



ÉTAT DE CONSERVATION DES HABITATS AGROPASTORAUX D'INTÉRÊT COMMUNAUTAIRE Méthode d'évaluation à l'échelle du site Natura 2000

Rapport d'étude

Version 1



Rapport SPN 2012-21

Février 2012



Référence bibliographique du document

Maciejewski L., 2012 – État de conservation des habitats agropastoraux d'intérêt communautaire, Méthode d'évaluation à l'échelle du site. *Rapport d'étude*. Version 1 - Février 2012. Rapport SPN 2012-21, Service du patrimoine naturel, Muséum national d'histoire naturelle, Paris, 119 pages.

Contact

Lise Maciejewski : maciejewski@mnhn.fr

Farid Bensettiti : bensettiti@mnhn.fr

Téléchargement

<http://inpn.mnhn.fr/telechargement/documentation/natura2000/evaluation>

Crédits photographiques de la page de couverture

- Centaurea scabiosa*, un couple de *Melitaea didyma*, *Silene italica*, *Campanula glomerata*, Bergerie de Marcel (PN des Cévennes), Anciennes terrasses (PN des Cévennes) : © Renaud Puissauve
- Anoplotrupes stercorosus* : © Julien Touroult
- Pâturage (PN des Cévennes), Parc Naturel des Volcans d'Auvergne : © Lise Maciejewski

Crédits photographiques de la 4^e de couverture

Scleranthus perennis, Doline sur le Causse Méjean (PN des Cévennes), Prairie à Sainfoin (Chateauroux-les-Alpes -05-), Can de Balazuegnes (PN des Cévennes) : © Renaud Puissauve

Remerciements

À Farid Bensettiti (MNHN/SPN), Julien Touroult (MNHN/SPN), Pascal Dupont (MNHN/SPN), Laurent Seytre (CBN MC), Jérémie Van Es (CBN Alpin), Pierre Jay-Robert et Jean-Pierre Lumaret (Université Montpellier 3), Frantz Hopkins (PN des Cévennes), Renaud Puissauve (MNHN/SPN), Vincent Pellissier (MNHN/CESRP), Claire Bracht (MEDDTL), Arnaud Horellou (MNHN/SPN), Julie Chaurand (FCBN), Michel Godron (CBN Alpin), Jean-Philippe Siblet (MNHN/SPN), pour leurs participations, leurs aides et leurs soutiens lors de la réalisation de cette étude.

Aux autres membres du comité de pilotage Didier Alard (Université Bordeaux 1), David Bécu (CPN Champagne-Ardenne), Vincent Boulet (CBN Massif Central), Pascal Chondroyannis (CBN Alpin), Grégoire Gautier (PN des Cévennes), Nabila Hamza (DREAL Languedoc-Roussillon), Katia Herard (MNHN/SPN), Philippe Housset (CBN Bailleul), Mario Kleszczewski (CEN Languedoc-Roussillon), Alexis Mikolajczak (CBN Alpin), Serge Muller (Université Paul Verlaine de Metz), Gwenhael Perrin (UBO).

À Philippe Mestelan (SCOPELA), Fabrice Darinot (RNN des Marais de Lavours), Marie Bonneville (IPAMAC), Thierry Lecomte (PNR Boucles de la Seine normande), Jean-Michel Genis (CBN Alpin), Jonathan Hareng (CBN Alpin), Olivier Escuder, Piotr Daskiewicz, Sylvie Chevallier et Mélanie Hubert (MNHN/SPN).

À l'équipe « Evaluation de l'état de conservation » du SPN (MNHN), dont Fanny Lepareur, Déborah Viry et Léonore Goffé ; et à Vincent Nouveau pour la relecture de ce document.

Sommaire

Préambule	3
1. Contexte et définitions.....	4
1.1. Contexte réglementaire.....	4
1.2. Évaluation de l'état de conservation à l'échelle du site Natura 2000.....	5
1.2.1. Définition de l'état de conservation favorable.....	6
1.2.2. L'état de référence.....	7
1.3. Choix méthodologiques pour toutes les méthodes à l'échelle du site	7
1.4. Choix méthodologiques	8
2. Les habitats agropastoraux.....	10
2.1. Notion d'habitats agropastoraux.....	10
2.1.1. Définition	10
2.1.2. Mosaïque d'habitats	12
2.2. Choix typologiques et habitats concernés par l'évaluation	13
2.2.1. Référentiel	13
2.2.2. Habitats concernés par l'étude.....	13
2.2.3. Échelle(s) d'évaluation	15
3. Méthode	16
3.1. Élaboration de la première liste d'indicateurs	17
3.1.1. Synthèse bibliographique	17
3.1.2. Nouveaux indicateurs.....	17
3.1.2.1. Lépidoptères diurnes	18
3.1.2.2. Coprophages.....	19
3.1.2.3. Listes floristiques.....	20
3.2. Phase de terrain	22
3.2.1. Objectifs.....	22
3.2.2. Protocole	22
3.3. Analyses statistiques.....	25
3.3.1. Protocole	25
3.3.2. Apport de l'approche statistique.....	26

4.	Résultats	26
4.1.	Surface de l'habitat	27
4.1.1.	Surface couverte ✓	28
4.1.2.	Morcellement/Fragmentation ✓	28
4.1.3.	Variabilité de l'habitat ➡	29
4.2.	Structure et fonction	29
4.2.1.	Couverture du sol	30
4.2.1.1.	Proportion en sol non végétalisé ➡	30
4.2.1.2.	Recouvrement en litière ➡	31
4.2.1.3.	Colonisation ligneuse ✓	32
4.2.2.	Composition faunistique	35
4.2.2.1.	Indicateurs Lépidoptères diurnes ✓	35
4.2.2.2.	Coprophages ✓	38
4.2.3.	Composition floristique	38
4.2.3.1.	Prairies fleuries ✓	38
4.2.3.2.	Listes d'espèces floristiques ✓	40
4.2.3.3.	Espèces typiques ✗	45
4.2.3.4.	Orchidées ✗	45
4.2.3.5.	Espèces exotiques envahissantes ✓	46
4.2.4.	Présence d'autres groupes taxonomiques ✓	46
4.3.	Altérations	47
4.4.	Tableaux synthétiques	49
4.5.	Choix des valeurs-seuils et notes associées	51
4.6.	Évaluation simplifiée	56
4.7.	Échantillonnage	57
4.7.1.	Unité d'échantillonnage	57
4.7.2.	Évaluation au niveau du site	60
4.7.3.	Plan d'échantillonnage	62
5.	Discussion	63
6.	Conclusion	67
	Bibliographie	69
	Annexes	77

Préambule

Le réseau Natura 2000 a pour objectif de concilier la préservation de la nature et les préoccupations socio-économiques, à travers un ensemble de sites dédiés au maintien ou à la restauration dans un état de conservation favorable des espèces et des habitats naturels ou semi-naturels rares, endémiques ou menacés de l'annexe I de la directive habitats-Faune-Flore (DHFF). Le bon état de conservation n'est pas ici considéré comme une référence absolue ou un pur concept scientifique, mais bien comme une co-construction entre des principes écologiques et des exigences socio-économiques compatibles avec une préservation de la nature (Carnino et Touroult, 2010). Les habitats agropastoraux sont le parfait exemple de cet équilibre, où les activités humaines jouent un rôle clé dans le maintien et la préservation de ces milieux. En effet, ce sont les activités agricoles et notamment l'élevage qui ont permis au cours des siècles de modeler, d'entretenir, et de conserver ces habitats.

Le ministère de l'écologie, du développement durable, du transport et du logement (MEDDTL) a chargé le Muséum national d'Histoire naturelle (MNHN) de mettre en place des méthodes pour évaluer l'état de conservation des habitats d'intérêt communautaire dans les sites Natura 2000, afin de répondre à l'obligation réglementaire de l'article R.414-11 du Code de l'environnement (Anonyme, 2008). Une réflexion s'est engagée depuis 2008 au sein du Service du patrimoine naturel (SPN). Après la parution des méthodes pour l'évaluation des habitats forestiers (Carnino, 2009), des habitats marins (Lepareur, 2011), et des habitats dunaires non boisés de la façade atlantique (Goffé, 2011) la réflexion s'est poursuivie sur les habitats humides et aquatiques, mais également pour les habitats agropastoraux, en effet, ceux-ci représentent 20 % en surface du réseau Natura 2000 (ZPS non incluses).

Ce premier document résume l'état de la réflexion et la démarche qui ont amené à l'élaboration de la méthode pour évaluer l'état de conservation des habitats agropastoraux. Après avoir présenté le contexte réglementaire ainsi que les choix méthodologiques effectués pour l'ensemble des méthodes à l'échelle du site mises en place par le MNHN, nous présenterons nos travaux de terrain ainsi que les analyses statistiques qui aboutissent au choix et au calibrage des indicateurs retenus, et nous motiverons nos choix. Enfin, nous conclurons par les résultats de cette étude en termes de problématique d'échantillonnage, et les perspectives de poursuite des travaux à réaliser.

Cette première version servira aux différents acteurs qui testeront la méthode en 2012 afin de contribuer à sa consolidation à partir de travaux complémentaires prévus au cours de l'année. Un guide pratique accompagne ce rapport d'étude pour une aide plus efficace sur le terrain.

1. Contexte et définitions

La conservation des milieux naturels a pris une valeur juridique avec la publication en 1992 de la directive « Habitats-Faune-Flore » (92/43/CEE) (DHFF), qui a introduit une définition de la notion d'état de conservation. La définition de ce concept et son application concrète font aujourd'hui encore débat, néanmoins le texte de la DHFF reste la référence « normative ».

Conservation : ensemble des mesures requises pour maintenir ou rétablir les habitats naturels et les populations d'espèces de faune et de flore sauvages dans un état favorable.

État de conservation d'un habitat naturel : effet de l'ensemble des influences agissant sur un habitat naturel ainsi que sur les « espèces typiques » qu'il abrite, qui peuvent affecter à long terme sa répartition naturelle, sa structure et ses fonctions ainsi que la survie à long terme de ses « espèces typiques ».

1.1. Contexte réglementaire

Dans le cadre de la DHFF, chaque État membre s'est engagé à assurer le maintien ou le rétablissement des habitats naturels et des espèces de faune et de flore sauvages d'intérêt communautaire dans un état de conservation favorable, afin de contribuer au maintien de la biodiversité. L'état de conservation des habitats doit être évalué au niveau du site (obligation nationale) et au niveau biogéographique (obligation communautaire) (Figure 1) :

- Au niveau biogéographique : en France, l'évaluation concerne 132 habitats et près de 300 espèces sur six domaines biogéographiques (alpin, atlantique, continental, méditerranéen, méditerranéen marin et atlantique marin).
- Au niveau du site : le suivi et l'évaluation de l'état de conservation des habitats et des espèces à l'échelle des sites Natura 2000 sont prévus dans l'art. R. 414-11 et l'art. R. 414-8-5 du code de l'Environnement (Anonyme, 2008) qui sont la transposition en droit français des dispositions de l'article 6 de la DHFF.

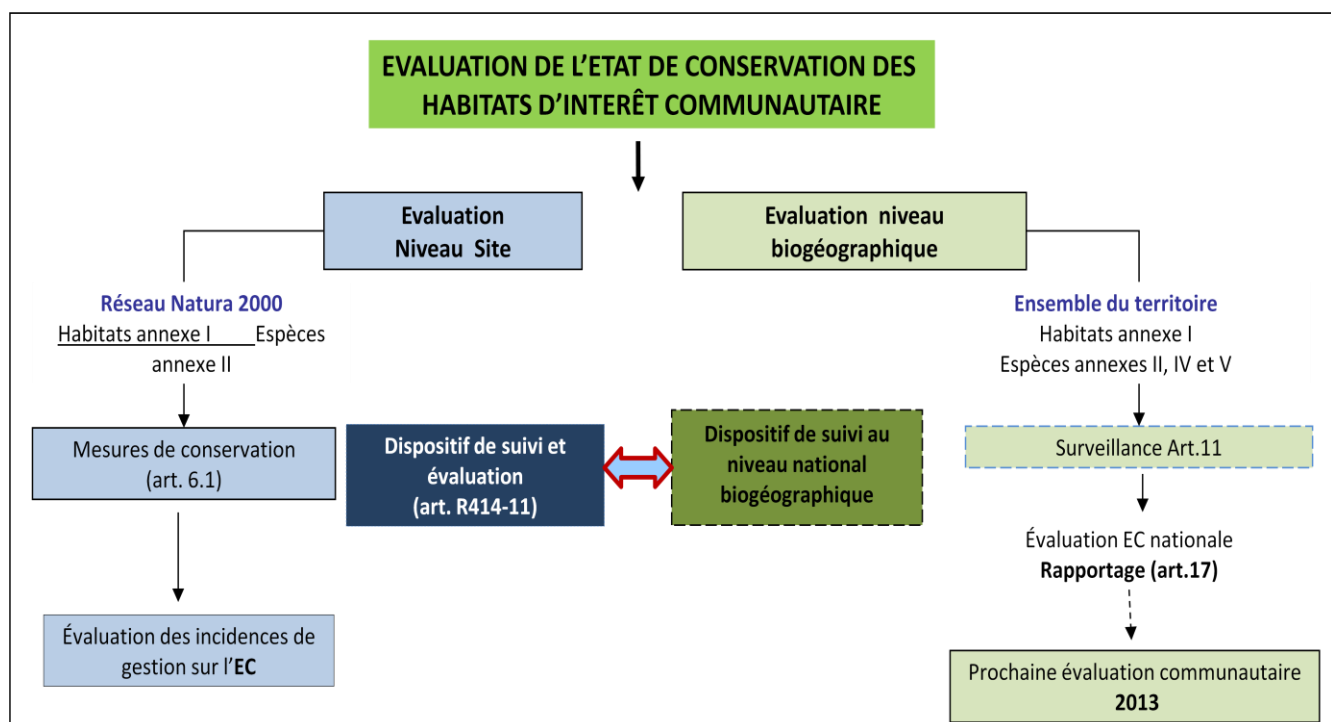


Figure 1 : Dispositif général de l'état de conservation (EC) dans le cadre de la directive « Habitats-Faune-flore »

1.2. Évaluation de l'état de conservation à l'échelle du site Natura 2000

L'évaluation de l'état de conservation à l'intérieur des sites Natura 2000 étant une obligation dans le droit français, pour faciliter le travail des opérateurs et permettre une future comparaison et mutualisation des données entre les sites, le MNHN a été chargé par le ministère de l'écologie, du développement durable, du transport et du logement (MEDDTL), de mettre en place des méthodes standardisées au niveau français pour évaluer l'état de conservation de tous les habitats d'intérêt communautaire.

Le but recherché est la mise en place de méthodes faciles à mettre en œuvre, pragmatiques, reproductibles et accessibles à tous les opérateurs. Une première méthodologie d'évaluation de l'état de conservation pour les habitats forestiers à l'échelle du site Natura 2000 a été élaborée (Carnino, 2009)¹ ainsi que pour les habitats marins (Lepareur, 2011)¹ et les habitats des dunes non boisées du littoral atlantique (Goffé, 2011)¹. C'est dans la continuité de ces travaux que cette étude s'inscrit parallèlement à d'autres études en cours d'élaboration pour les habitats humides et aquatiques.

L'objectif est de fournir un cadre méthodologique global commun et cohérent pour tous les types d'habitats agropastoraux relevant de la DHFF, sachant que des adaptations seront parfois nécessaires pour l'ajuster au contexte local.

¹ <http://inpn.mnhn.fr/telechargement/documentation/natura2000/evaluation>

L'évaluation de l'état de conservation des habitats au niveau d'un site Natura 2000 revêt deux intérêts principaux :

- Le premier concerne la gestion d'un site. Il s'agit de disposer d'un cadre factuel pour diagnostiquer l'état des composantes d'un site Natura 2000, connaître son évolution et évaluer l'effet des mesures de gestion mises en œuvre ainsi que fournir des études scientifiques pour alimenter les comités de pilotage (COPIL). C'est à ce titre que l'évaluation de l'état de conservation fait partie du document d'objectif.
- Le second concerne la mise à disposition de données locales relativement homogènes afin de contribuer à la surveillance (article 11) et l'évaluation périodique nationale des habitats par zone biogéographique, prévue par l'article 17 de la DHFF, notamment pour le volet « couverture du réseau Natura 2000 » (cette évaluation comprend d'autres paramètres à apprécier à une échelle plus vaste).

1.2.1. *Définition de l'état de conservation favorable*

A l'échelle biogéographique, l'état de conservation d'un habitat naturel sera considéré comme « favorable » lorsque (art.1 de la DHFF) :

- son aire de répartition naturelle ainsi que les superficies qu'il couvre au sein de cette aire sont stables ou en extension,
- la structure et les fonctions spécifiques nécessaires à son maintien à long terme existent et sont susceptibles de perdurer dans un avenir prévisible,
- l'état de conservation des espèces qui lui sont « typiques » est favorable.

Il existe un lien entre les évaluations de l'état de conservation à l'échelle biogéographique et celles à l'échelle du site, c'est pourquoi la démarche européenne pour l'évaluation stipulée par l'article 17 de la DHFF sert de cadre, et les grandes lignes des définitions données sont conservées lorsqu'elles s'adaptent à l'échelle du site. On évaluera **la structure et le fonctionnement** de l'habitat, les **altérations** qu'il subit, et les **évolutions de sa surface** au sein du site, qui sont les grands paramètres retenus dans les différentes méthodes déjà mises en place pour les habitats forestiers (Carnino, 2009), les habitats marins (Lepareur, 2011) et les habitats dunaires non boisés de la façade atlantique (Goffé, 2011).

L'état de conservation résulte de la comparaison entre l'état observé et un état favorable théorique. Cette approche présente des limites mais constitue le cadre normatif dans lequel se positionne ce travail.

1.2.2. L'état de référence

Une valeur de référence est définie comme une valeur seuil, au-dessus de laquelle l'habitat est considéré comme en état de conservation favorable. L'état de conservation d'un habitat peut se situer le long d'un gradient allant d'un habitat fortement détérioré à un habitat jugé en bon état de conservation (Figure 2). Tout comme il existe différents états dégradés, il existe également différents états de conservation qu'on peut juger comme favorables, c'est pourquoi une valeur de référence sera définie au regard d'un paramètre considéré.

Si l'état de conservation est considéré comme un gradient allant du mauvais au favorable, il existe intrinsèquement **un optimum de manière théorique**, néanmoins **l'état de référence mis en évidence grâce à une valeur-seuil constitue la mise en application pragmatique de cette notion**.

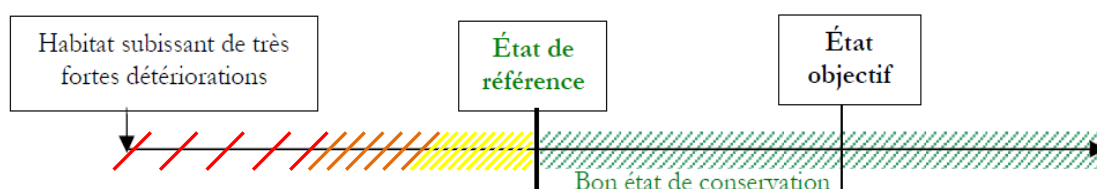


Figure 2 : Positionnement du bon état de conservation le long d'un gradient de l'état de conservation

1.3. Choix méthodologiques pour toutes les méthodes à l'échelle du site

Dans un souci de cohérence et d'harmonisation méthodologique, nous avons conservé la même approche de notation finale graduelle dégressive de l'état de conservation appliquée dans la méthode forestière (Carnino, 2009). Celle-ci permet de mettre en avant de manière indépendante les critères dont l'évaluation est bonne ou mauvaise, et de les hiérarchiser entre eux selon leur importance. Cette approche est progressive, une note permet de situer l'habitat de manière plus précise au sein d'une « catégorie » d'état de conservation. L'évaluation est donc fine et permet de mieux adapter les efforts à fournir en faveur de la restauration ou du maintien dans un état de conservation favorable. Également, cela favorisera les efforts de gestion effectués entre les évaluations.

Cette méthode consiste à évaluer l'état de conservation d'un habitat naturel en comparant l'entité observée (le type d'habitat à évaluer) à une (ou des) entité(s) de référence pour ce type d'habitat. Cette comparaison se fait par l'étude de diverses caractéristiques de l'habitat (critères) à l'aide d'indicateurs (variables qualitatives ou quantitatives à mesurer) pertinents, simples et pragmatiques, et ceci au niveau de l'habitat générique (dans une optique de cohérence avec la demande communautaire d'évaluer les habitats génériques au titre de l'article 17 de la DHFF). L'état de conservation est obtenu en comparant les valeurs des indicateurs obtenues par habitat à des valeurs seuils. Selon les écarts avec ces valeurs seuils, une note est attribuée à chaque critère,

en retirant de la note de 100 chacune de ces valeurs, on obtient une note finale, et l'état de conservation est obtenu en reportant cette note sur un axe de correspondance (Carnino, 2009) (Figure 3) :

Critère	Valeurs-seuils	Note
A	$0 < A < 3$	0
	$3 < A < 6$	-5
	$6 < A < 9$	-10
B	$100 \% < B < 80 \%$	0
	$80 \% < B < 20 \%$	-10
	$20 \% < B < 0 \%$	-20
C	$C > 10$	0
	$C < 10$	-15
Note finale		$100 - 0 - 20 - 15 = 65$

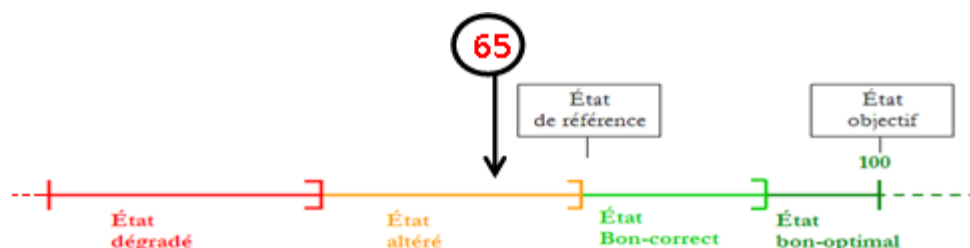


Figure 3 : Axe de correspondance note / état de conservation pour les habitats

La différenciation entre l'état de référence et l'état objectif permet aussi la mise en place d'indicateurs dont la note associée peut être positive.

Cette méthode doit s'appuyer sur des indicateurs qualitatifs et quantitatifs (lorsque c'est possible), simples et en nombre restreint. Les méthodes d'inventaire et de suivi permettant la récolte des données doivent être aisées, demander peu de compétences et être peu coûteuses en temps. Ceci est primordial si l'on veut que cette méthode soit réellement appliquée sur le terrain, et le plus régulièrement possible. L'utilisation d'une méthode commune permet d'homogénéiser les approches d'un site à l'autre et d'un type d'habitat à l'autre, ce qui facilite les comparaisons et l'agrégation des données en vue d'une utilisation nationale.

1.4. Choix méthodologiques

La méthode d'évaluation de l'état de conservation résultant de cette étude est envisagée comme **un outil évolutif à l'usage du gestionnaire**, non pas comme une méthode fixe à objectif unique. L'évaluation de l'état de conservation et les données récoltées nécessaires à cette analyse

sont des informations dont l'utilité ne doit pas être réduite uniquement à une réponse à la question 'Quel est l'état de conservation de cet habitat au niveau du site ?'.

En plus d'être un outil d'aide à la gestion, cette méthode pourra permettre une évaluation et une mise en valeur des efforts de gestion, ainsi qu'un partage des connaissances entre opérateurs. L'objectif de cette étude est également la participation de la méthode d'évaluation (ainsi que certains résultats de l'étude) à d'autres projets portés par les structures opératrices, selon leurs besoins et les réseaux de surveillance ou inventaires déjà mis en place.

Il existe une grande disparité entre les données disponibles selon les sites, mais également entre le temps que chaque opérateur peut accorder à la récolte de données sur le terrain. C'est pourquoi sur différents critères nécessitant des données naturalistes, nous avons essayé de mettre en place dans la mesure du possible **des alternatives dans le choix des différents indicateurs pour le même critère**. Ceci permet à chaque opérateur de choisir selon le temps dont il dispose et les données auxquelles il peut avoir accès, l'indicateur qu'il va renseigner (par exemple, pour le critère 'Lépidoptères diurnes', nous avons fait un premier indicateur basé sur la couleur des papillons, et un deuxième basé sur la détermination des espèces à vue) (cf. § 3.1.2.1).

Notre objectif est d'élaborer une méthode standardisée sur tout le territoire français métropolitain, au niveau de l'habitat générique, basé sur le manuel d'interprétation des habitats de l'Union européenne EUR27 (European Commission, 2007). Il existe une grande variabilité entre les différents habitats élémentaires d'un même habitat générique ainsi qu'une forte variabilité d'un même habitat entre les régions, c'est pourquoi pour certains critères, il est difficile de s'adapter de manière précise à la réalité du terrain. Pour certains d'entre eux, nous avons décliné les indicateurs à une échelle plus localisée (par exemple l'indicateur 'gros coléoptères exigeants' pour le critère 'coprophages'), mais c'est un travail qui devra être fait aussi à une échelle très locale. C'est pourquoi nous avons également envisagé cette méthode comme proposant **un cadre commun** à tous les sites, auquel on peut ajouter des indicateurs spécifiques selon le contexte, l'historique du site et les méthodes et données déjà récoltées.

La définition de chaque habitat générique dans le manuel d'interprétation des habitats de l'Union européenne EUR27 (European Commission, 2007) est basée sur la classification phytosociologique, et donc caractérisée principalement par la floristique. Toutefois, nous avons tenu à utiliser d'autres taxons pour l'évaluation, le bon état de conservation d'un habitat étant aussi lié à tous les autres groupes taxonomiques participant à son fonctionnement, et pas uniquement à ceux permettant de le définir. Cela permet également la mise en lumière de groupes taxonomiques peu connus mais dont la participation à l'évaluation de l'état de conservation est néanmoins importante.

2. Les habitats agropastoraux

2.1. Notion d'habitats agropastoraux

2.1.1. Définition

L'ensemble des végétations herbacées ou frutescentes des pelouses, de prés, de prairies, de garrigues et de landes constituent des espaces qui sont souvent associés aux activités pastorales en France.

En l'absence d'interventions humaines, les habitats de pelouses et de landes occupent naturellement les espaces laissés libres par la forêt. Il s'agit le plus souvent de milieux permanents où les contraintes climatiques et édaphiques empêchent l'installation d'essences ligneuses, réalisant un blocage de la dynamique. On retrouve de telles conditions sur le littoral, aux altitudes élevées, et plus localement au niveau de situations géomorphologiques particulières : corniches, vires rocheuses, etc.

Il peut exister également des perturbations cycliques qui créent régulièrement des conditions propices à l'installation de végétations herbacées ou qui suppriment les premières implantations d'espèces préforestières primaires. La dynamique fluviale favorise également l'installation d'habitats herbacés, même si l'aménagement des régimes fluviaux en a réduit considérablement les surfaces. Enfin, certaines perturbations accidentelles (éboulements, incendies, etc.) permettent l'installation provisoire et de manière plus ou moins temporaire de communautés herbacées.

L'ensemble de ces habitats non forestiers associés à des perturbations dont l'origine n'est pas anthropique constitue des habitats primaires. Mais ces espaces constituent également des zones d'exploitation pastorale, on peut y voir le broutage naturel d'herbivores sauvages, ou bien du pastoralisme d'estives, de parcours fluviaux ou de prés salés. Ce pastoralisme, à caractère souvent plus ou moins extensif induit néanmoins des modifications structurales et floristiques souvent importantes des habitats primaires.



Photo 1 : Les activités agropastorales ont modelé le paysage (La Godivelle (63), © L. Maciejewski)

Ce sont les cortèges de ces habitats primaires qui constituent les réservoirs de biodiversité à l'origine des communautés secondaires (Bensettiti *et al.* (coord.), 2005).

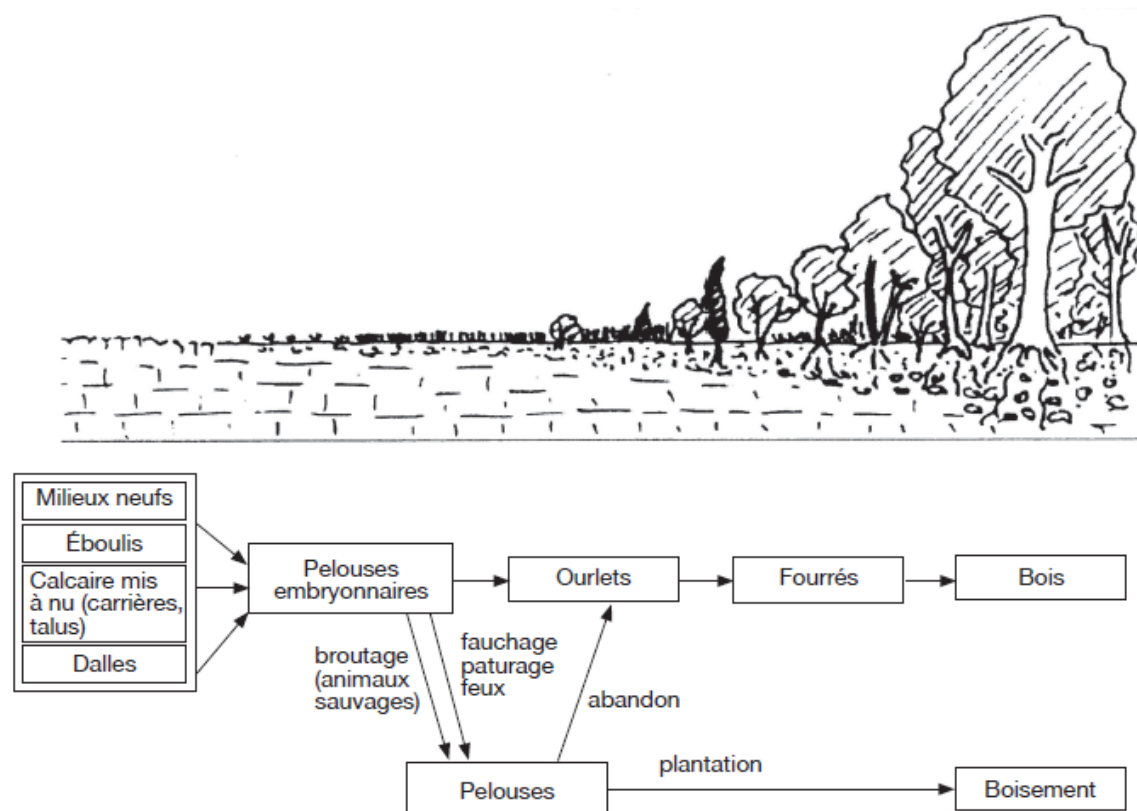


Figure 4 : Dynamique des végétations calcicoles d'Europe occidentale (modifié d'après Maubert *et al.*, 1995 in Piqueray et Mahy, 2010)

En France, la formation climacique qui couvre une grande majorité du territoire est la forêt. Le développement de l'agriculture et de l'élevage au cours des siècles a ouvert des espaces initialement forestiers aux habitats herbacés et sous-frutescents. Ces activités agricoles, en créant de nouveaux espaces ouverts au sein des forêts et de nouvelles niches écologiques par des perturbations artificielles, ont permis la migration, l'installation et le maintien de communautés herbacées et sous-frutescentes sous climax forestier. Au cours des siècles d'exploitation pastorale, de nouveaux génomes ont été sélectionnés, de nouveaux taxons et de nouveaux habitats adaptés aux pratiques pastorales agricoles se sont peu à peu différenciés (Bensettiti *et al.* (coord.), 2005) (Photo 1).

Il est également notable que parallèlement à cette phase de diversification, les fluctuations et les évolutions des pratiques agropastorales ont considérablement modulé ces espaces pastoraux secondaires (Bensettiti *et al.* (coord.), 2005) :

- intensification et constitution d'habitats semi-naturels de faible diversité voire substitution par des habitats prairiaux totalement artificiels,
- inversement, l'abandon progressif de pratiques suite à la déprise agricole a permis à la colonisation ligneuse de reprendre son cours.

