort
]10000 ; 50000]	4	Niveau de fragmentation spatiale fort
]2000 ; 10000]	3	Niveau de fragmentation spatiale modéré
]400 ; 2000]	2	Niveau de fragmentation spatiale faible
[0 ; 400]	1	Niveau de fragmentation spatiale très faible
Inconnue	DD	Niveau de fragmentation spatiale indéterminé

Figure 9. Méthode de calcul et grille de détermination de l'Indice de Fragmentation IF.

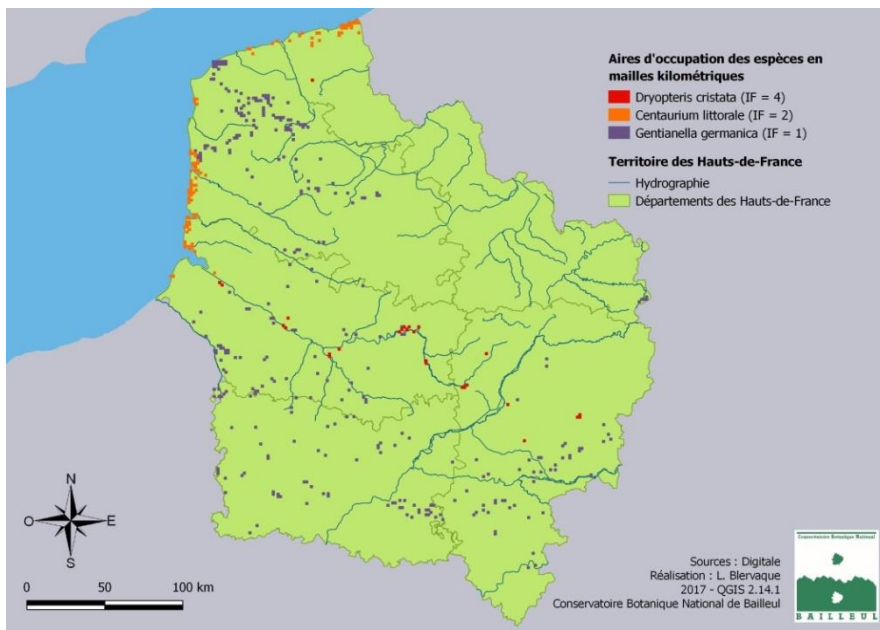


Figure 10. Carte de la répartition régionale de trois espèces à Enjeux de Conservation en mailles UTM 1x1km et Indice de Fragmentation correspondant IF.

Indice de Vulnérabilité de l'Habitat (IVH)

Un inventaire des végétations avec évaluation de leur niveau de menace, réalisé par le CBNBI en 2016 (CBNBI, 2016) existe pour les anciennes régions Nord-Pas de Calais et Picardie. Il n'existe actuellement pas à l'échelle des Hauts-de-France, c'est pourquoi nous nous baserons sur

ces deux listes pour déterminer les niveaux de vulnérabilité de l'habitat des différents taxons. En cas de différence des niveaux de menace entre les deux anciennes régions, le niveau de menace le plus faible est retenu. En effet, les seuils fixes utilisés par l'UICN impliquent qu'en passant à une échelle supérieure, les habitats ne pourront avoir, au maximum, que le niveau de menace le plus faible des deux Listes rouges (UICN, 2011).

De nombreuses espèces sont présentes dans plusieurs syntaxons, à un niveau de classification variable (dans une association, une alliance, une classe...). Le niveau de menace sera donc indiqué pour maximum quatre habitats différents, à des niveaux de classifications variables. L'Indice de Vulnérabilité de l'Habitat (IVH) est déterminé suivant 5 classes à partir de l'habitat le moins menacé du taxon (figure 11).

Menace régionale habitats	IVH	Niveau de vulnérabilité de l'habitat
CR	5	Niveau de vulnérabilité de l'habitat alarmant
EN	4	Niveau de vulnérabilité de l'habitat préoccupant
VU	3	Niveau de vulnérabilité de l'habitat significatif
NT/DD	2	Niveau de vulnérabilité de l'habitat notable
LC	1	Niveau de vulnérabilité de l'habitat faible
Menace inconnue	DD	Niveau de vulnérabilité de l'habitat indéterminé

Figure 11. Grille de détermination de l'Indice de Vulnérabilité de l'Habitat (IVH) à partir du niveau de menace du syntaxon le moins menacé pour chaque taxon.

Indice de Spécialisation pour l'habitat (IS)

Cet indice est calculé à partir des coefficients de Landolt pour sept paramètres écologiques (Julve, 1998 ; CBNBI, 2017). Ce coefficient permet de décrire les conditions écologiques favorables à un taxon donné, pour divers paramètres abiotiques. Il ne s'agit pas ici de quantifier l'amplitude écologique des taxons, c'est-à-dire la taille de leur niche écologique, mais leur marginalité. La taille de la niche et la marginalité sont deux mesures distinctes, couramment utilisées afin de déterminer le degré de spécialisation pour l'habitat d'un taxon. Ainsi, l'IS quantifie ici l'écart entre l'environnement moyen du taxon considéré et l'environnement moyen de l'ensemble des taxons (i.e. l'environnement de la majorité des taxons dans la région) (Dolédéc *et al.*, 2000 ; Boulangeat, 2008). Un taxon sera d'autant plus spécialiste que l'écart entre son environnement et l'environnement moyen est élevé, c'est-à-dire que sa marginalité est élevée. Cette méthode met donc en évidence les plantes spécialistes de position (Boulangeat, 2008), c'est-à-dire tolérantes à des conditions environnementales originales, et en particulier tolérantes au stress (salinité élevée, sécheresse, hygrométrie du sol forte, milieu oligotrophe, etc.).

De nombreuses autres méthodes de calcul de l'indice de spécialisation sont disponibles dans la littérature, mais elles nécessitent toutes un jeu de données conséquent concernant les taxons et leurs habitats. En l'absence de telles données exploitables et afin de simplifier la méthodologie de hiérarchisation, la méthode de calcul de l'IS proposée sur la figure 12 fait uniquement appel à des mesures écologiques connues (coefficients de Landolt et coefficient d'Ellenberg retransformés en coefficients de Landolt) pour tous les taxons considérés et pour sept variables écologiques :

- L'humidité moyenne du sol durant la période de végétation, notée H2O.
- La valeur du pH (teneur en ions H+, acidité, teneur en bases...), notée pH.
- Le niveau de trophie du sol (richesse en éléments nutritifs), notée Trophie.
- La richesse du sol en matière organique, basée sur l'étude des caractéristiques de l'humus, notée Humus.
- La valeur de compacité du substrat, de dispersité et de manque d'aération qui quantifie les capacités d'oxygénation d'un sol en prenant en compte sa granulométrie, notée Granulométrie.
- L'intensité lumineuse durant la période de végétation, notée Luminosité.
- Et enfin la salinité, notée Salinité.

Les sept variables sont décrites pour l'ensemble des taxons grâce à une échelle de cinq valeurs (coefficient de Landolt).

Figure 12. Méthode de calcul de l'Indice de Spécialisation (IS) et grille de détermination.

Valeurs	IS	Niveau de spécialisation pour l'habitat
> 8	5	Niveau de spécialisation très fort
]6 ; 8]	4	Niveau de spécialisation fort
]4 ; 6]	3	Niveau de spécialisation modéré
]2 ; 4]	2	Niveau de spécialisation faible
[1 ; 2]	1	Niveau de spécialisation très faible
Inconnue	DD	Niveau de spécialisation indéterminé

$$\text{Valeur de spécialisation} = \frac{\sum_{i=1}^N |m_i - M_i|}{N} \times 7$$

Avec m_i , la valeur moyenne des coefficients de Landolt pour le taxon considéré et pour le paramètre i ;

Et M_i , la moyenne des m_i de l'ensemble des taxons de la région indigènes ou néoindigènes potentiels, pour le paramètre i ;

Le paramètre i désigne les 7 variables écologiques prises en compte et listées ci-dessus.

On a ici $N \leq 7$.

Indice de Dispersion des Diaspores (IDD)

Les capacités de dispersion des diaspores sont estimées pour l'ensemble des taxons à enjeux en fonction des LDD (Long Distance Dispersal). Les LDD des diaspores sont déterminées grâce aux travaux de Vittoz & Engler (2007). En effet, Vittoz & Engler (2007) ont montré que la distance de dispersion des graines dépendait fortement du mode de dispersion. Ils ont ainsi pu regrouper l'ensemble des espèces végétales à reproduction sexuée en sept groupes, au sein desquels le kernel de dispersion est très semblable. On considérera pour notre indice que la LDD correspond à la distance maximale atteinte lorsque 99% des diaspores sont dispersées (Vittoz & Engler, 2007). Les valeurs trouvées par Vittoz & Engler (2007) coïncident avec celles retrouvées par Thompson *et al.* (2011). Les groupes 1 et 2 de Vittoz & Engler (2007) ainsi que les groupes 3 et 4 ont ici été regroupés pour former les groupes d'IDD 1 et 2, respectivement. On obtient ainsi un Indice de Dispersion des Diaspores en cinq classes (figure 13).

Les modes de dispersion des diaspores ont été renseignés pour l'ensemble des taxons à partir des bases de données de digitale2 et de la BBE (CBNBI, 2017), de Baseflor (Julve, 1998) et de FloraIndicativa (Landolt, 2010).

IDD	Distances de dispersion maximale pour 99% des diaspores (m)	Modes de dispersion correspondants
5	Moins de 5m	Autochorie* Boléochorie* Hydrochorie* Barochorie*
4	15 à 150m	Météorochoirie* pour les herbacées quel que soit le milieu Météorochoirie pour les fougères, Orchidacées, Orobanchacées et Pyrolacées en milieu fermé. Météorochoirie pour toutes les autres espèces de milieu fermé Myrmécochoirie*
3	500m	Météorochoirie pour toutes les espèces (hors herbacées) de milieu ouvert Météorochoirie pour les fougères, Orchidacées, Orobanchacées et Pyrolacées en milieu ouvert Epizoochorie*
2	1500m	Endozoochorie*
1	5000m	Anthropochorie*
DD		Inconnu

Figure 13. Grille de détermination de l'IDD en fonction du mode de dispersion des diaspores.

Indice de Pollinisation (IP)

Bien que chez les espèces dispersant le pollen, la LDD soit importante afin de maintenir des flux géniques entre populations en contexte fragmenté, ce paramètre est difficilement estimable en fonction du mode de pollinisation. En effet, il n'existe que peu d'informations concernant la distance de dispersion du pollen, et la plupart portent sur les espèces cultivées. De plus, contrairement à la dispersion des graines, il n'est pas possible d'établir une hiérarchisation en tenant compte des distances de dispersion, celles-ci n'étant à priori pas généralisables en fonction du mode de pollinisation. Enfin, certains modes de reproduction chez les plantes impliquent l'absence de flux génique et de dispersion du pollen. C'est le cas des taxons autogames stricts, cleistogames ou apogames. De par leur mode de reproduction, ces plantes sont moins sensibles à l'isolement géographique puisque leur reproduction ne dépend pas de la pollinisation et que l'isolement n'induit pas de dépression de consanguinité. Pour cette raison, et à cause du manque de connaissance sur les distances de dispersion du pollen, nous avons choisi de ne proposer que deux classes pour l'IP (figure 14).

Figure 14. Grille de détermination de l'IP en fonction du type de pollinisation.

IP	Modes de dispersion correspondants
2	Entomogamie*, anémogamie*
1	Autogamie stricte*, cleistogamie*, apogamie*
DD	Inconnu

Score de Hiérarchisation Secondaire (SHS) et Hiérarchisation finale emboîtée

Les cinq indices précédemment calculés permettent l'obtention du Score de Hiérarchisation Secondaire, qui permet quant à lui de réaliser une hiérarchisation finale emboîtée pour chaque

Valeur d'Enjeux significative (VA entre 3 et 25). La hiérarchisation finale est réalisée en trois phases, présentées dans la figure 15. Les Indices de Fragmentation, de Spécialisation pour l'habitat, de Vulnérabilité de l'Habitat, de Dispersion des Diaspores et de Pollinisation sont tout d'abord agrégés afin de calculer le Score de Hiérarchisation Secondaire. On veille, grâce à l'utilisation d'indices intermédiaires, à donner le même poids à chaque agrégation. Le Score de Hiérarchisation Secondaire permet ensuite de hiérarchiser les taxons ayant une Valeur d'Enjeux identique et donc de produire une ordination finale des taxons, tout d'abord en fonction de leur Valeur d'Enjeux, puis en fonction de leur sensibilité et de l'état de conservation de leur population régionale.