Finalement, ces processus dynamiques et les fluctuations de l'activité pastorale ont induit des paysages en mosaïque, à forte diversité structurale et dont l'évolution n'est pas toujours prévisible (Figure 4).

Les habitats agropastoraux en France sont pour la grande majorité des habitats secondaires, pour lesquels les activités agropastorales sont indispensables à leur maintien. Nous avons décidé de considérer **les pratiques de gestion comme des facteurs de l'environnement agissant sur le fonctionnement** de l'habitat (Rykiel, 1985 ; Blandin, 1986 ; Van Andel et Van der Bergh, 1987 ; Fresco et Kroonenberg, 1992 ; in Balent *et al.*, 1993). Les facteurs de l'environnement sont donc composés des conditions écologiques et des pratiques de gestion (Figure 5).

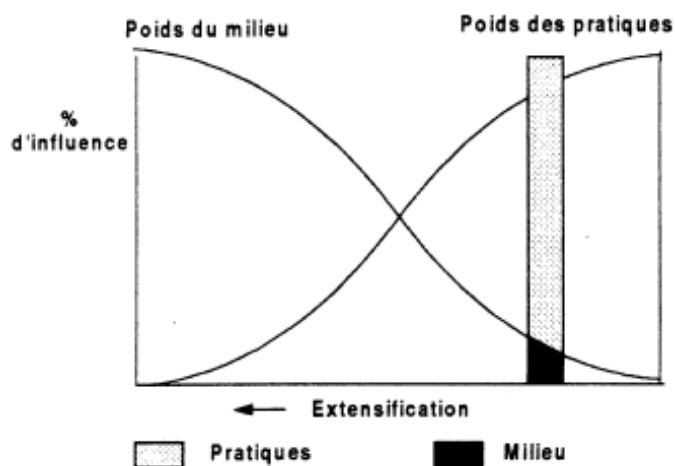


Figure 5 : Influence respective du milieu et des pratiques sur la dynamique de la végétation (Balent *et al.*, 1993)

Pour un habitat, il peut exister **diverses pratiques** (et historiques de pratiques) **ainsi que divers contextes qui peuvent amener au même état de conservation** ; l'intérêt de la mise en place d'une méthode d'évaluation de l'état de conservation destinée aux opérateurs de site Natura 2000 est également **d'élaborer un outil d'aide à la décision permettant une description du milieu**, qui devra ensuite être associée à des **préconisations de gestion** selon le contexte du site, et le contexte socio-économique de la région.

2.1.2. Mosaïque d'habitats

Les milieux agropastoraux sont souvent présents sous forme de mosaïques d'habitats élémentaires, eux-mêmes s'inscrivant dans d'autres complexes d'habitats (Photo 2). Ces écosystèmes constituent à la fois de véritables entités et des unités de gestion à l'échelle des problématiques agropastorales, dont l'historique de gestion à cette échelle a également des répercussions sur le fonctionnement global. Ce niveau d'échelle d'organisation d'habitats est aussi celui auquel se raisonne en partie la diversité des habitats et de ses composantes biologiques.

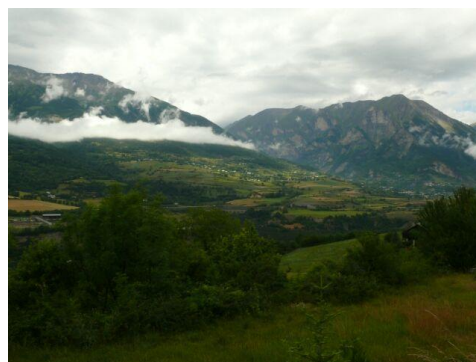


Photo 2 : Mosaïque d'habitats agropastoraux à Chateauroux-les-Alpes (05) (© R. Puissauve)

2.2. Choix typologiques et habitats concernés par l'évaluation

2.2.1. *Référentiel*

Publiée officiellement en 1991 pour les douze pays de l'Union européenne, et complétée en 1996 avec l'élargissement de l'Europe, la typologie CORINE Biotopes a été élaborée par le Conseil de l'Europe (Deville *et al.*, 1991) dans le but de produire un standard européen de description hiérarchisée des milieux naturels. La classification est essentiellement basée sur une typologie phytosociologique.

Dans le cadre de la mise en œuvre de la DHFF, les habitats de l'annexe I ont été extraits de CORINE Biotopes avec un système de codification complémentaire dans le manuel d'interprétation des habitats d'intérêt communautaire EUR 15, devenue depuis EUR 27 (European Commission, 2007). Avec la rédaction des cahiers d'habitats agropastoraux (Bensettiti *et al.* (coord.), 2005), la France a précisé la description des habitats du manuel européen en intégrant des aspects de gestion. Les différents habitats génériques ont été déclinés en habitats élémentaires pour mieux tenir compte de la diversité (variabilité écologique, gestion, etc.) qui peut exister au sein d'un même habitat générique.

2.2.2. *Habitats concernés par l'étude*

Le but est de mettre en place une méthode pour tous les habitats agropastoraux, ce qui correspond à l'ensemble des habitats présents dans les cahiers d'habitats agropastoraux (volumes 1 et 2) (Bensettiti *et al.* (coord.), 2005). Néanmoins il existe une telle diversité d'habitat, dont les facteurs écologiques peuvent être assez éloignés, qu'une seule méthode ne peut être mise en place pour tous les habitats réunis, des protocoles différents devront être mis en place selon les cas. C'est aussi pourquoi nous avons restreint notre étude pour cette première version à quelques habitats. Nous en avons sélectionné trois :

- 6210 - Pelouses sèches semi-naturelles et faciès d'emboisement sur calcaires (*Festuco-Brometalia*) [*sites d'orchidées remarquables]
- 6510 - Pelouses maigres de fauche de basse altitude
- 6520 - Prairies de fauche de montagne

Le 6210 - Pelouses sèches semi-naturelles et faciès d'emboisement sur calcaires (*Festuco-Brometalia*) et le 6510 - Pelouses maigres de fauche de basse altitude sont les plus répandus en terme de surface dans les sites Natura 2000 français (Tableau 1) ce qui nous a amené à les traiter en premier. Nous avons également ajouté le 6520 qui est traité conjointement avec le 6510. **Nous traitons ainsi 45 % des surfaces d'habitats agropastoraux (hors landes et fourrés) en site Natura 2000.**

Tableau 1 : Les habitats agropastoraux d'intérêt communautaire (hors landes et fourrés) dans les sites Natura 2000 (source : base Natura 2000 septembre 2011)

Nom valide	Code EUR27	Nombre de sites concernés	Surface en site Natura 2000 (ha)
Pelouses sèches semi-naturelles et faciès d'embuissonnement sur calcaires (<i>Festuco-Brometalia</i>)	6210	481	109 692
Pelouses maigres de fauche de basse altitude (<i>Alopecurus pratensis</i> , <i>Sanguisorba officinalis</i>)	6510	341	97 056
Pelouses calcaires alpines et subalpines	6170	101	86 938
Mégaphorbiaies hygrophiles d'ourlets planitiaires et des étages montagnard à alpin	6430	531	44 942
Formations herbeuses à <i>Nardus</i> , riches en espèces, sur substrats siliceux des zones montagnardes (et des zones submontagnardes de l'Europe continentale)	6230	169	38 574
Parcours substeppiques de graminées et annuelles des <i>Thero-Brachypodietea</i>	6220	94	36 564
Prairies à <i>Molinia</i> sur sols calcaires, tourbeux ou argilo-limoneux (<i>Molinion caeruleae</i>)	6410	315	24 263
Prairies de fauche de montagne	6520	118	24 045
Pelouses pyrénéennes siliceuses à <i>Festuca eskia</i>	6140	28	22 457
Pelouses rupicoles calcaires ou basiphiles du <i>Alyso-Sedion albi</i>	6110	150	7 136
Pelouses calcaires de sables xériques	6120	32	4 652
Prairies humides méditerranéennes à grandes herbes du <i>Molinio-Holoschoenion</i>	6420	37	4 370
Prairies alluviales inondables du <i>Cnidion dubii</i>	6440	7	3 623
Pelouses boréo-alpines siliceuses	6150	8	1 288
Pelouses calaminaires du <i>Violetalia calaminariae</i>	6130	4	138

Cas de l'habitat élémentaire 6510-7 : Prairies fauchées collinéennes à submontagnardes eutrophiques

Les pelouses maigres de fauche de basse altitude (6510) ont été déclinées en sept habitats élémentaires dans les cahiers d'habitats agropastoraux (Bensettiti *et al.* (coord.), 2005). Elles sont considérées dans cet ouvrage comme des pelouses mésophiles, au même titre que les prairies de fauche de montagne (6520).

Pour rappel, il y a opposition entre prairies méso(eu)trophiles (*Brachypodio-Centaurion*, *Colchico-Arrhenatherenion*, *Centaureo-Arrhenatherenion*, *Trisetio-Polygonion*) et prairies eutrophiles (*Rumici-Arrhenatherenion*). Les indicateurs structuraux, floristiques et fonctionnels d'une prairie mésotrophique en bon état de conservation sont en effet quasiment antinomiques de ceux d'une prairie eutrophique. Il n'apparaît donc pas possible



Photo 3 : Prairie de fauche eutrophile dans le site Natura 2000 « Artense » (© L. Maciejewski)

de les traiter de la même manière à l'échelle du code générique (Figure 6).

Le fait que les cahiers d'habitats décrivent une prairie eutrophile n'en fait pas pour autant un habitat dont l'état de conservation tel qu'il est décrit dans cet ouvrage est bon. Nous avons considéré que les prairies de fauche en bon état de conservation au titre de la biodiversité (et non sur des considérations agronomiques) sont celles qui appartiennent au niveau méso(eu)trophile, et que par conséquent **les prairies de fauche eutrophiles (Photo 3) constituent un mauvais état de conservation de l'habitat « prairies de fauche ».**

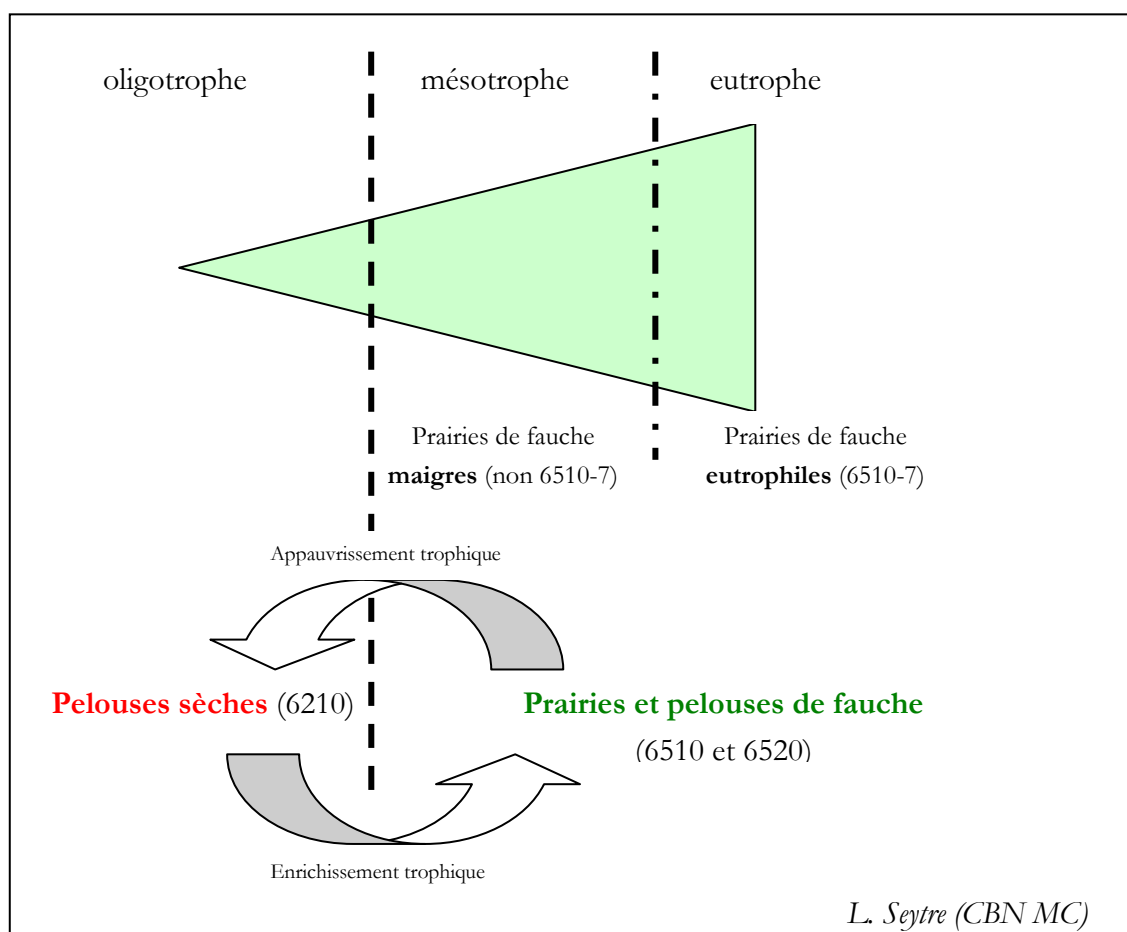


Figure 6 : Positionnement des pelouses et prairies de fauche sur le gradient trophique

2.2.3. Échelle(s) d'évaluation

L'objectif premier de cette méthode est le renseignement au sein des documents d'objectif de l'état de conservation de chaque habitat par site Natura 2000. Néanmoins, les informations à relever pour évaluer l'état de conservation d'un habitat se font pour la majorité des indicateurs au niveau de l'unité d'échantillonnage, **il est donc possible d'avoir une évaluation de l'état de conservation de l'habitat sur chaque unité d'échantillonnage considérée.**

Il existe différents niveaux d'échelle de récolte de données et donc d'analyse, qui dans le cadre d'un outil d'aide à la gestion peuvent constituer autant d'échelles d'évaluation de l'état de conservation (Figure 7).

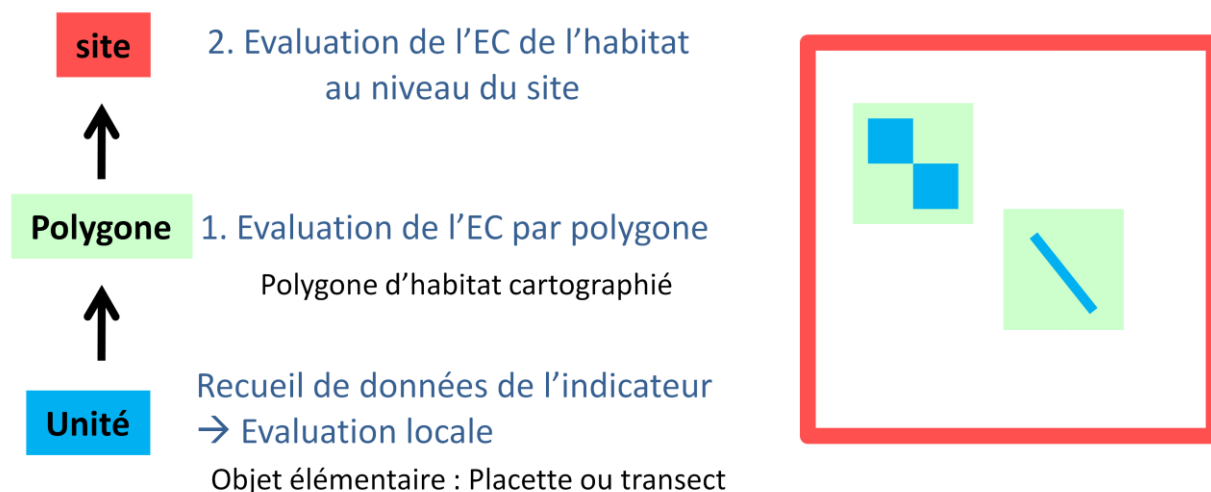


Figure 7 : Différentes échelles d'évaluation de l'état de conservation

L'unité d'échantillonnage peut être la placette ou le transect, le polygone correspond au polygone d'habitat cartographié, et le site aux limites du site Natura 2000 (ou tout autre espace protégé).

Il est important de faire remarquer que la demande réglementaire stipule que l'on doit faire une évaluation de l'état de conservation à l'intérieur des limites du site, mais elles ne s'adaptent pas toujours à l'évaluation de certains indicateurs, c'est une question qui a déjà été soulevée pour la méthode concernant les habitats forestiers (l'évaluation de la capacité de régénération de l'habitat s'avère compliquée quand les limites du site ne correspondent pas aux frontières du plan de gestion appliqué à la forêt). Éventuellement lorsque les informations sont disponibles, il est envisageable d'élargir la zone évaluée par indicateur afin d'avoir une meilleure cohérence écologique des résultats.

3. Méthode

Cette étude s'est déroulée en trois grandes étapes : la réalisation d'une première liste d'indicateurs la plus complète possible à partir d'une synthèse bibliographique mais également de nouveaux travaux réalisés en collaboration avec nos partenaires (CBN Alpin, CBN Massif Central, Université de Montpellier 3), puis la récolte de données sur le terrain nous permettant ensuite grâce à des analyses statistiques d'établir la liste finale d'indicateurs.

3.1. Élaboration de la première liste d'indicateurs

3.1.1. Synthèse bibliographique

La première étape est la réalisation d'un état de l'art sur notre problématique. Nous avons recherché toutes les méthodes utilisées en France ou en Europe pour évaluer l'état de conservation des habitats auxquels nous nous intéressons, ce qui a abouti à un tableau de synthèse des critères et indicateurs les plus usités. A ceci s'est ajoutée une recherche approfondie dans la littérature scientifique concernant les caractéristiques principales des habitats, leurs facteurs écologiques les plus déterminants, ainsi qu'une recherche des pratiques et efforts de gestion les plus communs sur ces types de milieux (Figure 8).

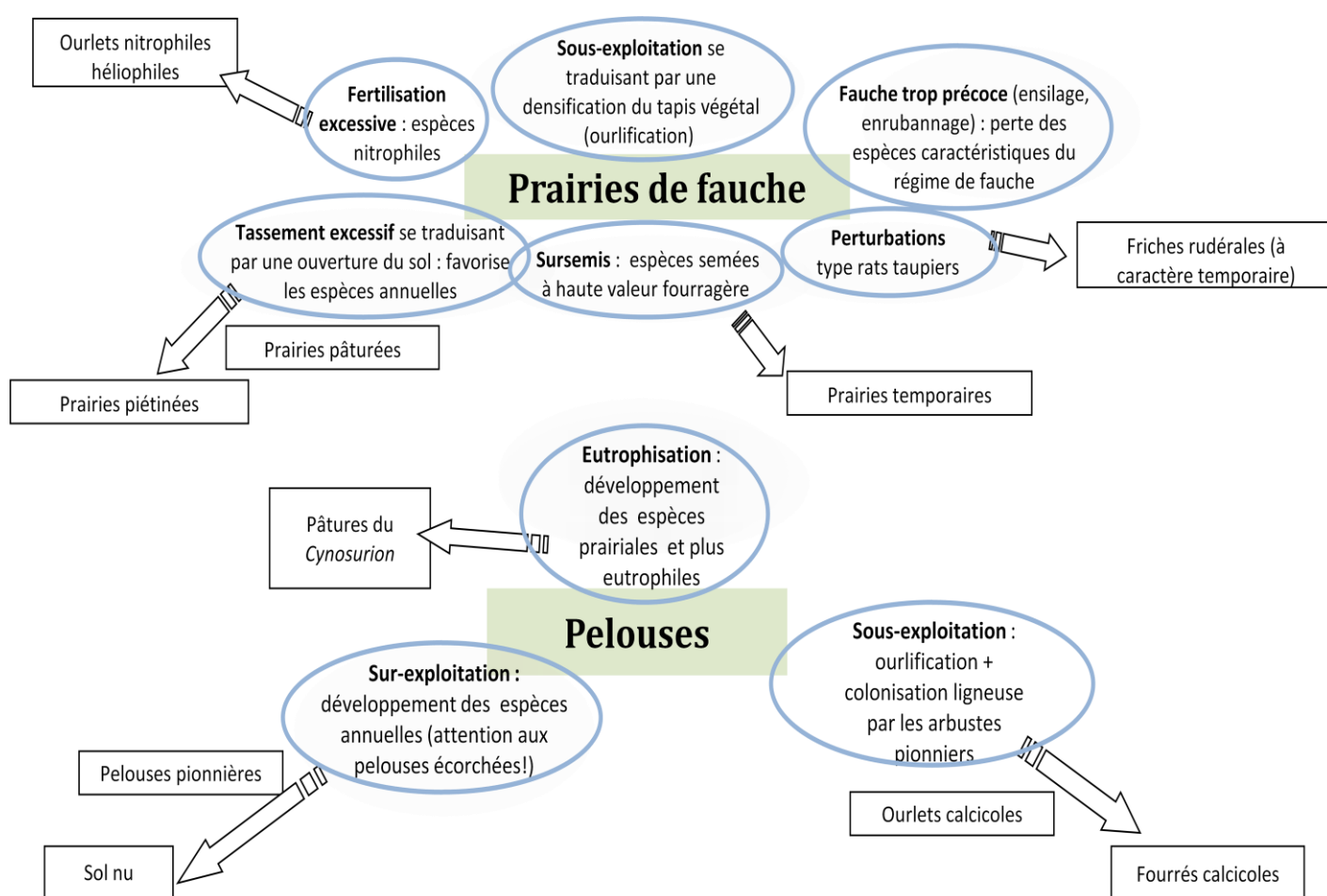


Figure 8 : Dynamique et évolution des habitats de pelouses et prairies d'intérêt communautaire (Seytre et Van Es, comm. pers.)

3.1.2. Nouveaux indicateurs

La synthèse bibliographique a mis en avant un certain nombre de critères pertinents et nécessaires à l'évaluation de l'état de conservation. Néanmoins, nous avons mis en évidence certains manques et éventuellement de nouveaux paramètres que nous souhaitons mettre en évidence. C'est pourquoi nous avons voulu proposer de nouveaux outils et nous nous sommes

notamment intéressés à des processus ou facteurs pas toujours pris en compte impliquant des taxons participant rarement à l'évaluation, ou à de nouvelles méthodes.

3.1.2.1. *Lépidoptères diurnes*

Les Lépidoptères diurnes (Photo 4) ont des cycles de vie courts et ils réagissent rapidement aux changements environnementaux (Mortimer *et al.*, 1998), ils sont considérés comme des espèces-parapluie (les efforts de conservation de ces espèces vont permettre la conservation de bien d'autres espèces) et des indicateurs de la qualité de l'habitat (New, 1997 ; in Polus *et al.*, 2007), c'est pourquoi l'inclusion de ce groupe taxonomique dans l'évaluation de l'état de conservation des prairies et pelouses est pertinent.

L'étude menée par Polus *et al.* en 2007 montre que l'appauvrissement des communautés de Lépidoptères diurnes des pelouses calcaires correspond aux changements drastiques et simultanés dans la structure du paysage et la disponibilité des habitats, largement dus à l'abandon des techniques agropastorales traditionnelles. Mais dans une autre étude, Thomas *et al.*, en 2001 ont montré que c'est la qualité de l'habitat qui est prépondérant dans l'explication de la persistance des populations et de leur répartition dans le paysage, plus que la surface du site et son isolement.



Photo 4 : *Plebejus argus* (© R. Puissauve)

C'est donc la qualité de l'habitat, la surface et l'isolement des patches qui sont les facteurs explicatifs de la densité et de la distribution des espèces de Lépidoptères diurnes, mais pour le moment **aucun consensus n'a été trouvé quant au facteur explicatif prépondérant.**

Plus précisément en ce qui concerne la qualité de l'habitat, les Lépidoptères diurnes inféodés aux milieux prairiaux oligotrophiques et mésotrophiques sont des indicateurs du degré d'anthropisation du milieu. L'augmentation depuis les années 50 de l'utilisation des fertilisants et la surproduction de fumier par des troupeaux de bétail surdimensionnés ont amené un fort déclin de la distribution de ces espèces (van Swaay, 1990 ; Léon-Cortés *et al.*, 1999 ; Van Es *et al.*, 1999 in Maes et Van Dyck, 2001). Donc lorsque l'amendement augmente ou que le pâturage augmente (augmentation du niveau trophique par l'augmentation de dépôt d'excréments), les effectifs et la diversité spécifique des Lépidoptères diurnes inféodés aux formations sèches et prairies de fauche diminuent.

En collaboration avec Pascal Dupont (MNHN/SPN), nous avons voulu mettre en place deux indicateurs basés sur les Lépidoptères diurnes. En effet, la détermination des espèces de Lépidoptères est une compétence assez rare, nous avons donc établi un indicateur basé sur les couleurs des papillons observées, en plus de celui basé sur le relevé exhaustif des espèces. Une fiche en annexe 2 explique en détails ces indicateurs.

3.1.2.2. *Coprophages*

Dans les écosystèmes pâturés (pelouse ou prairie de fauche pâturée en regain), les apports au sol de la matière organique proviennent des débris produits par la végétation (chute des feuilles, lyse des racines, etc.) mais aussi des restitutions du bétail. Le pâturage accélère les processus de recyclage de la production primaire car les bouses sont en majeure partie constituées d'éléments organiques déjà transformés. **Le fonctionnement de l'écosystème est amélioré lorsque les excréments sont rapidement dilacérés et enfouis par les coprophages** (Lumaret, 1995 ; Lumaret et Kadiri, 1995 in Dupont et Lumaret, 1997).

Lorsque les bouses sont enfouies sous une forme fractionnée, elles contribuent à modifier la structure du sol en augmentant sa stabilité et sa capacité de rétention de l'eau au bénéfice de la végétation qui profite de la minéralisation rapide de cette matière organique (Bornemissza et Williams, 1970 ; Fincher *et al.*, 1981 ; Wicklow *et al.*, 1984 ; Kabir *et al.*, 1985 ; Rougon *et al.*, 1988 ; in Dupont et Lumaret, 1997).

Les excréments déposés au sol occupent une certaine surface. Celle-ci peut devenir importante si les bouses s'accumulent, diminuant directement ou indirectement (par la constitution des refus) les surfaces pâturables (Waterhouse, 1974 in Dupont et



Photo 5 : *Anoplotrupes stercorosus* (© J. Touroult)

Lumaret, 1997). L'ensemble des processus permettant l'élimination des bouses et évitant la formation de refus permettent de maintenir la fertilité des pâturages.

Les coprophages (présence et activités) étant des espèces qui jouent un rôle important dans les mécanismes de circulation de la matière organique morte (nécromasse), sont apparus comme un bioindicateur particulièrement intéressant. Ce groupe taxonomique est aussi une ressource alimentaire pour beaucoup d'autres espèces. Différentes méthodes pour évaluer l'état de conservation de ce critère ont été envisagées à l'occasion d'une rencontre entre Pierre Jay-Robert et Jean-Pierre Lumaret (Université Montpellier 3) et le SPN. Nous avons également décliné ce critère en plusieurs paramètres, car la reconnaissance et la détermination des espèces de coprophages sont des compétences également rares.

L'objectif de l'utilisation des coprophages dans ce protocole est aussi de participer à la mise en valeur de ce groupe taxonomique trop souvent négligé, de mettre en évidence son importance dans le fonctionnement de ce type d'écosystème.

On distingue trois principaux types de comportement alimentaire et nidificateur parmi les coléoptères coprophages (Errouissi, 2004 et Hanski et Cambefort, 1991) :

- La guilde des résidents (Endocoprides) dont la nutrition, la ponte et le développement larvaire se déroulent intégralement dans les excréments. C'est la famille des *Aphodiidae*.
- La guilde des rouleurs (Télécoprides) est représentée par la famille des *Scarabaeinae*. Les adultes prélèvent des excréments, les façonnent et les roulent avant de les enterrer plus loin pour leur nutrition et celle de leurs larves.
- La guilde des fouisseurs (Paracoprides), dont font partie les *Geotrupidae* (Photo 5) et les *Coprinae*, enterrent les excréments sous les fèces dans un réseau de galeries. Ils amassent la matière fécale pour se nourrir et pour pondre.

Les bousiers jouent un rôle sanitaire important. Le brassage qu'ils réalisent entraîne la destruction des œufs (Lumaret, 1986 in Dupont et Lumaret, 1997) et des larves de parasites du bétail, limitant la réinfestation des animaux domestiques.

Leur absence est aussi préjudiciable au niveau :

- de l'absence de décomposition qui entraîne une immobilisation de la matière organique et des éléments minéraux contenus dans les fèces, perturbant le cycle de l'azote ;
- des zones de déjections qui constituent rapidement des zones de refus (espèces nitrophiles, ligneux) ;
- de l'augmentation de surface non pâturées. Les animaux refusent de paître à proximité de leurs fèces (Agreil, 2008).

La fiche en annexe 3 décline en détails chaque indicateur.

Cette prise en compte va également dans le sens de Dutoit (1996) qui conseille que les systèmes de gestion conservatoire mis en place pour la conservation biologique des pelouses calcicoles riches en plantes et en invertébrés doivent aussi préserver la diversité des communautés de macrofaunes du sol par la réalisation de systèmes de gestion tournants.

3.1.2.3. *Listes floristiques*

La flore (Photo 6) est un compartiment indispensable à prendre en compte pour évaluer l'état de conservation des prairies et pelouses, car elle est intégratrice des conditions écologiques et des perturbations appliquées au milieu. L'opérationnalité de la méthode et sa reproductibilité sont

deux éléments essentiels dans la réflexion, c'est pourquoi ils sont intervenus dès l'amont de l'étude. Dans un souci de simplification et d'appropriation de la méthode, nous avons décidé qu'il ne serait pas demandé à l'utilisateur de réaliser un relevé phytosociologique pour pouvoir répondre aux critères floristiques d'évaluation, car c'est une opération longue et pointue. C'est pourquoi nous avons réfléchi à différentes propositions :



Photo 6 : *Carduncellus mitissimus* (© R. Puissauve)

- La première a été la mise en place de listes d'espèces floristiques dont la présence/absence à relever est marqueur des facteurs de l'environnement (conditions écologiques ou pratiques de gestion). En effet, la mise en place de listes limite le nombre d'espèces dont la reconnaissance est requise. La limitation à la présence/absence limite un biais observateur mais aussi un biais lié à la période d'observation. La saisie des données est également facilitée, ainsi que leurs traitements. Il est important de noter qu'il est tout de même possible d'utiliser des relevés phytosociologiques déjà disponibles pour répondre à cet indicateur.
- La seconde proposition est l'utilisation de la méthode appelée 'prairies fleuries' avec la liste d'espèces nationale élaborée en 2011. Le concours national d'excellence agri-écologique 'prairies fleuries' est organisé par les Parcs naturels régionaux et les Parcs nationaux de France, et pour apprécier les qualités de la prairie, le concours se fonde sur des critères scientifiques et appropriables par tous : présence de fleurs facilement reconnaissables, indicatrices d'un bon équilibre agri-écologique et une estimation de la valeur agronomique de la parcelle qui ne nous intéresse pas ici. Les plantes ont été choisies afin de permettre une reconnaissance facile par des personnes qui ne sont pas expertes en botanique. Les plantes de la liste sont soit des espèces végétales identifiées, soit des groupes d'espèces ou des genres, et la méthode de relevé est simple : on parcourt transversalement la zone en l'ayant visuellement divisée en trois tiers et on relève le nombre d'occurrence dans la liste par tiers.

Cette réflexion a été menée en collaboration avec Laurent Seytre (CBN Massif Central) et Jérémie Van Es (CBN Alpin). La fiche en annexe 4 explique en détails comment élaborer les listes d'espèces floristiques, et la méthode 'prairies fleuries'.