PHASE 1. Calculs préalables								
Formules	<i>IF</i> × <i>IDD</i>		<i>IF</i> × <i>IP</i>		<i>IF</i> × <i>IS</i>		<i>IS</i> × <i>IVH</i>	
Interprétation	Sensibilité plus forte des taxons dispersant peu leurs diaspores à l'extinction en populations fragmentées (dynamiques de recolonisation/ colonisation, métapopulations, flux de gènes). On néglige la disponibilité des habitats favorables, faute d'information.		Sensibilité plus forte des taxons allogames (stricts ou non) en population fragmentée (succès reproducteur réduit pour les allogames stricts (effet Allee et /ou dépression de consanguinité)		Sensibilité plus forte des taxons spécialistes à la dégradation ou la disparition de leur habitat (état actuel)		Sensibilité plus forte des taxons spécialistes à la dégradation ou la disparition de leur habitat (état futur potentiel lié à la tendance, la menace pesant sur l'habitat)	
Intervalle de valeurs	[1 ; 25]		[1 ; 10]		[1 ; 25]		[1 ; 25]	
Indices correspondants (1 à 5)	Valeurs	Indice 1	Valeurs	Indice 2	Valeurs	Indice 3	Valeurs	Indice 4
	[16 ; 25]	5	[9 ; 10]	5	[16 ; 25]	5	[16 ; 25]	5
	[10 ; 15]	4	[7 ; 8]	4	[10 ; 15]	4	[10 ; 15]	4
	[5 ; 9]	3	[5 ; 6]	3	[5 ; 9]	3	[5 ; 9]	3
	[3 ; 4]	2	[3 ; 4]	2	[3 ; 4]	2	[3 ; 4]	2
	[1 ; 2]	1	[1 ; 2]	1	[1 ; 2]	1	[1 ; 2]	1
	DD	DD	DD	DD	DD	DD	DD	DD
PHASE 2. Score de Hiérarchisation Secondaire								
Formule Score	[(Indice 1 + Indice 2 + Indice 3 + Indice 4)/Nb Indices connus (or DD)] × 4							
Intervalle de valeurs Score	[1 ; 20] ou DD (pour les espèces présentant des DD pour les quatre indices précédents)							
PHASE 3. Hiérarchisation finale emboîtée pour chaque Valeur d'Enjeux (3 à 25)								
Formule	[Valeur d'Enjeux × 10] + [Score de Hiérarchisation Secondaire/2,1]*							
RESULTATS	Conservation des Valeurs d'Enjeux mais hiérarchisation secondaire emboîtée en fonction du résultat obtenu avec la formule ci-dessus, et donc en fonction des indices 1, 2, 3 et 4							

Figure 15. Grille de détermination de SHS et méthode de hiérarchisation finale emboîtée

* Dans cette formule, la Valeur d'enjeux est multipliée par 10 et le Score de Hiérarchisation Secondaire divisé par 2,1. Cette division permet d'obtenir un score inférieur à 10. L'addition permet donc bien une hiérarchisation emboîtée sans perte d'information.

Les taxons indigènes ou néo-indigènes des Hauts-de-France sont désormais classés en 5 niveaux d'enjeux de conservation et hiérarchisés selon 25 Valeurs d'Enjeux, et, au sein de ces Valeurs d'Enjeux, grâce à 20 scores de hiérarchisation secondaire.

ETAPE 4. Détermination et hiérarchisation des priorités d'intervention

Les Priorités d'Intervention sont déterminées pour chaque taxon à enjeux significatifs ($NE > 1$ et $VA > 2$). L'objectif est d'élaborer une seconde liste hiérarchisant les taxons en fonction de leurs besoins effectifs en termes de conservation. Les Priorités d'Intervention (PI) sont calculées à partir de trois facteurs, quantifiés sous forme d'indices : le Niveau d'Enjeux (NE), calculé à l'étape 2, est multiplié par deux nouveaux indices, l'Indice Régional de Préservation (IRP) et l'Indice de Sensibilité des Populations (ISP). Il s'agit donc ici de prioriser les actions sur les taxons présentant à la fois un fort NE, un fort IRP et un fort ISP.

L'ISP permet d'estimer la sensibilité à l'extinction, la vulnérabilité et l'état de conservation des populations régionales de chaque taxon à enjeux. Il met notamment en évidence les taxons pour lesquels une intervention est urgente et nécessaire, que ce soit lié à leur écologie ou à leur biologie. L'IRP permet quant à lui d'estimer la part de la population régionale déjà protégée au sein d'aires de préservation. IRP est d'autant plus grand que la part de population préservée est faible. Les aires de préservation regroupent un ensemble de sites préservés à l'échelle des Hauts-de-France :

- Les propriétés du Conservatoire du Littoral.
- Les propriétés des départements préservées au titre de la stratégie « Espaces Naturels Sensibles » (ENS).
- Les sites gérés par les Conservatoires d'Espaces Naturels (CEN).
- Les Réserves naturelles régionales.
- Les Réserves naturelles nationales.
- Les sites concernés par un arrêté préfectoral de protection Biotope.
- Les espaces naturels gérés par le Syndicat Mixte Baie de Somme Grand Littoral Picard.

Le calcul de l'Indice Régional de Préservation (figure 16) nécessite de connaître l'aire d'occupation totale de chaque taxon pour les Hauts-de-France (en maille 1x1km), ainsi que la proportion de ces mailles qui est incluse dans les aires de préservation. La formule ainsi que la méthode d'obtention de l'IRP est expliquée ci-dessous (figure 16). Un exemple est présenté sur la figure 17.

$$\text{Valeur de préservation} = \frac{\text{Mailles}_{\text{préservées}}}{\text{Mailles}_{\text{tot}}} \times 100$$

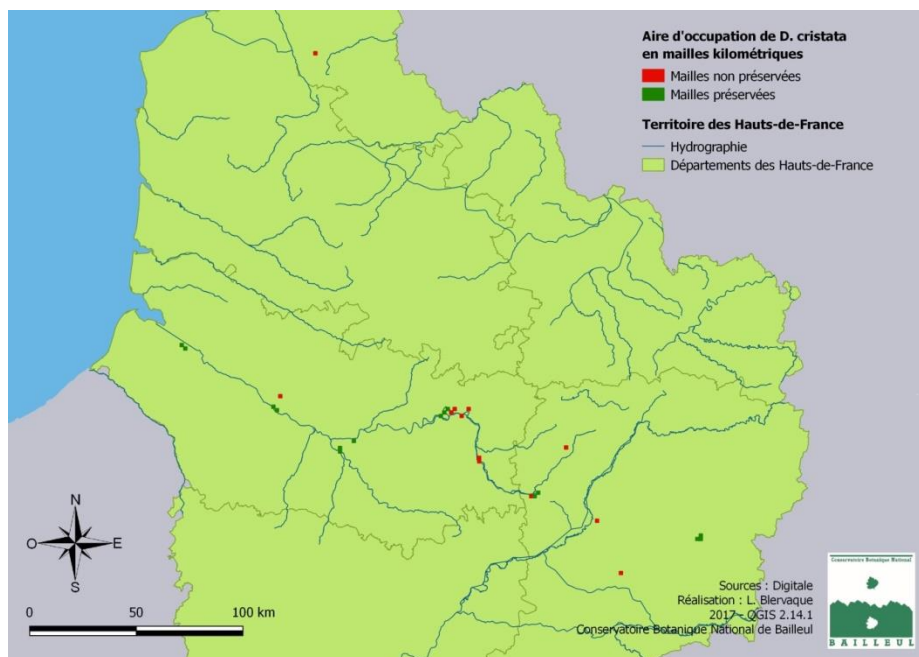
Avec $\text{Mailles}_{\text{préservées}}$, le nombre de mailles 1x1km incluses dans les aires de préservation.
Et $\text{Mailles}_{\text{tot}}$, le nombre de mailles total formant l'aire d'occupation du taxon dans la région.

Valeurs	IRP	Niveaux de Préservation
[0 ; 10]	5	Niveau de préservation très faible
]10 ; 20]	4	Niveau de préservation faible
]20 ; 40]	3	Niveau de préservation modéré
]40 à 80]	2	Niveau de préservation fort
> 80	1	Niveau de préservation très fort
Inconnue	DD	Niveau de préservation indéterminé

Figure 16. Méthode de calcul de l'Indice Régional de préservation et grille de détermination.

Figure 17. Carte de la répartition régionale de *Dryopteris cristata* en mailles UTM 1x1km et Indice de Régional de Préservation IRP.

Ici IRP = 1 (55% de mailles préservées).



L'Indice de Sensibilité des Populations (figure 18) prend en compte l'ensemble des indices évoqués à l'étape 3 : l'Indice de Fragmentation, l'Indice de Spécialisation pour l'habitat, l'Indice de Vulnérabilité de l'Habitat, l'Indice de Dispersion des Diaspores et l'Indice de Pollinisation. Or, ces indices ont déjà été agrégés ensemble afin de calculer le Score de Hiérarchisation Secondaire (SHS), estimant la sensibilité des populations vis-à-vis de ces cinq facteurs. Mais nous souhaitons donner le même poids à ce paramètre qu'au NE et qu'à l'IRP, c'est pourquoi nous utilisons le SHS afin de définir cinq niveaux de sensibilité et donc cinq valeurs d'ISP.

Figure 18. Méthode de calcul de l'Indice de Sensibilité des Populations et grille de détermination.

Valeurs du SHS	ISP	Niveaux de Sensibilité des Populations
[13-20]	5	Niveau de sensibilité très fort
[9 ; 12]	4	Niveau de sensibilité fort
[5 ; 8]	3	Niveau de sensibilité modéré
[3 à 4]	2	Niveau de sensibilité faible
[1 à 2]	1	Niveau de sensibilité très faible
Inconnue	DD	Niveau de préservation indéterminé

La figure 19 présente la méthode de détermination des 5 Priorités d'Intervention, (hiérarchisables selon 125 valeurs) à partir du Niveau d'Enjeu, déterminé à l'étape 2, et des Indices Régional d'Intervention et de Sensibilité des Populations.

$$\text{Valeur de Priorité d'Intervention} = \text{ISP} \times \text{IRP} \times \text{NE}$$

Figure 19. Grille de détermination des Priorités d'Intervention.

Valeurs	Priorités d'Intervention
[76 ; 125]	5 Priorités majeures
[51 ; 75]	4 Priorités très fortes
[26 ; 50]	3 Priorités fortes
[11 ; 25]	2 Priorités modérées
[1 ; 10]	1 Priorités faibles
Inconnue	DD Priorités indéterminées

Utilisée en complément de la liste hiérarchisée des enjeux de conservation, la liste des priorités d'intervention pourra notamment permettre aux gestionnaires d'espaces naturels et au CBNBI d'orienter leurs actions de conservation. Notons toutefois que l'utilisation de cette liste ne convient pas à un usage au sein des aires de préservation préexistantes, et qu'elle doit être utilisée en parallèle de la liste hiérarchisée des enjeux de conservation, réalisée précédemment.

ETAPE 5. Détermination et hiérarchisation des priorités de connaissance

Enfin, l'existence d'un manque de connaissance pour les taxons à enjeux significatifs est déterminée à dire d'experts, notamment au regard de la localisation des stations régionales, des effectifs connus, de la biologie de la reproduction des taxons observée localement... Les espèces pour lesquelles un apport de connaissance est nécessaire, c'est-à-dire les Priorités de Connaissance (PC), sont ensuite hiérarchisées en fonction de leur Valeurs d'Enjeux (VA entre 3 et 25). Le calcul des PC est détaillé dans la figure 20 et permet l'obtention de 5 niveaux de priorités dont un regroupant les taxons non prioritaires. Les taxons les plus prioritaires pourront ainsi bénéficier de compléments de connaissance, par exemple via des recherches de stations, la mobilisation des réseaux d'acteurs ou encore des suivis de populations.

Figure 20. Grille de détermination des Priorités de Connaissance.

Manque de connaissance	Valeur d'Enjeux	Priorités de Connaissance	
OUI	[16 ; 25]	5	Priorités majeures
	[10 ; 15]	4	Priorités très fortes
	[5 ; 9]	3	Priorités fortes
	[3 ; 4]	2	Priorités modérées
	DD	DD	Priorités indéterminées
NON	∇ VA	1	Priorités faibles

Un schéma synthétique de la méthodologie de hiérarchisation est présenté ci-dessous (figure 21).

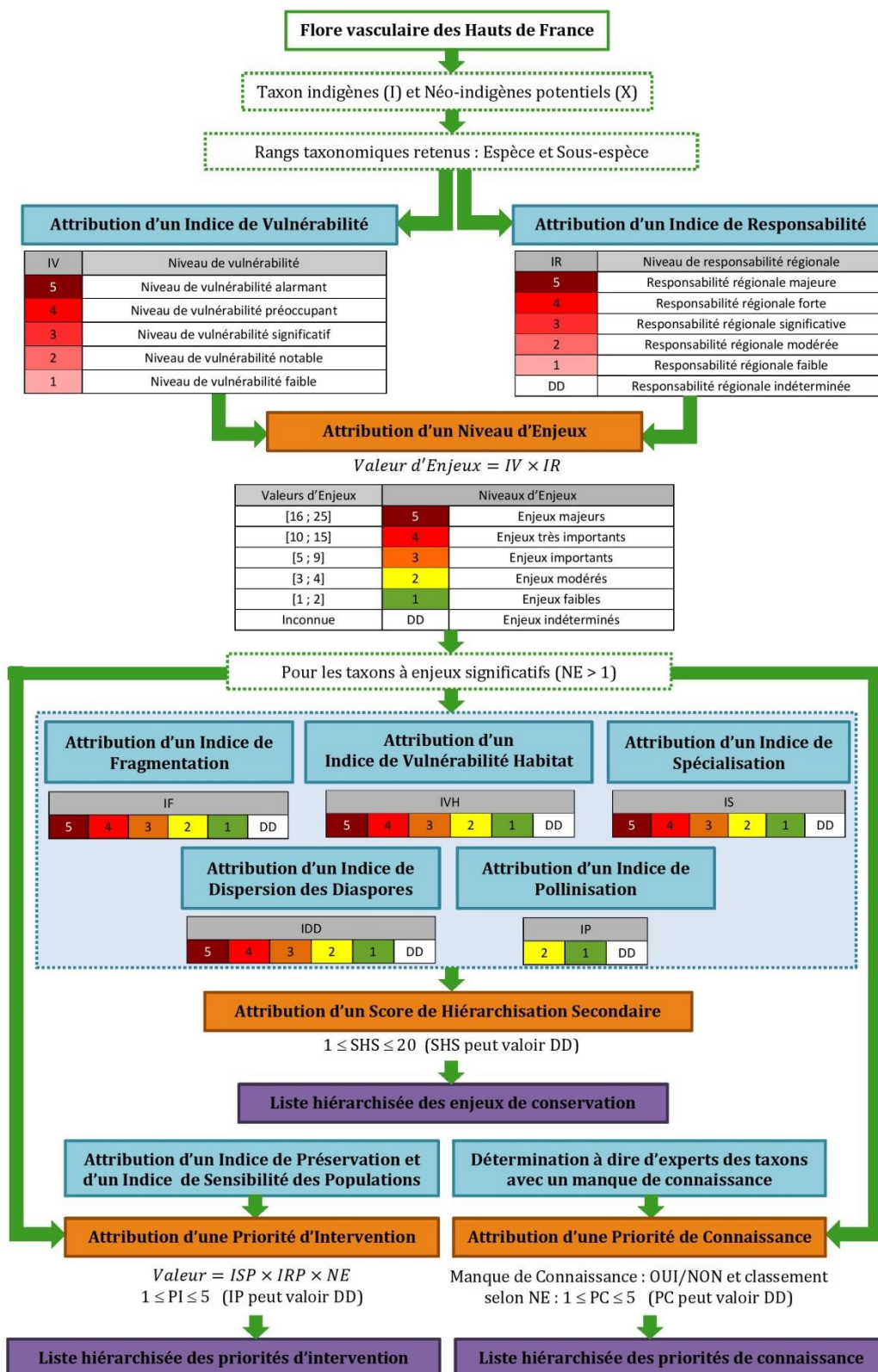


Figure 21. Synthèse de la méthodologie de hiérarchisation de la flore vasculaire des Hauts-de-France

VALIDATION ET LIMITES METHODOLOGIQUES

La méthodologie est appliquée à l'ensemble des taxons indigènes et néo-indigènes des Hauts-de-France. 1520 taxons ont ainsi été traités et 402 d'entre eux ressortent comme étant des taxons à enjeux de conservation ($NE > 1$). Pour ces 402 taxons, en plus de la responsabilité régionale (IR) et de la vulnérabilité (IV), d'autres paramètres ont pu être évalués, conformément à la méthodologie (étape 3 et 4). Une première phase d'analyse a permis d'évaluer et de valider cette méthode ainsi que les résultats obtenus.

1. Estimation de l'applicabilité de la méthodologie

La cohérence entre la méthodologie et les données disponibles doit être maximisée afin d'élaborer des listes d'enjeux de conservation et de priorités qui soient complètes et fonctionnelles (Schmeller *et al.*, 2008 ; Barneix & Gigot, 2013). C'est pourquoi l'applicabilité de chaque indice à notre jeu de données a été quantifiée au regard du nombre d'espèces DD. Les résultats sont présentés sous la forme d'un histogramme (figure 22).

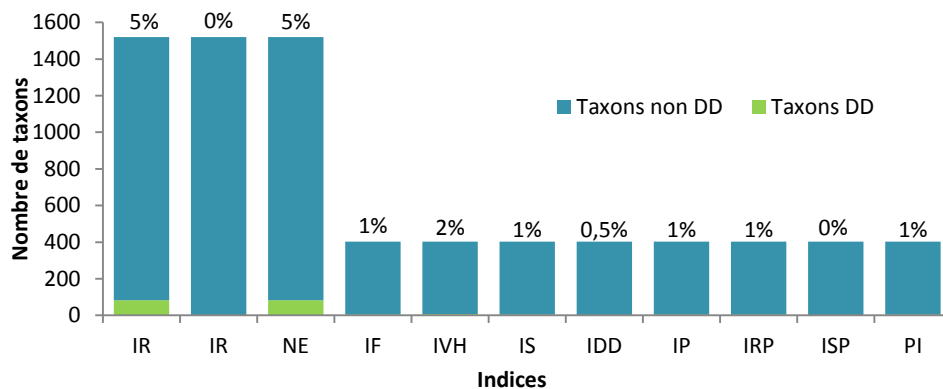


Figure 22. Pourcentage de taxons DD et applicabilité pour les différents indices utilisés.

On remarque que l'applicabilité est la plus faible pour l'Indice de Responsabilité (IR) pour lequel le pourcentage de taxons DD atteint 5,4%. Cette valeur s'explique à hauteur de 0,8% par un manque de données pour le taxon considéré et à hauteur de 4,6% par des problèmes de correspondance taxonomique entre le référentiel du CBNBl et le référentiel national Taxref7. L'IR est donc un indice adapté au jeu de données disponible mais dont le calcul dépend de la conformité entre les données à une échelle régionale et nationale. En effet, les différences entre le référentiel national du MNHN (Taxref7) et le référentiel du CBNBl sont à l'origine de la majorité des espèces DD. Le Niveau d'Enjeux étant calculé à partir de l'IR, il présente également une applicabilité plus limitée, pour les mêmes raisons.

Les indices appliqués aux taxons à enjeux de conservation (lot de 402 taxons) sont calculés uniquement à partir de données régionales. Ainsi, le problème induit par la non-conformité des référentiels national et régional est évité. On remarque que l'applicabilité de ces indices au jeu de données ne descend pas en dessous de 98%. Le critère d'applicabilité de notre méthodologie est donc respecté, les indices utilisés sont adaptés aux données disponibles et à une utilisation pour un grand nombre de taxons.

2. Evaluation et avis d'experts

L'évaluation à dire d'experts portait à la fois sur la méthodologie et sur les résultats obtenus. En effet, une partie des critères sélectionnés n'était pas quantifiables sur la base de formules existantes, c'est pourquoi nous avons proposé plusieurs méthodes de calculs d'indices, en adéquation avec nos données. Ces indices en particulier ont fait l'objet d'avis de la part d'experts du CBNBI et la méthode de hiérarchisation a été validée. La méthodologie et les résultats doivent encore être soumis à des avis supplémentaires.

Notons également que l'Indice de Responsabilité régionale et l'Indice de Vulnérabilité avaient déjà fait l'objet d'une évaluation (Barneix & Gigot, 2013).

3. Evaluation statistique de l'Indice de Spécialisation

Bien que la méthode ait été validée par les experts du CBNBI, nous avons cherché à évaluer statistiquement la validité des différents indices utilisés. Ces tests devaient en particulier porter sur les indices dont la méthode de calcul a été proposée ici. C'est le cas de l'Indice de Fragmentation spatiale (IF) et de l'Indice de Spécialisation pour l'habitat (IS). Une évaluation de l'Indice de Sensibilité des Populations (ISP, déduit du Score de Hiérarchisation Secondaire SHS) aurait également été intéressante. En effet, les formules de calcul proposée pour ces indices sont simple et facile d'usage afin d'augmenter l'applicabilité de la méthodologie à un grand nombre de taxons. Il serait donc intéressant de vérifier que ces simplifications aboutissent à des résultats satisfaisants. Néanmoins, en l'absence d'éléments de comparaison, la cohérence de l'IF et de l'ISP n'a pas été statistiquement évaluée. En effet, l'objectif était de montrer une corrélation entre l'IF (fragmentation spatiale) et des données populationnelles plus précises, pour un lot de taxons : par exemple entre la surface des populations et leurs effectifs ou encore entre le niveau de fragmentation spatial (IF) et les effets de la fragmentation réellement mesurée (mesure génétique grâce à des F-statistiques...). Or, on ne dispose pas de ces données en l'état actuel des connaissances. Néanmoins, de tels tests pourraient être envisagés à l'avenir afin de permettre une évaluation de nos indices.

Concernant l'Indice de Spécialisation (IS), deux tests ont pu être réalisés afin de vérifier sa cohérence. En effet, l'IS présente l'avantage d'être simple et rapide d'utilisation et d'être adapté aux données disponibles sur l'écologie des taxons à enjeux de conservation (applicabilité de 99% sur 402 taxons). Néanmoins, l'existence de nombreuses autres indices et méthode pour quantifier le degré de spécialisation des espèces nous invite à nous demander si l'IS produit des résultats statistiquement comparables (Dolédec *et al.*, 2000 ; Fridley *et al.*, 2007 ; Boulangeat, 2008 ; Mobaied *et al.*, 2015).

2.1. L'indice θ de Fridley

L'indice θ de Fridley permet d'estimer le niveau de spécialisation d'une espèce en se basant sur des données de co-occurrence (Fridley *et al.*, 2007 ; Boulangeat, 2008). L'hypothèse de Fridley est que les espèces généralistes, qui se développent dans une grande variété de milieux, se rencontrent avec une variété d'autres espèces alors que les espèces spécialistes, qui ne tolèrent qu'une gamme étroite de conditions environnementales, se rencontrent avec relativement peu d'autres espèces (Mobaied *et al.*, 2015). L'indice θ de Fridley est calculé à partir de mesures de la diversité β des communautés végétales, pour chaque taxon.

$$\theta = \gamma - \mu(\alpha)$$

Où γ est le nombre cumulé d'espèces sur tous les relevés (relevés phytosociologiques, communautés...) et $\mu(\alpha)$ est le nombre moyen d'espèces par relevés (Mobaied *et al.*, 2015).

La relation existant entre l'indice θ de Fridley et l'IS a été testée grâce au test de corrélation non paramétrique de Spearman (variables non normales et ordinales). En effet, Mobaied *et al.* (2015) fournit une base de données où l'indice θ a été calculé pour de nombreuses espèces, dont 167 taxons de nos taxons à enjeux de conservation (soit 42%). On dispose donc d'un jeu de données conséquent pour tester l'existence d'une corrélation significative entre les deux variables (figure 23). Néanmoins, afin d'obtenir une meilleure représentation et une meilleure dispersion du nuage de points, l'IS n'a pas directement été utilisé dans l'analyse. La Valeur de spécialisation, qui fournit une plus grande gamme de valeurs (formule p.14) et dont l'IS est déduit, a été préférée.

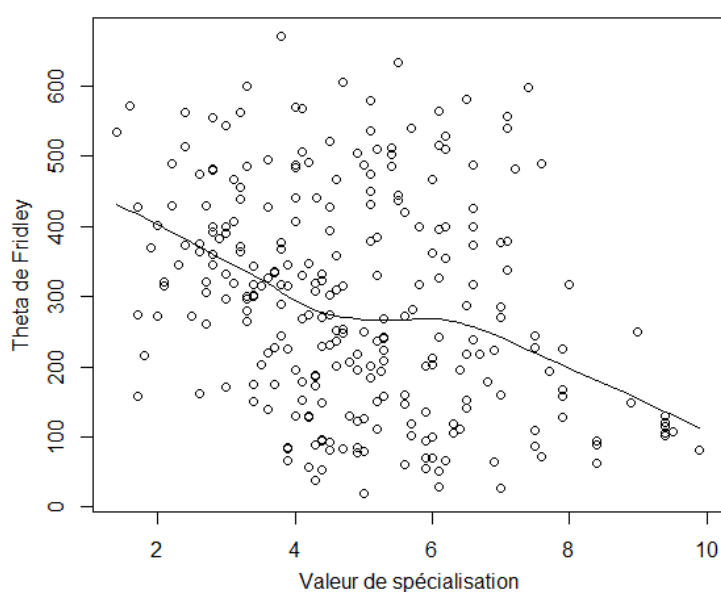


Figure 23. Représentation de l'indice θ de Fridley en fonction de la valeur de spécialisation déduite des coefficients de Landolt.

Les résultats du test de corrélation sont présentés dans le tableau 1. On remarque qu'il existe une corrélation négative très significative entre les deux variables, ce qui tend à valider l'utilisation de l'IS (Valeur de spécialisation).

p-value	Rho de Spearman
$6,35 \cdot 10^{-7}$	-0,30

Tableau 1. Résultats du test de corrélation de Spearman entre l'Indice θ et la valeur de spécialisation.

2.2. Stratégies de Grime

Un deuxième test a ensuite été réalisé afin d'étudier la relation existant entre l'IS et les stratégies de Grime. Les stratégies de Grime sont connues pour 317 de nos 402 taxons à enjeux de conservation (Landolt, 2010).

D'après Grime (1977), on peut distinguer trois types de stratégie chez les plantes (et tous les intermédiaires entre elles) : une stratégie compétitrice, une stratégie rudérale (tolérance aux perturbations) ainsi qu'une stratégie de tolérance aux stress (figure 24). La compétitivité est définie comme la capacité des espèces à utiliser les ressources, en l'absence de stress ou de perturbation. La stratégie de rudérale concerne les espèces adaptées aux perturbations de leur environnement. Il s'agit souvent d'espèces dont le cycle de vie est très court (stratégie r) et qui exploitent temporairement leur habitat lorsqu'il est favorable. Il s'agit par exemple des espèces commensales des cultures. Enfin, les stress-tolérantes sont caractérisées par une spécialisation pour la vie dans des habitats stressant. Ces espèces sont souvent hautement spécialisées.