3.2. Phase de terrain

3.2.1. Objectifs

Une synthèse bibliographique, et de nouveaux travaux de réflexion en collaboration avec différents organismes nous ont amené à l'établissement d'une première liste relativement large de critères et indicateurs pour évaluer l'état de conservation de nos habitats ; un comité de pilotage réunissant divers experts et gestionnaires a validé cette première version. Sur 4 sites dans 3 régions différentes, pendant 4 semaines, et accompagné par différentes structures partenaires (PN des Cévennes, CBN Massif Central, CBN Alpin) la récolte des données a permis de confronter les indicateurs à la réalité du terrain et de relever toutes les informations nécessaires à la mise en place (pertinence, choix et calibrage) des indicateurs lors de la phase d'analyse statistique des données. Également, notre objectif est de pouvoir confronter ces données à des évaluations de l'état de conservation effectuées à dire d'experts.

3.2.2. Protocole

Nous avons réalisé la phase de terrain en collaboration avec les CBN du Massif Central et Alpin ainsi que le PN des Cévennes au courant de l'été 2011 (Figure 9) :

- Frantz Hopkins (PN des Cévennes), Causses, 6 au 10 juin 2011 ;
- Laurent Seytre (CBN Massif Central), FR8301039 « Artense », FR8301040 et 1041 « Cézallier Nord et Sud », 13 au 17 juin 2011 ;
- Jérémie Van Es (CBN Alpin), FR9301502 « Steppique durancien et queyrassin », 20 juin au 1er juillet.

Les relevés d'espèces de Lépidoptères diurnes ont été réalisés avec l'aide de Renaud Puissauve et Pascal Dupont (MNHN/SPN).



Figure 9 : Sites tests lors de la récolte de données été 2011

Par point nous avons réalisé les relevés suivants (Tableau 2) :

- relevé phytosociologique,
- relevé couverture du sol,
- relevé présence espèces « prairies fleuries » (liste nationale),
- relevé de l'indicateur 'Lépidoptères diurnes' (relevé exhaustif des espèces ou relevé des couleurs des Lépidoptères diurnes en présence),
- relevé activité des coprophages (+ pose de pièges attractifs dans un site),
- avis d'expert sur les atteintes,
- avis d'expert sur l'état de conservation.

Tableau 2 : Nombre de relevés réalisés par site et type d'habitats

Sites	Habitats	Nombre de relevés
PN des Cévennes, Causses	PELOUSE	17
Sites N2000 « Artense » et « Cézallier Nord et Sud »	PRAIRIE	39
Site N2000 « Steppique durancien et queyrassin »	PELOUSE	34
Site N2000 « Steppique durancien et queyrassin »	PRAIRIE	36
Total		126

L'objectif était de stratifier le plan d'échantillonnage de sorte que tous les cas de figure puissent être rencontrés, avec un nombre de répliquats suffisant (Figures 10 et 11). Nous avons essayé de rencontrer le maximum de cas de figure différents.

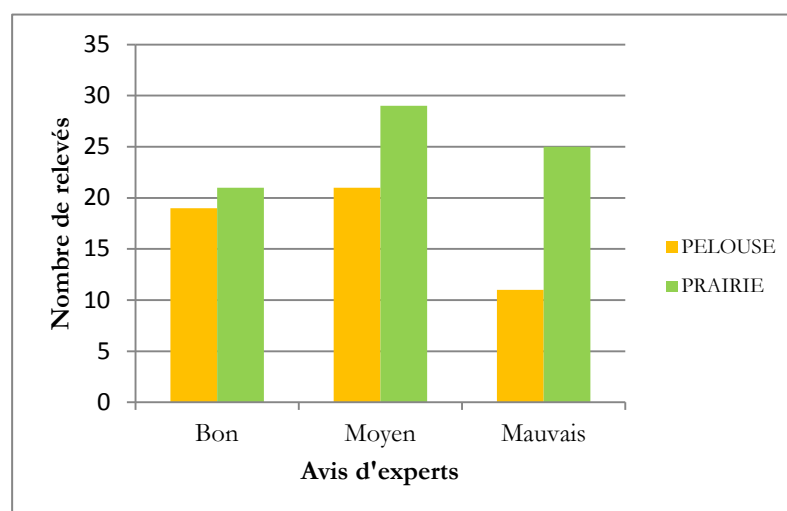


Figure 10 : Nombre de relevés réalisés par type d'habitat et état de conservation par avis d'experts

Avis d'experts	PELOUSE	PRAIRIE
BON		
MOYEN		
MAUVAIS		

Figure 11 : Etats de conservation par avis d'experts de pelouses et prairies (© L. Maciejewski)

3.3. Analyses statistiques

3.3.1. *Protocole*

Pour pouvoir exploiter les données, il faut traduire certains relevés en informations quantifiables, notamment les relevés phytosociologiques, c'est pourquoi nous avons choisi par exemple d'exploiter le ratio du nombre d'espèces observées d'une liste sur le nombre total d'espèces dans cette liste, la somme du recouvrement des espèces observées dans cette liste, et le nombre d'espèces observées dans cette liste. Le tableau brut de données a ainsi été réalisé.

La première étape est le **calibrage des indicateurs** pour les pelouses, ainsi que pour les prairies. Un indicateur est une variable explicative. La variable à expliquer doit être une donnée la plus objective possible, qui permet de mettre en évidence (ou non) la pertinence d'un indicateur, et éventuellement d'avoir une première idée des valeurs-seuils pour chaque indicateur. Pour cela on réalise une régression linéaire entre l'indicateur (variable explicative) et la variable à expliquer, puis on sélectionne les plus pertinents.

Afin de détecter les **indicateurs qui peuvent être redondants** entre eux, on réalise une régression linéaire entre indicateurs, ce qui nous permet de mettre en évidence leurs liens. Ces informations nous permettent d'affiner encore le choix des indicateurs. Cela peut éventuellement amener à **proposer différents choix d'indicateurs**, qui apportent la même information, mais dont la donnée se récolte différemment (exemple : pour les prairies, les indicateurs 'Prairies Fleuries' et 'Présences des espèces eutrophiles').

Enfin, la dernière étape est de **confronter à l'avis d'expert** le choix des indicateurs, valeurs-seuils et notes associées. Nous avons besoin d'une référence théorique (même si elle est subjective) afin de pouvoir avoir une estimation de la qualité de la méthode, le seul élément dont nous pouvons disposer est un avis donné par un expert sur l'état de conservation de la placette.

Nous faisons d'abord un choix de valeurs-seuils ainsi que des notes associées par indicateurs grâce à la littérature scientifique et à l'expérience de terrain ; puis grâce à un calcul automatique nous obtenons une note par placette, c'est elle qui est ensuite confrontée à l'avis d'expert par régression linéaire. Grâce à une boucle automatisée sur le logiciel statistique R© (R Development Core Team, 2008), nous avons pu faire varier ces valeurs-seuils et les notes associées jusqu'à trouver la combinaison la plus ajustée pour l'évaluation de l'état de conservation des habitats qui nous intéressent. Nous avons effectué une régression linéaire entre l'avis donné par les experts sur le terrain et la note résultant des indicateurs, et nous avons essayé de maximiser le R^2 (qui correspond au pourcentage de variabilité de l'avis d'expert expliqué par les notes résultant des indicateurs).

3.3.2. *Apport de l'approche statistique*

Dans la quatrième partie de ce rapport, nous présenterons nos résultats qui montrent une cohérence écologique entre les résultats des analyses statistiques et les connaissances sur l'écologie des milieux étudiés. Il nous est apparu important de mettre en avant les avantages de l'utilisation des statistiques dans le choix des indicateurs puis dans la mise en place des valeurs-seuils et notes associées. Se baser sur des données pour mettre en place les indicateurs permet de pouvoir s'adapter à toutes les échelles, pour décliner localement la méthode, un jeu de données sur la zone d'étude sera nécessaire, et pour standardiser la méthode à une échelle beaucoup plus large, un jeu de données le plus complet possible sur le territoire visé permettra de recalibrer les valeur-seuils à l'échelle considérée.

L'autre avantage très important des statistiques est la mise en évidence des redondances entre indicateurs, redondances partielles ou totales, nous permettant d'avoir une vision plus précise et documentée de chaque indicateur. Ces informations nous permettent de faire des choix, ce qui simplifie la méthode (et évite la multiplication inutile des critères) et de proposer plusieurs alternatives pour la mise en évidence d'une même information à travers différents indicateurs (ce qui laisse le choix à l'opérateur).

Néanmoins, nous n'avons pas récolté assez de données pour pouvoir calibrer tous les indicateurs de manière satisfaisante, c'est pourquoi certains ont été gardés car il a été jugé nécessaire et cohérent qu'ils fassent partie de la méthode par rapport aux connaissances actuelles concernant l'écologie des milieux étudiés. La prochaine récolte de données prévue au cours de l'année 2012 nous permettra de pallier à certaines lacunes.

4. Résultats

Pour chaque habitat on évalue les **évolutions de sa surface** au sein du site, les **altérations** qu'il subit et **la structure et le fonctionnement** qui sont les grands paramètres retenus dans les différentes méthodes déjà mises en place pour les habitats forestiers (Carnino, 2009), les habitats marins (Lepareur, 2011) et les habitats dunaires non boisés de la façade atlantique (Goffé, 2011). Nous présentons ici les indicateurs qui ont été conservés et certains qui ont été rejetés avec cette légende (Tableau 3) :

Tableau 3 : Légende des indicateurs retenus ou rejetés

Indicateur conservé	
Indicateur rejeté	
Indicateur qui n'a pas été retenu, mais dont l'information est prise en compte dans un autre indicateur	

Chaque choix est motivé. L'évaluation par indicateur est obtenue en comparant les valeurs obtenues sur le terrain à des valeurs seuils. Selon les écarts avec ces valeurs seuils, une note est attribuée à chaque critère (Figure 25). Pour les indicateurs retenus, un tableau synthétique présentera les valeurs-seuils retenues (avec un dégradé de couleur du vert au rouge - du bon au mauvais -), ainsi que l'information principale obtenue grâce à cet indicateur.

4.1. Surface de l'habitat

La perte d'habitat constitue la plus importante menace à long terme pour la survie des espèces et découle de trois processus principaux : la destruction de l'habitat, l'augmentation de la fragmentation et l'altération de la qualité de l'habitat. La fragmentation de l'habitat, qui se traduit par la formation de plusieurs petits fragments d'habitat spatialement isolés à partir d'un seul fragment continu, a pour conséquence la diminution de l'abondance, de la densité et de la diversité spécifiques, l'augmentation des effets de lisière et de l'isolement des fragments d'habitat restants (Vandewoestijne *et al.*, 2005).

Durant le siècle dernier, non seulement la surface recouverte dans la région Calestienne (Belgique) par les pelouses calcaires a diminué, et leur isolement a augmenté, mais le nombre de patches de pelouses calcaires dans le paysage a augmenté jusqu'en 1965, puis diminué, ce qui est un puissant marqueur de fragmentation (Polus *et al.*, 2007) (Figure 12). Cet exemple est

généralisable à la majeure partie de l'Europe. La perte de pelouses calcaires ainsi que l'augmentation de la fragmentation induisent une diminution de la surface et de la répartition de l'habitat, ainsi qu'une perte de connectivité et une fluctuation du nombre de fragment (Polus *et al.*, 2007). De plus, d'après Andrén (1994 in Polus *et al.*, 2007) et Fahrig (1997 in Polus *et al.*, 2007), les effets négatifs de la fragmentation sur les communautés d'espèces augmentent linéairement jusqu'à ce qu'il reste 20 à 30 % de la surface originelle de l'habitat.

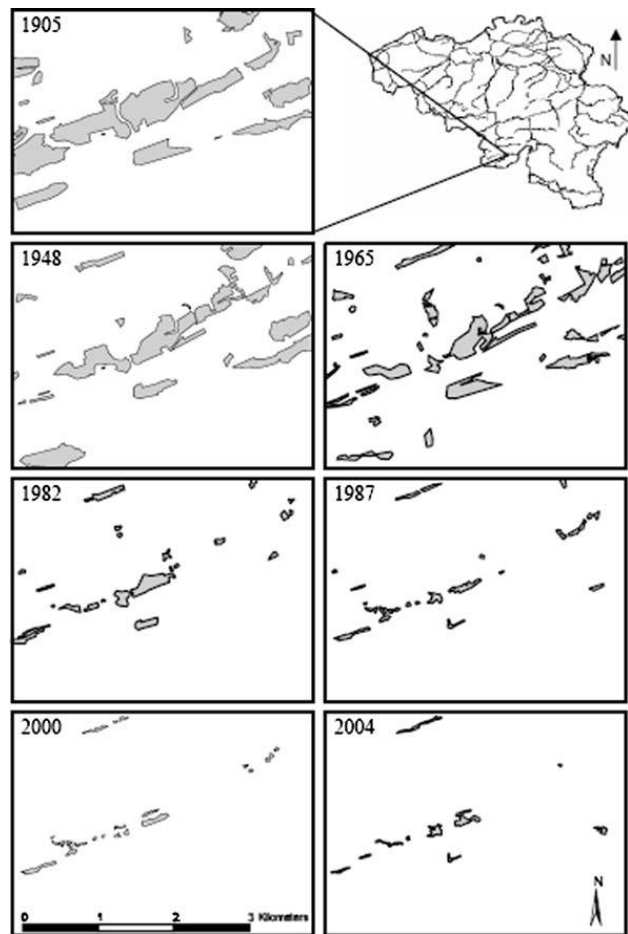


Figure 12 : Evolution dans le temps (1905-2004) des patches de pelouses calcaires dans la Calestienne en Belgique (source : Polus *et al.*, 2007)

Lors de la phase de terrain, il n'a pas été possible de récupérer les informations relatives à ce paramètre, c'est pourquoi la réflexion à ce sujet ne reste pour le moment que théorique.

4.1.1. *Surface couverte* ✓

L'évolution de la surface est un critère qui n'a pas été retenu pour tous les grands types d'habitats - il a été exclu pour les habitats forestiers (Carnino, 2009), mais il est important à évaluer pour les habitats prairiaux et pelousaires dont les surfaces recouvertes sont déjà faibles, et dont les changements de surface peuvent être rapides.

L'évaluation de l'évolution de la surface est rendue particulièrement difficile par le biais lié à la différence de qualité de la cartographie du même site entre deux dates (liée à l'amélioration des méthodes, ou à l'effet observateur, etc.). De plus, le réseau Natura 2000 étant très récent, il n'existe en général qu'une seule cartographie à une date donnée. C'est pour cela qu'une estimation de la tendance est préférée. La référence est l'année de mise en place du Docob, et le pas de temps sera de douze ans (comme préconisé pour les tendances à court terme dans le rapportage de l'article 17 à l'échelle biogéographique).

Il existe différentes façons d'estimer la tendance : étude d'orthophotographies, étude de photos « classiques », dire d'experts ou consultation des acteurs locaux. La métadonnée devra être renseignée.

Il est important de renseigner la cause de l'évolution de la surface lorsqu'elle est connue, car s'il y a une diminution de la surface, c'est qu'il y a eu évolution de l'habitat vers un autre (dynamique naturelle) ou destruction de l'habitat. **Les paramètres « surface de l'habitat » et « altérations » sont complémentaires, car un impact sur un habitat est à renseigner dans « altérations » jusqu'au moment où il y a changement d'habitat donc une perte de surface qui sera renseignée dans « surface de l'habitat ».**

Surface couverte	Stabilité ou progression	Fonctionnement général et perspectives, réservoir de biodiversité et connectivité
	Régression	

4.1.2. *Morcellement/Fragmentation* ✓

De la même manière que pour la surface, un constat absolu est assez difficile à établir, c'est pour cela qu'on va privilégier ici un indicateur relatif. Il est préférable de renseigner la tendance de l'évolution du morcellement, qui sera complémentaire de l'étude de l'évolution de la surface. La tendance permet d'éviter la question des seuils trop arbitraires.

Aucun outil simple et accessible facilement n'a pour le moment été mis en place, il existe cependant des outils SIG permettant de faire une première analyse et un suivi dans le temps.

La fiche en annexe 1 précise quelques indicateurs issus de travaux pour évaluer la fragmentation des habitats (Chaurand, 2010).

Morcellement / Fragmentation	Amélioration	Connectivité des milieux
	Dégradation	

La « surface couverte » et le « morcellement/fragmentation » sont deux critères qui apparaissent comme assez essentiels dans l'évaluation de l'état de conservation des habitats agropastoraux ; mais ces critères demandent beaucoup de temps, de données et de techniques pour être mis en place. C'est pourquoi on peut envisager dans un premier temps de les faire remplir à dire d'experts, mais d'encourager au maximum l'utilisation de l'outil SIG.

4.1.3. Variabilité de l'habitat

L'hétérogénéité des conditions environnementales peut conduire à une variation spatiale de la structure des communautés végétales. Dans les prairies, cette hétérogénéité se traduit souvent par une mosaïque de patches de végétation caractérisés par l'abondance des espèces et des compositions floristiques contrastées (Reynolds *et al.*, 1997 ; Posse *et al.*, 2000 ; Adler *et al.*, 2001 in Marion, 2010), ce qui induit également une diversité dans les cortèges qu'ils sont susceptibles d'accueillir. Mais la mise en place d'un indicateur permettant de mettre en évidence une diversité comme celle-ci au sein d'un site se heurte à des problèmes concernant la diversité des cartographies, la précision de celles-ci et les typologies utilisées pour les mettre en place, c'est pourquoi il a été rejeté. La prise en compte de l'écocomplexe dans l'évaluation de l'état de conservation notamment grâce aux indicateurs basés sur les Lépidoptères diurnes nous permet la prise en compte de l'aspect paysager qui est entre autres visé ici.

4.2. Structure et fonction

Le guidelines (Evans et Arvela, 2011), qui est le guide élaboré par la centre thématique européen sur la diversité biologique pour la réalisation du rapport d'évaluation de l'état de conservation à l'échelle biogéographique des habitats et espèces d'intérêt communautaire, définit la structure comme étant les composantes physiques d'un type d'habitat, souvent formées par des espèces vivantes ou non. Elle décrit les relations de voisinage entre individus et prend en compte autant les dimensions des individus que les relations spatiales entre eux (Bensettiti *et al.*, 2012). Par exemple, pour les habitats forestiers, la structure est envisagée comme la composition en espèces végétales vasculaires, pondérée par l'abondance dominance de celles-ci, selon les différentes strates. La structure a été envisagée selon une composante spatiale (Maciejewski, 2010) avec une composante horizontale et verticale.

D'autre part, on prend également en compte le fonctionnement (fonction) de l'écosystème. Celui-ci est organisé autour des flux internes et externes (flux de carbone, azote, eau et éléments minéraux, éléments issus de l'altération des minéraux, par exemple dû au drainage, circulation animale, activité humaine, chaîne alimentaire...), et processus divers de transformation des composantes élémentaires, biogéochimiques, organiques, physiologiques, etc. Evans et Arvela (2011) définissent la fonction comme les processus écologiques prenant place à différentes échelles spatiales et temporelles, et variant selon les habitats. Par exemple, la régénération des arbres et le cycle des nutriments sont des fonctions importantes dans les habitats forestiers.

Les services écosystémiques peuvent être définis comme les bénéfices retirés par l'homme de processus biologiques. Ainsi, les fonctions écologiques répondent à une vision écocentrée, alors que les services écosystémiques renvoient à une vision anthropocentrée (directe ou indirecte) des écosystèmes et de leur fonctionnement (Teillac-Deschamps, 2010), ils sont donc exclus de l'évaluation du paramètre 'Structure et fonction'.

4.2.1. *Couverture du sol*

4.2.1.1. *Proportion en sol non végétalisé* ➡

Des micro-perturbations du milieu peuvent être causées par l'activité des fourmis (King 1976, 1977a, b in Chabrierie 2002), des micro-mammifères (Dhillon 1999 ; Milton *et al.*, 1997 in Chabrierie 2002), ou du piétinement des animaux d'élevage. Elles ouvrent des espaces de sol nu et diminuent la compétition pour la lumière et les ressources. Ces micro-perturbations sont surtout la source de l'hétérogénéité spatiale dans la prairie. Cette hétérogénéité permet aux espèces de coexister au sein d'une même communauté (Gigon 1997 ; Gigon & Leutert 1996 ; Lavorel & Chesson 1995 in Chabrierie, 2002).

Mais un surpâturage peut également amener l'ouverture des espaces de sol nu pouvant aboutir à une érosion des sols, c'est pourquoi il avait été envisagé de mettre en évidence une pression de pâturage trop forte avec le recouvrement en sol nu comme indicateur.

Cependant cet indicateur est difficilement utilisable

pour les pelouses xérophiles, qui peuvent « naturellement » présenter un fort recouvrement de sol apparent (et donc un faible recouvrement de la végétation) (Photo 7). Malgré une faible végétalisation, le cortège de ces pelouses est saturé en espèces. De plus les espaces de sols non végétalisés constituent des niches de régénération permettant la germination d'espèces pionnières. C'est la ressource limitée en eau qui empêche un développement « complet » de la



Photo 7 : Pelouse écorchée. La forte proportion en sol non végétalisé est due aux conditions édaphiques
(© L. Maciejewski)

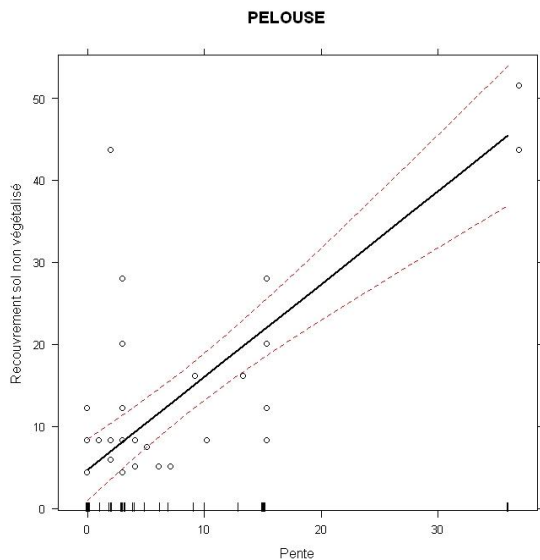


Figure 13 : Régression linéaire entre le recouvrement du sol non végétalisé et la pente pour les pelouses

végétation en surface (avec une forte compétition pour l'eau au niveau racinaire). Cet aspect écorché fait donc intégralement partie des caractéristiques de ces pelouses xérophiles.

Il a été envisagé de garder cet indicateur en y mettant une condition d'utilisation vis-à-vis de la pente afin d'exclure les pelouses naturellement écorchées, car il existe un lien fort entre le sol non végétalisé et la pente ($p < 0,01$, $R^2 = 54,6 \%$) (Figure 13), mais nous n'avons pas réussi à mettre en place une condition suffisante pour établir de manière claire cet indicateur, c'est pourquoi cet indicateur n'a pas été retenu dans le paramètre

'Structure et fonction' mais pourra dans certains cas particuliers être renseigné dans la partie 'Altérations'.

4.2.1.2. Recouvrement en litière ➡

Une accumulation de matière végétale morte est généralement due à un manque de prélèvement ou à un ralentissement de la décomposition (Welch and Rawes 1964 ; Rawes and Welch 1972 ; Grime 1973 ; Ball 1974 ; Elkington 1981 ; Rawes 1981, Hill *et al.*, 1992 ; Hulme *et al.*, 1999 ; Miller *et al.*, 1999 ; Virtanen *et al.*, 2002, in JNCC, 2009), qui montre un dysfonctionnement dans le cycle de la matière. De plus, les zones d'accumulation de litière sont des zones propices à l'installation des ligneux. Cependant, la litière paraît aussi difficilement utilisable comme indicateur de dysfonctionnement pour une partie des pelouses xérophiles, notamment celles établies sur de fortes pentes soumises à une forte érosion par les eaux de ruissellement qui décape régulièrement la surface du sol, situations dans lesquelles se développent justement des pelouses primaires (blocage de la pédogénèse par l'érosion). De plus, une estimation visuelle du recouvrement de la litière sur les parcelles, même si c'est un exercice qui paraît facile, s'avère en réalité assez compliqué, notamment la différenciation entre matière végétale sèche mais encore vivante et matière végétale morte. C'est pourquoi cet indicateur a été écarté dans le paramètre 'Structure et fonction' de la même manière que le recouvrement en sol nu, mais pourra aussi dans certains cas particuliers être renseigné dans la partie 'Altérations' (dans une version simplifiée).

4.2.1.3. Colonisation ligneuse ✓

Les causes et conséquences de la dynamique ligneuse

Suite à l'abandon des pratiques agro-pastorales depuis la moitié du 20^e siècle sur les pelouses sèches des coteaux calcaires de la vallée de la Seine, celles-ci se boisent spontanément et les espèces inféodées aux stades successionnels pionniers sont menacées de disparition (Dutoit & Alard 1996a, in Chabrierie, 2002). Mais la colonisation ligneuse est un processus général sur les pelouses, quelle que soit leur physionomie (Dutoit, 1996), qui réduit les surfaces de pelouses (Usher & Jefferson 1990, in Chabrierie, 2002) et augmente également par endroit le risque d'incendie lié à l'accumulation de biomasse (Osoro *et al.*, 1999 in Marion, 2010).

La colonisation par les ligneux a également pour effet de fragmenter la mosaïque du paysage (Dutoit & Alard 1995a, in Chabrierie, 2002), ce qui constitue une barrière à la dispersion des espèces (Collinge 1996 ; Fahrig & Merriam 1994, in Chabrierie, 2002). La progression de la forêt sur les surfaces de pelouse accentue l'isolement entre les sites. La majorité des espèces de pelouse ne survit pas sous un couvert forestier (Davies & Waite 1998, in Chabrierie, 2002). De plus, le développement de ligneux augmente l'hétérogénéité (Armesto *et al.*, 1991, in Chabrierie, 2002) à l'intérieur des sites et morcelle la pelouse. Ce phénomène aboutit à long terme à la fermeture du milieu et à la suppression des premiers stades des successions végétales (Dutoit, 1996).

Enfin, de nombreuses études confirment l'effet négatif à long terme de la colonisation par les ligneux sur la richesse du réservoir de graines du sol (Davies & Waite 1998 ; Donelan & Thompson 1980 ; Kalamees & Zobel 1998, in Chabrierie, 2002). La présence des ligneux a un effet négatif sur la germination et seulement un faible pourcentage de graines sont encore capables de germer après des années passées sous la terre (Hendry *et al.*, 1994 ; in Chabrierie, 2002). La restauration d'une pelouse est donc difficilement réalisable après l'invasion des ligneux (Bakker *et al.*, 1996a ; Dutoit & Alard 1995b, in Chabrierie, 2002).

Vers un indicateur de la colonisation ligneuse

La colonisation ligneuse a pour effet la réduction des surfaces de pelouses et de prairies et leur fragmentation (Photo 8), l'augmentation du risque d'incendie, enfin une réduction du réservoir de graines contenus dans le sol ce qui entraîne de grandes difficultés à la restauration d'une pelouse colonisée, ainsi il est apparu essentiel de devoir intégrer cet aspect à l'évaluation de l'état de conservation.

Nous avons rencontré peu de parcelles en phase de colonisation lors de la récolte de données en 2011. Il n'est donc pas possible de calibrer cet indicateur à partir des données de terrain, et une réflexion théorique s'impose donc.

La première question qui se pose est : peut-on faire un constat et une analyse à un instant t de la dynamique de colonisation ligneuse ou faut-il forcément passer par un suivi de cette dynamique ? Un constat passe par la mise en place d'une valeur de référence, qui peut être très difficile à établir, et est sujette à des



Photo 8 : Dynamique de colonisation ligneuse sur une pelouse (© L.Maciejewski)

variations selon les conditions stationnelles et l'historique de la parcelle et du site. De plus, le terme « dynamique » évoque forcément un aspect temporel, mais peut-elle être appréhendée à un instant t sans pour autant avoir connaissance du passé de la parcelle ?

Deux questions s'ajoutent à celles-ci :

- Quel type de colonisation prendre en compte ?

Les premières réflexions avaient abouti à la mise en place d'une différenciation dans la colonisation des ligneux selon la vigueur de la dynamique, de sorte de pouvoir mettre en évidence une dynamique forte de colonisation suite à un abandon récent de l'activité pastorale par exemple, et un abandon dans le passé (installation de ligneux) suivi d'une reprise de pâturage (gestion des ligneux par les animaux avec blocage de la colonisation). Pour simplifier la tâche, nous avons envisagé de séparer les ligneux inférieurs et supérieurs à 30 cm. Mais la prise en compte des arbustes inférieurs à 30 cm pour la mise en évidence de la dynamique actuelle comporte des risques, car se limiter tout d'abord à ces arbustes risque de conduire à une présentation compliquée de la règle à utiliser sur le terrain du fait des espèces à port prostré (nécessité de mettre en place une liste qui pourraient s'avérer très longue), ensuite à ceci se rajoutent les problèmes des individus nains en lien avec certaines pratiques de gestion. Cette limite qui tient compte de la taille a donc été abandonnée.

Concernant les valeurs-seuils, il est également important de se demander quelle information veut-on retirer de l'observation de la colonisation ligneuse : on peut mettre en évidence une dynamique de colonisation récente, mais également la création de barrière ligneuse pouvant aboutir à un morcellement des habitats, et ayant une ombre portée assez importante pour amener des changements forts dans les habitats voisins, voire leurs transformations. Pour la mise en évidence d'une colonisation récente, le seuil de 10 % de recouvrement paraît suffisant dans certaines régions et selon certains experts, et est trop faible pour d'autres. Pour la mise en évidence d'un risque de morcellement, il apparaît possible d'utiliser un seuil de recouvrement de 40% pour les ligneux de plus de 2 mètres. Nous ne possédons pas encore tous les éléments nécessaires pour statuer sur cet indicateur, la phase de récolte de données en 2012 nous permettra de préciser cet indicateur.

- À quelle échelle appréhender la colonisation ligneuse ?

Mais les seuils évoqués plus haut n'ont aucune valeur sans avoir défini précisément l'échelle d'observation. Il existe plusieurs possibilités. La première est d'essayer d'appréhender la colonisation ligneuse au niveau du site tout entier, en analysant des orthophotographies. Jérémie Van Es (CBNA) a déjà effectué ce travail à partir de la BdOrthoIGN dans un de nos sites d'études FR9301502 - « Steppique durancien et queyrassin » : « Il est très facile de faire cette évaluation sur de très grandes surfaces et donc d'arriver très vite à une représentativité de cette évaluation par rapport à la globalité d'un site. [...] Il y a une possibilité d'avoir une information assez précise par analyse visuelle (possibilité d'utiliser des abaques dont dispose le CBNA) ou si besoin plus précise par traitement d'images avec quantification surfacique des ligneux par polygone. Les BdOrtho étant mises à jour tous les 5 ans, on est très proche du pas de temps du rapportage de l'article 17 » L'indicateur « colonisation ligneuse » deviendrait un indicateur dont l'information serait reportée au niveau du site, à partir d'une étude diachronique entre deux campagnes de BdOrtho. Un problème persiste, celui de la vérification de la détermination de l'habitat par polygone pour attribuer l'information à un habitat.

La deuxième possibilité est de faire l'évaluation de cet indicateur à partir de données terrain, il existe deux possibilités. Soit l'estimation du recouvrement par placette de relevé floristique, soit l'estimation au niveau du polygone.

- Au niveau de la placette : l'estimation de la colonisation sur une placette paraît compliquée puisque l'opérateur aura une tendance naturelle à placer son relevé dans une zone non colonisée et à éviter les zones de lisière, ce qui fausserait l'évaluation. On peut penser que ce biais peut être limité dans le cadre d'un échantillonnage à partir de placettes aléatoires préparées à l'avance, mais le risque de déplacement de la placette existe toujours ; enfin une solution serait la mise en place de placettes permanentes, mais l'indicateur serait donc issu d'une étude diachronique, et on peut se demander si le réseau de placettes permanentes restera représentatif au cours du temps.
- Au niveau du polygone : l'estimation du recouvrement des ligneux au niveau d'un polygone paraît plus adaptée à la mise en évidence d'un front de colonisation, toutefois son estimation reste un exercice compliqué, puisqu'il peut être difficile de visualiser l'ensemble du polygone ou de matérialiser ses contours (notamment lorsqu'il y a un contact avec un habitat forestier : où s'arrête la lisière ? Egalement dans des régions où on pratique un pâturage extensif, comment visualiser le polygone ?). De plus cette estimation doit-elle se réaliser à vue ? Le long d'un transect ? Faut-il parcourir toute la parcelle pour avoir une estimation correcte ? Autant de questions auxquelles nous n'avons pas encore de réponse.

Un indicateur mettant en évidence la dynamique de la colonisation ligneuse paraît toujours aussi essentiel à l'évaluation de l'état de conservation. Toutefois, il soulève des questions importantes auxquelles il n'y a pas de réponse pour le moment. La campagne de terrain de 2012 permettra de tester différentes solutions pour essayer d'aboutir à la(les) solution(s) la plus pertinente et la plus pragmatique possible.

Colonisation ligneuse	< 10 %	Risque de réduction de surface, fragmentation, et réduction du réservoir de graines
	> 10 %	

4.2.2. Composition faunistique

4.2.2.1. Indicateurs Lépidoptères diurnes ✓

Un nombre limité de relevés concernant les Lépidoptères diurnes a pu être réalisé lors de la phase de terrain en 2011 (Tableau 4), néanmoins cela nous a déjà permis d'obtenir des premières conclusions très encourageantes quant à l'utilisation de ce taxon dans l'évaluation de l'état de conservation des habitats agropastoraux.

Tableau 4 : Nombre de relevés réalisés pour chaque indicateur Lépidoptères diurnes

Habitats	Nombre de relevés Lépidoptères 'espèces'	Nombre de relevés Lépidoptères 'couleur'
PELOUSE	37	39
PRAIRIE	20	30

Évaluation du niveau trophique de la parcelle

Des études ont montré que les Lépidoptères diurnes inféodés aux milieux prairiaux oligotrophiques et mésotrophiques sont sensibles au degré d'anthropisation du milieu (van Swaay, 1990 ; Léon-Cortés *et al.*, 1999 ; Van Es *et al.*, 1999 in Maes et Van Dyck, 2001). C'est ce qui a pu être également mis en évidence à partir des données terrain, en effet une régression linéaire entre chaque indicateur Lépidoptères diurnes et le niveau trophique moyen des parcelles étudiées a mis en évidence une liaison significative, bien qu'assez faible pour l'indicateur 'couleur' (indicateur 'couleur' $p < 0.001$, $R^2 = 16\%$;

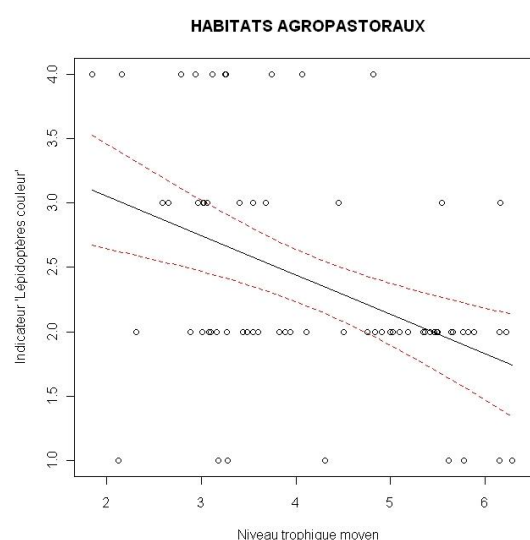


Figure 14 : Régression linéaire entre l'indicateur 'Lépidoptères couleur' et le niveau trophique moyen pour pelouses et prairies

indicateur 'espèce' $p < 0.001$, et $R^2 = 31\%$) (Figures 14 et 15).

La variabilité des indicateurs 'Lépidoptères espèces' et 'Lépidoptères couleurs' est donc en partie expliquée par le niveau trophique moyen. D'autres indicateurs sont corrélés avec le niveau trophique moyen, notamment l'indicateur 'Prairies Fleuries' ou la liste d'espèces eutrophiles (*cf.* § 4.3.3.). Cependant, l'analyse statistique ne fait ressortir qu'un seul lien pour les Lépidoptères. Il s'agit d'une corrélation entre l'indicateur 'Lépidoptères couleur' et l'indicateur 'Prairies Fleuries' dont la significativité est faible pour une force de liaison faible également ($p = 0.03$, et $R^2 = 16\%$). On peut en déduire que le niveau d'anthropisation de la parcelle est montré par l'ensemble de ces indicateurs.

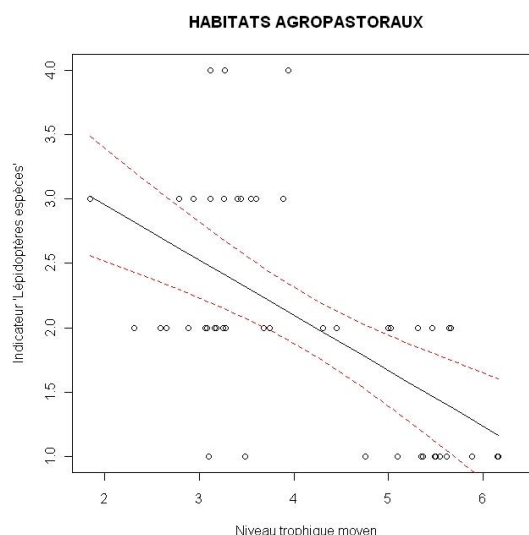


Figure 15 : Régression linéaire entre l'indicateur 'Lépidoptères espèces' et le niveau trophique moyen pour pelouses et prairies

Évaluation de l'état de conservation à l'échelle de l'écocomplexe

Nous avons observé que lorsqu'on enlève l'indicateur Lépidoptères diurnes de l'évaluation de l'état de conservation, la qualité de l'ajustement du modèle avec l'avis d'expert augmente. Plusieurs explications peuvent être apportées, le nombre limité de relevés par exemple, ou l'inadéquation de ces indicateurs à l'évaluation. Cependant, il faut préciser que l'ajustement est centré sur un avis d'expert, basée principalement sur une évaluation de la structuration et de la composition de la végétation à l'échelle de l'objet d'évaluation. Or, à ce niveau, les indicateurs utilisant les Lépidoptères diurnes rendent compte d'un état de conservation à une échelle supérieure du fait de la capacité de dispersion de ces espèces (Figure 16). On peut considérer que les indicateurs Lépidoptères

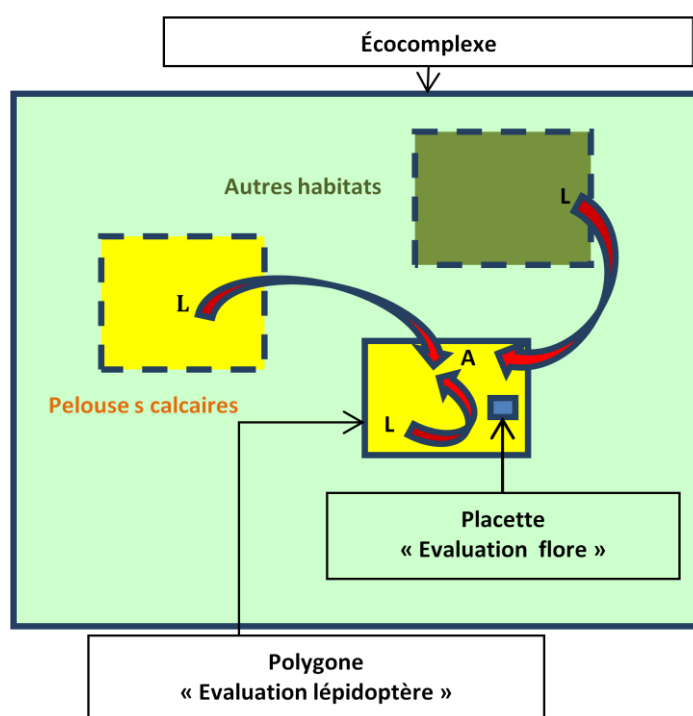


Figure 14 : Position placette et écosystème (L : station de développement larvaire ; A : station de ressources trophiques pour les adultes) (Dupont P., comm. pers.)

permettent d'accéder à l'état de conservation de l'écocomplexe. Celui-ci n'est pas pris en compte dans l'avis d'expert, car trop difficile à appréhender par un observateur.

Dans notre démarche, les objets d'évaluation de l'état de conservation sont des unités d'échantillonnage élémentaires de faible surface situé au sein d'un écosystème qui possède sa propre histoire en termes de gestion agro-pastorale. La structuration et la composition de la végétation au sein de ces unités est très fortement liée à cette histoire à l'échelle de l'écocomplexe. De plus, les perspectives d'amélioration d'un état de conservation sont dépendantes de cette échelle. Par exemple, un patch de pelouse dans un très bon état mais dont l'environnement est dégradé, aura des perspectives futures qui sont peu encourageantes. A contrario, un environnement peu dégradé est favorable à la restauration de parcelle en mauvais état de conservation.

Nous estimons que les indicateurs de l'état de conservation de l'écocomplexe sont nécessaires à l'évaluation. Ce concept se rapproche de celui de la fragmentation, mais ne remplace pas l'évaluation de la réponse à la fragmentation de l'habitat au niveau site, car seuls les aspects de fonctionnement à un niveau très localisé sont pris en compte.

Stabilité et interchangeabilité des indicateurs

Nous avons effectué une régression linéaire entre les deux indicateurs Lépidoptères diurnes, qui n'a montré aucun lien entre les deux. Nous les avons conçus comme étant deux indicateurs pouvant se substituer l'un à l'autre, mais aucun résultat statistique ne nous permet pour l'instant de le prouver. C'est pourquoi de plus amples données récoltées en 2012 nous permettront de savoir si ces indicateurs sont interchangeables, ou s'il faut envisager de les utiliser simultanément dans l'évaluation s'ils ne s'avèrent pas redondants.

Nous avons fait réaliser des relevés de l'indicateur 'couleur' au même endroit par deux personnes avec des compétences différentes (un spécialiste et un novice) à des jours différents, mais nous en avons peu (14 relevés). Nous ne pouvons donc faire que des conclusions à titre indicatif pour le moment : plus de 1/3 (35%) des relevés sont identiques, et presque 80% des relevés sont identiques ou avec un faible niveau de différence, ce qui est encourageant (mais ces résultats restent statistiquement non significatifs). Les nouvelles données récoltées en 2012 devraient nous permettre d'avoir plus d'informations à ce sujet.

Une fiche en annexe 2 explique en détails chaque indicateur.

Lépidoptères diurnes	++	Niveau trophique et état de conservation de l'écocomplexe
	+	
	-	
	--	

4.2.2.2. *Coprophages* ✓

Pour l'indicateur 'activité des coprophages', peu de parcelles avec présence de bouses ont été rencontrées lors de la phase de terrain de cette année, de plus la totalité des relevés de présence ont montré une activité dans les bouses (22 relevés uniquement sur 126), c'est pourquoi il n'a pas été possible de calibrer cet indicateur pour le moment.

Néanmoins la facilité de mise en place et l'importance d'intégrer le bon fonctionnement du cycle de la matière à l'évaluation de l'état de conservation des prairies et pelouses nous amènent à conserver cet indicateur. Des données supplémentaires seront récoltées en 2012 afin de pouvoir l'étalonner de manière plus fiable.



Photo 9 : *Sisyphus schaefferi* (© J. Touroult)

Nous avons également posé quatre pièges attractifs dans le site Natura 2000 « Steppique durancien et queyrassin », qui ont montré la présence dans le site d'une seule espèce de la liste de gros coléoptères exigeants *Sisyphus schaefferi* (Photo 9). Il est intéressant de noter que cette espèce fait partie de la liste en zone méditerranéenne (les listes ont été établies par domaine géographique), or le site où elle a été trouvée se situe dans l'arc alpin (avec une influence méditerranéenne, mais la présence d'un des coléoptères de cette liste, même hors de son domaine, est un indicateur du bon fonctionnement du site. Ces listes ne sont donc pas closes et s'appliquent partout en France. Néanmoins, elles restent à retravailler et à confirmer avec les experts. A terme, un guide de détermination pourra accompagner cette liste.

Une fiche en annexe 3 explique en détails chaque indicateur.

Activité des coprophages	Activité	Fonctionnement du cycle de la matière
	Aucune activité	

4.2.3. *Composition floristique*

4.2.3.1. *Prairies fleuries* ✓

La méthode « prairies fleuries » est un outil déjà connu des agriculteurs et des gestionnaires, simple et facile, ce qui en fait un candidat idéal pour participer à l'évaluation de l'état de conservation des prairies. Un bon équilibre agri-écologique dans une prairie est mis en évidence

entre autres par la présence de plantes issues d'une liste. Il existe des listes locales mises en place dans le cadre réglementaire de la MAE T Herbe_07, mais des recherches ont été faites sur une liste nationale qui a été testée en 2010 lors de la mise en place du concours national 'Prairies Fleuries' dans les Parcs naturels régionaux et nationaux. Une étude menée par l'INRA a montré que la richesse floristique d'une parcelle augmente avec le nombre d'espèces de la liste nationale qui sont présentes (Plantureux et de

Sainte Marie, 2010). L'intérêt de la liste nationale est qu'elle couvre tout le territoire, alors que les listes locales, même si leur pertinence peut paraître plus forte à une échelle plus fine, n'existent que dans les endroits où elles ont été mises en place et sont valables sur le territoire d'agrément. Nous ne pouvons donc juger de leur pertinence pour évaluer l'état de conservation.

Nous avons testé la liste nationale 'Prairies Fleuries' 2011 avec la méthode associée. Les données récoltées en 2011 ont montré que le nombre moyen de plantes observées par parcelle dans les prairies de fauche est fortement corrélé avec le niveau trophique moyen de la parcelle ($p < 0,001$, $R^2 = 53,4\%$), ce qui en fait un excellent indicateur : quand le nombre moyen d'espèces diminue, le niveau trophique de la parcelle augmente (Figure 17).

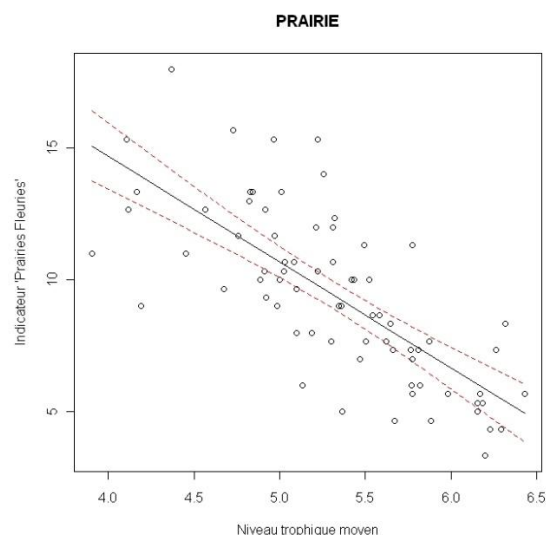
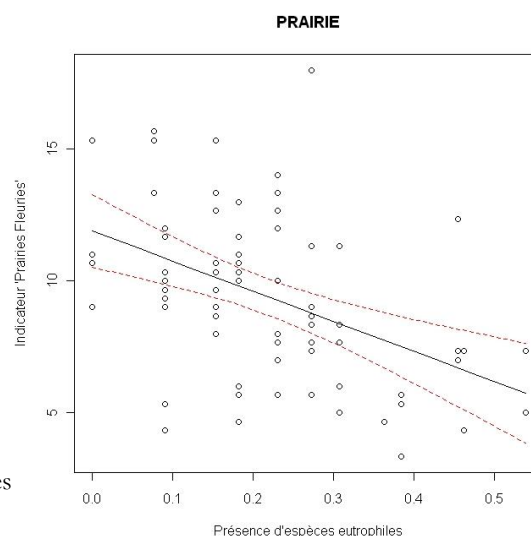


Figure 17 : Régression linéaire entre l'indicateur 'Prairies Fleuries' et le niveau trophique moyen pour les prairies

Indicateur 'Prairies Fleuries' - Liste nationale 2011	> 13 plantes observées (moyenne)	Niveau trophique
	[8;13] plantes observées (moyenne)	
	[3;8] plantes observées (moyenne)	
	[0;3] plantes observées (moyenne)	

Pour les prairies de fauche, il s'est avéré que cet indicateur était redondant avec la liste d'espèces eutrophiles, c'est pourquoi nous avons décidé de proposer comme indicateur du niveau trophique de la parcelle deux indicateurs au choix, avec deux méthodes de mise en place différentes (Figure 18).

Figure 18 : Régression linéaire entre l'indicateur 'Prairies Fleuries' et la présence d'espèces eutrophiles pour les prairies



4.2.3.2. Listes d'espèces floristiques ✓

Pour la partie floristique de la méthode, notre deuxième choix méthodologique a été la mise en place de listes d'espèces floristiques dont la présence ou absence à relever est marqueur des facteurs de l'environnement (conditions écologiques ou pratiques de gestion). Nous avons essayé différents types de listes, avec différentes méthodes qui sont présentées ci-après, nous présentons également des pistes qui n'ont pas pu être étudiées pour le moment. Certaines listes peuvent être nationales, mais une majorité doit être déclinée régionalement afin de prendre en compte les spécificités locales ; enfin pour les méthodes d'élaboration, nous avons voulu explorer trois aspects : la valorisation de l'existant, la mise en place de liste à partir de méthodes reproductibles, et la réalisation de liste par des experts.

Listes non retenues ✗

Espèces caractéristiques : Nous avons essayé de mettre en place une liste d'espèces caractéristiques au sens phytosociologique par habitat (liste nationale). Seulement les habitats génériques que nous étudions correspondent à des ordres dans le synsystème phytosociologique (Tableau 5). Il est possible de réaliser des listes d'espèces caractéristiques au niveau d'un ordre, mais cela demanderait la synthèse de tous les relevés phytosociologiques qu'on peut rattacher à cet ordre sur le territoire considéré, ce qui constitue un travail laborieux. De plus, nous n'avons pas d'éléments pour justifier l'utilisation d'une telle liste dans l'évaluation de l'état de conservation de l'habitat. C'est pourquoi nous avons rejeté cet indicateur.

Tableau 5 : Correspondance entre les habitats génériques (EUR 27) étudiés et le synsystème phytosociologique

Code Natura 2000	Habitat générique	Ordre phytosociologique
6210	Pelouses sèches semi-naturelles et faciès d'embuissonnement sur calcaires	<i>Festucetalia valesiacae</i> Br.-Bl. & Tüxen ex Br.-Bl. 1949
		<i>Brometalia erecti</i> Koch 1926
6510	Pelouses maigres de fauche de basse altitude	<i>Arrhenatheretalia elatioris</i> Tüxen 1931
6520	Prairies de fauche de montagne	

Espèces indicatrices : Les cahiers d'habitats agropastoraux (volumes 1 et 2) (Bensettiti *et al.* (coord.), 2005) présentent des listes d'espèces indicatrices par habitat décliné, uniquement. Néanmoins nous avons essayé de regrouper ces listes pour en former une seule à l'échelle de l'habitat générique, en ne gardant que les espèces les plus fréquentes dans ces listes. Cependant, le résultat de ce regroupement paraissait écologiquement assez cohérent, mais la validité de la méthode n'est pas fiable. De plus, nous ne disposons pas d'éléments capables de justifier cette liste pour évaluer l'état de conservation. C'est pourquoi cet indicateur a été rejeté.

Espèces rudérales : La notion de rudéralité semble particulièrement intéressante en ce qui concerne les habitats agropastoraux, car elle couple nitrophilie et marqueur de perturbation. Toutefois, mettre en place une définition claire et sans ambiguïté de cette notion reste assez difficile. Ce qui rend la réalisation de listes compliquée par des experts (car cette donnée n'est pas encore disponible par espèces), d'autant qu'il faut prendre en compte plusieurs traits d'histoire de vie. Cet indicateur a été rejeté pour d'autres listes plus faciles à élaborer et à standardiser.

Listes retenues ✓

Espèces eutrophiles : Le premier facteur agro-écologique responsable de la répartition des différentes communautés de pelouses calcicoles est le niveau trophique de la parcelle (Dutoit, 1996), il est également un des facteurs écologiques prépondérants pour tous les habitats agropastoraux. De plus, l'eutrophisation des milieux est une perturbation courante, qui plus est quasiment irréversible. C'est pourquoi à partir des valeurs d'Ellenberg (Hill *et al.*, 1999) concernant la nitrophilie, complétée à partir des informations contenues dans la baseflor (Julve, 2007), nous avons élaboré une liste d'espèces eutrophiles par site. Le niveau trophique moyen par parcelle est corrélé avec le nombre d'espèces de la liste qui sont présentes par parcelle (*ratio entre le nombre d'espèces observées et le nombre d'espèces de la liste*) : $p < 0,001$ et $R^2 = 37\%$ pour les prairies et $p < 0,001$ et $R^2 = 25\%$ pour les pelouses (Figures 19 et 20).

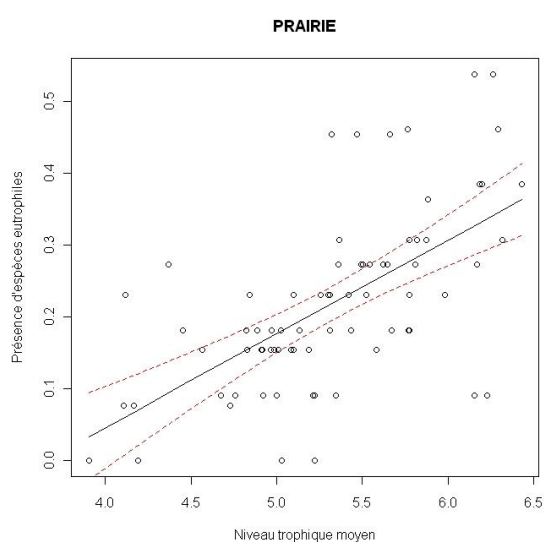


Figure 19 : Régression linéaire entre la présence d'espèces eutrophiles et le niveau trophique moyen pour les prairies

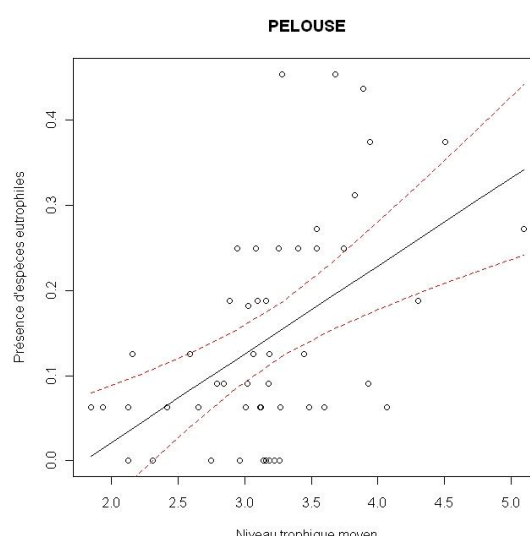


Figure 20 : Régression linéaire entre la présence d'espèces eutrophiles et le niveau trophique moyen pour les pelouses

Présence d'espèces eutrophiles (PELOUSE)	0 - 10 %	Niveau trophique
	10 - 30 %	
	> 30 %	

Présence d'espèces eutrophiles (PRAIRIE)	0 - 20 %	Niveau trophique
	20 - 40 %	
	> 40 %	

On peut remarquer que les valeurs-seuils mises en place statistiquement sont plus faibles pour les pelouses que pour les prairies, ce qui est logique car le niveau trophique des pelouses est plus bas que celui des prairies (Figure 6).

La figure 21 montre que le recouvrement des espèces eutrophiles et le niveau trophique moyen d'une parcelle sont corrélés ($p < 0,001$; $R^2 = 32,5 \%$). Néanmoins, la forme parabolique de la courbe nous empêche d'en faire un bon indicateur du niveau trophique moyen des parcelles, car on peut diviser grâce au graphique la relation entre les deux variables en deux parties, mais la pente de la relation est dans les deux cas bien trop forte pour permettre d'approcher une variable grâce à l'autre.

Néanmoins, on peut voir sur le graphique de la figure 22 que la présence des espèces eutrophiles est une bonne approximation du recouvrement de ces espèces ($p < 0,001$; $R^2 = 34,7\%$)

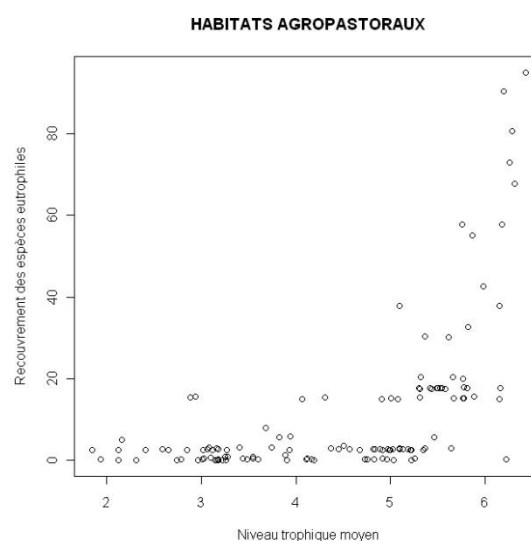


Figure 21 : Le recouvrement d'espèces eutrophiles en fonction du niveau trophique moyen pour les prairies

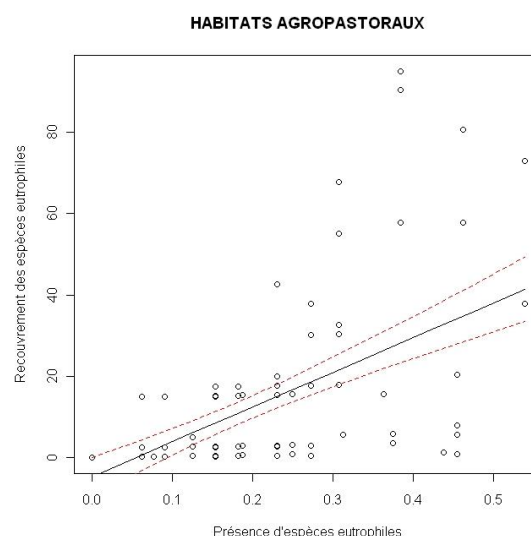


Figure 22 : Régression linéaire entre le recouvrement d'espèces eutrophiles et la présence des espèces pour les pelouses et les prairies

Graminées sociales (pelouse) : Le Brachypode penné (*Brachypodium pinnatum*) est, avec le Brome érigé (*Bromus erectus*) et localement la Seslérie bleue (*Sesleria caerulea*), une des espèces qui colonisent le plus rapidement les terrains calcaires abandonnés, aussi bien les pelouses non entretenues que les anciens terrains agricoles. Maubert et Dutoit (1995) ajoutent que la dominance des graminées sociales peut entraîner un effet très négatif sur la diversité spécifique. C'est pourquoi nous avons décidé d'élaborer un indicateur capable de mesurer la dynamique de ces espèces. Nous l'avons restreint à la seule utilisation du Brachypode penné. Ceci explique qu'il est le seul indicateur floristique où une estimation du recouvrement est nécessaire ; de plus une étude de Willems (1990, in Maubert et Dutoit, 1995) a montré que le nombre d'espèces chute lorsque le Brachypode penné dépasse le niveau de 80 % de recouvrement.

Nous avons mis en place de nouvelles valeurs-seuils pour cet indicateur, qui sont plus faibles que les valeurs trouvées dans la littérature, mais cela est lié au fait que les sites visités lors de la phase de terrain 2011 étaient faiblement colonisés par le Brachypode, et globalement en bon état de conservation. La phase de terrain 2012 permettra de recalibrer cet indicateur si besoin.

Recouvrement du Brachypode penné	0 - 25 %	Dominance d'une graminée sociale
	25 - 50 %	
	> 50 %	

Cet indicateur est légèrement corrélé avec l'indice de diversité de Shannon-Weaver ($p=0,005$, $R^2 = 13,0\%$) (Figure 23), qui est maximal quand tous les individus sont répartis d'une façon égale selon les espèces (Magurran, 2004), et qui diminue quand il y a un déséquilibre dans la répartition des individus entre espèces, ce qui signifie que cet indicateur met en avant un équilibre dans la communauté végétale (pas de dominance d'une ou plusieurs espèces sur le reste de la communauté).

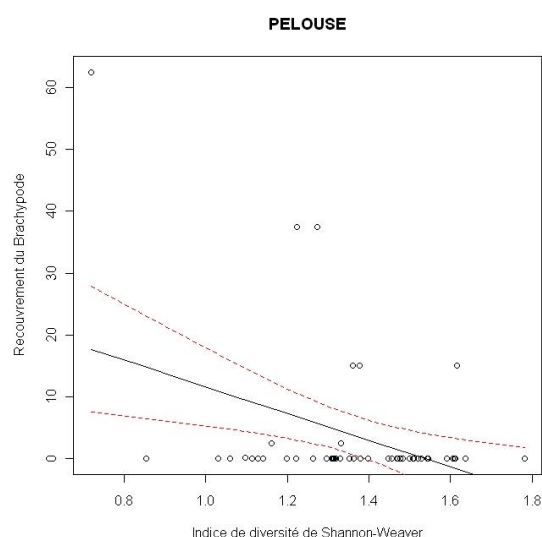


Figure 23 : Régression linéaire entre le recouvrement du Brachypode penné et l'indice de diversité de Shannon-Weaver pour les pelouses

Caractéristiques du régime de fauche (prairie) : Selon la période de l'année, et la fréquence de la fauche, toutes les espèces n'ont pas le temps de s'exprimer et de se reproduire, c'est pourquoi c'est un paramètre important à prendre en compte, que l'on peut mettre en évidence grâce à une liste d'espèces considérées comme caractéristiques d'un régime de fauche en équilibre avec le milieu. C'est une liste d'espèces à mettre en place par des experts, mais elles ne devraient pas être très différentes d'une région à l'autre.

Il est intéressant de remarquer que cet indicateur est corrélé avec l'indice de diversité de Shannon-Weaver ($p < 0,001$, $R^2 = 25\%$) (Figure 24), cet indicateur met en avant un équilibre dans la communauté végétale (pas de dominance d'une ou plusieurs espèces sur le reste de la communauté).

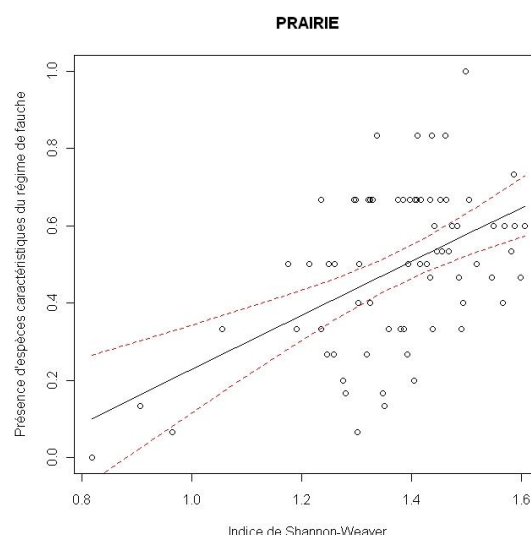


Figure 24: Régression linéaire entre la présence d'espèces caractéristiques du régime de fauche et l'indice de diversité de Shannon-Weaver pour les prairies

Présence d'espèces caractéristiques du régime de fauche	> 60 %	Régime de fauche en équilibre avec le milieu
	30 - 60 %	
	0 - 30 %	

Perspectives : Listes à travailler

Type biologique de Raunkiaer : Une étude a montré que les espèces dominantes des pelouses calcicoles sont le plus souvent des hémicryptophytes à croissance lente et à stratégie S, adaptées à de faibles ressources trophiques et hydriques (Grime, 1990 ; Mitchley et Willemw, 1995 ; Thompson *et al.*, 1996). De plus, une forte pression de pâturage va favoriser des espèces avec des types de Raunkiaer précis, c'est pourquoi nous avons envisagé de produire une liste à partir de ces informations.