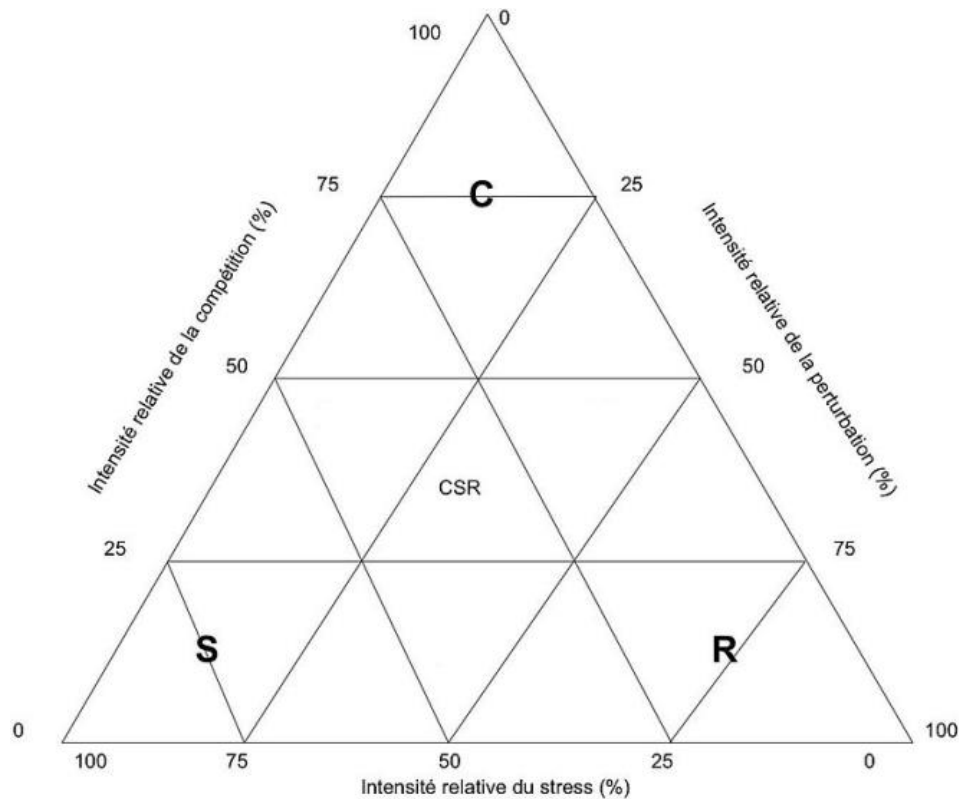


Figure 24. Triangle des stratégies de Grime : compétitrice, rudérale et stress tolérante (Grime, 1977).

On s'attend donc à voir apparaître un lien statistique significatif entre la stratégie d'une espèce et son degré de spécialisation. En effet, les espèces S (stress-tolérantes) devraient être plus spécialisées que les espèces C ou R. Afin de vérifier l'existence d'une telle relation, on réalise une régression logistique ordinaire entre les deux variables. La régression logistique ordinaire est une méthode statistique adaptée à l'analyse de données qualitatives ordinales telles que l'IS. Les taxons ayant une stratégie intermédiaire CSR sont exclus de l'analyse (figure 24).

ddl	Variance résiduelle	Chisq	p-value
1255	808,08	50,70	$7,97 \cdot 10^{-8}$

Tableau 2. Résultats de la régression logistique ordinaire appliquée à l'IS et aux stratégies de Grime.

Les résultats de la régression logistique ordinaire montrent qu'il existe bien une relation significative entre les deux variables (tableau 2). Afin de préciser ce lien, on réalise un histogramme (figure 25).

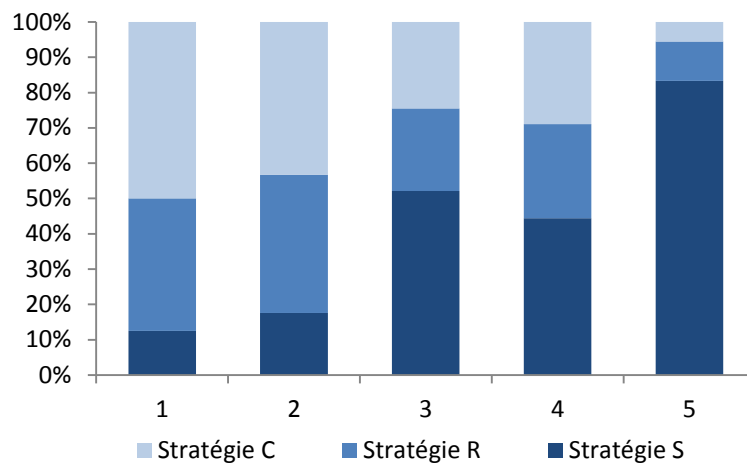


Figure 25. Histogramme représentant la part de chaque stratégie de Grime dans l'effectif total de chaque valeur d'IS (indice de 1 à 5).

On constate que la proportion de taxons stress-tolérants (stratégie S) augmente nettement lorsque l'IS augmente, alors que la proportion de taxons compétitifs et rudéraux diminue (figure 23). Ces résultats concordent parfaitement avec les attendus théoriques et avec la définition des espèces stress-tolérantes. En effet, notre Indice de Spécialisation IS est basé sur une estimation de la marginalité des taxons et met en évidence les taxons adaptés aux conditions écologiques originales.

4. Limites méthodologiques

L'ensemble des avis d'experts recueillis, ainsi que les tests pratiqués sur l'Indice de Spécialisation, tendent à valider la méthodologie et les résultats de la hiérarchisation. De plus, la définition des enjeux de conservation est basée sur une méthodologie établie par le Muséum National d'Histoire Naturelle (Barneix & Gigot, 2013). Ceci permettra notamment de réaliser une comparaison des résultats entre régions, le cas échéant. La prise en compte des taxons dont le niveau de menace n'a pas pu être évalué en raison d'un manque de données (taxons DD) dans la hiérarchisation permet de respecter le principe de précaution (Bunnell *et al.*, 2009). En effet, l'importance potentielle des espèces DD est souvent négligée, car elles ne sont pas considérées comme menacées (Barneix & Gigot, 2013). Enfin, la détermination des enjeux de conservation n'est pas uniquement basée sur les Listes rouges régionales et évite une focalisation parfois trop importante sur les espèces menacées (Drummond *et al.*, 2010). Ceci notamment grâce à l'estimation de la responsabilité régionale, facteur dont de nombreux auteurs recommande la prise en compte (Rufay & Kleszczewski, 2008 ; Schmeller *et al.*, 2008 ; Magnanon, 2009 ; Gauthier *et al.*, 2010 ; Barneix & Gigot, 2013 ; Gauthier *et al.*, 2013 ; Schatz *et al.*, 2013 ; Kriesfalusy & Trevisan, 2014 ; Savouré-Soubelet, 2015 ; Faure 2016).

Afin de préciser le classement des espèces, nous avons par ailleurs développé ici une méthode de hiérarchisation secondaire emboîtée fondée sur l'estimation de la sensibilité des taxons à l'extinction locale. Les critères retenus ont été choisis sur la base d'une étude bibliographique de l'ensemble des facteurs influençant la pérennité des populations. Bien que cette seconde étape soit plus complexe et fasse intervenir un nombre de critères plus important, elle semble adaptée à une utilisation à l'échelle régionale grâce à une forte adéquation avec les données disponibles dans les Hauts-de-France (applicabilité élevée). De plus, le calcul d'un Score de Hiérarchisation Secondaire permet une meilleure discrimination entre les taxons (réduction du nombre de scores ex-aequo par rapport à la méthode de Barneix & Gigot (2013)).

Afin de fournir un outil complet à destination des gestionnaires et des acteurs impliqués dans la conservation de la flore régionale, nous avons également proposé d'élaborer deux listes complémentaires : une liste des priorités d'intervention, permettant d'orienter les actions de conservation sur les taxons encore peu préservés, et une liste des priorités de connaissance, permettant de cibler les taxons nécessitant des compléments d'informations concernant leur écologie, leurs populations ou leur état de conservation dans la région.

Néanmoins, notre méthodologie présente de nombreuses limites liées aux contraintes d'application telles que le temps, la reproductibilité de la méthode et son applicabilité à un grand nombre de taxons (Schmeller *et al.*, 2008 ; Barneix & Gigot, 2013). Ainsi, nous avons dû proposer une méthodologie suffisamment simple pour être reproductible dans le temps ou à d'autres échelles, notamment dans le but de mettre à jour les listes hiérarchisées régulièrement.

L'utilisation d'indices quantitatifs a été préférée afin de tendre vers une démarche objective (Barneix & Gigot, 2013). Néanmoins, il est impossible de mettre en place une méthode de hiérarchisation des taxons sans induire une part de subjectivité. L'objectif était donc ici de tendre au maximum vers une méthode objective, sachant que le système de classes, les critères pris en compte et les méthodes de calculs relèvent souvent d'un choix arbitraire. Notons toutefois que la méthode UICN utilisée pour l'élaboration des listes rouges (UICN, 2011) est également fondée sur un système de classes et n'en est pas moins un outil fonctionnel pour la conservation des espèces.

Il existe également de nombreux biais méthodologiques liés à l'hétérogénéité et au manque de connaissances. En effet, l'Indice de Responsabilité régionale (IR) dépend fortement de la cohérence taxonomique entre le référentiel régional utilisé par le Conservatoire Botanique National de Bailleul et le référentiel national Taxref. Ce manque d'homogénéité engendre notamment un grand nombre de données manquantes. 4% des taxons n'ont pas été évalués (taxons classés DD) pour l'Indice de Responsabilité à cause de problèmes de correspondances taxonomiques. En outre, il est possible que des erreurs de correspondance aient engendré des évaluations erronées de l'IR et donc du Niveau d'Enjeux de conservation (NE). Ce biais n'est cependant que temporaire, le CBNBL devant très prochainement adopter le référentiel national préconisé par le Muséum National d'Histoire Naturelle.

D'autre part, le manque de connaissance à une échelle régionale, induit de potentielles erreurs dans l'estimation des indices. En particulier, l'Indice de Fragmentation (IF), qui permet de caractériser la distribution spatiale des patches de population, dépend fortement de l'état des connaissances. La quantification de cet indice, qui cherche à quantifier la fragmentation à

l'échelle des Hauts-de-France, est également limitée par l'approche spatiale, qui est la seule estimation envisageable à cette échelle et pour un aussi grand nombre de taxons. En effet, les effets réels de la fragmentation ne sont pas quantifiés ici, c'est pourquoi il serait intéressant de vérifier la concordance entre la fragmentation spatiale et la fragmentation effective des populations dans la région. On pourrait notamment réaliser, sur un lot plus restreint d'espèces des études génétiques permettant d'appréhender les effets de la dérive génétique à l'aide de F-statistiques. Notons également que pour certaines espèces spatialement isolées, il n'existe pas d'impacts à l'échelle génétique. Il s'agit notamment des taxons ayant déjà subi une purge des allèles délétères, on parle d'effet de fondation. D'autre, certaines espèces sont naturellement rares (Gauthier, 2010), qui ne sont pas menacées. D'après Yenni *et al.* (2017), de nombreuses espèces sont rares mais persistent néanmoins dans les écosystèmes. Leur rareté semble en effet liée à une forte densité dépendance négative qui permet le maintien des espèces malgré les risques d'extinction causés par la stochasticité (Yenni *et al.*, 2017).

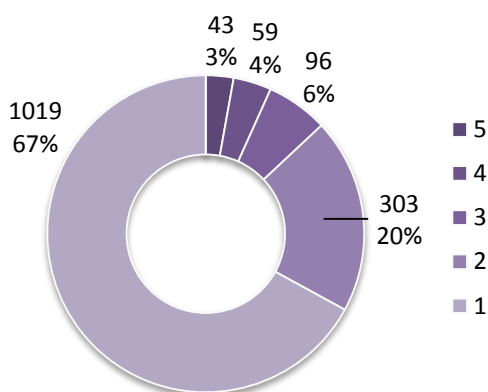
L'hétérogénéité des connaissances peut également influencer l'estimation de l'Indice Régional de Préservation (IRP) qui quantifie la part de l'aire d'occupation de chaque taxon qui est incluse dans des aires de préservation (site du Conservatoire du Littoral ou des Conservatoire d'Espaces Naturels, propriétés des départements préservées au titre de la stratégie ENS, réserves naturelles régionales et nationales, arrêtés de protection biotope...). En fonction de l'état des connaissances, ce paramètre peut être surestimé ou minimisé. On peut également supposer que les populations présentes au sein des aires de préservation sont mieux connues et mieux suivies que celles en dehors de ces aires, ce qui induirait une surestimation de l'IRP et donc une sous-estimation de leur niveau de priorité d'intervention.

BILAN REGIONAL : DES ENJEUX A PLUSIEURS ECHELLES

Afin de dresser un bilan des enjeux de conservation et des priorités de préservation à l'échelle des Hauts-de-France, une synthèse des résultats obtenus pour les 1520 taxons indigènes et néo-indigènes traités a été réalisée.

1. Enjeux de conservation

1.1. Indice de Vulnérabilité



L'Indice de Vulnérabilité a été calculé pour chacun des 1520 taxons traités à partir des catégories de menaces des Listes rouges régionale (LRR) et nationale (LRN), définies d'après les critères de l'UICN (annexe 1). Cet indice intègre donc, lorsque qu'elles sont disponibles, les évaluations du risque d'extinction pour chaque taxon, à plusieurs échelles.

Notre analyse montre que 13% de la flore vasculaire indigène et néo-

Figure 26. Répartition des 1520 taxons indigènes et néo-indigènes potentiels dans les différentes classes de l'Indice de Vulnérabilité (IV).

indigène potentielle (soit 198 taxons sur 1520 pour lesquels $IV > 3$) **est vulnérable dans les Hauts-de-France** (figure 26).

1.2. Indice de Responsabilité

Cet indice quantifie la responsabilité de la région pour la conservation de chacun des 1520 taxons considérés. Le niveau de responsabilité met en évidence les espèces, qui, rares ou non, ont une part importante de leur aire de répartition localisée dans la région. **Les Hauts-de-France possède une responsabilité significative pour la préservation de 12% des taxons** (soit 189 taxons pour lesquels $IR > 3$). D'autre part, près de 3% (soit 49 taxons) présente un niveau de responsabilité fort ou majeur (figure 27).