Cependant, l'information recueillie sous forme de base de données n'est pas encore disponible pour les espèces qui nous intéressent, c'est pourquoi c'est une piste qui n'a pas été développée pour le moment. Elle reste une perspective très intéressante de développement en ce qui concerne la poursuite de l'étude.

Une fiche disponible en annexe 4 donne un cadre pour la réalisation des listes d'espèces floristiques retenues pour évaluer l'état de conservation de chaque habitat.

4.2.3.3. *Espèces typiques* ✖

Dans les textes de la DHFF et les documents officiels de la Commission européenne - DocHab 04-03-03-rev3 (2005) et le Explanatory notes and Guidelines (2006) -, les termes « espèces typiques » ne sont pas expliqués et aucune définition n'est donnée ; de plus, ils ne correspondent à aucune notion scientifique. Dans les recommandations et les critères de choix des listes d'« espèces typiques » (Bensettiti *et al.*, 2006), il est apparu que la seule exigence est que ces espèces doivent être les plus appropriées pour diagnostiquer l'état de conservation de la structure et des fonctions de l'habitat, ceci est donc le critère le plus important retenu (Maciejewski, 2010). Ce critère a été retenu dans la méthode d'évaluation de l'état de conservation des habitats forestiers (Carnino, 2009), toutefois nous avons décidé de ne pas retenir en tant que tel cet indicateur dans la méthode. Chaque liste d'espèces choisies pour participer à l'évaluation de l'état de conservation est liée à un facteur écologique de l'habitat. Et toutes les espèces qui participent à la mise en évidence d'un état de conservation favorable peuvent être considérées comme « typiques ».

Malgré un essai de méthode concernant l'élaboration de listes d'« espèces typiques » (Maciejewski, 2010), cette notion reste très complexe et assez controversée, et des travaux d'approfondissement devraient être menés.

4.2.3.4. *Orchidées* ✖

Les pelouses sèches semi-naturelles et faciès d'embuissonnement sur calcaires (*Festuco-Brometalia*) deviennent des habitats prioritaires lorsqu'ils y a présence des « sites d'orchidées remarquables » (Photo 10). On doit entendre les sites qui sont notables selon l'un ou plusieurs des trois critères suivants (Bensettiti *et al.* (coord.), 2005) :

- a) le site abrite un cortège important d'espèces d'orchidées ;
- b) le site abrite une population importante d'au moins une espèce d'orchidée considérée comme peu commune sur le territoire national ;
- c) le site abrite une ou plusieurs espèces d'orchidées considérées comme rares, très rares ou exceptionnelles sur le territoire national.

La présence d'orchidées sur un site est donc un élément précieux et rare, qui amène un changement de statut au niveau européen, néanmoins, cela ne dénote pas d'un état de conservation qui serait meilleur, cet indicateur a donc été abandonné.



Photo 10 : *Anacamptis pyramidalis* (© R. Puissauve)

4.2.3.5. *Espèces exotiques envahissantes* ✓

Des recherches sont actuellement en cours, cependant il semble que les perturbations soient un facteur favorable aux invasions biologiques, en raison notamment de l'anthropisation des milieux et de leur eutrophisation, en particulier par des enrichissements en azote et du piétinement, mais également la création de sentiers. Cette artificialisation des milieux concourt très probablement à diminuer les capacités de résistance et de résilience des écosystèmes (Haury *et al.*, 2010).

Depuis 2009, deux correspondantes (en charge de la faune au sein du SPN et en charge de la flore au sein de la FCBN) ont été chargées par le MEEDTL de la mise en place de listes d'espèces exotiques envahissantes accompagnées d'une hiérarchisation de leur caractère invasif sur le territoire métropolitain (notamment grâce à un réseau d'expertise national), en vue de la mise en place de plans d'action, également afin d'alimenter la réglementation en la matière. Les conclusions des études en cours vont amener à la publication de rapports, ainsi qu'une proposition visant à la structuration d'un réseau de surveillance sur les espèces présentes sur le territoire métropolitain ainsi que les espèces non encore présentes. Ces études permettront à terme la mise en place d'indicateurs de risque liés à la dynamique de ces espèces (végétales uniquement pour le moment).

Présence d'espèces exotiques envahissantes	Absence totale	Fonctionnement général, capacité de résilience de l'habitat
	Dynamique faible	
	Dynamique forte	

4.2.4. *Présence d'autres groupes taxonomiques* ✓

Nous avons déjà exprimé l'intérêt de mettre en place des méthodes d'évaluation de l'état de conservation qui soient multi-taxons. Tous les taxons susceptibles de participer à l'évaluation de l'état de conservation n'ont pour le moment pas encore pu être étudiés et rattachés à la méthode. Néanmoins, ce critère figure dans la méthode afin de rappeler que d'autres taxons peuvent être choisis, selon les inventaires déjà réalisés, les données disponibles sur chaque site ou leur caractère indicateur d'un processus écologique important.

Différentes pistes existent à ce jour pour mettre en place de nouveaux indicateurs, notamment l'utilisation des macromycètes. Une étude menée par Corriol (2005) montre que le cortège fongique est très sensible aux perturbations chimiques, il est également plus corrélé à l'ancienneté des sites en termes de continuité de gestion que le cortège floristique, enfin les mycocénoses sont de fins bioindicateurs dynamiques des pelouses et permettent une hiérarchisation écologique et patrimoniale des sites. De plus, cette étude met en avant une méthode assez simple pour évaluer la qualité des sites. C'est pourquoi il serait très intéressant d'adapter et d'intégrer les résultats de cette étude dans l'évaluation de l'état de conservation des habitats agropastoraux (Tableau 6).

Tableau 6 : Intérêt des sites en fonction de la diversité en Hygrocybe (Corriol, 2005)

Niveau d'intérêt du site	Diversité totale	Diversité en une seule visite
International	22 et plus	15 et plus
National	17-21	11-14
Régional	9-16	6-10
Local	4-8	3-5
Sans	1-3	1-2

4.3. Altérations (atteintes au niveau du polygone)

Atteintes au niveau du polygone	Somme des points = 0	Reliquat des perturbations non prises en compte de manière indirecte dans le reste du protocole
	Somme des points = 1	
	Somme des points = 2	
	Somme des points = 3	
	Somme des points = 4	

L'habitat peut subir des dégradations qui altèrent son fonctionnement, sa structure, et sa capacité de résilience. Nous avons essayé de prendre en compte dans les indicateurs des paramètres 'Surface' et 'Structure et fonction' le maximum de perturbations que l'habitat peut subir. Néanmoins, il reste une partie des dégradations susceptibles d'être subies par l'habitat qui ne peut être prise en compte dans les autres indicateurs, ce sont elles que l'on identifie et que l'on évalue dans cet indicateur. Il s'agit du **reliquat des perturbations non pris en compte de manière indirecte dans le reste du protocole**. Par exemple l'eutrophisation du milieu est prise en compte par les indicateurs 'Prairies Fleuries' et la liste d'espèces eutrophiles (Tableau 7).

La dichotomie entre « atteintes diffuses » au niveau du site et « atteintes lourdes » qui a été privilégiée dans les autres méthodes d'évaluation Carnino (2009) et Goffé (2011) a été repensée pour privilégier une approche plus spécifique et précise. Cela permet comme expliqué plus haut d'éviter les redondances avec les perturbations déjà prises en compte par les autres indicateurs. Néanmoins, nous avons conservé l'indicateur « atteintes diffuses au niveau du site » pour des impacts à grande échelle dont les conséquences ne sont pas détectables à une échelle fine d'observation.

Une fiche en annexe 5 précise le cadre d'ajout d'altérations à la liste existante, pour éviter des redondances dans la méthode, mais également car par exemple, selon l'échelle de perception, une même pratique de gestion peut être considérée comme une perturbation ou un facteur de

stabilité (Balent *et al.*, 1999, in Chabrierie, 2002). Le pâturage, par exemple, élimine des espèces ou une partie de leur biomasse à une échelle centimétrique, mais assure aussi la stabilité de la pelouse en limitant la colonisation des ligneux à l'échelle d'un site (plusieurs hectares). De même, les micro-perturbations créées par l'activité des mammifères sauvages ou par le piétinement des moutons (Dhillion 1999 ; Milton *et al.*, 1997, in Chabrierie, 2002), détruisent localement des



Photo 11 : Exemple d'atteintes : rat taupier (© L. Maciejewski)

espèces mais favorisent aussi leur renouvellement à l'échelle de la communauté grâce à la banque de graines (Grubb 1988, in Chabrierie, 2002). L'échelle d'observation est donc déterminante sur l'effet attendu des perturbations sur la végétation (Glenn *et al.*, 1992 ; Wiegand *et al.*, 1998, in Chabrierie, 2002).

Tableau 7 : Listes des atteintes pour les pelouses et prairies

Atteintes au niveau du polygone (PRAIRIE)
Rat taupier 0-10 % (ou nombre de trous) de la surface (Photo 11)
Rat taupier > 10 % (ou nombre de trous) de la surface (Photo 11)
Litière > 10 % de la surface
Tassement dû à des engins 0-5 % de la surface
Tassement dû à des engins > 5 % de la surface
Autres atteintes ponctuelles (place à fumier, dépôts d'ordures...)
...

Atteintes au niveau du polygone (PELOUSE)
Rat taupier 0-10 % (ou nombre de trous) de la surface (Photo 11)
Rat taupier > 10 % (ou nombre de trous) de la surface (Photo 11)
Sol non végétalisé dont les causes ne sont pas édaphiques
Tassement dû à des engins 0-5 % de la surface
Tassement dû à des engins > 5 % de la surface
Autres atteintes ponctuelles (place à fumier, dépôts d'ordures...)
...

4.4. Tableaux synthétiques

Voici les tableaux synthétiques des critères et indicateurs retenus afin d'évaluer l'état de conservation des pelouses calcicoles (code EUR 27 : 6210) et prairies de fauche (codes EUR 27 : 6510 et 6520) d'intérêt communautaire (Tableaux 8 et 9). Les tableaux complets sont disponibles en annexes 6 et 7.

Tableau 8 : Tableau simplifié des critères et indicateurs retenus pour l'évaluation de l'état de conservation des prairies de fauche

PARA MÈTRE	CRITÈRE			INDICATEUR			
				Options entre indicateurs		Description des indicateurs	
Surface couverte	Surface de l'habitat			Evolution de la surface (indiquer les causes de l'évolution)			
	Morcellement et fragmentation			Outil à proposer, mais indicateur reste optionnel			
Structure et fonction	Couverture du sol			recouvrement de ligneux (en %)			
	Composition spécifique	Composition floristique		Choisir entre 'Prairies fleuries' ou 'Présence d'espèces eutrophiles	A	Liste d'espèces floristiques (nationale 2011) "prairies fleuries"	
					B	Présence d'espèces eutrophiles	
				Présence d'espèces du régime de fauche			
				Présence d'espèces allochtones envahissantes			
		Composition faunistique	Composition en Lépidoptères diurnes (au choix A ou B)	A		indicateur 'couleur'	
				B		indicateur 'détermination d'espèces' (seuils à adapter)	
			Composition ou activité des Coprophages (au choix A, ou A+B)	A		indicateur 'observation activité des coprophages'	
				B		indicateur 'gros coléoptères exigeants'	
		Présence d'autres groupes taxonomiques		Orthoptères			
				Hyménoptères			
	Fourmis						
Oiseaux							
Champignons macromycètes							
Altérati ons	Atteintes "diffuses" au niveau du site			Atteintes dont l'impact est difficilement quantifiable en surface			
	Atteintes au niveau du polygone			Atteintes et leur recouvrement (voir liste fournies et notes associées)			

Tableau 9 : Tableau simplifié des critères et indicateurs retenus pour l'évaluation de l'état de conservation des pelouses calcicoles

PARAMÈTRE	CRITÈRE		INDICATEUR	
			Options entre indicateurs	Description des indicateurs
Surface couv	Surface de l'habitat		Evolution de la surface (indiquer les causes de l'évolution)	
	Morcellement et fragmentation		Outil à proposer, mais indicateur reste optionnel	
Structure et Fonctions	Couverture du sol		recouvrement de ligneux(en %)	
	Composition spécifique	Composition floristique		Présence d'espèces eutrophiles
				Recouvrement du Brachypode penné
				Présence d'espèces allochtones envahissantes
		Composition faunistique	Composition en Lépidoptères diurnes (au choix A ou B)	A indicateur 'couleur'
				B indicateur 'détermination d'espèces' (seuils à adapter)
			Composition ou activité des Coprophages (au choix A, ou A+B)	A indicateur 'observation activité des coprophages'
				B indicateur 'gros coléoptères exigeants'
		Présence d'autres groupes taxonomiques		Orthoptères
				Hyménoptères
				Fourmis
				Oiseaux
Altérations	Atteintes "diffuses" au niveau du site		Champignons macromycètes	
	Atteintes au niveau du polygone		Atteintes dont l'impact est difficilement quantifiable en surface	
			Atteintes et leur recouvrement (voir liste fournies et notes associées)	

4.5. Choix des valeurs-seuils et notes associées

L'évaluation de l'état de conservation s'effectue par l'étude de diverses caractéristiques de l'habitat (critères) à l'aide d'indicateurs (variables qualitatives ou quantitatives à mesurer).

On recueille sur le terrain la donnée à relever par indicateur. Cette donnée est comparée aux valeurs-seuils que nous avons mises en place. Selon la modalité dans laquelle on se trouve, une note est associée (Figure 25).

On recommence pour chaque indicateur.

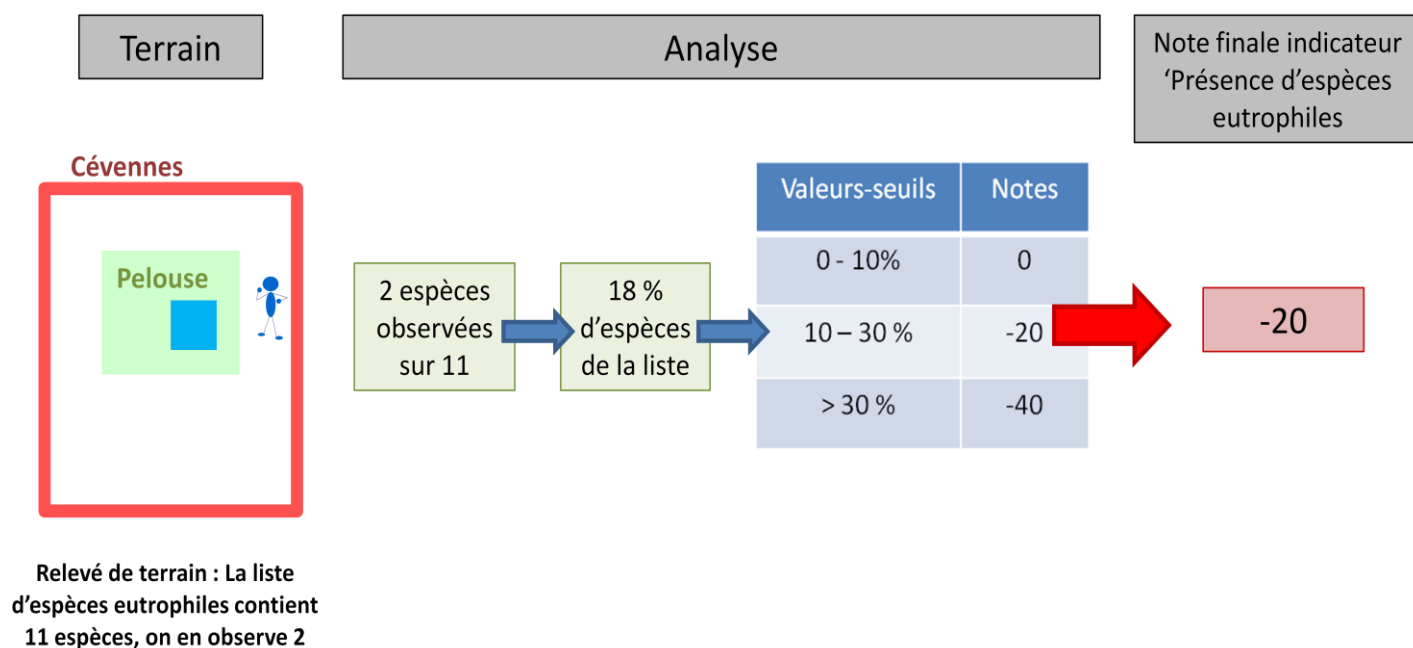


Figure 15 : Du relevé à la note par indicateur

Valeurs-seuils par indicateur

Pour les indicateurs pour lesquels nous avons assez de données, nous avons mis en place les valeurs-seuils d'abord à partir de l'observation de la distribution des données de terrain, ensuite grâce à une optimisation de l'ajustement entre les notes obtenues par placette et les avis d'experts à partir de régressions linéaires. La phase de terrain 2011 s'est déroulée en partie dans la moitié Sud de la France, et dans des sites considérés comme étant en bon état de conservation globalement, c'est pourquoi les valeurs-seuils présentées dans cette méthode pourront (et certainement devront) être recalibrées avec un jeu de données plus important afin de s'adapter à une majorité de situation.

L'intégralité de ces valeurs-seuils se trouve dans les tableaux en annexes 6 et 7.

Notes par indicateur

Pour les indicateurs pour lesquels cela a été possible, les notes ont été élaborées à partir des analyses statistiques (Tableaux 10 et 11). Elles ont permis de mettre en évidence de façon claire que le niveau trophique est le facteur écologique prépondérant pour les pelouses et les prairies, car lorsqu'un poids fort est donné aux indicateurs du niveau trophique (Tableaux 10 et 11), le résultat de la régression linéaire entre les notes et l'avis d'expert est maximisé (R^2).

Tableau 10 : Notes par indicateur pour les pelouses (élaborée grâce aux analyses statistiques)

PELOUSE	NOTE
Evaluation 'Lépidoptères couleur' (avec seuils)	+5 à -15
Evaluation 'Lépidoptères espèces'	0 à -15
Activité des coprophages dans les bouses	0 à -5
% de présence des espèces eutrophiles	0 à -40
Recouvrement du Brachypode	0 à -20
Recouvrement des arbustes < 30cm	0 à -10
Atteintes	0 à -20 (ou plus)

Tableau 11 : Notes par indicateur pour les prairies (élaborée grâce aux analyses statistiques)

PRAIRIE	NOTE
Evaluation 'Lépidoptères espèces'	0 à -15
Evaluation 'Lépidoptères couleur' (avec seuils)	+5 à -15
Activité des coprophages dans les bouses	0 à -5
% de présence des espèces caractéristiques du régime de fauche	0 à -20
Nb moyen d'espèces de la liste 'Prairies Fleuries'	0 à -40
% de présence des espèces eutrophiles	0 à -40
Recouvrement des arbustes < 30cm	0 à -10
Atteintes	0 à -20 (ou plus)

La place des indicateurs du niveau trophique a également été confirmée par le fait que lorsque nous enlevons cet indicateur de l'évaluation, la qualité de l'ajustement diminue très fortement.

Ajustement de la méthode

Le R^2 correspond au pourcentage de variabilité de l'avis d'expert expliqué par les notes résultant des indicateurs.

PRAIRIE

Pour les prairies de fauche, deux critères avec chacun deux indicateurs au choix sont disponibles, ce qui fait quatre possibilités en tout (Figure 26).

PELOUSE

Pour les pelouses, il y a un critère avec deux indicateurs au choix, ce qui fait deux possibilités (Figure 27).

Pour chaque possibilité pour les prairies et les pelouses, la qualité de l'ajustement entre la méthode et l'avis d'expert se trouve dans les **encarts rouges**, et le pourcentage de placette dont l'évaluation par avis d'expert est identique à l'évaluation par la méthode lorsqu'on utilise les valeurs-seuils finales dans les **encarts violets** (Figures 26 et 27).

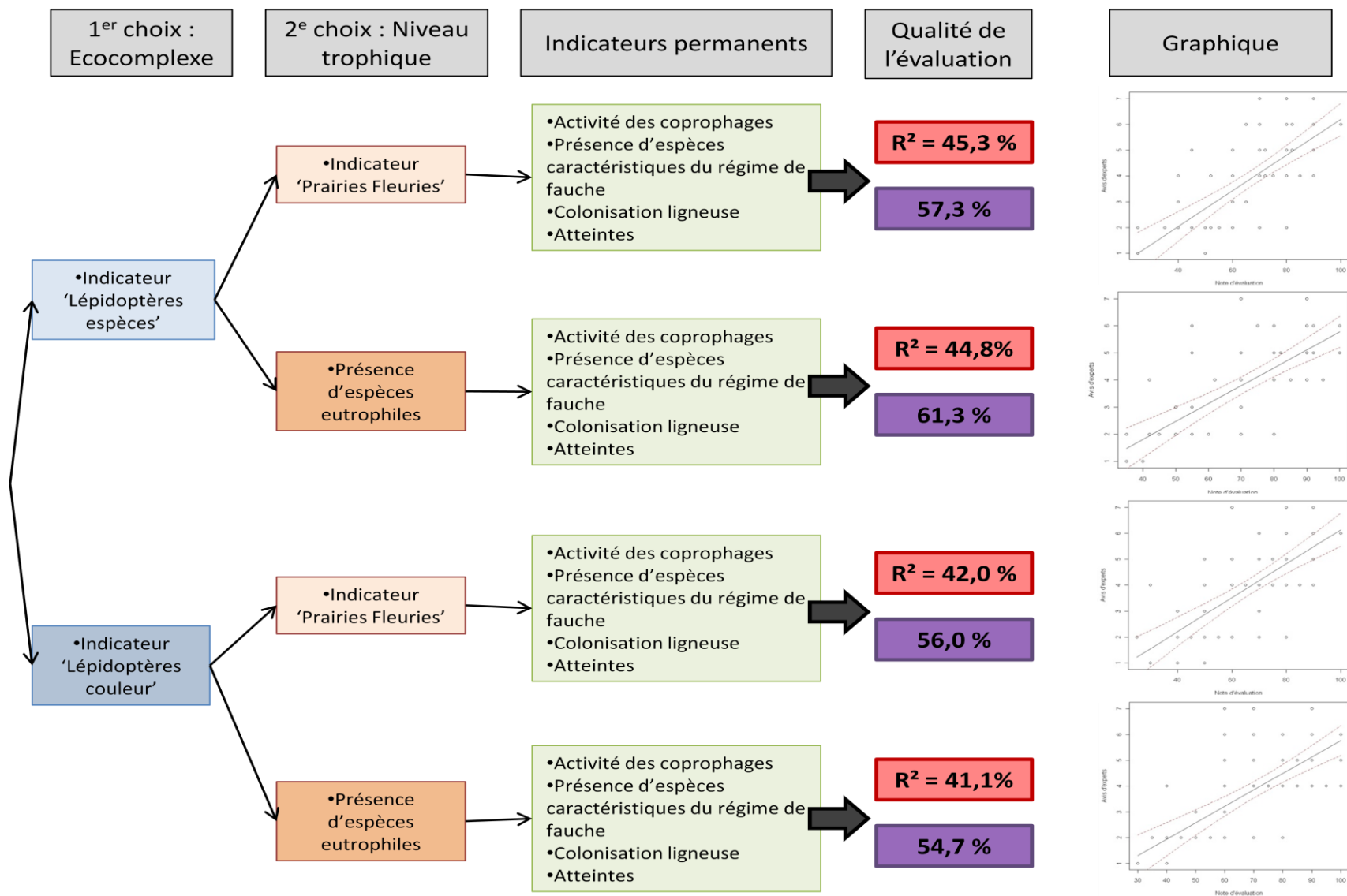


Figure 26 : Qualité de l'ajustement entre la méthode et l'avis d'expert pour les prairies

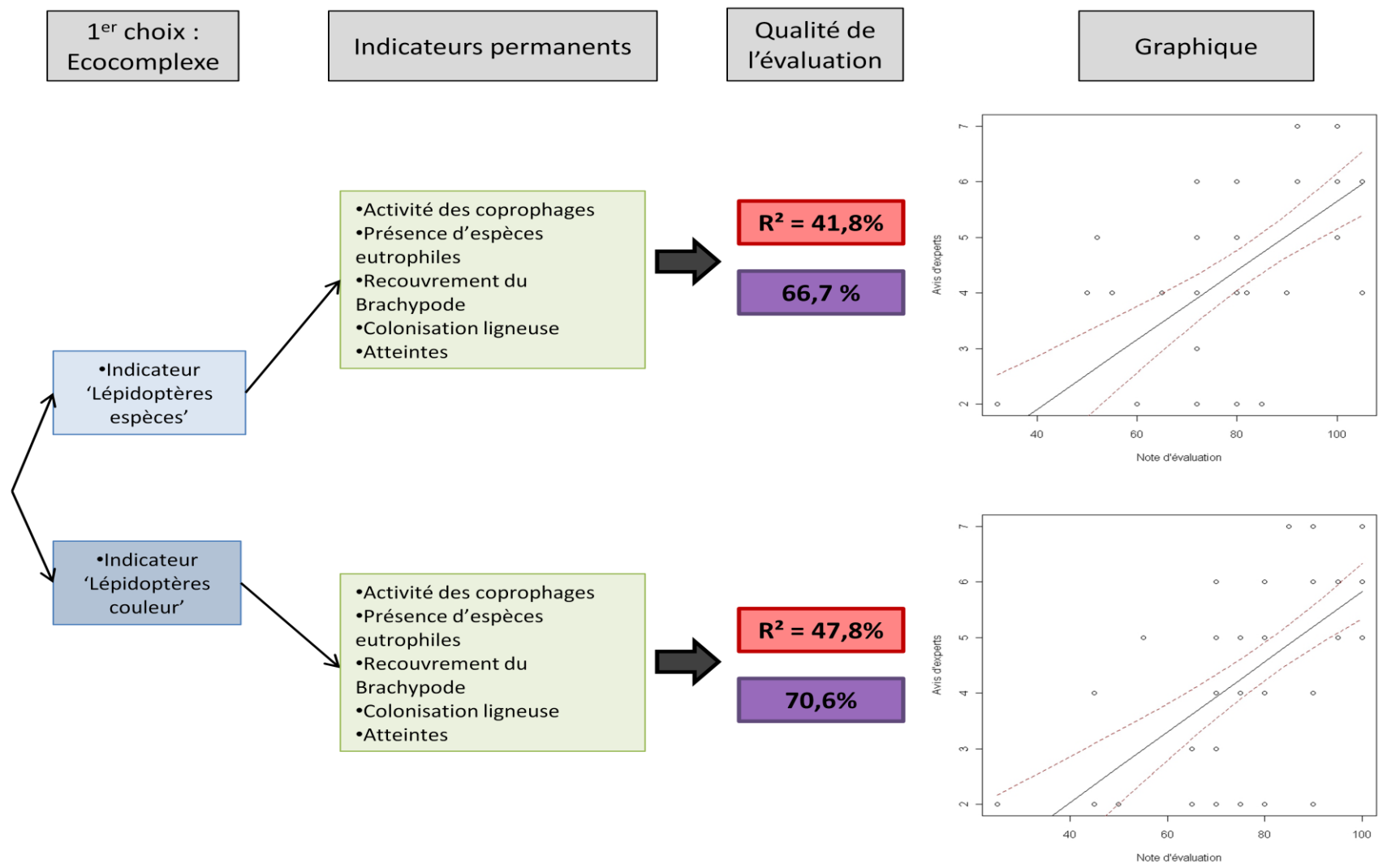


Figure 27 : Qualité de l'ajustement entre la méthode et l'avis d'expert pour les pelouses

On peut remarquer sur les graphiques que la méthode a tendance à surévaluer l'état de conservation par rapport à l'avis d'expert, ce qui signifie qu'il y a des dégradations qui ne sont pas ou peu prises en compte par la méthode. Il existe des « zones d'ombre », notamment, nous avons pu remarquer la méthode ne pourra pas mettre en évidence une légère eutrophisation d'une pelouse xérique (*Xérobromion* en évolution vers le *Mésobromion*). Ce qui est dommage mais logique puisqu'elle doit permettre d'évaluer l'état de conservation de ces deux milieux avec les mêmes indicateurs.

Nous ne pouvons éviter ces zones d'ombre, il n'est pas envisageable de pouvoir prendre en considération toutes les évolutions et spécificités possibles des milieux que nous étudions, néanmoins il est nécessaire d'en avoir conscience et d'essayer de les mettre en évidence au maximum.

Valeurs-seuils pour l'évaluation finale

Il est apparu lors des calculs statistiques que les valeurs-seuils de notes les plus adaptées dans notre cas sont différentes que pour les habitats forestiers (valeurs-seuils finales 40 et 70 pour les habitats forestiers, 60 et 80 calculées pour les habitats agropastoraux) (Figure 28).

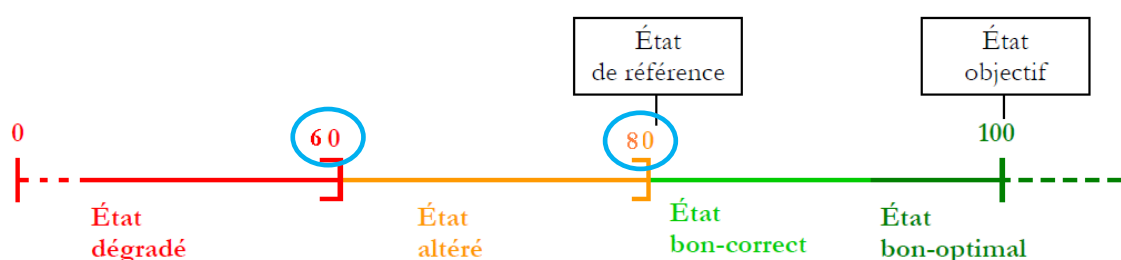


Figure 28 : Gradient d'état de conservation après analyse statistique des données pour les pelouses et prairies

Néanmoins, plusieurs indicateurs n'ont pas été pris en compte (et le calibrage des autres indicateurs a été réalisé sur une partie de la moitié Sud de la France), c'est pourquoi cela ne reste qu'une proposition et les nouvelles valeur-seuils sont amenées à évoluer.

Sur les figures 26 et 27, dans les encarts violets est inscrit le pourcentage de placette dont l'évaluation par avis d'expert est identique à l'évaluation par la méthode.

4.6. Évaluation simplifiée

Avec l'analyse statistique, il est apparu que pour les prairies et pelouses, les indicateurs qui mettent en évidence le niveau trophique de la placette sont ceux qui ont le plus grand poids dans l'évaluation de l'état de conservation. Il s'agit de l'indicateur 'Pourcentage de présence d'espèces eutrophiles' pour les pelouses, et 'Pourcentage de présence d'espèces eutrophiles' ou 'Prairies Fleuries' pour les prairies.

Nous avons effectué une régression linéaire entre l'avis donné par les experts sur le terrain, et la note d'évaluation en utilisant uniquement ces indicateurs (Tableau 12).

Tableau 12 : Résultat de la régression linéaire entre l'avis d'expert et un indicateur choisi pour une évaluation simplifiée

PELOUSE	PRAIRIE	PRAIRIE
	Nb moyen d'espèces de la liste 'Prairies Fleuries'	
% de présence des espèces eutrophiles		% de présence des espèces eutrophiles
R² = 34,8%	R² = 30,3%	R² = 51,3%

Il apparaît donc que nous pouvons proposer une évaluation simplifiée de l'état de conservation, où l'évaluation est moins fiable, mais beaucoup plus rapide. Pour se faire, il faut que l'élaboration de la liste d'espèces eutrophiles soit faite avec beaucoup de soin.

Cette évaluation ne constitue pas un outil d'aide à la gestion, ni un outil de suivi, mais peut par contre intervenir couplé à un programme de cartographie, ou dans le cadre d'une veille intermédiaire entre deux inventaires plus précis.

Les nouvelles investigations en 2012 nous permettront de confirmer la validité de cette simplification.

4.7. Échantillonnage

4.7.1. Unité d'échantillonnage

Nous avons mis en place des indicateurs dont l'information est à relever sur trois échelles différentes. Les indicateurs floristiques peuvent être relevés sur une unité fine d'échantillonnage (placette) ; certains indicateurs concernant des échelles plus larges, comme les Lépidoptères, peuvent être relevés à l'échelle du polygone ou de l'unité de gestion. Enfin certains indicateurs, comme ceux concernant la surface couverte par l'habitat, sont à renseigner au niveau du site. Nous ne pouvons donner une solution définitive concernant l'unité d'échantillonnage, car pour le moment nous n'avons pas les réponses scientifiques aux questions que nous nous posons, ni les moyens de mettre en œuvre toutes les solutions possibles, néanmoins, nous pouvons faire des propositions.

La première proposition est l'utilisation de placettes comme unité fine d'échantillonnage (Figure 29); différentes tailles sont possibles. On peut se baser sur la notion d'aire minimale (utilisée en phytosociologie), mais même si elle permet de lister l'ensemble des espèces présentes, les espèces à relever ont été choisies aussi car elles ne sont pas rares, donc leur présence peut facilement être relevée sur une surface plus petite que cette aire minimale, car il est important de prendre en

compte que l'augmentation de la taille de la placette augmente fortement le biais observateur. On peut donc envisager l'utilisation de placettes 5x5m, car on limite le biais d'échantillonnage, et on peut multiplier le nombre de placettes réalisées afin d'augmenter l'effort d'échantillonnage. Cependant, le risque à la mise en pratique de placette de petite taille est que l'opérateur fasse le relevé dans une zone plutôt en bon état de conservation (inconsciemment ou consciemment, on évite les zones hétérogènes ou particulières), c'est pourquoi cela demanderait la mise en place d'un plan d'échantillonnage au préalable avec localisation des points par GPS, qui est un dispositif lourd et chronophage, mais dont la mise en place peut être justifiée par la récolte de données pour d'autres projets.

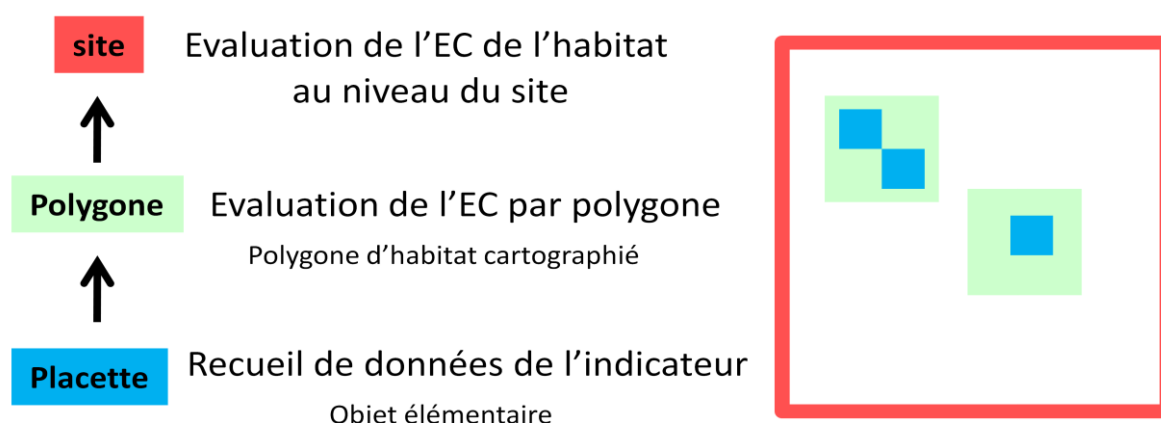


Figure 29 : La placette comme unité fine d'échantillonnage

Une deuxième proposition est la réalisation du relevé en se basant sur la méthode 'Prairies Fleuries' (Figure 30). On choisit une diagonale qui traverse le polygone, on la découpe « mentalement » en trois tiers, on fait le relevé des informations sur chacun des tiers puis on fait une moyenne. Cela permettrait de limiter les effets micro-stationnelles et de perturbations localisées, et entre autres de couvrir plus de surface qu'une placette et donc d'arriver plus facilement à une représentativité de l'échantillon par rapport au site et permettrait également de mieux appréhender les gradients au sein d'un habitat générique. Il reste à vérifier que la qualité des informations pour les indicateurs autres que 'Prairies Fleuries' reste la même en appliquant cette méthode (car elle n'a pour le moment pas été appliquée pour d'autres indicateurs).

Il faut remarquer que dans un site de très grande taille (de l'ordre de la dizaine de milliers d'hectares), les problématiques d'unité d'échantillonnage et de plan d'échantillonnage seront différemment prises en compte que dans un site de taille plus modeste.

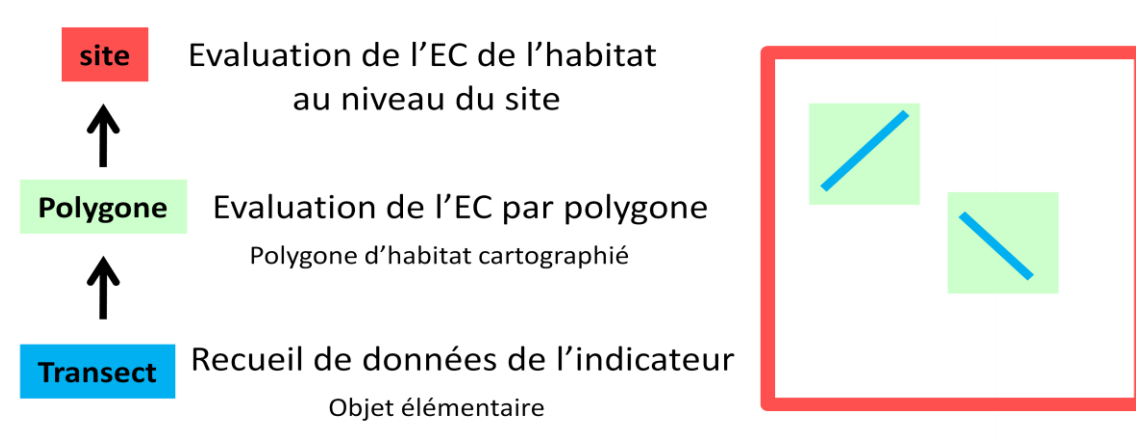


Figure 30 : Le transect au niveau du polygone comme unité fine d'échantillonnage

Une autre solution est la mise en place de placette permanente, qui permettrait de suivre l'évolution de tous les paramètres, notamment la colonisation ligneuse. Néanmoins, on peut se poser la même question que précédemment, n'est-ce pas disproportionné de mettre en place un système de placettes permanentes pour le relevé de quelques espèces appartenant à une liste, qui est un dispositif lourd, avec matérialisation des points sur le terrain avec des piquets par exemple. Il serait peut-être plus judicieux dans le cadre de la mise en place d'un tel dispositif, de réaliser des relevés plus complets des différents compartiments, pour obtenir un suivi fin des communautés mais qui permettrait également de récolter les informations nécessaires à l'évaluation de l'état de conservation.

4.7.2. *Évaluation au niveau du site*

Le passage d'une évaluation à une échelle fine à une échelle plus large (site) est une question délicate à laquelle nous n'avons pas encore pu donner de réponse précise, mais nous pouvons faire des propositions.

Pour la méthode d'évaluation de l'état de conservation des habitats forestiers, il avait été préconisé de faire une moyenne par critère des notes au niveau du site. Une moyenne ne nous paraît pas adaptée dans ce cas précis, mais elle reste une option. Une seconde proposition pour le gestionnaire est de faire un graphique avec la fréquence des placettes par tranche de note (fonction de distribution des notes dans le site – Figure 31-).

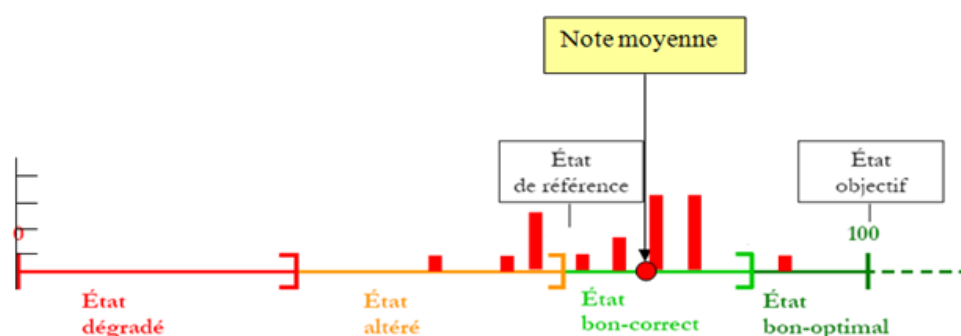
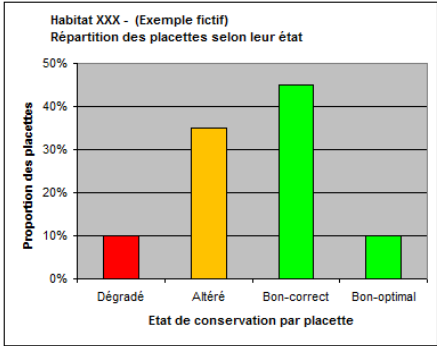
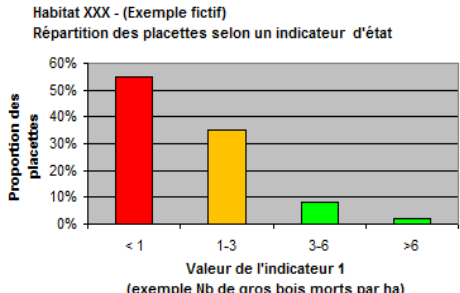
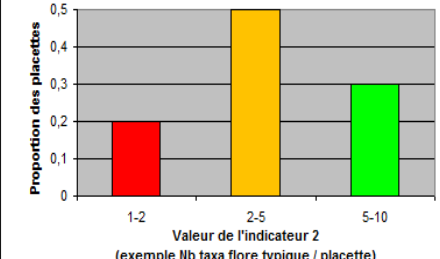
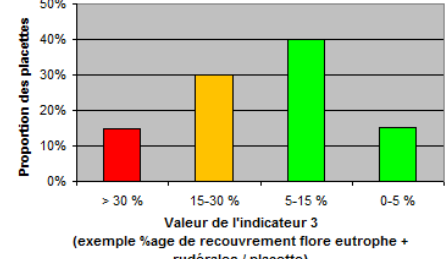


Figure 31 : Fréquence des placettes par tranche d'état de conservation (fonction de distribution des notes dans le site)

Ensuite, pour évaluer l'état de l'habitat considéré au niveau du site, on peut procéder par deux approches (Tableau 13).

Tableau 13 : Schémas d'analyses possibles basés sur des indicateurs de structure et fonction relevés sur le terrain
(source : Bensettiti *et al.*, 2012)

Méthode 1 Affecter un état à chaque placette	Méthode 2 Effectuer une ventilation des placettes selon chaque indicateur d'état
 Habitat XXX - (Exemple fictif) Répartition des placettes selon leur état	 Habitat XXX - (Exemple fictif) Répartition des placettes selon un indicateur d'état  
Nécessite : des seuils à l'échelle d'un échantillon pour pouvoir les répartir par état.	Nécessite : Des seuils de répartition pour chaque indicateur pour définir un état favorable ou non.
Avantages / Inconvénients - Simplicité - L'échelle de l'échantillon n'est pas toujours la plus appropriée pour attribuer un état des structures et fonctions - Donne une vision un peu simpliste des états et s'adapte moins à une approche qui admettrait plusieurs états favorables, mais permet une cartographie des états de conservation	Avantages / Inconvénients - Rend plus fidèlement compte de la réalité et permet l'identification des facteurs qui entraînent un mauvais état de la structure et fonction - Permet d'évaluer des états favorables multiples - Cette approche peut masquer certains cas dans lesquels aucune placette n'est dans un état favorable mais où chaque indicateur pris individuellement peut l'être

Ensuite, on peut envisager de faire une liste de cas selon le pourcentage de placette dans chaque tranche ou par indicateur.

Exemple :

- plus de 30% des placettes en état dégradé → état mauvais
- plus de 50 % des placettes en état bon-correct → bon état

4.7.3. *Plan d'échantillonnage*

La question du plan d'échantillonnage qui ici peut être évoquée faisant référence à un habitat, pourra être ultérieurement envisagée pour tous les habitats simultanément dans un même site lorsque les méthodes seront développées.

Dans un site de petite taille, ou dans un site où un habitat est peu représenté, on peut facilement réussir à avoir une vision globale de l'état d'un habitat avec un effort d'échantillonnage faible. Mais dans un grand site, ou dans un site où un habitat est très fortement représenté, une approche robuste au niveau statistique doit être mise en place. Notamment, car d'un point de vue statistique c'est le caractère aléatoire qui garantit le caractère significatif des résultats. C'est pourquoi une méthode purement aléatoire (tirage au sort des placettes à partir d'une grille géoréférencée avec précision) paraîtrait recommandée. Leur degré de représentativité (par réduction de la dispersion, donc augmentation du pouvoir informatif rendant les résultats exploitables) dépend directement de l'intensité d'échantillonnage, donc du nombre de placettes, ceci serait à étalonner pour permettre une adaptation selon les contextes.

5. Discussion

La diversité des facteurs écologiques ainsi que tous les différents efforts de gestion appliqués amènent une telle diversité au sein des habitats agropastoraux au niveau générique, qu'une seule méthode n'a pu être mise en place pour tous les habitats réunis, c'est pourquoi des protocoles différents devront être mis en place selon les cas. Nous avons donc restreint notre étude pour cette première version à quelques habitats.

Il existe déjà un certain nombre de méthodes mises en place pour évaluer l'état de conservation, à différentes échelles, mais il n'existait pas à ce jour de méthode standardisée au niveau national pour les habitats agropastoraux. Au-delà des demandes réglementaires (évaluation de l'état de conservation dans les Docob, et mise à disposition de données pour contribuer à l'évaluation nationale), la mise en application de la même méthode sur le territoire national permettra le partage des expériences, et la mise en valeur des efforts de gestion.

Avantages et limites de la méthode

La phase de récolte de données a été réalisée en partie dans le Sud de la France, et dans des sites dont l'état de conservation générale est bon, voire très bon. C'est pourquoi nous envisageons que les résultats de cette étude soient peut-être surestimés par rapport à la moyenne nationale (on peut craindre une sur-représentation des valeurs élevées pour chaque indicateur). En 2012, nous envisageons de récolter d'autres données sur des sites dans la moitié Nord de la France, l'objectif étant de balayer au mieux la diversité des états de conservation que l'on peut trouver sur le territoire, afin de recalibrer des valeur-seuils et des notes adaptées à l'ensemble du territoire.

La mise en place d'une méthode à partir de données récoltées sur le terrain grâce à des analyses statistiques permet de pouvoir s'adapter à toutes les échelles, pour décliner localement la méthode ou la standardiser sur un territoire plus vaste. Ces analyses nous permettent également de mettre en évidence des redondances entre indicateurs (redondance partielle ou totale), ceci afin entre autres de simplifier au maximum l'évaluation, ce qui nous permet d'avoir une vision plus précise et documentée de chaque indicateur et de la méthode en général. Mais ces analyses statistiques nous obligent à compiler beaucoup de données, qui ne sont pas toujours toutes disponibles, ni au même endroit ni au même moment. De plus, nous avons besoin pour ces tests d'une référence théorique à laquelle comparer nos résultats, la seule comparaison possible (en l'absence d'autres méthodes mises en place avec les mêmes objectifs) est avec l'avis d'experts. C'est donc l'ajustement entre la méthode et l'avis d'experts qui nous donne la qualité de la méthode. Considérer l'avis d'expert comme référence théorique à l'évaluation de l'état de conservation a ses limites, car cela sanctionne l'utilisation d'informations que l'expert n'aura pas pris en compte dans son évaluation, comme par exemple l'état de conservation à l'échelle de l'écocomplexe (indicateurs 'Lépidoptères').

Il est également important de mettre en évidence les « zones d'ombre » de la méthode. Cette méthode d'évaluation a pour objet d'étude des habitats génériques, or la variabilité écologique au sein d'un même habitat générique peut être très forte (habitats élémentaires le long d'un gradient écologique tel qu'un gradient trophique ou hydrique par exemple). C'est pourquoi certains aspects dynamiques ne peuvent être mis en lumière, par exemple nous avons pu remarquer qu'une légère eutrophisation d'une pelouse xérique (*Xérobromion* en évolution vers le *Mésobromion*) ne peut être mise en évidence par la méthode. Ce qui est dommage mais logique puisqu'elle doit permettre d'évaluer l'état de conservation de ces deux milieux avec les mêmes indicateurs. Nous ne pouvons éviter ces « zones d'ombre », il n'est pas envisageable de pouvoir prendre en considération toutes les évolutions et spécificités possibles des milieux que nous étudions, mais un des objectifs est de connaître au maximum ces « zones d'ombre », afin d'optimiser l'utilisation de cette méthode.

Ces « zones d'ombre » ont un autre effet, celui de sanctionner très fortement les habitats en transition (phases dynamiques). Il ne s'agit pas d'un choix délibéré, mais d'une conséquence du processus d'élaboration. Il convient d'être vigilant à ce sujet lors de la mise en application de la méthode.

Cette méthode a été conçue afin de répondre à une demande d'évaluation de l'état de conservation. La quantité ainsi que la technicité des données demandées afin de répondre à cette grille d'analyse est assez faible de manière délibérée. Néanmoins, il est possible de remplir cette grille d'analyse avec des données beaucoup plus précises (par exemple des relevés phytosociologiques).

Théorie de l'émergence : Le tout est différent de la somme des parties

Ici, notre travail se base sur le principe que l'étude détaillée des parties (la composition en espèces et les traits d'histoire de vie de celles-ci, sa structure et son fonctionnement, l'état de l'écocomplexe, etc.) constituant un tout (l'habitat) nous renseigne sur celui-ci (son état de conservation). Cependant, ce principe se heurte à celui de l'émergence.

D'après Lenay (1994), le comportement de chaque agent peut être exactement déterminé par son état interne et les perturbations qu'il reçoit de son environnement. Cependant, par leurs interactions à travers cet environnement, ces agents peuvent donner lieu à une dynamique collective complexe possédant des états stables pour lesquels les comportements déterminent un environnement qui a justement pour effet de produire ces comportements. Ce sont ces états collectifs que l'on appelle organisation, structure, ou fonctionnalité émergentes. Cette théorie pose la question de savoir si des facteurs explicatifs simples, ne définissant que des règles d'interaction locale, sont suffisants pour rendre compte de phénomènes collectifs observés ou espérés. Il est certain que faute de mieux, nous ne pouvons aborder le tout (l'habitat), qu'en

étudiant les parties (biotiques ou abiotiques) qui le composent. Néanmoins, il est utile de prendre du recul sur ce travail en envisageant que l'étude des parties ne donne pas forcément toutes les informations sur l'ensemble.

Perspectives en 2012

Suite à une étude de plus d'un an, la première version de cette méthode a besoin d'être testée et éprouvée par les utilisateurs qu'elles visent à terme : les opérateurs des sites Natura 2000, mais plus largement les gestionnaires d'espaces protégés, c'est pourquoi il n'est pas nécessaire que les sites de test soient des sites Natura 2000. Nous souhaitons mettre en place des partenariats afin de savoir si cette méthode est opérationnelle et pertinente dans différents contextes et sur différents aspects, afin d'améliorer la qualité de cette méthode et la faire évoluer à partir des retours d'expérience. La mise en application par des structures opératrices constitue le premier volet, qui va nous permettre d'améliorer la méthode, pour la rendre encore plus pragmatique et nous permettre d'apporter d'autres éléments de réponse sur des questions délicates telles que l'échantillonnage. Nous sollicitons toutes structures opératrices ou gestionnaire de sites (PNF, PNR, CREN, RNF, RNN, etc.).

Un deuxième volet est le recalibrage des indicateurs. En effet, nous avons mis en place les indicateurs à partir d'analyses statistiques. Si nous augmentons le nombre de données disponibles, nous augmenterons la qualité de ces indicateurs. Nous souhaitons récolter des données dans des sites situés dans la partie Nord de la France, mais également, nous souhaitons savoir si les grilles d'analyse élaborées pour les pelouses calcicoles et les prairies de fauche peuvent être adaptées à d'autres habitats dont l'écologie est proche (Tableau 14). Cette étape sera réalisée en partenariat notamment avec les CBN et la FCBN.

Tableau 14: Les habitats agropastoraux d'intérêt communautaire (hors landes et fourrés) dans les sites Natura 2000
(source : base Natura 2000 septembre 2011) : en vert les habitats dont la méthode d'évaluation pourrait se rapprocher de celles existantes

Nom valide	Code EUR27	Nombre de sites concernés	Surface en site Natura 2000 (ha)
Pelouses sèches semi-naturelles et faciès d'emboisement sur calcaires (<i>Festuco-Brometalia</i>)	6210	481	109 692
Pelouses maigres de fauche de basse altitude (<i>Alopecurus pratensis</i> , <i>Sanguisorba officinalis</i>)	6510	341	97 056
Pelouses calcaires alpines et subalpines	6170	101	86 938
Mégaphorbiaies hygrophiles d'ourlets planitiaires et des étages montagnard à alpin	6430	531	44 942
Formations herbeuses à <i>Nardus</i> , riches en espèces, sur substrats siliceux des zones montagnardes (et des zones submontagnardes de l'Europe continentale)	6230	169	38 574
Parcours substeppiques de graminées et annuelles des <i>Thero-Brachypodietea</i>	6220	94	36 564
Prairies à <i>Molinia</i> sur sols calcaires, tourbeux ou argilo-limoneux (<i>Molinion caeruleae</i>)	6410	315	24 263
Prairies de fauche de montagne	6520	118	24 045
Pelouses pyrénéennes siliceuses à <i>Festuca eskia</i>	6140	28	22 457
Pelouses rupicoles calcaires ou basiphiles du <i>Alyso-Sedion albi</i>	6110	150	7 136
Pelouses calcaires de sables xériques	6120	32	4 652
Prairies humides méditerranéennes à grandes herbes du <i>Molinio-Holoschoenion</i>	6420	37	4 370
Prairies alluviales inondables du <i>Cnidion dubii</i>	6440	7	3 623
Pelouses boréo-alpines siliceuses	6150	8	1 288
Pelouses calaminaires du <i>Violetalia calaminariae</i>	6130	4	138

Lien avec la gestion

Cette méthode d'évaluation a également pour objectif d'être un outil d'aide à la gestion. Toutefois, le lien entre évaluation de l'état de conservation, et suivi des efforts de gestion n'est pas direct. En effet, Dutoit (1996) nous fait remarquer que l'impact des différents régimes de gestion ne peut être généralisé d'un site à l'autre. Les résultats obtenus par un mode de gestion ne pourront être valablement appliqués à d'autres sites qu'en considérant les impacts sur la structure (diversité) et sur certains groupes fonctionnels en référence aux classifications élaborées à partir des traits de vie des espèces (Type biologique de Raunkiaer, de Grime, etc.).

Ce lien peut et doit être fait entre les principaux modes de gestion, et les conséquences les plus observées en termes d'état de conservation. Ce travail commencera au cours de l'année 2012. Il s'appuiera sur les retours d'expérience, afin de créer des généralisations entre gestion et état de conservation.

6. Conclusion

La réflexion méthodologique sur l'évaluation de l'état de conservation des habitats à l'échelle d'un site a été engagée au sein du MNHN en 2008, les premiers habitats étudiés ont été les habitats forestiers. Dans cette première méthode des choix méthodologiques ont été faits. La réflexion pour les autres types d'habitats s'est poursuivie en s'appuyant sur des grands principes retenus permettant ainsi une meilleure cohérence et homogénéité dans l'évaluation de la grande diversité des habitats d'intérêt communautaire.

La nouveauté pour l'étude des habitats agropastoraux a été la mise en place des indicateurs, valeurs-seuils et notes associées à partir de données récoltées sur le terrain et d'analyses statistiques. Les avantages sont multiples, tout d'abord se baser sur des relevés de terrain permet de pouvoir adapter les indicateurs à différentes échelles selon l'origine du jeu de données. Ensuite les tests statistiques mettent en évidence les redondances entre indicateurs, ce qui permet d'avoir une vision plus précise et documentée de chacun. Ces informations sont une aide pour faire le choix d'un indicateur au profit d'un autre ce qui simplifie la méthode (et évite la multiplication inutile des indicateurs), ou permet de proposer plusieurs alternatives pour la mise en évidence d'une même information à travers différents indicateurs (ce qui laisse le choix à l'opérateur). Les tests statistiques nous ont également permis de faire ressortir les facteurs écologiques les plus importants et les plus souvent cités dans la littérature scientifique pour les pelouses calcicoles et les prairies de fauche, ce qui constitue une validation *a posteriori* de la méthode choisie et conforte les choix effectués.

Un des points forts de cette méthode est également sa simplicité d'utilisation. En effet, nous avons fait le choix d'indicateurs simples, où il est possible d'utiliser des données faciles à recueillir pour répondre à l'évaluation de l'état de conservation, afin de la rendre accessible au plus grand nombre. Il reste évidemment possible d'utiliser des données plus complexes afin de remplir la grille d'analyse.

Nous avons également tenu à élargir l'évaluation de l'état de conservation à des taxons autres que la flore vasculaire, le bon état de conservation d'un habitat étant aussi lié à tous les autres groupes taxonomiques participant à son fonctionnement, et pas uniquement à ceux permettant de le définir. Cela permet également la mise en lumière de groupes taxonomiques peu connus mais dont la participation à l'évaluation de l'état de conservation est non négligeable.

Il existe bien évidemment encore des questions auxquelles nous ne pouvons pas apporter de réponses dans l'immédiat. Parfois par manque de données, notamment en ce qui concerne les indicateurs basés sur l'entomofaune, il est impératif de récolter plus de données au cours de l'année 2012 afin de pouvoir valider de manière robuste ces critères. Mais il subsiste également

certaines questions qui nécessitent des réflexions et expérimentations, notamment pour répondre aux questions des unités d'échantillonnage (*cf.* § 4.7.1.) au sein des sites par exemple.

Les perspectives des travaux à mener au cours de l'année 2012 sont essentiellement l'amélioration et la finalisation de la méthode par :

- le recalibrage des indicateurs, valeurs-seuils et notes associées sur le Nord de la France (la phase de terrain en 2011 s'est déroulée en partie dans le Sud de la France), afin que la méthode soit standardisée sur tout le territoire français ;
- la consolidation des indicateurs dont le calibrage a été limité en 2011 à cause d'un manque de temps et de données ;
- la mise en application de la méthode par les utilisateurs qu'elles visent à terme : les opérateurs des sites Natura 2000, mais plus largement les gestionnaires d'espaces protégés afin d'évaluer sa pertinence et savoir si elle est opérationnelle dans différents contextes et sur différents aspects, afin de la faire évoluer à partir des retours d'expérience ;
- l'élargissement du champ d'application de la méthode à d'autres habitats agropastoraux dont l'écologie est proche des milieux déjà visés par ce travail.

Un guide pratique plus synthétique qui fournira l'essentiel pour l'application de la méthode d'évaluation accompagne ce rapport, où sont présentés les outils essentiels pour la compréhension et la mise en pratique sur le terrain.

Cette étude a abouti à une première version de la méthode, qui vise à être améliorée et à évoluer grâce aux retours d'expérience des professionnels, à l'augmentation des données disponibles (notamment grâce à une nouvelle campagne de terrain prévue en 2012), mais également à partir des avancées dans le domaine de la recherche en écologie de la conservation.

Bibliographie

AGREIL C. et GREFF N., 2008 - Des troupeaux et des hommes en espaces naturels, une approche dynamique de la gestion pastorale. Guide technique Conservatoire Rhône-Alpes des espaces naturels, Vourles. 87 p. + annexes.

ANONYME, 2008. Article R414-11 du Code de l'environnement, modifié par le décret n°2008-457 du 15 mai 2008, art. 18, [en ligne]. <http://www.legifrance.gouv.fr>

BALENT G., DURU M., MAGDA D., 1993 – *Pratiques de gestion et dynamique de la végétation des prairies permanentes. Une méthode pour le diagnostic agro-écologique, une application aux prairies de l'Aubrac et de la vallée de l'Aveyron*. Etudes et Recherches sur les Systèmes Agraires et le Développement, 27: pp. 283-302

BENSETITTI F., BOULLET V., CHAUAUDRET-LABORIE C. et DENIAUD J. (coord.), 2005. « *Cahiers d'habitats* » Natura 2000. *Connaissance et gestion des habitats et des espèces d'intérêt communautaire. Tome 4 - Habitats agropastoraux*. MATE/MAP/MNHN. La Documentation française, Paris, 2 volumes : 445 p. et 487 p. + cédérom.

BENSETITTI (F.), COMBROUX (I.), DASZKIEWICZ (P.), 2006 - Évaluation de l'état de conservation des habitats et espèces d'intérêt communautaire 2006-2007 - Guide méthodologique. Paris, MNHN-DEGB-SPN. Document 2, version 4, 149 p.

BENSETITTI F., PUISSAUVE R., LEPAREUR F., TOUROULT J., MACIEJEWSKI L., 2012 – Evaluation de l'état de conservation des habitats et espèces d'intérêt communautaire (DHFF article 17), Guide méthodologique, Version 1 - Muséum national d'histoire naturelle, 77p. + annexes

BIOTOPE-GREET Nord Pas de Calais (février 2008). « *Analyse des potentialités écologiques du territoire régional* », 65 p.

CARNINO N., 2009 - État de conservation des habitats d'intérêt communautaire à l'échelle du site - Guide d'application de la méthode d'évaluation des habitats forestiers - Muséum national d'histoire naturelle / Office national des forêts, 23 p. + annexes.

CARNINO (N.) et TOUROULT (J.), 2010 - Évaluation de l'état de conservation des habitats forestiers à l'échelle d'un site Natura 2000 : du concept vers un outil pour le gestionnaire - *Revue Forestière Française*, LXII, 2-2010, pp. 127-140.

CHABRERIE O., 2002 - Analyse intégrée de la diversité des communautés végétales dans les pelouses calcicoles de la basse vallée de la Seine – Thèse de l'université de Paris XI, UFR Scientifique d'Orsay, soutenue le 17/12/2002, Orsay, 232 p.

CHAROLLAIS M., PEARSON S., KUCHEN S., SCHIESS C., 1997 – Appréciation de la qualité écologique, clé d'appréciation 'Herbages' – SRVA, LBL., 1^{ère} édition juin 1997

CHAURAND J., 2010 - Modalités de suivi et d'évaluation des Schémas Régionaux de Cohérence Écologique. Rapport de stage, septembre 2010, UMR TETIS, Cemagref.

CONSEIL DE LA CEE, 1992 - Directive 92/43/CEE du 21 mai 1992 concernant la conservation des habitats naturels ainsi que de la faune et de la flore sauvages. Dernière modification : directive 2006/105/CE du Conseil du 20 novembre 2006 publiée au JO UE du 20.12.2006.

CORRIOL, G. 2005. — Les mycocénoses des pelouses comme bioindicateur. Enseignements des travaux en Europe du nord et applications possibles en Midi-Pyrénées. Actes du 1er colloque naturaliste de Midi-Pyrénées, Cahors. Ed. Nature Midi-Pyrénées, p. 95-99.

DEMERGES D., 2002 - Proposition de mise en place d'une méthode de suivi des milieux ouverts par les Rhopalocères et Zygaenidae dans les Réserves Naturelles de France. Réserves Naturelles de France, Quétigny, 36p.

DEVILLERS (P.), DEVILLERS-TERSCHUREN (J.), LEDANT (J.-P.) et coll., 1991. *CORINE biotopes manual. Habitats of the European Community. Data specifications - Part 2*. EUR 12587/3 EN. European Commission, Luxembourg, 300 p.