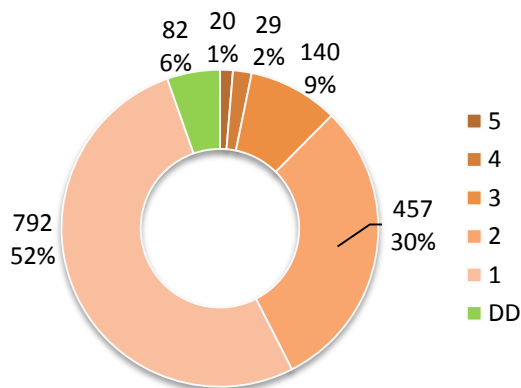


Figure 27. Répartition des 1520 taxons indigènes et néo-indigènes potentiels dans les différentes classes de l'Indice de Responsabilité (IR).

1.3. Niveaux d'Enjeux de conservation régional

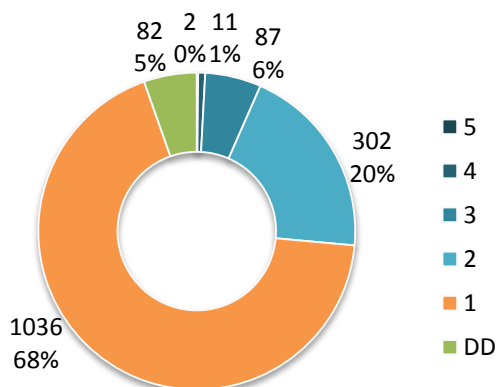


Figure 28. Répartition des 1520 taxons indigènes et néo-indigènes potentiels dans les différentes classes de Niveaux d'Enjeux de conservation (NE).

A partir des deux précédents indices (IV et IR), on peut déduire le Niveau d'Enjeu (NE) de chaque taxon (Barneix & Gigot, 2013). Un taxon donné possède un niveau d'enjeu de conservation significatif si NE vaut plus de 1. C'est-à-dire s'il présente au moins un niveau de responsabilité ou un niveau de vulnérabilité significatif, ou encore s'il possède un niveau de responsabilité modéré et un niveau de vulnérabilité notable. Parmi les 1520 taxons initialement traités, **402 présentent un Niveau d'Enjeu significatif, soit 27%** (figure 28).

Une méthode de hiérarchisation secondaire emboîtée, basé sur l'utilisation de cinq autres indices, a permis d'affiner les résultats pour ces 402 taxons. Leurs répartitions dans les différentes classes de ces indices (Indice de Fragmentation, Indice, Indice de Vulnérabilité de l'Habitat, Indice de Spécialisation pour l'habitat, Indice de Dispersion des Diaspores et Indice de Pollinisation) sont détaillées en annexe 2.

2. Répartition des enjeux de conservation dans les grands types de biotopes

Chacun des 1520 taxons (à l'exclusion des taxons dont le Niveau d'Enjeux est DD, soit 1337 taxons) a été rattaché à un grand type de biotope. Ainsi nous avons pu comparer la répartition des taxons à enjeux de conservation significatifs ($NE > 1$) et des taxons à enjeux de conservation faibles ($NE = 1$) dans les différents biotopes. Pour cela, nous avons utilisé un test du χ^2 . Les conditions d'application du test définies par Cochran (1954) ont été vérifiées. Toutes les valeurs des classes d'effectifs sont non nulles et moins de 20% d'entre elles sont inférieures à 5. Les données utilisées sont bien des effectifs (nombre de taxons). Les résultats du test sont présentés dans le tableau 4 et montrent l'existence d'une différence significative entre les biotopes des taxons à enjeux de conservation ($NE > 1$) et ceux des taxons à enjeux de conservation faibles ($NE = 1$).

p-value	χ^2	Df
6,03.10 ⁻¹¹	82,44	16

Tableau 4. Résultats du test de comparaison du χ^2 entre les répartitions dans les différents biotopes des taxons dont $NE = 1$ et dont $NE > 1$.

Les données de répartition dans les différents milieux pour les espèces à enjeux de conservation ont été représentées graphiquement afin d'affiner l'interprétation (figures 29 et 30). Les résultats de cette analyse permettront notamment d'orienter les politiques de préservation et de gestion des milieux naturels dans la région. En effet, les milieux présentant le plus d'enjeux pourront bénéficier prioritairement de mesure de conservation.

Sur la figure 29, on observe que les taxons à enjeux de conservation sont pour 40% inféodés aux zones humides, pour 16% aux milieux rudéraux (champs, friches...) et pour 15% aux pelouses et ourlets calcicoles. Ces habitats présentent donc un enjeu important pour la préservation des taxons à enjeux de conservation des Hauts-de-France.

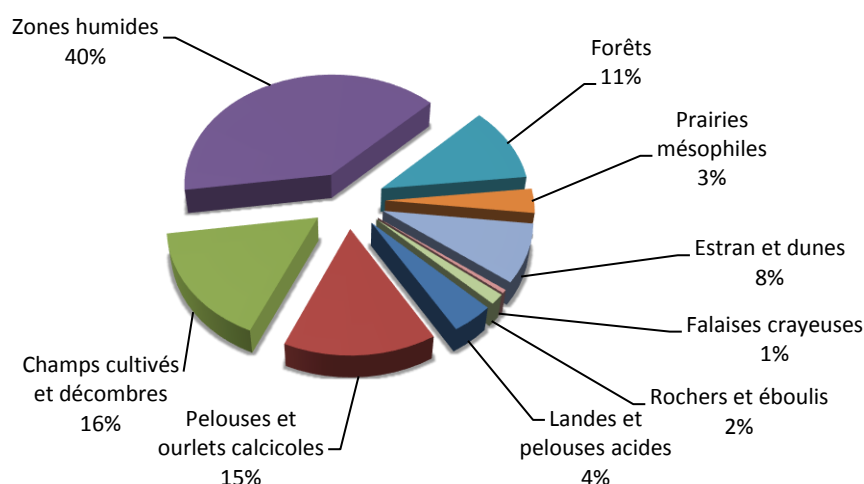


Figure 29. Répartition des taxons à enjeux de conservation ($NE > 1$) dans les grands types de biotopes.

Une lecture plus attentive des résultats montre que, bien que tous les biotopes présentent une part non négligeable de taxons à enjeux de conservation, trois milieux en sont constitués pour près de la moitié de leurs taxons (figure 29). En effet, **les taxons à enjeux représentent respectivement 43%, 46% et 40% des taxons de zones humides et de milieux littoraux** (estran et dunes ; falaises crayeuses). Il s'agit donc de milieux pour lesquels les Hauts-de-France ont une responsabilité importante et/ou particulièrement menacés du point de vue floristique. Les autres biotopes présentent tous moins de 25% de taxons à enjeux de conservation.

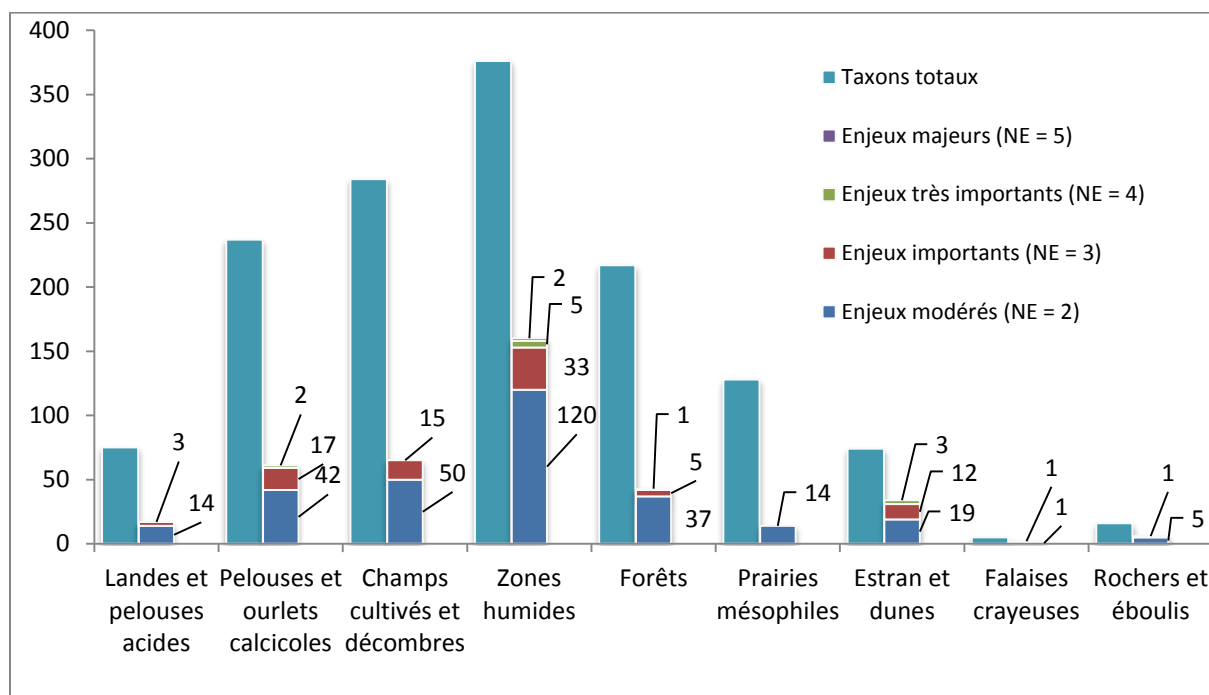


Figure 30. Part de taxons à enjeux en fonction du biotope.

Si l'on analyse la contribution des grands types de biotopes à l'accueil des taxons à enjeux de conservation significatifs (enjeux importants, très importants et majeurs, c'est-à-dire >2), les résultats sont les suivants :

- Zones humides : 40 taxons,
- Pelouses et coteaux calcaires : 19 taxons,
- Milieux littoraux : 16 taxons,
- Cultures et friches : 15 taxons,
- Forêts : 6 taxons,
- Landes et pelouses acides : 3 taxons,
- Rochers et éboulis : 1 taxon.

Cette analyse permet d'affiner l'évaluation des résultats et montre qu'en plus des zones humides et des milieux littoraux, la Région Hauts-de-France présente une responsabilité particulière pour la préservation de la flore des pelouses et ourlets calcicoles. Le taux important d'espèces à enjeux des cultures et des friches est lié à un pool d'espèces des cultures sur sables essentiellement présentes dans le Tertiaire parisien (Laonnois, Tardenois) et pour l'essentiel en marge de zones cultivées dans des friches sableuses de faible superficie.

3. Priorités d'intervention

3.1. Indice Régional de Préservation

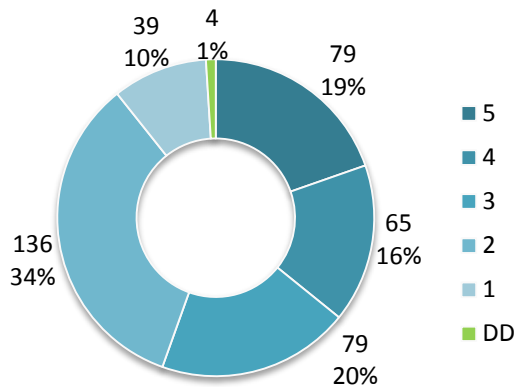


Figure 31. Répartition des 402 taxons à Enjeux de conservation significatifs (NE>1) dans les différentes classes de l'Indice Régional de Préservation (IRP).

Pour les 402 taxons dont le Niveau d'Enjeux de conservation est significatif (NE>1), on a quantifié la part de leur aire de répartition régionale incluse au sein de zones de préservation. Ainsi, chaque taxon s'est vu attribuer une valeur pour l'Indice Régional de Préservation (IRP) (figure 31). **On constate dans un premier temps que seul 10% des taxons à enjeux de conservation ont un niveau de préservation très fort** (plus de 80% de leur aire de présence est incluse dans des zones de préservation). **En revanche, 35% ont un niveau de préservation faible ou très faible, et sont préservés pour moins de 20% de leur aire.**

3.2. Niveaux de Priorités d'Intervention

A partir du Niveau d'Enjeux de conservation, du Score de Hiérarchisation secondaire (Converti en ISP, Indice de Sensibilité des Populations) et de l'IRP, les taxons à enjeux ont été répartis au sein de cinq classes de Priorité d'Intervention (figure 32). **Ainsi, 39% des taxons sont considérés comme des Priorités fortes à très fortes (soit 156 taxons)**, 54% comme des priorités modérées, et seulement 6% comme des priorités faibles.

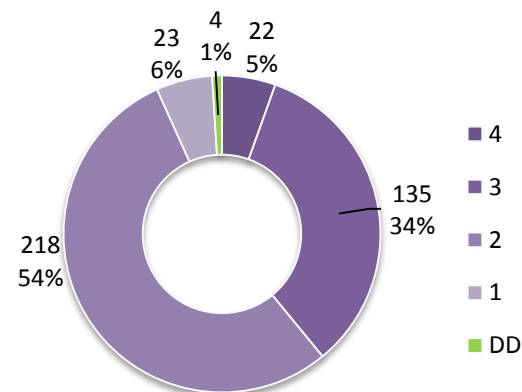


Figure 32. Répartition des 402 taxons à Enjeux de conservation significatifs (NE>1) dans les différentes classes de niveaux de Priorités d'Intervention (PI).

4. Détermination et cartographie des Zones d'Intérêt pour la flore

Une étude cartographique a été menée afin de déterminer les sites présentant le plus d'intérêts pour la conservation de la flore vasculaire des Hauts-de-France.