DUPONT P. et LUMARET J.-P., 1997 – Les invertébrés continentaux et la gestion des espaces naturels –Rapport de fin de contrat rédigé à la demande du ministère de l'Environnement – ATEN/RNF - 257p.

DUTOIT T., 1996. Dynamique et gestion des pelouses calcaires de Haute-Normandie. Ph.D thesis. p. 220, Seine-Maritime. Presse Universitaire de Rouen, Mont Saint Aignan, France.

ERROUISSI F., JAY-ROBERT P., LUMARET J.-P. et PIAU O., 2004 - Composition and structure of dung beetle (Coleoptera: Aphodiidae, Geotrupidae, Scarabaeidae) assemblages in mountain grasslands of the southern Alps – *Ecology and population biology*, vol. 97 n°4, pp.701-709

EUROPEAN COMMISSION, 2005 - *Note to the Habitats committee*. Assessment, monitoring and reporting of conservation status – Preparing the 2001-2007 report under Article 17 of the

Habitats Directive (DocHab-04-03/03 rev.3). Brussels, European Commission, DG Environment, 10 p. + annexes.

EUROPEAN COMMISSION, 2007 - *Interpretation manual of European Union habitats*. EUR 27. European Commission, DG Environment, 142 p.

EVANS D. et ARVELA M., 2011 - Assessment and reporting under Article 17 of the habitats Directive -Explanatory note and guidelines for the period 2007-2012. Final Draft. CTE/BD, 123 p.

GOFFÉ L., 2011. Etat de conservation des habitats d'intérêt communautaire des dunes non boisées du littoral atlantique - Méthode d'évaluation à l'échelle du site Natura 2000 – Version 1. Rapport SPN 2011-18. Muséum National d'Histoire Naturelle / Office National des Forêts / Conservatoire Botanique National de Brest, 67 p.

HANSKI I., et CAMBEFORT Y., 1991 - Dung beetle ecology - Princeton University Press, Princeton, NJ, 481 p.

HAURY J., HUDIN S., MATRAT R., ANRAS L. *et al.*, 2010 – *Manuel de gestion des plantes exotiques envahissant les milieux aquatiques et les berges du bassin Loire-Bretagne*, Fédération des conservatoires d'espaces naturels, 136 p.

HILL M.O., MOUNTFORD J.O., ROY D.B. et BUNCE R.G.H. -1999- ECOFACT 2a: Technical Annex - Ellenberg's indicator values for British Plants, 46p.

http://circa.europa.eu/Public/irc/env/monnat/library?l=/habitats_reporting/reporting_2007-2012/reporting_guidelines/guidelines-finalpdf/_EN_1.0_&a=d

JAEGGER J.A.G. – 2000 - *Landscape division, splitting index, and effective mesh size : new measures of landscape fragmentation*. Landscape Ecology, 15 : 115-130.

JNCC, 2009. Common Standards Monitoring Guidance for Upland Habitats. Version July 2009. 106p., [en ligne]. <http://www.jncc.gov.uk/default.aspx?page=2237>

JULVE P. -2007- Baseflor : Index botanique, écologique et chorologique de la flore de France - <http://philippe.julve.pagesperso-orange.fr/catminat.htm>

KLESCZESWIKI M., 2011 – Guide méthodologique « Evaluation de l'état de conservation des habitats d'intérêt communautaire contractualisé en Lozère ». Conservatoire des Espaces Naturels du Languedoc-Roussillon, 148 p.

LENAY (C.), 1994 - Organisation émergente dans les populations : biologie, éthologie, systèmes artificiels - *Intellectica* 1994/2, 19, pp. 9-17.

LEPAREUR F., 2011. Evaluation de l'état de conservation des habitats naturels marins à l'échelle d'un site Natura 2000 - Guide méthodologique - Version 1. Service du patrimoine naturel, Muséum national d'histoire naturelle, Paris, 55 p

LUMARET J-P. et STIERNET N., 1994 – Adaptation and evolutive strategies of dung beetles in high mountains (Coleoptera, Scarabeoidea) – *Ecologie*, 25(2), pp. 79-86

MACIEJEWSKI L., 2010 - Méthodologie d'élaboration des listes d'« espèces typiques » pour des habitats forestiers d'intérêt communautaire en vue de l'évaluation de leur état de conservation. Rapport SPN 2010-12 / MNHN-SPN, Paris, 48 p. + annexes

MACIEJEWSKI L., 2012 – État de conservation des habitats agropastoraux d'intérêt communautaire, Méthode d'évaluation à l'échelle du site. *Guide d'application*. Version 1 - Février 2012. Rapport SPN 2012-22, Service du patrimoine naturel, Muséum national d'histoire naturelle, Paris, 64 pages.

MAES D. et VAN DYCK H., 2001 – Butterfly diversity loss in Flanders (north Belgium): Europe's worst case scenario? – *Biological conservation*, vol.99, pp.263-276

MAGGURAN A.E., 2004 - Measuring biological diversity - Blackwell publishing, Oxford, England, 256 p.

MARION B., 2010 - Impact du pâturage sur la structure de la végétation : interactions biotiques, traits et conséquences fonctionnelles - Doctorat de l'Université, mention biologie, Rennes I – 235p.

MAUBERT Ph. et DUTOIT T., 1995 – Connaître et gérer les pelouses calcicoles. Montpellier, Ministère de l'environnement, cahier ATEN/CDPNE : 64 p.

MESTELAN P., DE SAINTE-MARIE C., et VANSTEELANT J-Y, 2007- Guide pour la mise en œuvre de l'engagement unitaire agro-environnemental « maintien de la richesse floristique d'une prairie naturelle » (HERBE_07) – Fédération des parcs naturels régionaux de France, Paris, 34 p.

MESTELAN P., AGREIL C., MAGDA D., PLANTUREUX S., AMIAUD B., DE SAINTE MARIE C., 2011 – Concours agricole national des prairies fleuries, Fiche de notation édition 2011 – Fédération des parcs naturels régionaux, téléchargeable sur le site www.prairiesfleuries.fr

MORTIMER S.R., HOLLIER J.A., BROWN V.K., 1998 - Interactions between plant and insect diversity in the restoration of lowland calcareous grasslands in southern Britain - *Applied Vegetation Science*, vol.1, n°1, pp.101-114

NAGELEISEN L.M. et BOUGET C. (coord.), 2009 - L'étude des insectes en forêt : méthodes et techniques, éléments essentiels pour une standardisation. Synthèse des réflexions menées par le groupe de travail « Inventaires Entomologiques en Forêt » (Inv.Ent.For.) - Les Dossiers Forestiers n°19, Office National des Forêts, 144 p.

PASCUAL-HORTAL L., SAURA S. – 2006 – *Comparison and development of new graph-based landscape connectivity indices: towards the prioritization of habitat patches and corridors for conservation*. Landscape Ecology, 21 : 959-967.

PASCUAL-HORTAL L., SAURA S. – 2007 - *Impact of spatial scale on the identification of critical habitat patches for the maintenance of landscape connectivity*. Landscape and Urban Planning, 83 : 176-186.

PIQUERAY J. et MAHY G., 2010 - Revue bibliographique sur la restauration des pelouses calcicoles en Europe : contraintes rencontrées et solutions proposées - Biotechnol. Agron. Soc. Environ. 2010 14(3), pp. 471-484

PLANTUREUX S. et DE SAINTE-MARIE C., 2010 - Conception et appropriation de MAE à obligation de résultat sur les surfaces herbagères : comment concilier pertinence écologique et agricole dans l'action publique en faveur de la biodiversité ? – Rapport scientifique programme DIVA2, rapport de fin de contrat, 50 p.

POLUS E., VANDEWOESTIJNE S., CHOUTT J., BAGUETTE M., 2007 - Tracking the effects of one century of habitat loss and fragmentation on calcareous grassland butterfly communities – *Biodiversity and Conservation*, vol.16, pp. 3423-3436

R DEVELOPMENT CORE TEAM, 2008. R : A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0, URL <http://www.R-project.org>

SALLES E. - septembre 2001 – « *Définition d'indicateurs spatiaux pour le suivi de l'état de conservation des habitats naturels. Application à la Grande Camargue* », Mémoire de fin d'études, École Nationale du Génie de l'Eau et de l'Environnement de Strasbourg, 98 p.

SAURA S., PASCUAL-HORTAL L. – 2007 - *A new habitat availability index to integrate connectivity in landscape conservation planning: comparison with existing indices and application to a case study*. Landscape and Urban Planning, 83 : 176-186.

TEILLAC-DESCHAMPS P. et BOUVRON. M., 2010 - Projet d'évaluation des fonctions écologiques des milieux en France. Collection « Études et synthèses » de la Direction des Études Économiques et de l'Évaluation Environnementale (D4E). 79p.

THOMAS J. A., BOURN N. A. D., CLARKE R. T., STEWART K. E., SIMCOX D. J., PEARMAN G. S., CURTIS R. et GOODGER B., 2001 - The quality and isolation of habitat patches both determine where butterflies persist in fragmented landscapes – *The Royal Society*, vol.268, pp.1791-1796

THOMPSON K., HILLIER S.H., GRIME J.P., BOSSARD C.C. et BAND S.R., 1996 – A functional analysis of a limestone grassland community – *Journal of Vegetation Science* 7 : 371-380

VANDEWOESTIJNE S., POLUS E., BAGUETTE M., 2005 - Fragmentation and insects: theory and application to calcareous grasslands - *Biotechnol. Agron. Soc. Environ.* 2005 9 (2), 139–142

Autres ouvrages consultés

BECU D., 2008 - Essai d'évaluation de l'état de conservation des pelouses calcicoles : application au site Natura 2000 "pelouses submontagnardes du plateau de Langres " (Haute-Marne) – CPN Champagne-Ardenne, 16 p.

BECU D. et PARISE C., 2009 - Site Natura 2000 n°50 « Prairies de la Voire et l'Héronne », *Etudes et suivis scientifiques - années 2007/2009* - Conservatoire du patrimoine naturel de Champagne-Ardenne, 11p.

BÜNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ - Beschlüsse der Arbeitsgemeinschaft „Naturschutz“ der Landes-Umweltministerien (LANA) [en ligne]. http://www.bfn.de/0316_ak_gruen.html (consulté le 27/01/2011) (*Traduction : M. Scheider (MNHN-SPN)*)

CONFEDERATION SUISSE, blk 6 mai 2009 - Instructions relatives à l'art. 20 de l'ordonnance sur la promotion régionale de la qualité et de la mise en réseau des surfaces de compensation écologique dans l'agriculture (Ordonnance sur la qualité écologique, OQE) du 4 avril 2001 RS 910.14 pâturages extensifs; <http://www.blw.admin.ch>

CONFEDERATION SUISSE, spa 10 juin 2009 - Instructions relatives à l'art. 20 de l'ordonnance sur la promotion régionale de la qualité et de la mise en réseau des surfaces de compensation écologique dans l'agriculture (Ordonnance sur la qualité écologique, OQE) du 4 avril 2001 RS 910.14 Prairies extensives, prairies peu intensives, surfaces à litière; <http://www.blw.admin.ch>

CONSERVATOIRE BOTANIQUE NATIONAL de BREST, 2002 - Inventaire et cartographie des habitats terrestres et des habitats d'espèces végétales dans les sites Natura 2000 de Bretagne, éléments pour la rédaction d'un cahier des charges. Conservatoire Botanique de Brest, DIREN de Bretagne, version février 2002, 49 p.

CONSERVATOIRE DES SITES ALSACIENS et OFFICE NATIONAL DES FORETS (coord.), 2004 - Référentiel des habitats reconnus d'intérêt communautaire de la bande rhénane : Description, états de conservation & mesures de gestion. Programme LIFE Nature de conservation et restauration des habitats de la bande rhénane, 158 p.

DARINOT F. et PERRAIS T., 2009 - Protocoles "Evaluation de l'état de conservation des habitats prairiaux hygrophiles ", essai d'une méthode - Réserve Naturelle des marais de Lavours, 10 p.

DIREN BOURGOGNE, 2006 - Document d'Objectifs (état des lieux) et cartographie des habitats des quatre sites natura 2000 au titre des directives oiseaux et habitats intitulé " vallée de la Loire entre Iguerande et Decize, dans les départements de Saône et Loire, Nièvre et Allier" (<http://natura-loire.caei.fr>), CAEI et ENESAD. 379 p.

DIREN HAUTE-NORMANDIE et CONSERVATOIRE DES SITES NATURELS DE HAUTE-NORMANDIE, 2003 - Inventaire et cartographie des habitats naturels, des espèces et des habitats d'espèces dans les sites d'intérêt communautaire de la région Haute-Normandie, 49 p.

DIREN PACA, 2007. Inventaire et cartographie des habitats naturels et des espèces végétales et animales dans les sites Natura 2000 de la région Provence-Alpes-Côte d'Azur, cahier des charges. DIREN Provence-Alpes-Côte d'Azur, document final, version du 3 juillet 2007, 89 p.

DUFRENE M. et DELESCAILLE L.M., 2006 (eds.) - Guide méthodologique pour l'inventaire et la cartographie des habitats et des habitats d'espèces dans le cadre de la réalisation des arrêtés de désignation en Région wallonne. Version 6c. Rapport interne. MRW/DGRNE/CRNFB., Gembloux, 103 p.

ELLMAUER T. (Hrsg.), 2005 - Entwicklung von Kriterien, Indikatoren und Schwellenwerten zur Beurteilung des Erhaltungszustandes der Natura 2000-Schutzgüter. Band 3: Lebensraumtypen des Anhangs I der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie. Im Auftrag der neun österreichischen Bundesländer, des Bundesministerium f. Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft und der Umweltbundesamt GmbH, 616 p. (*Traduction M. Schneider (MNHN-SPN)*)

GOMEZ S., FOREST C. 2006 - Méthodologie de l'évaluation de l'état de conservation des habitats de l'annexe I de la directive Habitats par des grilles d'évaluation, Conservatoire des sites naturels Bourguignons, 7 p.

GUYONNEAU J., 2004 - Inventaire et cartographie des habitats naturels et semi-naturels en Franche-Comté, définition d'un cahier des charges. Conservatoire Botanique de Franche-Comté, DIREN de Franche-Comté, version octobre 2004. 23 p.

JNCC, 2004. Common Standards Monitoring Guidance for Lowland Grassland Habitats. Version February 2004, 50 p., [en ligne]. <http://www.jncc.gov.uk/default.aspx?page=2233>

MIKOLAJCZAK A., 2007 - Site Natura 2000 FR8201777 « Les Adrets de Tarentaise » typologie et cartographie des habitats étude de la végétation et de la flore – CBN Alpin, CPN Savoie, 69 p.

POLAK P. et SAXA A., (eds.), 2005. Priaznivý stav biotopov a druhov európskeho významu. ŠOP SR, Banská Bystrica, 200p.

Annexes

Annexe 1 – Fiche 1 : Indicateur Morcellement / Fragmentation	78
Annexe 2 – Fiche 2 : Composition en Lépidoptères diurnes.....	82
Annexe 3 – Fiche 3 : Composition ou activité des coprophages.....	93
Annexe 4 – Fiche 4 : Indicateurs floristiques.....	104
Annexe 5 – Fiche 5 : Altérations.....	113
Annexe 6 – Grille d'analyse pour l'évaluation de l'état de conservation des pelouses.....	116
Annexe 7 – Grille d'analyse pour l'évaluation de l'état de conservation des prairies.....	118

Fiche 1 : Indicateur Morcellement / Fragmentation

Julie Chaurand, Cemagref UMR TETIS, septembre 2010

Morcellement / Fragmentation	Amélioration	Connectivité des milieux
	Dégradation	

Les quelques indicateurs présentés ci-après sont extraits du mémoire de fin d'études de Julie Chaurand (actuellement chargée de mission à la FCBN-julie.chaurand@fcbn.fr-) sur les « Modalités de suivi et d'évaluation des Schémas Régionaux de Cohérence Ecologiques » (2010) (téléchargeable à cette adresse : <http://www.trameverteetbleue.fr/documentation-outils/outils-methodes/suivi-evaluation>).

1. ÉVOLUTION DE L'INDICE DE TAILLE EFFECTIVE DE MAILLE (*effective mesh size, m_{eff}* Jaeger , 2000)

Exprimée par une surface (km², par exemple), cet indice est proportionnel à la probabilité que deux points choisis au hasard dans un territoire soient connectés (c'est-à-dire qu'ils appartiennent au même fragment, ou qu'ils ne soient pas séparés par des barrières telles que des routes ou des cultures intensives par exemple).

Ainsi, plus la valeur de l'indice est élevée, plus l'espace est favorable aux espèces puisqu'il est moins fragmenté.

$$m_{eff}^{CBC} = \frac{1}{A_{total}} \sum_{i=1}^n A_i \cdot A_i^{compl}$$

Où m_{eff}^{CBC} : indice de taille effective de maille calculé selon la procédure CBC (*Cross Boundary Connections*)

A_{total} : surface totale de la zone de calcul (ici la région)

A_i : surface de la tache i (réservoirs de biodiversité i) à l'intérieur des limites de la zone d'étude (limites administratives régionales)

A_i^{compl} : surface de la tache complète dont A_i est une partie (c'est-à-dire surface totale de la partie de la tache i à l'intérieur des limites de la zone d'étude, additionnée – si la tache est transfrontalière – de la surface de la partie de la tache en dehors de la région (cas des réservoirs à cheval sur deux régions)

n : nombre de taches (de réservoirs de biodiversité)

Cet indice est intégré dans le logiciel FRAGSTATS, couramment utilisé en écologie du paysage : l'indice y est nommé « MESH ».

Il ne prend pas en compte la perméabilité de la matrice (qui peut par exemple être importante en moyenne montagne ou encore dans l'arrière pays méditerranéen) puisque le modèle est binaire

(obstacles/réservoirs), ni la répartition spatiale et la proximité des réservoirs de biodiversité. Le Cemagref est actuellement en train de réfléchir à cette dernière question afin de l'intégrer dans un nouvel indicateur basé sur l'indice de taille effective de maille.

2. ÉVOLUTION DES « HABITATS » PAR INTERPRETATION VISUELLE

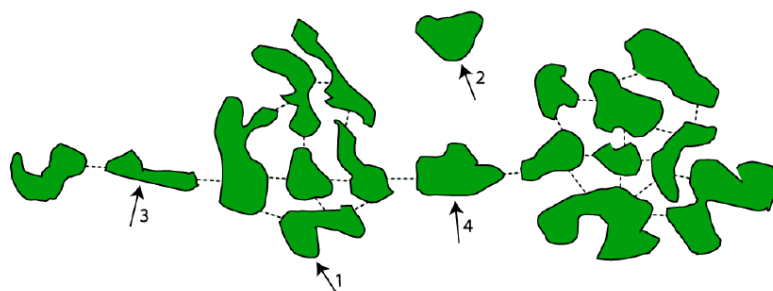
On interprète l'évolution de la répartition des réservoirs dans l'espace afin de vérifier que les réservoirs sont bien toujours complémentaires (ceci est notamment possible par photo-interprétation à partir d'images aériennes).

3. ÉVOLUTION DES « HABITATS » PAR LE CALCUL DE LA DISTANCE MOYENNE ENTRE DEUX « HABITATS »

Ceci s'effectue grâce à l'utilisation des outils d'analyse spatiale avec le SIG.

4. ÉVOLUTION DES « HABITATS » PAR LA METHODE DE HIERARCHISATION DES TACHES D'HABITATS

Cette technique a été développée par Santiago Saura et Lucia Pascual-Hortal (2007) à partir de la théorie des graphes (Pascual-Hortal et Saura, 2006 ; Saura et Pascual-Hortal, 2007) (Figure I). Cette théorie repose sur le calcul de la probabilité que deux taches prises au hasard soient connectées. L'indice peut être calculé via l'outil Conefor Sensinode pour l'analyse de la connectivité des différents « habitats » : une dizaine de métriques ont été testées par Lucia Pascual-Hortal et Santiago Saura (2006, 2007) afin de définir lesquelles étaient les plus robustes et les plus pertinentes².



Où la tache 1 n'est pas un élément majeur de la connectivité pour l'ensemble des taches, où la tache 2 est isolée, et où les taches 3 et 4 sont des éléments majeurs de la connectivité de l'ensemble des taches (avec la tache 4 ayant un rôle plus important que la 3)

Figure I : Analyse de l'importance relative des différentes taches dans un réseau écologique (Saura et Pascual-Hortal, 2007)

² Les deux métriques les plus robustes seraient (cf. Pascual-Hortal. et Saura, 2006 et 2007) le flux de surface pondérée (*area weighted flux*, AWF), et l'indice global de connectivité (*integral index of connectivity*, IIC) permettant de calculer la contribution de chaque « habitat » à la connectivité globale.

5. ÉVOLUTION DE LA FORME DES « HABITATS »

La forme d'un « habitat » est liée à sa compacité qui « *influe sur la présence et l'importance d'un cœur d'habitat favorisant le bon fonctionnement écologique et donc la biodiversité (espèces caractéristiques du milieu correspondant)* » (Biotope-Greet, 2008) (Figure II : Schématisation de la notion de réservoir (Source : Biotope-Greet, 2008)). Cet indicateur part de l'hypothèse que plus la forme de l'« habitat » se rapproche du disque, plus l'« habitat » est protégé des éléments extérieurs et donc plus il est fonctionnel (c'est-à-dire que les potentialités biologiques sont considérées comme fortes).

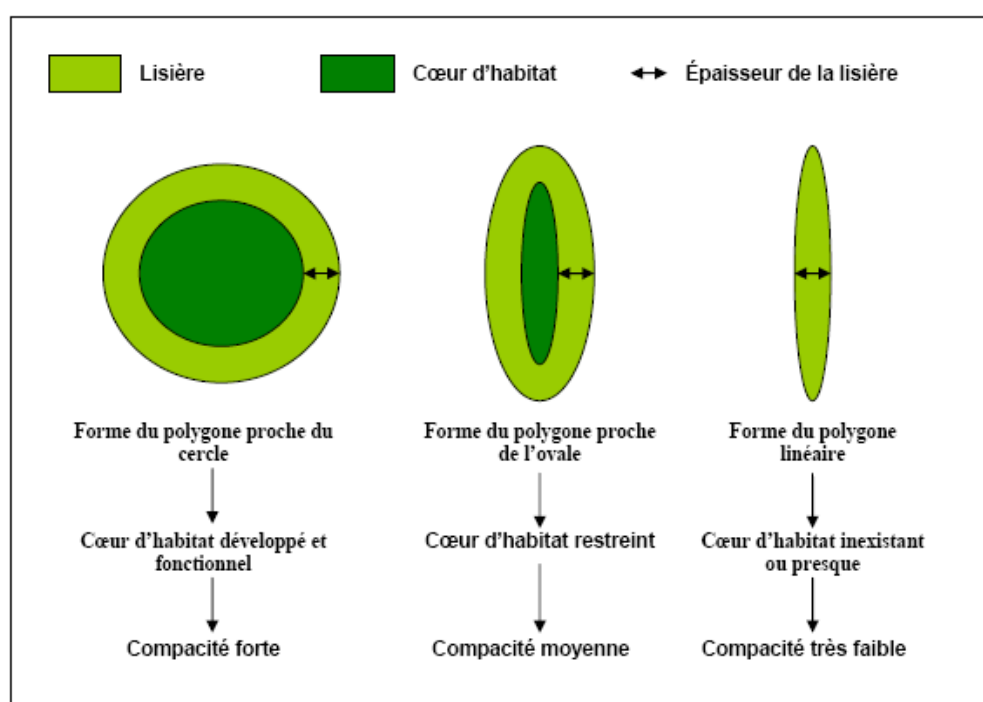


Figure II : Schématisation de la notion de réservoir (Source : Biotope-Greet, 2008).

L'indice proposé par Biotope-Greet (2008) combine les valeurs de compacité et de surface. En effet, considérant que « *d'un point de vue biologique un espace naturel vaste et découpé vaut mieux qu'un espace naturel minuscule mais très compact* » (Biotope-Greet, 2008), il est important, pour que l'indice soit plus correct, que la valeur de la surface (déjà considérée dans le calcul de la compacité) soit « dominante » à la valeur de compacité.

D'où :

$$\text{Indice de compacité-surface} = \boxed{\text{Valeur réelle de la compacité} * \text{valeur réelle de la surface}}$$

Avec : **Compacité** = $\boxed{(4 * \pi * \text{surface}) / (\text{périmètre})^2}$ (0 : très faible compacité, à 1 : compacité maximale=cercle)

6. ÉVOLUTION DU DEGRE DE CONNECTIVITE DES « HABITATS »,

Cet indice regarde le nombre de connexions effectives entre les « habitats » par rapport au nombre de connexions potentielles entre ceux-ci. Par exemple, Elodie Salles (2001) propose l'indice **CONNEX** qui « *estime le nombre de liaisons existant entre les marais par rapport à la potentialité maximale de liaisons au sein de l'habitat Marais. Plus la valeur de l'indice est élevée, plus l'habitat exploite ses « potentialités » de connexions « internes »* »³.

$$\text{CONNEX} = \left[100 * \left(L / (3*(N-2)) \right) \right]$$

Avec L = nombre de connexions existantes entre deux marais

N = nombre total de taches de l'habitat Marais

3*(N-2) représente le nombre maximal de liaisons possibles entre les N taches

³ Il est important de ne pas négliger les possibilités de connexions verticales (échanges souterrains) entre deux réservoirs de milieux humides. Cependant, afin de simplifier le suivi, il est proposé de se limiter aux corridors identifiables et quantifiables par un repérage aérien, c'est-à-dire ceux de surface (Salles, 2001).



ANNEXE 2

Fiche 2 : Composition en Lépidoptères diurnes

Pascal Dupont et Lise Maciejewski, (MNHN/SPN)

Contact P. Dupont : pdupont@mnhn.fr

Lépidoptères diurnes	++	Niveau trophique et état de conservation de l'écocomplexe
	+	
	-	
	--	

1. INDICATEUR 'COULEUR'

(inspiré de la méthode suisse Charollais et al., 1997)

Méthode d'inventaire

L'opérateur se place au milieu de l'habitat (ou des habitats) qu'il souhaite évaluer, il parcourt la surface pendant 10 minutes maximum. L'opérateur relève les couleurs des Lépidoptères diurnes qu'il a pu observer de manière significative (des précisions sont données dans le protocole) sur la gamme blanc, orange, bleu, blanc à point noir ; et brun au-dessus de 1800-2000m d'altitude (l'opérateur doit connaître l'altitude de la station dans laquelle il se trouve). Si d'autres couleurs de Lépidoptères diurnes sont observées, elles peuvent être relevées, mais elles ne participent pas à l'évaluation de l'état de conservation.

Conditions de réalisation

Les relevés doivent être effectués dans les conditions de températures suivantes :

- Supérieur à 14°C si le temps est ensoleillé ou faiblement nuageux (soleil ou quelques nuages),
- Supérieur à 17°C si le temps est nuageux (nuages occupant au maximum 50% du ciel) (Demerges, 2002).

Pas de sortie si le temps est très nuageux ou pluvieux.

Une prospection ne doit pas être validée si la vitesse moyenne du vent est supérieure à 30 km/h (Lhonoré, comm. pers. ; in Demerges, 2002).

Domaine de validité

Formations calcicoles sèches et prairies de fauche

Méthode d'évaluation par placette

Quatre catégories sont mises en place qui correspondent à quatre évaluations de l'état de conservation (Figure III). Le relevé doit être comparé aux groupes de couleurs mis en place pour l'évaluation de l'état de conservation (*cf.* Aide à l'évaluation). Il faut que la totalité des couleurs du groupe ait été observée pour obtenir la note d'évaluation (Figure IV).

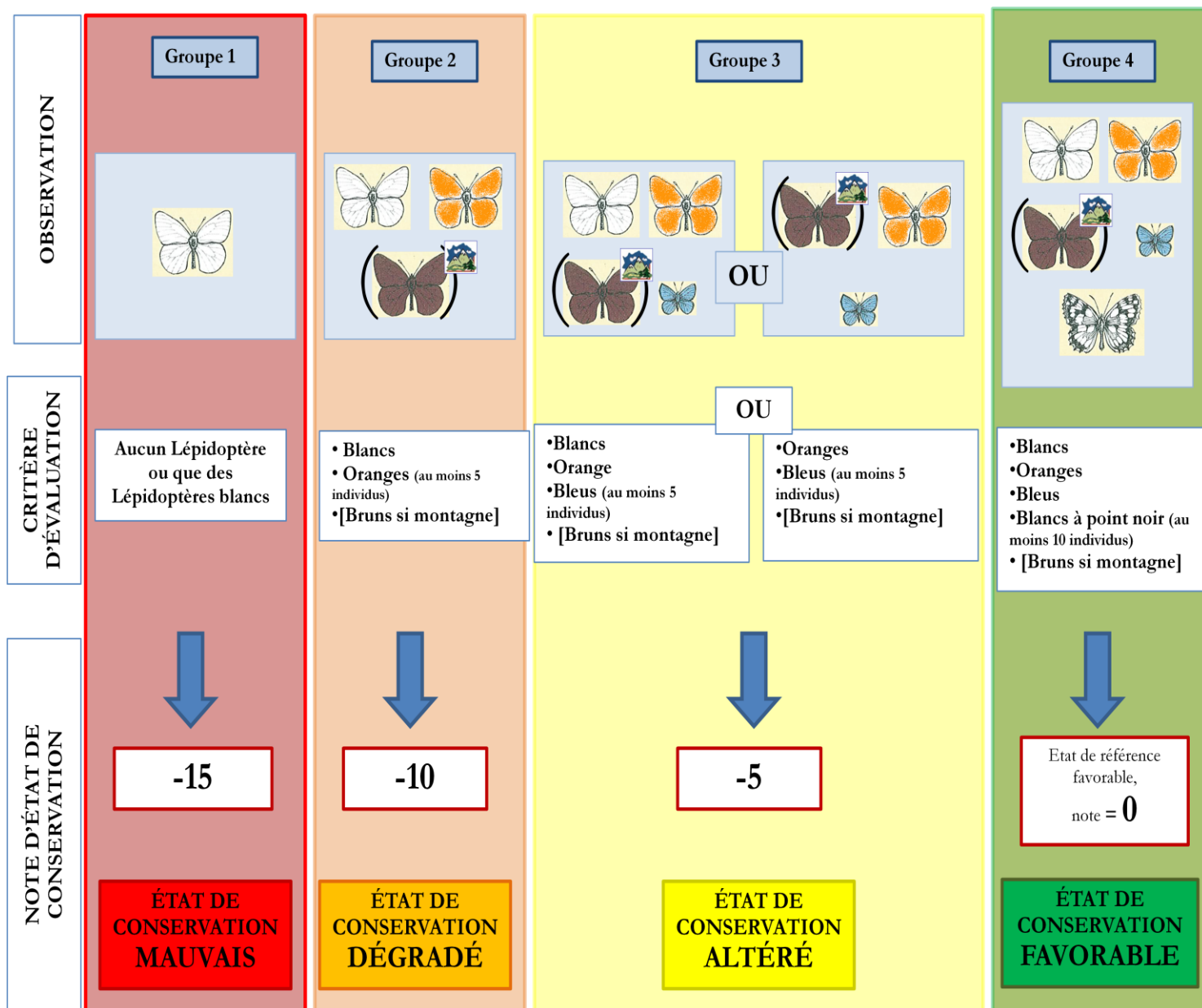


Figure III : Schéma d'interprétation des relevés des couleurs de Lépidoptères diurnes pour évaluer l'état de conservation des formations végétales

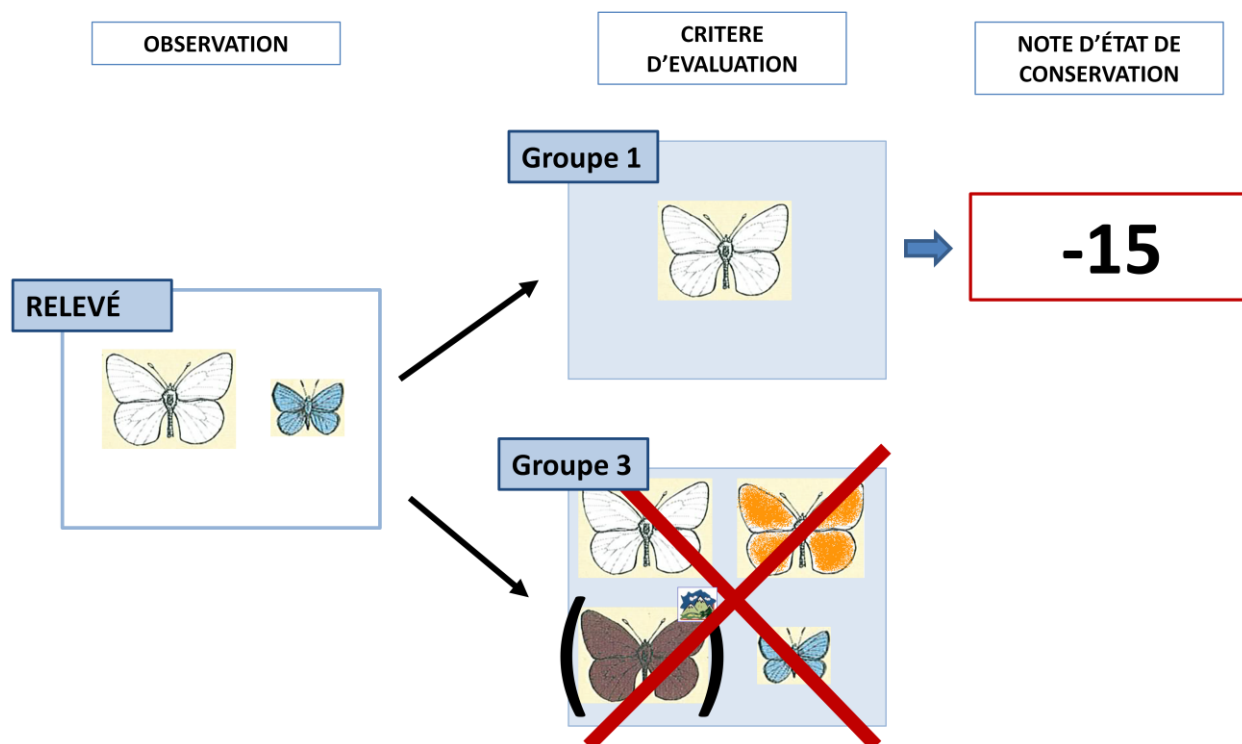
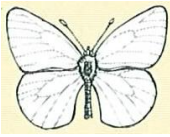


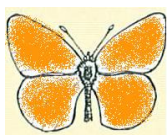
Figure IV : Interprétation de certains relevés

AIDE À L'ÉVALUATION

Dans cette aide à l'évaluation sont présentées uniquement les espèces qui ont structurées la mise en place de cet indicateur. Il existe d'autres papillons « blancs, oranges, bleus ou bruns » que ceux présentés ici, mais ils n'interviennent ni n'interfèrent dans l'évaluation.