Basée sur les répartitions régionales de l'ensemble des taxons à enjeux significatifs ($NE > 1$), une première carte (figure 28) est obtenue en additionnant leurs Valeur d'Enjeux (VE) à l'échelle de chaque maille kilométrique (1x1km) du territoire. Ainsi, chaque maille se voit attribuer une valeur cumulée d'enjeux permettant la mise en évidence des zones riches en taxons à forts enjeux de conservation. La formule utilisée est présentée ci-dessous, le calcul étant répété pour chacune des mailles des Hauts-de-France.

$$\text{Valeur cumulée d'enjeux} = \sum VE$$

Deux autres cartes ont également été réalisées, toujours à partir des répartitions régionales des 402 taxons à enjeux de conservation significatifs.

La première (figure 29) représente les zones présentant le plus de priorités d'intervention et est obtenue en additionnant les Valeurs de Priorités d'Intervention pour chaque maille. On obtient ainsi, de la même manière que précédemment, une Valeur cumulée de priorités pour chaque maille des Hauts-de-France.

$$\text{Valeur cumulée de priorités} = \sum VPI$$

La troisième carte (figure 30) met en évidence les sites présentant la plus forte concentration de taxon à enjeux de conservation. Elle est réalisée en calculant le nombre de taxons à enjeux par maille kilométrique.

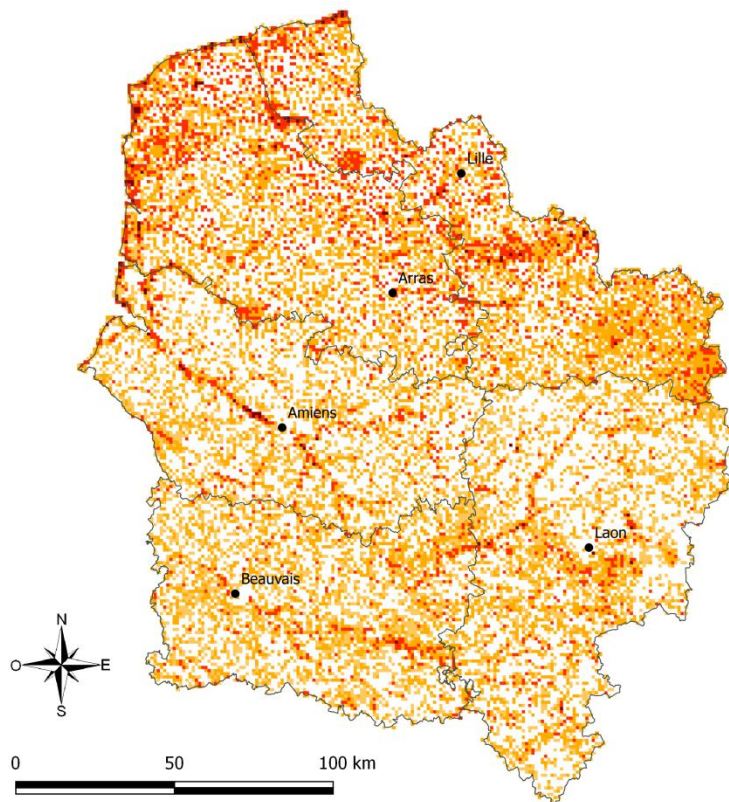


Figure 33. Carte de répartition des Enjeux de conservation dans les Hauts-de-France et mise en évidence des Zones d'Intérêt pour la conservation



Somme des Valeurs d'Enjeux (VE) pour l'ensemble des taxons à enjeux de conservation (NE>1) à l'échelle des mailles kilométriques



Territoire des Hauts-de-France

- Départements
- Préfectures de département

Sources : Digitale2
Réalisation : L. Blervaque
2017 - QGIS 2.14.1
Conservatoire Botanique National de Bailleul

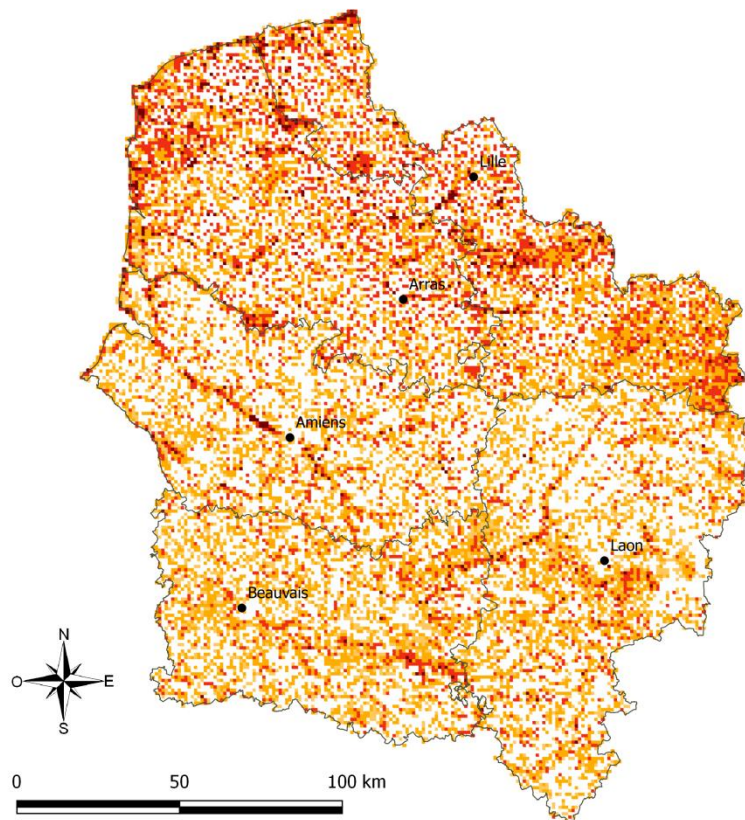


Figure 34. Carte de répartition des Priorités d'Intervention dans les Hauts-de-France et mise en évidence des Zones d'Intérêt pour la conservation



Somme des Valeurs de Priorité pour l'ensemble des taxons à enjeux de conservation (NE>1) à l'échelle des mailles kilométriques

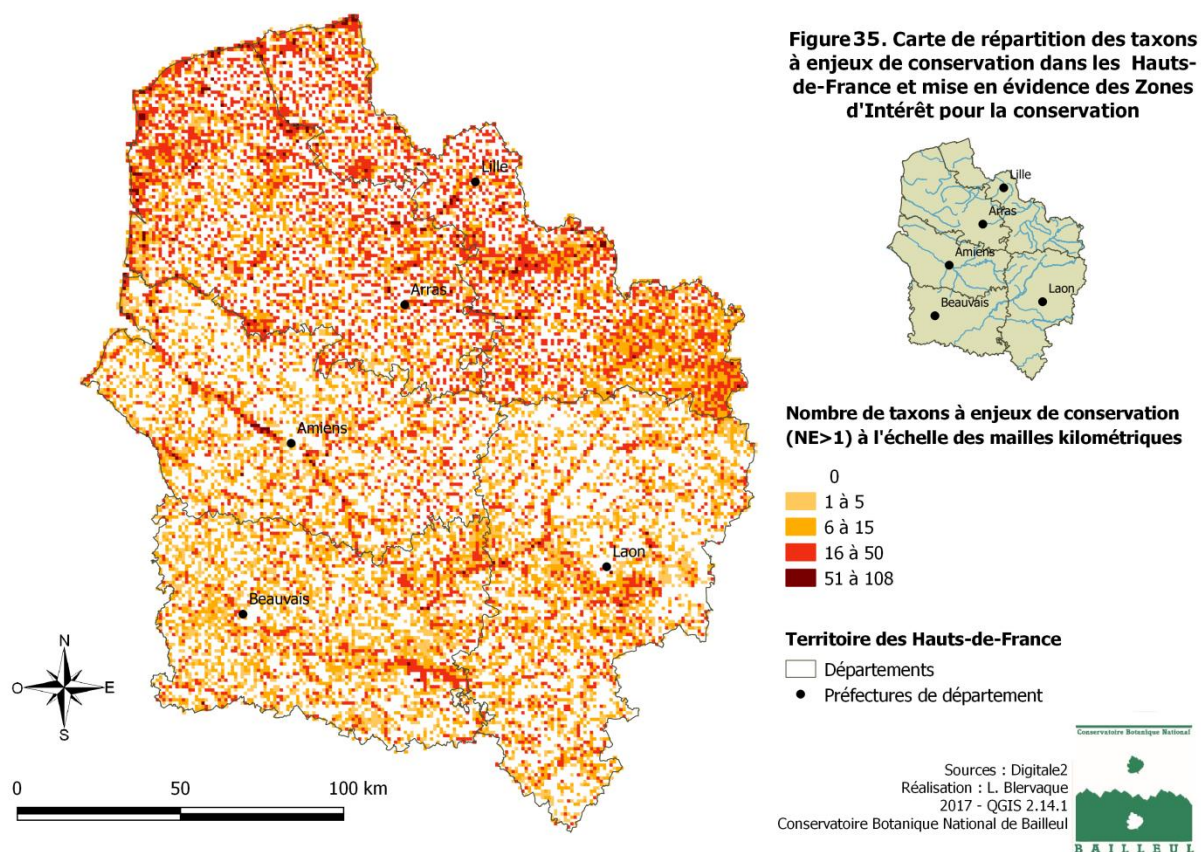


Territoire des Hauts-de-France

- Départements
- Préfectures de département

Sources : Digitale2
Réalisation : L. Blervaque
2017 - QGIS 2.14.1
Conservatoire Botanique National de Bailleul





On remarque que les sites présentant le plus d'intérêt pour la conservation de la flore de la région (valeur cumulée d'enjeux et de priorités et nombre de taxons à enjeux) se situent le long du littoral, dans les grandes vallées alluviales et dans les régions bocagères. Encore une fois, ces biotopes ressortent clairement comme des habitats à forts enjeux pour lesquels la région possède le plus de responsabilités.

5. Synthèse des enjeux régionaux

La hiérarchisation réalisée a mis en évidence 402 taxons à enjeux de conservation significatifs pour les Hauts-de-France sur 1520 taxons indigènes et néo-indigènes traités, soit un peu plus de 26%. Parmi ces 402 taxons, deux espèces ressortent comme présentant des enjeux de conservation majeurs : *Dryopteris cristata* et *Tephrosia palustris* qui sont toutes deux menacées (EN) et pour lesquelles la région détient une responsabilité majeure. Onze taxons à enjeux de conservation très importants ont également été identifiés. Bien qu'ils ne soient pas tous menacés dans les Hauts-de-France, l'ensemble de ces onze taxons est caractérisé par un niveau de responsabilité régionale significatif. La prise en compte de la responsabilité régionale permet donc de mettre en évidence de nouveaux enjeux pour les Hauts-de-France (Rufaray & Kleszczewski, 2008 ; Schmeller *et al.*, 2008 ; Magnanon, 2009 ; Gauthier *et al.*, 2010 ; Barneix & Gigot, 2013 ; Gauthier *et al.*, 2013 ; Schatz *et al.*, 2013 ; Kriesfalusy & Trevisan, 2014 ; Savouré-Soubelet, 2015 ; Faure, 2016). En effet, 286 des 402 taxons à enjeux de conservation (soit 71%) ne sont pas menacés (NT, LC ou DD). Néanmoins, toutes les espèces menacées des Hauts-de-France sont incluses dans la liste des enjeux de conservation (les 29% restants).

L'étude des biotopes des taxons à enjeux de conservation a mis en évidence l'importance de certains milieux dans la région. En effet, les zones humides et les milieux littoraux présentent une très grande proportion de taxons à enjeux de conservation parmi la flore qui les caractérise (environ 43%). De plus, les zones humides sont les écosystèmes qui concentrent la majorité des taxons d'intérêt avec 40% des enjeux floristiques régionaux. Une étude cartographique de la répartition des taxons à enjeux sur le territoire a permis de déterminer des sites d'intérêts pour leur conservation. Nous avons constaté que ces zones se répartissent également sur le littoral et le long des grandes vallées alluviales du territoire. La préservation des zones humides et du littoral doit donc être une priorité dans les Hauts-de-France, où elles représentent une part importante du territoire et regroupent une proportion conséquente des enjeux floristiques.

PERSPECTIVES

1. Perspectives d'amélioration de la méthodologie

Nous avons vu précédemment que la mise à jour des listes hiérarchisées est nécessaire afin d'intégrer les connaissances acquises régulièrement et d'améliorer ces premiers résultats. Ainsi, il serait particulièrement intéressant de réaliser une automatisation du calcul des différents indices utilisés à partir de la base de données Digitale2. Digitale2 semble en effet particulièrement adaptée pour intégrer cette automatisation du calcul, d'autant qu'elle contient également les données de base permettant de les effectuer. Ainsi, une mise à jour annuelle ou bisannuelle des listes hiérarchisées pourrait permettre l'intégration rapide et systématique des nouvelles connaissances acquises et proposer un outil à jour pour le Conservatoire Botanique National de Bailleul mais également pour les gestionnaires et les acteurs de la conservation de la flore dans les Hauts-de-France.

L'aboutissement d'un autre projet mené au niveau national et décliné dans certains territoires des Hauts-de-France, le projet CARHAB, contribuera à apporter une connaissance très précise de la distribution spatiale des séries de végétations à l'échelle du territoire d'agrément du CBNBl. Ces données pourront à terme être intégrées dans notre méthodologie afin d'apporter des éléments concernant la disponibilité des habitats favorables à proximité des patches de populations des différents taxons à enjeux de conservation. Ceci permettrait notamment de quantifier la vulnérabilité des taxons liée à la rareté et la vulnérabilité de leur habitat, ainsi que de préciser leur sensibilité à la fragmentation et les possibilités de recolonisation d'habitats (dynamique de métapopulations).

2. Faut-il uniquement préserver les espèces menacées ?

Bien que notre méthodologie de hiérarchisation tende à orienter les actions de conservation en faveur des taxons les plus menacés (Barneix et Gigot, 2013), ou présentant une sensibilité à l'extinction locale élevée, l'intégration de la notion de responsabilité permet la prise en compte de taxons supplémentaire.

Néanmoins, les niveaux d'enjeux les plus élevés sont principalement attribués aux taxons les plus vulnérables (Barneix & Gigot, 2013). Bien que notre hiérarchisation permette de réduire la focalisation trop importante sur les espèces menacées induite par l'utilisation seule des Listes rouges, elle n'en demeure pas moins une méthode centrée sur leur conservation. Pourtant, de nombreux auteurs s'interrogent sur les critères d'allocation des ressources financières et humaines pour le maintien de la biodiversité. Que faut-il préserver pour maximiser l'utilisation des moyens disponibles ? D'après Wilson *et al.* (2011), plusieurs éléments limitent l'efficacité à long terme des actions de conservation des espèces menacées : l'attribution des ressources et donc la planification des actions à court terme, notre optimisme quant aux possibilités de gestion et de conservation futures ou encore le manque de moyens en considérant le nombre d'espèces menacées actuellement. L'allocation de ressources pour la préservation des espèces à long terme semble être aujourd'hui une nécessité pour limiter réellement l'érosion de la biodiversité (Wilson *et al.*, 2011). La mise en place de mesures de suivi et de gestion préventives semble par ailleurs constituer l'unique moyen de prévenir l'augmentation des menaces pour les espèces. Ainsi, il est nécessaire d'envisager dès maintenant un suivi pour les espèces non menacées présentant des enjeux de conservation, liée en particulier à un niveau de responsabilité régionale élevé. Notre méthodologie semble donc en accord avec la définition d'objectifs à long terme, seul moyen de préserver notre capacité d'action future (Chapin *et al.*, 2000) En effet, bien qu'elle propose d'orienter les actions sur les espèces les plus vulnérables, 79% des enjeux de conservation sont composés de taxons non menacés à court terme. Il est donc important de ne pas négliger ces enjeux.

Enfin, nous avons fait le choix de ne pas intégrer les questions économiques à notre méthodologie. Néanmoins, elles doivent être prise en compte afin d'orienter au mieux d'utilisation des ressources. Nous l'avons vu précédemment, les financements pour la préservation de la biodiversité sont insuffisants (Wilson *et al.*, 2011). C'est pourquoi l'un des objectifs de conservation est de maximiser les résultats en minimisant les coûts (Shogren *et al.*, 1999). La synthèse cartographique des sites regroupant le plus d'enjeux peut par exemple orienter ces choix, de même que la définition des biotopes présentant le plus d'enjeux à l'échelle nationale.

CONCLUSION

La définition des enjeux de conservation et des priorités d'actions à l'échelle régionale constitue un outil important permettant d'orienter les stratégies d'actions conservatoires, les politiques régionales de préservation, et, plus généralement, l'allocation des ressources disponibles. Cet outil décisionnel, destiné initialement à un usage interne au CBNBI mais mis à disposition de l'ensemble des acteurs locaux impliqués dans la conservation de la flore, et notamment les services de l'Etat et des collectivités territoriales, ainsi que les gestionnaires, a mis en évidence des enjeux floristiques à de multiples niveaux. En effet, les résultats ont montré l'importance de la conservation des zones humides et du littoral dans la région, mais ont également mis en évidence 402 taxons à enjeux de conservation pour lesquels des suivis de populations, des mesures de conservation (*in-situ* ou *ex-situ*) et des compléments de connaissance doivent être envisagés. Néanmoins, les listes hiérarchisées ne suffisent pas, à elles-seules, à l'orientation des actions.

Il est également important de prendre en compte l'ensemble des facteurs influençant les décisions à l'échelle régionale, et en particulier les ressources disponibles et les facteurs socio-économiques. En outre, si la méthodologie proposée ici répond à l'ensemble des objectifs fixés, elle présente des limites non négligeables liées notamment aux contraintes d'application et à l'hétérogénéité des données. Il est donc primordial de mettre à jour régulièrement les listes hiérarchisées d'enjeux de conservation et de priorités afin d'améliorer les résultats grâce à l'acquisition de connaissances supplémentaires.

BIBLIOGRAPHIE

- Aguilar, R., Ashworth, L., Galetto, L., Aizen, M. A. (2006). Plant reproductive susceptibility to habitat fragmentation: review and synthesis through a meta-analysis. *Ecology Letters*, **9** : 968-980.
- Ashworth, L., Aguilar, R., Galetto, L., Aizen, M. A. (2004). Why do pollination generalist and specialist plant species show similar reproductive susceptibility to habitat fragmentation? *Journal of Ecology*, **92** : 717-719.
- Barneix, M. & Gigot G. (2013). Listes rouges des espèces menacées et enjeux de conservation : Etude prospective pour la valorisation des Listes rouges régionales – Propositions méthodologiques. Paris : SPN-MNHN. 63p.
- Boulangeat, I. (2008). Stratégies écologiques des plantes des Alpes Françaises : généralistes et spécialistes d'habitats. Grenoble, Université Joseph Fourier Grenoble 1. 28p.
- Brooks, T. (2010). Conservation planning and priorities. In *Conservation Biology for All* : 199-219, Soghi, N. S. & Ehrlich, P.R. (eds.). New York : Oxford University Press.
- Bunnell, F. L., Fraser D. F., Harcombe, A. P. (2009). Increasing Effectiveness of Conservation Decisions : A System and its Application. *Natural Areas Journal*, **29**(1) : 79-90.
- Cain, M. L., Milligan, B. G., Strand, A. E. (2000). Long-Distance seed dispersal in plant populations. *American Journal of Botany*, **87**(9) : 1217-1227.
- Centre Régional de Phytosociologie agréé Conservatoire Botanique National de Bailleul (2017). Référentiel Banque Biologique et Ecologique des Plantes (BBE). Bailleul : Centre Régional de Phytosociologie agréé Conservatoire Botanique National de Bailleul (date d'extraction: 16/03/2017).
- Chapin, F. S., Zavaleta, E. S., Eviner, V. T., Naylor, R. L., Vitousek, P. M., Reynolds, H. L., Hooper, D. U., Lavorel, S., Sala, O. E., Hobbie, S. E., Mack, M. C., Diaz, S. (2000). Consequences of changing biodiversity. *Nature*, **405** : 234-242.
- Cochran, W. G. (1954). Some methods of strengthening the common χ^2 tests. *Biometrics*, **10** : 417-451.
- Devictor, V., Julliard, R., Jiguet, F. (2008). Distribution of specialist and generalist species along spatial gradients of habitat disturbance and fragmentation. *Oikos*, **117**(4) : 507-514.
- Dolédec, S., Chessel, D., Gimaret-Carpentier, C. (2000). Niche Séparation in Community Analysis : a New Method. *Ecology*, **81**(10) : 2914-2927.
- Drummond, S. P., Wilson, K. A., Meijaard, E. W. M., Dennis, R., Christy, L., Possingham, H. P. (2010). Influence of a threatened-species focus on conservation planning. *Conservation Biology*, **24** : 441-449.
- Dudash, M. R. & Fenster, C. B. (2000). Inbreeding and outbreeding depression in fragmented populations. In *Genetics, Demography and Viability of Fragmented Populations* : 35-53, Young, A. G. & Clarke, G. M. (eds.). Cambridge : Cambridge University Press.
- Ellstrand, N. C. & Elam D. R. (1993). Population Genetic Consequences of Small Population Size: Implications for Plant Conservation. *Annual Review of Ecology and Systematics*, **24** : 217-242.
- Fahrig, L. (2003). Effects of habitat Fragmentation on Biodiversity. *Annual Review of Ecology and Systematics*, **34** : 487-515.
- Faure, E. (2016). Expertise de la liste des plantes protégées en Région Centre-Val de Loire et propositions d'améliorations. DREAL Centre-Val de Loire, Service Eau et Biodiversité, Unité Ecologie, Faune, Flore. 29p.
- Foulon, Y., Gauthier, P., Jupille, O., Thompson, J. D. (2012). Hiérarchisation des Priorités pour un Plan d'Action pour la Flore Protégée du Territoire du Parc National des Pyrénées. *Revue d'Écologie (La Terre et La Vie)*, **67** : 1-17.
- Frankham, R., Ballou, J. D., Briscoe, D. A., McInness K. H. (2002). Introduction to conservation genetics. Cambridge : Cambridge University Press. 644p. ISBN : 978-0521702713.
- Fridley, J. D., Vandermaast, D. B., Kuppinger, D. M., Manthey, M., Peet, R. K. (2007). Co-occurrence based assessment of habitat generalists and specialists: a new approach for the measurement of niche width. *Journal of Ecology*, **95** : 707-722.
- Gauthier, P., Debussche, M., Thompson, J. D. (2010(a)). Regional priority setting for rare species based on a method combining three criteria. *Biological Conservation*, **143** : 1501-1509.
- Gauthier, P. (2010(b)). Etablir des priorités de conservation chez les espèces végétales. *Espaces Naturels*, **29** : 38-40.
- Gauthier, P., Foulon, Y., Jupille, O., Thompson, J. D. (2013). Quantifying habitat vulnerability to assess species priorities for conservation management. *Biological Conservation*, **158** : 321-325.

- Gerbeaud-Maulin, F. & Long, M. (2008). La Fragmentation des Milieux Naturels, Tome 1 – Etat de l’art en matière d’évaluation de la fragmentation des milieux naturels. Ministère de l’Energie, de l’Ecologie, du Développement Durable et de l’Aménagement du Territoire – Direction Régionale de l’Environnement Provence Alpes Côte d’Azur (DIREN PACA). 73p.
- Ghazoul, J. (2005). Pollen and seed dispersal among dispersed plants. *Biological Reviews*, 80 : 413-443.
- Grime, J. P. (1977). Evidence for the existence of three primary strategies in plants and its relevance to ecological and evolutionary theory. *The American Naturalist*, **111**(982) : 1169-1194.
- Hanski, I. (2011). Habitat Loss, the Dynamics of Biodiversity, and a Perspective on Conservation. *AMBIO*, 40 : 248-255.
- Hauguel, J.-C., Prey, T., Duhamel, F., Cornier, T. (2009). Hiérarchisation des enjeux de conservation des habitats et des espèces végétales de la directive dans la région Picardie. Méthodologie, présentation et synthèse des résultats. Bailleul : Centre Régional de Phytosociologie agréé Conservatoire Botanique National de Bailleul, Direction Régionale de l’Environnement, de l’Aménagement et du Logement. 182p.
- Hauguel, J.-C. & Toussaint, B. (coord.) (2012). Inventaire de la flore vasculaire de la Picardie (Ptérophytes et Spermatophytes) : raretés, protections, menaces et statuts. Version n°4d – novembre 2012. Amiens : Centre Régionale de Phytosociologie agréé Conservation Botanique National de Bailleul, Société Linnéenne Nord-Picardie, mémoire n.s. n°4. 132p.
- Holsinger, K. E. (2000). Demography and extinction in small populations. In *Genetics, Demography and Viability of Fragmented Populations* : 55-74, Young, A. G. & Clarke, G. M. (eds.). Cambridge : Cambridge University Press.
- Huxel, G. R. & Hastings, A. (1999). Habitat Loss, Fragmentation, and Restoration. *Restoration Ecology*, 7(3) : 309-315.
- Janin, A. (2011). Evaluer la connectivité en paysage fragmenté : de l’écologie comportementale à la biologie de la conservation. Sciences agricoles. Lyon, Université Claude Bernard Lyon 1. 196p.
- Julve, P. (1998). Baseflor. Index botanique, écologique et chorologique de la Flore de France. Version [03/2017]. Programme Catminat. <<http://perso.wanadoo.fr/philippe.julve/catminat.htm>>
- Klein, E. K., Fady, B., Gaüzère, J., Lefèvre, F., Oddou-Muratorio, S., Pichot, C. (2015). Migration, dispersion des pollens et des graines : interaction de processus démographiques et génétiques. *Innovations Agronomiques*, 47 : 81-95.
- Kriesfalussy, V. V. & Trevisan, N. (2014). Prioritizing regionally rare plant species for conservation using herbarium data. *Biodiversity Conservation*, 23 : 39-61.
- Landolt, E. (2010). Flora indicativa. Berne, Suisse : Haupt. 378p. ISBN : 978-3258074610.
- Lorrillière, R., Le Viol, I., Sordello, R., Touroult, J., Billon, L. (2015). L’indice de dispersion moyen des communautés. Un possible outil d’évaluation de l’efficacité de la politique Trame verte et bleue ? Paris : SNP-MNHN/CESCO. 24p.
- Magnanon, S. (2009). Méthode utilisée par le CBN de Brest pour l’élaboration de listes rouges (UICN) et de listes de taxons rares et/ou en régression à l’échelle régionale ou départementale. Brest : Conservatoire Botanique National de Brest – Document Technique.
- McKinney, M. L., Lockwood, J. L. (1999). Biotic homogenization: a few winners replacing many losers in the next mass extinction. *TREE*, 14(11) : 450-453.
- Mobaied, S., Machon, N., Porcher, E. (2015). Ecological specialization and rarity indices estimated for a large number of plant species in France. *Brief*, 3 : 165-168.
- Nathan, R. & Muller-Landau, H. C. (2000). Spatial patterns of seed dispersal, their determinants and consequences for recruitment. *TREE*, 15(7) : 278-285.
- Olden, J. D. & LeRoy P. N. (2004). Clarifying biotic homogenization. *TREND in Ecology and Evolution*, 19(6) : 283-284.
- Partel, M., Kelamees, R., Reier, U., Tuvi, E.-L., Roosaluuste, E., Vellak, A., Zobel, M. (2005). Grouping and prioritization of vascular plant species for conservation: combining natural rarity and management need. *Biological Conservation*, 123 : 271-278.
- Rathcke, B. J., & Jules, E. S. (1993). Habitat fragmentation and plant-pollinator interactions. *Current Science*, 65(3) : 273-277.
- Reed, D. H. & Frankham, R. (2003). Correlation between Fitness and Genetic Diversity. *Conservation Biology*, 17(1) : 230-237.
- Rufay, X. & Kleszczewski, M. (2008). Elaboration d’une méthode de hiérarchisation des enjeux écologique Natura2000 en Languedoc-Roussillon. CSRPN Languedoc-Roussillon.

Savouré-Soubelet, A. (2015). Liste hiérarchisée d'espèces pour la conservation en France, Espèces prioritaires pour l'action publique. V1.1. Paris : SPN-MNHN. 22p.

Schatz, B., Gauthier, P., Debussche, M., Thompson, J. D. (2013). A decision tool for listing species for protection on different geographic scales and administrative levels. *Journal for Nature Conservation* : 1-9.

Schemske, D. W., Husband, B. C., Ruckelshaus, M. H., Goodwillie, C., Parker, I. M., Bishop, J. G. (1994). Evaluating approaches to the conservation of rare and endangered plants. *Ecology*, 75(3) : 584-606.

Schmeller, D. S., Gruber, B., Budrys, E., Framsted, E., Lengyel, S., Henle, K. (2008). National Responsibilities in European Species Conservation: a Methodological Review. *Conservation Biology*, 22(3), 593-601.

Shogren, J. F., Tschirhart, J., Anderson, T., Whritenour Ando, A., Beissinger, S. R., Brookshire, D., Brown, G. M., Coursey, D., Innes, R., Meyer, S. M., Polasky, S. (1999). Why economics matters for endangered species protection? *Conservation Biology*, 13(6) : 1257-1261.

Thompson, F. J., Moles, A. T., Auld, T. D., Kingsford, R. T. (2011). Seed dispersal distance is more strongly correlated with plant height than with seed mass. *Journal of Ecology*, 99 : 1299-1307.

Thrall, P. H., Burdon, J. J., Murray, B. R. (2000). The metapopulation paradigm: a fragmented view of conservation biology. In *Genetics, Demography and Viability of Fragmented Populations* : 75-95, Young, A. G. & Clarke, G. M. (eds.). Cambridge : Cambridge University Press.

UICN France (2011). Guide pratique pour la réalisation de Listes rouges régionales des espèces menacées – Méthodologie de l'UICN et démarches d'élaboration. Paris : UICN France. 60p.

Vittoz, P. & Engler, R. (2007). Seed dispersal distances: a typology based on dispersal modes and plant traits. *Botanica Helvetica*, 117 : 109-124.

Wilson, H. B., Joseph, L. N., Moore, A. L., Possingham, H. P. (2011). When should we save the most endangered species? *Ecology Letters* : 5p.

Yenni, G., Adler, P. B., Ernest, S. K. M. (2017). Do persistent rare species experience stronger negative frequency dependence than common species? *Global Ecology and Biogeography* : 11p.

LEXIQUE

Anémogamie (n. f.) : mode de fécondation des plantes dans lequel le pollen est porté par le vent.

Apogamie (n. f.) : mode de reproduction asexuée diploïde, à partir d'une cellule non fécondée, le fruit se formant sans pollinisation.

Autochorie (n. f.) : mode de dispersion des diaspores dans lequel la plante les éjecte mécaniquement (ballochorie).

Autogamie stricte (n. f.) : mode de fécondation des plantes par autopollinisation, dans lequel le pollen des autres individus n'est pas utilisé, la fécondation étant réalisée à partir des gamètes du même individu.

Barochorie (n. f.) : mode de dispersion des diaspores par la gravité, en tombant.

Boléochorie (n. f.) : mode de dispersion des diaspores dans lequel elles sont éjectées sous l'action du vent. Ce type d'anémochorie est lié à la structure de la plante mère.

Cleistogamie (n. f.) : mode de fécondation par autopollinisation automatique, les fleurs ne s'ouvrant pas.

Diaspore (n. f.) : Partie d'une plante se détachant du pied mère et permettant ainsi une dissémination (graine, fruit, spore...).

Endozoochorie (n. f.) : mode de dispersion des diaspores suite à leur ingestion par un animal.

Entomogamie (n. f.) : mode de fécondation des plantes faisant intervenir un transport du pollen par un insecte.

Epizoochorie (n. f.) : mode de dispersion des diaspores sur un animal, celles-ci présentant souvent des adaptations morphologiques telles que des crochets, des aiguillons...

Hydrochorie (n. f.) : mode de dispersion des diaspores par l'eau.

Météorochorie (n. f.) : mode de dispersion des diaspores par le vent, dans l'air.

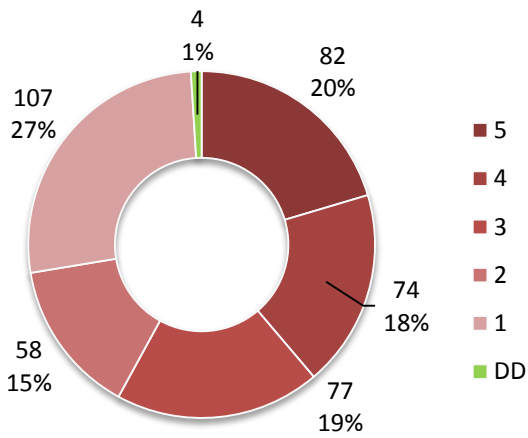
Myrmécochorie (n. f.) : mode de dispersion des diaspores par les fourmis.

ANNEXES

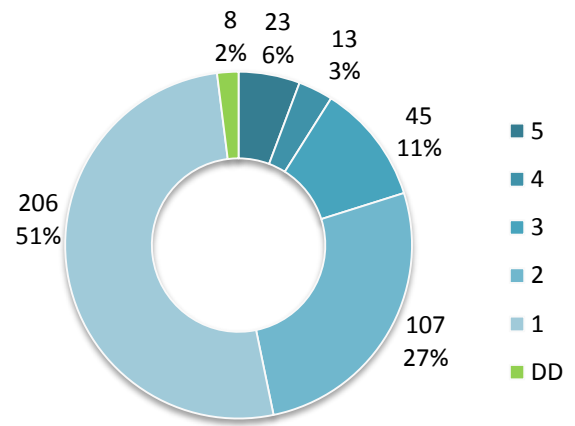
ANNEXE 1. Grille de synthèse des critères de l'UICN pour évaluer l'appartenance d'un taxon à l'une des catégories du groupe « menacé » de la Liste rouge (en danger critique, en danger et vulnérable)

Utiliser n'importe lequel des critères A à E	En danger critique (CR)	En danger (EN)	Vulnérable (VU)
A. Réduction de la population mesurée sur la plus longue des deux durées : 10 ans ou 3 générations			
A1	≥ 90%	≥ 70%	≥ 50%
A2, A3 et A4	≥ 80%	≥ 50%	≥ 30%
<p>A1 Réduction de la taille de la population constatée, estimée, déduite ou supposée, dans le passé, lorsque les causes de la réduction sont clairement réversibles ET comprises ET ont cessé.</p> <p>A2 Réduction de la population constatée, estimée, déduite ou supposée, dans le passé, lorsque les causes de la réduction n'ont peut-être pas cessé OU ne sont peut-être pas comprises OU ne sont peut-être pas réversibles.</p> <p>A3 Réduction de la population prévue ou supposée dans le futur (sur un maximum de 100 ans).</p> <p>A4 Réduction de la population constatée, estimée, déduite ou supposée (sur un maximum de 100 ans), sur une période de temps devant inclure à la fois le passé et l'avenir, lorsque les causes de la réduction n'ont peut-être pas cessé OU ne sont peut-être pas comprises OU ne sont peut-être pas réversibles.</p>			
		<i>en se basant sur l'un des éléments suivants :</i>	<p>(a) l'observation directe (<i>sauf A3</i>)</p> <p>(b) un indice d'abondance adapté au taxon</p> <p>(c) la réduction de la zone d'occupation (AOO), de la zone d'occurrence (EOO), et/ou de la qualité de l'habitat</p> <p>(d) les niveaux d'exploitation réels ou potentiels</p> <p>(e) les effets de taxons introduits, de l'hybridation, d'agents pathogènes, de substances polluantes, d'espèces concurrentes ou parasites</p>
B. Répartition géographique			
B1 Zone d'occurrence (EOO)	< 100 km ²	< 5 000 km ²	< 20 000 km ²
B2 Zone d'occupation (AOO)	< 10 km ²	< 500 km ²	< 2 000 km ²
<i>ET remplir au moins deux des trois conditions a, b ou c suivantes :</i>			
<p>(a) Sévèrement fragmentée OU nb de localités : = 1 ≤ 5 ≤ 10</p> <p>(b) Déclin continu de l'un des éléments suivants : (i) zone d'occurrence, (ii) zone d'occupation, (iii) superficie, étendue et/ou qualité de l'habitat, (iv) nb de localités ou de sous-populations, (v) nb d'individus matures.</p> <p>(c) Fluctuations extrêmes de l'un des éléments suivants : (i) zone d'occurrence, (ii) zone d'occupation, (iii) nb de localités ou de sous-populations, (iv) nb d'individus matures.</p>			
C. Petite population et déclin			
Nombre d'individus matures	< 250	< 2 500	< 10 000
<i>ET remplir au moins un des sous-critères C1 ou C2 suivants :</i>			
C1 Un déclin continu estimé à au moins : (<i>max. de 100 ans dans l'avenir</i>)	25 % en 3 ans ou 1 génération	20 % en 5 ans ou 2 générations	10 % en 10 ans ou 3 générations
C2 Un déclin continu <i>ET l'une des 3 conditions suivantes :</i>			
(a) (i) Nb d'individus matures dans chaque sous-population :	< 50	< 250	< 1 000
(ii) % d'individus dans une sous-population égal à :	90 - 100 %	95 - 100 %	100 %
(b) Fluctuations extrêmes du nb d'individus matures			
D. Population très petite ou restreinte			
D1 Nombre d'individus matures OU	< 50	< 250	< 1 000
D2 <i>Pour la catégorie VU uniquement :</i> Zone d'occupation restreinte ou nb de localités limité et susceptibles d'être affectées à l'avenir par une menace vraisemblable pouvant très vite conduire le taxon vers EX ou CR.			En règle générale : AOO < 20 km ² ou nb de localités ≤ 5
E. Analyse quantitative sur 100 ans maximum			
Indiquant que la probabilité d'extinction dans la nature est :	≥ 50 % sur 10 ans ou 3 générations	≥ 20 % sur 20 ans ou 5 générations	≥ 10 % sur 100 ans

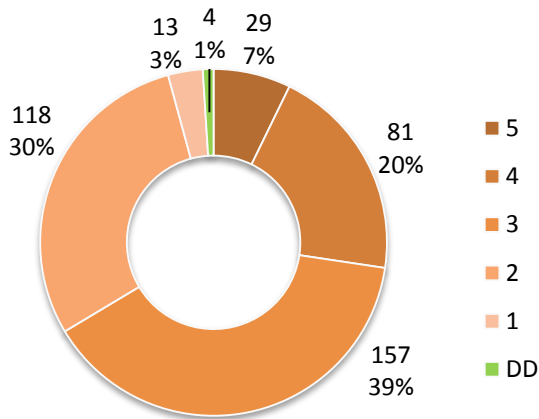
ANNEXE 2. Répartition des 402 taxons à Enjeux de conservation significatifs (NE>1) dans les différentes classes des cinq indices utilisés pour la hiérarchisation finale emboîtée.



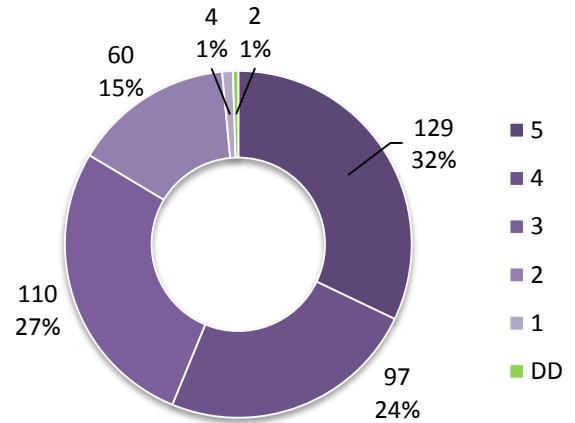
Indice de Fragmentation (IF)



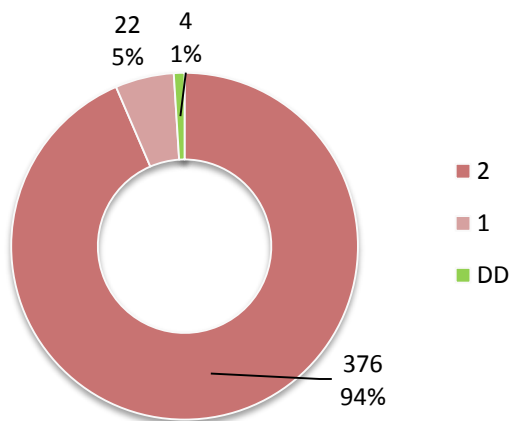
Indice de Vulnérabilité de l'Habitat (IVH)



Indice de Spécialisation pour l'habitat (IS)



Indice de Dispersion des Diaspores (IDD)



Indice de Pollinisation (IP)