Lépidoptères diurnes blancs  Espèces ubiquistes appréciant particulièrement les Brassicacées, ou généralistes (genre <i>Pieris</i>).	 • <i>Pieris brassicae</i> L., la Piéride du Chou • Femelle, Slovénie, 21 juin 2005 • Photo Tristan Lafranchis	 • <i>Pieris rapae</i> L., la Piéride de la Rave • Guiry-en-Vexin (Val-d'Oise), 22 septembre 2002 • Photo Philippe Mothiron
	 • <i>Pieris napi bryoniae</i> Hb., la Piéride de la Bryone, la Piéride de l'Arabette • Mâle, Italie, 1100m, 18 juin 2005 • Photo Tristan Lafranchis	 • <i>Aporia crataegi</i> L., le Gazé • Mâle, Mizoën (Isère), 1100 m, 31 mai 2003 • Photo Philippe Mothiron • <i>Remarque</i> : <i>Aporia crataegi</i> est une espèce exigeante qui ne sera présente qu'avec des espèces orange et bleue, elle appartient au groupe 3

Lépidoptères diurnes oranges



Sur pelouses, leur présence marque la présence d'espèces du genre *Plantago*, dans les lisières ils marquent la présence d'espèces du genre *Viola* (généralement des espèces du genre *Melitaea*). Ils sont présents dès que l'anthropisation devient moins forte (diminution des amendements par exemple).



- *Melitaea cinxia* L., la Mélitée du Plantain
- Mâle, Plan-d'Aups-Sainte-Baume (Var), 26 mai 2006
- Photo Philippe Mothiron
- *Remarque* : cette espèce sera présente dès le groupe 2



- *Melitaea phoebe* D. & S., le Grand Damier, la Mélitée des Centaurées
- Labeaume (Ardèche), 16 juillet 2004
- Photo Philippe Mothiron
- *Remarque* : cette espèce sera présente à partir du groupe 3



- *Melitaea didyma* Esp, la Mélitée orangée
- Femelle, Catus (Lot), 28 août 1998
- Photo Tristan Lafranchis
- *Remarque* : cette espèce sera présente à partir du groupe 3

Lépidoptères diurnes bleus



Ils sont présents sur les Fabacées. *Polyommatus icarus* est une espèce présente partout mais avec très peu d'effectif. Lorsque l'on observe de manière significative des Lépidoptères diurnes bleus (plus de cinq individus), ce sont les espèces *Polyommatus bellargus* et *Polyommatus coridon* qui sont présentes.

Remarque : les femelles du genre *Polyommatus* sont plutôt de couleur brune, mais elles ne participent pas à l'évaluation de l'état de conservation



- *Polyommatus bellargus* Rott., le Bel-Argus, l'Azuré bleu céleste
- Mâle, Pamproux (Deux-Sèvres), 25 août 2006
- Photo Philippe Mothiron



- *Polyommatus coridon* Poda, l'Argus bleu-nacré
- Mâle, Génat (Ariège), 13 juillet 2003
- Photo Philippe Mothiron

Attention!



- *Polyommatus icarus* Rott., l'Argus bleu, l'Azuré de la Bugrane, L'Azuré commun
- Mâle, Verneuil-sur-Seine (Yvelines), 14 septembre 2002
- Photo Philippe Mothiron

- *Remarque* :  cette espèce est présente partout, mais en effectif réduit. Lorsque les effectifs deviennent significatifs (plus de cinq individus), elle est présente avec les autres espèces du genre *Polyommatus*

Lépidoptères diurnes blanc à point noir

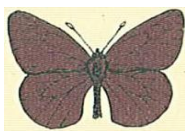


Ce sont des espèces Demi-deuil (genre *Melanargia*), elles se retrouvent sur des Graminées de milieux ouverts, sur des *Méso-* et *Xérobromion* non amendés. L'effectif doit être significatif (plus de 10 individus) pour que l'état de conservation soit qualifié de favorable, car ils peuvent être présents en petit effectif dans les autres groupes.



- *Melanargia galathea* L., le Demi-Deuil
- Génat (Ariège), 13 juillet 2003
- Photo Philippe Mothiron

Lépidoptères diurnes bruns



Au-delà de 1800-2000 m d'altitude, ils sont très communs. Il s'agit des espèces *Erebia* sp.



- *Erebia epiphron* Knoch, le Moiré de la Canche
- Femelle, Italie, 2000 m, 19 juillet 2005
- Photo Tristan Lafranchis



- *Erebia montana* Prun., le Moiré striolé
- Mâle, Italie, 1500 m, 3 août 2005
- Photo Tristan Lafranchis



- *Erebia lefebvrei* Bsdv., le Moiré cantabrique, le Moiré de Lefèbvre
- Mâle, Barèges (Haute-Pyrénées), Col du Tourmalet 1840 m, 19 juillet 2006
- Photo Daniel Morel

2. INDICATEUR ‘DÉTERMINATION DES ESPÈCES’

L’inventaire des Lépidoptères diurnes de France est mené par Pascal Dupont du MNHN/SPN. Un protocole a été mis en place dans le cadre de ce projet, il va en partie servir à l’élaboration des indicateurs pour le critère Lépidoptères diurnes dans le cadre de l’évaluation de l’état de conservation des habitats agropastoraux.

La réalisation de listes d’espèces potentiellement présentes par grand type de formation (pelouses sèches, prairies humides, ourlets...) par département et par tranche altitudinale va servir de base pour l’établissement des listes d’espèces participant à l’évaluation de l’état de conservation, elles seront disponibles courant 2012 sur le site de l’INPN (Inventaire national du Patrimoine naturel, www.inpn.fr).

Une correspondance sera établie entre les grands types de formation et les habitats qu’ils comportent selon la typologie EUNIS, et selon la typologie des cahiers d’habitats (pour les habitats faisant partie de l’annexe I de la directive Habitats-Faune-Flore).

Méthode d’inventaire

Un relevé complet par parcelle des Lépidoptères diurnes doit être réalisé, uniquement en présence/absence. Pour obtenir une liste la plus complète possible, il faut réaliser plusieurs passages dans l’année. Il existe différentes méthodes pour réaliser cet inventaire, il est conseillé de suivre celle préconisée pour l’inventaire des Lépidoptères diurnes de France mené par Pascal Dupont (MNHN/SPN).

Conditions de réalisation

Les relevés doivent être effectués dans les conditions de températures suivantes :

- Supérieur à 14°C si le temps est ensoleillé ou faiblement nuageux (soleil ou quelques nuages),
- Supérieur à 17°C si le temps est nuageux (nuages occupant au maximum 50% du ciel) (Demerges, 2002).

Pas de sortie si le temps est très nuageux ou pluvieux.

Une prospection ne doit pas être validée si la vitesse moyenne du vent est supérieure à 30 km/h (Lhonoré, comm. pers. ; in Demerges, 2002).

Méthode d’évaluation

Quatre listes d’espèces sont établies à partir de la liste d’espèces potentielles, qui constituent quatre étapes dans l’évaluation. Ensuite, l’opérateur compare son relevé à ces listes (Figure V). Attention, les valeur-seuils doivent être retravaillées et adaptées selon la qualité de l’inventaire.

Liste 1a : Espèces à fort pouvoir de déplacement ($> 3\,000\text{ m}$). L'observation sur une station ne signifie pas obligatoirement la présence d'un habitat favorable au développement larvaire au niveau de la station ou à proximité.

Liste 1b : Espèces dont la majorité des déplacements sont localisés aux alentours des sites de développement larvaire ($< 500\text{ m}$). L'habitat favorable pour l'espèce peut être observé au niveau de multiples écosystèmes aussi bien sur substrat acide que sur substrat calcaire.

Liste 2a : Espèces dont la majorité des déplacements sont localisés aux alentours des sites de développement larvaire ($< 500\text{ m}$). Espèces dont l'habitat est principalement lié à des formations végétales mésotrophes à oligotrophes thermophiles et/ou xérophiles.

Liste 2b : Espèces dont la majorité des déplacements sont localisés aux alentours des sites de développement larvaire ($< 500\text{ m}$). Espèces dont l'habitat est principalement lié à un écosystème sur substrat calcaire. Espèces généralement communes observées dans des formations herbacées ou arbustives mésophiles à xérophiles.

Liste 3 : Espèces dont la majorité des déplacements sont localisés aux alentours des sites de développement larvaire ($< 500\text{ m}$). Espèces dont l'habitat est principalement lié à un écosystème sur substrat calcaire. Espèces généralement très localisées dont la dynamique des populations est liée au bon état de conservation des prairies et pelouses mésoxérophiles à xérophiles.

Liste 4 : Espèces dont la majorité des déplacements sont localisés aux alentours des sites de développement larvaire ($< 500\text{ m}$). Espèces dont l'habitat est principalement lié à un écosystème sur substrat calcaire. Espèces extrêmement localisées (voire disparues) dans le département concerné, dont la dynamique des populations est liée au bon état de conservation des prairies et pelouses mésoxérophiles à xérophiles.

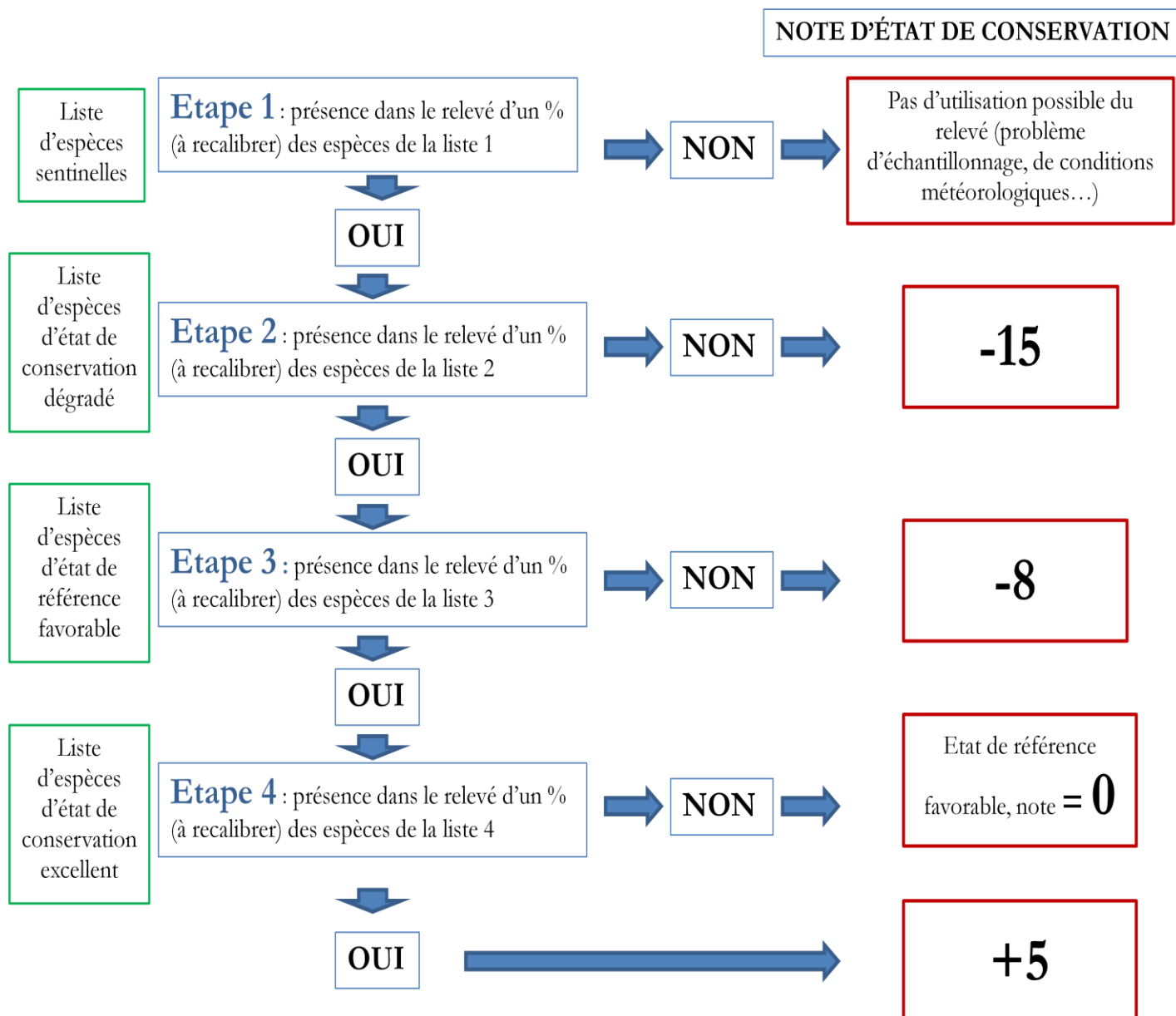


Figure V : Schéma d'interprétation des relevés de Rhopalocères pour évaluer l'état de conservation des habitats

Fiche 3 : Composition ou activité des Coprophages

Lise Maciejewski (MNHN/SPN), Pierre Jay-Robert et Jean-Pierre Lumaret (Université Montpellier 3)

Activité des coprophages	Activité	Fonctionnement du cycle de la matière
	Aucune activité	

Il s'est avéré important de trouver un indicateur nous permettant d'évaluer le fonctionnement du cycle de la matière, c'est pourquoi les coprophages (présence et activité) qui sont des espèces qui jouent un rôle important dans les mécanismes de recirculation de la matière organique morte, sont apparues comme un bioindicateur potentiel.

1. INDICATEUR 1 : OBSERVATION DE L'ACTIVITÉ DES COPROPHAGES (COLÉOPTÈRES ET DIPTÈRES) DANS LES EXCRÉMENTS

Méthode

Retourner les excréments et les fendre pour observer l'intérieur. Observation de l'excrément de l'extérieur, de l'intérieur, et sur la face inférieure. Observation de plusieurs excréments par unité (au minimum 4 conseillés, espacés de 10 mètre environ) jusqu'à ce que l'opérateur se soit fait une idée correcte de l'activité des coprophages sur la parcelle (à choisir entre bon et mauvais). Il est préférable de faire ces observations plusieurs fois dans l'année, et d'éviter les zones de repos et de piétinement.

Remarque

Cet indicateur peut s'utiliser sur du pâturage bovin ou ovin.

L'intérêt de cette méthode vis-à-vis du piégeage est qu'elle est rapide et qu'elle permet d'avoir une information localisée. L'observation se fait plus facilement sur des déjections bovines que ovines, mais sur les habitats peu productifs, ce qui concernent une partie des habitats de la DHFF, le pâturage est ovin, il est donc important de calibrer l'indicateur également sur ce type de milieu et de pâturage (la réflexion est à poursuivre).

Cet indicateur peut s'appliquer aux parcelles où on observe du pâturage équin, mais cela demande encore de la réflexion.

Évaluation (Tableau I)

Tableau I : Evaluation du critère 'activité des coprophages'

Évaluation / ancienneté de l'excrément	Entre 2 et 10 jours (pas encore d'activité dans un excrément trop frais)	Entre 1 et 6 mois
Bon	Observation directe d'insectes coprophages et de larves de diptères dans l'excrément et/ou excrément creusé par des galeries, activité importante. Observation éventuelle de trous dans le sol sous l'excrément.	Excrément aéré, léger, observation de beaucoup galeries.
Mauvais	Aucune observation d'insectes ni de larves. Pas (ou très peu) de galeries. Excrément intact.	Excrément compact, sans galeries

AIDE À L'ÉVALUATION

Évaluation / ancienneté de l'excrément	Entre 2 et 10 jours (pas encore d'activité dans un excrément trop frais)	Entre 1 et 6 mois
Bon	 © L. Maciejewski	 © L. Maciejewski
Mauvais	 © L. Maciejewski	 © P. Jay-Robert

2. INDICATEUR 2 : GROS COLÉOPTÈRES EXIGEANTS (A STRATÉGIE K)

Observation de la présence d'insectes exigeants (gros coléoptères à stratégie K) avérée sur le site, élaboration des listes (de 2 à 6 espèces) selon le contexte biogéographique par le SPN (Julien Touroult, avec la participation d'Arnaud Horellou, Pascal Dupont) et Thierry Lecomte du PNR des Boucles de la Seine normande.

→ Système de bonus : leur absence ou non observation ne dégrade pas l'évaluation de l'état de conservation, mais leur présence améliore l'évaluation.

Méthode

Piégeage attractif sur le site ou utilisation d'études récentes (<3 ans) attestant de la présence de ces espèces.

- Deux pièges « au milieu du site », en milieu bien ouvert.
- Il est préférable de faire ces relevés plusieurs fois dans l'année, pour ne pas rater des espèces (printemps et début de l'été de préférence).

Remarque

Avec cet indicateur, il existe un problème de localisation de l'information. Si « les pièges à coprophages attirent fortement à 20 m et encore à plus de 50 » (Cambefort 1984 in Nageleisen et Bouget, 2009), l'information reste assez localisée, et elle peut être attribuée aux habitats aux alentours du piège sans trop de difficultés. Si toutefois le rayon d'action du piège est plus important (plusieurs centaines de mètres), ou si l'information provenant d'une étude n'est pas spatialisée, l'interprétation de la présence/absence des insectes ne peut rester localisée, et devra s'effectuer à l'échelle du site entier. L'information sera utilisée pour tous les types d'habitat présents par unité de gestion.

Un piège posé au milieu d'autres excréments aura une « aire d'attractivité » faible (la moitié de la distance aux excréments environnants). À l'inverse un piège posé en l'absence d'excréments aura une attractivité maximale. Sans vent, sur la foi du chiffre de 50 m donné par Cambefort (1984 in Nageleisen et Bouget, 2009), la surface d'attractivité de deux pièges placés à 10 m l'un de l'autre sera d'environ 9000 m². Par ailleurs, il faut considérer que les gros insectes prospectent en volant (exception faite des *Thorectes*). Pour conclure, ce deuxième indicateur aurait intérêt à être mis en place, autant que possible, en l'absence de bétail pour optimiser l'observation.

En retour, il serait bon de pouvoir relâcher les insectes (bassines équipées d'un entonnoir pour empêcher les insectes de sortir et assez profondes pour y mettre un peu de terre fraîche au fond, pièges relevés au bout de 48h et réactivés pour 48h avec un appât frais).

Pour la répétition des piégeages : les gros insectes ont une longue période d'activité dans l'année (les adultes sont actifs de leur émergence, au printemps, jusqu'à la sécheresse en région méditerranéenne et parfois jusqu'à l'automne suivant lorsqu'il n'y a pas de sécheresse). Donc, un premier piégeage peut être effectué après 2 à 3 semaines de températures diurnes voisines de 15°C et un deuxième piégeage environ deux mois plus tard (ex : à Montpellier, début avril puis début juin). Attention le piégeage doit être fait uniquement par temps ensoleillé et si possible sans vent. Il ne faut pas oublier que certaines espèces sont nocturnes (Jay-Robert, 2011, comm. pers.)

L'altitude influence négativement la présence d'insectes à stratégie K, et les fouisseurs ne dépassent pas en général 2400 m, mais ils sont présents à plus haute altitude que les rouleurs. Le nombre d'espèces de grande à moyenne taille décroît régulièrement quand le gradient



Photo 1 : *Scarabaeus laticollis* (© Rafael Brix)

altitudinal augmente, alors que les petites espèces deviennent largement dominantes au-dessus de 1500 m (Lumaret et Stiernet, 1994). À chaque niveau altitudinal, les espèces tendent vers une taille qui permet un compromis entre une taille optimisant le temps nécessaire à la larve pour son développement, et une exploitation optimale des ressources. De plus, Peck et Howden (in Lumaret et Stiernet, 1994) ont montré que la taille des espèces d'insectes coprophages dépend clairement de la taille des excréments, et le bétail dépasse rarement les 2400 m, au-delà on trouve des petits excréments provenant de marmottes ou de chamois par exemple.

Quand l'altitude augmente, la fréquence des formes mélaniques des espèces augmente également (Lumaret et Stiernet, 1994), car le froid favorise la formation de mélanine chez les insectes (Vernberg, 1962 in Lumaret et Stiernet, 1994).

La liste d'espèces est constituée de coléoptères (Photo 1). Ils ont été choisis car ils ont une stratégie de reproduction de type K, c'est-à-dire qu'ils ont comme caractéristique :

- longue durée de vie,
- animaux de grande taille,
- maturité sexuelle tardive, et fécondité faible,
- soins parentaux aux jeunes.

Ces caractéristiques les rendent sensibles aux perturbations du milieu. L'intérêt de ce choix réside également dans le fait qu'ils enfouissent une quantité plus importante de matière organique dans le sol que des insectes plus petits (grâce à leur grande taille), cela rend donc leur présence dans l'écosystème plus intéressante. De plus, les experts ont remarqué que lorsque les gros coléoptères sont présents, on peut remarquer la présence de tous les autres insectes coprophages jusqu'aux plus petits, on peut donc les considérer comme des « espèces parapluie ». Enfin, leur grande taille les rend plus facilement reconnaissables, ce qui facilite le travail de détermination.

Liste de gros coléoptères exigeants (Tableau II)

Tableau II : liste des gros coléoptères exigeants

CD_N OM		Espèces	Taille	Guilde	Répartition			Rareté	Période d'apparition dans l'année								Type d'excrément			Type de milieux		
					France ensemble	Méd.	rép. restreinte		Av	Mai	Jun	Jul	Aou	Sep	Oct	Vache	Brebis	Omni	Ouverts	Dunair e	semi- ouvert	
P	Présent	RR	très rare	1	faible	1	possible	P	Présent													
							Période d'apparition dans l'année								Type d'excrément			Type de milieux				

Zone méditerranéenne																					
10804	Scarabaeus sacer Linnaeus, 1758	25-40 mm	rouleurs		P		R		3	2	1				2			P			
10805	Scarabaeus typhon (Fischer, 1824)	20-30 mm	rouleurs		P		AR		3	1	2				1	2					
10808	Scarabaeus semipunctatus Fabricius, 1792	15-25 mm	rouleurs		P		AC	3	3	3	3	3	1				2		P		
10807	Scarabaeus laticollis Linnaeus, 1767	25-23 mm	rouleurs		P		C	2	3	2	2	1	2		1	3	1				
200456	Gymnopleurus sturmi MacLeay, 1821	7-15 mm	rouleurs	anciennement	P		R		2	3	3				1	2					
10797	Gymnopleurus geoffroyi (Fuessly, 1775)	10-15 mm	rouleurs	anciennement	P		RR		2	3	1	1	2		1	2	1				
10799	Gymnopleurus mopsus (Pallas, 1781)	7-15 mm	rouleurs	anciennement	P		RR		1	2	3	3									
10800	Gymnopleurus flagellatus (Fabricius, 1787)	8-11 mm	rouleurs	marginal	P		R	2	3	3	2				1	2	1				
10811	Sisyphus schaefferi (Linnaeus, 1758)	7-12 mm	rouleurs	P	P		AR	1	3	3	2	2	2		2	2	2	P		P	
10814	Copris umbilicatus Abeille de Perrin, 1901	15-20 mm	fouisseur		P	supra-med.	AC		3		1				1	3	1	P			

10815	<i>Copris hispanus</i> (Linnaeus, 1764)	15-36 mm	fouisseur		P		AC	3	3	2	1		1	2	3	2	1	P		P
10824	<i>Bubas bison</i> (Linnaeus, 1767)	12-20 mm	fouisseur		P		AC	2	3	1	1			3	3	1	1			
10825	<i>Bubas bubalus</i> (Olivier, 1811)	13-22 mm	fouisseur		P		AC	3	2	2					3					
10829	<i>Cheironitis ungaricus irroratus</i> (Rossi, 1790)	13-20 mm	fouisseur			Corse	C			1	3	2	1	1	3			P		
10556	<i>Baraudia geminata</i> (Gené, 1839)	12-20 mm	fouisseur aptère			Corse	C	1	2	2	3	3	2	1	3	1	2			
10560	<i>ekelius albarracinus</i> (Wagner, 1928)	13-20 mm	fouisseur aptère			Pyr Ox.	AR	3	1	1	1	1	2		2	2		P		P
<i>Total</i>								0	0	0	20	37	31	29						

Zone Atlantique et continentale

10813	<i>Copris lunaris</i> (Linnaeus, 1758)	15-24 mm	fouisseur	P	marginal		C		3	3	2	2	2	2	3	1		P		P
10811	<i>Sisyphus schaefferi</i> (Linnaeus, 1758)	7-12 mm	rouleurs	P	P		AR	1	3	3	2	2	2		2	2	2	P		P
10544	<i>Geotrupes mutator</i> (Marsham, 1802)	14-24 mm	fouisseur	P	P		AC	3	2	1		1	3	3	3	1	1			P
10554	<i>Sericotrupes niger</i> (Marsham, 1802)	15-23 mm	fouisseur	P	P		C			1	2	3	3	2	1	1	3			P
200451	<i>Geotrupes puncticollis</i> Malinowsky, 1811	15-27 mm	fouisseur	P			C			1	2	3	3	3	3	1	1	P		
10558	<i>Jekelius sericeus</i> (Jekel, 1866)	13-15 mm	fouisseur aptère			Landes	R	3	2	2	2	2	2	2				P		
<i>Total</i>								7	10	11	10	13	15	12						

Zone Alpine - Montagnes

10548	<i>Geotrupes stercorarius</i> (Linnaeus, 1758)	12-27 mm	fouisseur	P			C	1	2	2	3	3	3	1	3	1	1			
10813	<i>Copris lunaris</i> (Linnaeus, 1758)	15-24 mm	fouisseur	P	marginal		C		3	3	2	2	2	2	3	1		P		P
10567	<i>Trypocopris alpinus</i> (Sturm & Hagenbach, 1825)	10-12 mm	fouisseur			alpes	AR			2	3	2			3	2				
200629	<i>Trypocopris pyrenaeus</i> (Charpentier, 1825)	12-20 mm	fouisseur	localisé	peu présent	pas dans les alpes	C		2	3	3	2	2		2	2	2			
<i>Total</i>									7	10	11	9	7							

Grosses espèces non retenues

10562	<i>Jekelius intermedius</i> (Costa, 1827)	11-20 mm	fouisseur aptère	P			R	1	2	3			2	2	3	2				P
10539	<i>Anoplotrupes stercorosus</i> (Scriba, 1791)	11-19 mm	fouisseur	P	peu présent		CC	2	3	3	3	3	3	3	2	1	2			
10569	<i>Trypocopris vernalis</i> (Linnaeus, 1758)	11-20 mm	fouisseur	localisé			AC		3	3	3	3	2		1	3	2			
200637	<i>Typhaeus typhoeus</i> (Linnaeus, 1758)	10-20 mm	fouisseur	P			AC	3	2	2	1	1	1	2						P

Évaluation (Tableau III)

Tableau III : Evaluation du critère 'gros coléoptères exigeants'

<i>Zone méditerranéenne</i>	
•	Moins de deux espèces relevées sur le site, avec au moins deux individus par piège par semaine de mai à juin , plan d'échantillonnage significatif (à dire d'expert) → 0
•	Deux espèces relevées sur le site, avec au moins deux individus par piège par semaine de mai à juin , plan d'échantillonnage significatif (à dire d'expert) → +1
•	Plus de deux espèces relevées sur le site, avec au moins deux individus par piège par semaine de mai à juin , plan d'échantillonnage significatif (à dire d'expert) → +2
<i>Zone atlantique et continentale</i>	
•	Aucune espèce relevée sur le site de manière significative, c'est-à-dire au moins deux individus par piège par semaine d' août à septembre , plan d'échantillonnage significatif (à dire d'expert) → 0
•	Une espèce relevée sur le site, avec au moins deux individus par piège par semaine d' août à septembre , plan d'échantillonnage significatif (à dire d'expert) → +1
•	Plus d'une espèce relevée sur le site, avec au moins deux individus par piège par semaine d' août à septembre , plan d'échantillonnage significatif (à dire d'expert) → +2
<i>Zone alpine montagnarde</i>	
•	Aucune espèce relevée sur le site de manière significative, c'est-à-dire au moins deux individus par piège par semaine de juin à juillet , plan d'échantillonnage significatif (à dire d'expert) → 0
•	Une espèce relevée sur le site, avec au moins deux individus par piège par semaine de juin à juillet , plan d'échantillonnage significatif (à dire d'expert) → +1
•	Plus d'une espèce relevée sur le site, avec au moins deux individus par piège par semaine de juin à juillet , plan d'échantillonnage significatif (à dire d'expert) → +2

AIDE A LA MISE EN PLACE DE PIÈGES

Matériel

Matériel piège, pose et dépose :

- Bassine carré 30x30cm X2
- Grillage grosse maille X2
- Grillage petite maille X2
- Sardines de camping X4
- Fil de fer
- Pioche
- Bidon de 5L + 1 bouteille de 1,5L ; avec eau et liquide vaisselle

- Flacons pour récupérer insectes X2
- Pince entomologique
- Passoire
- Entonnoir très large
- Alcool à 95°
- Etiquettes notées au crayon de papier X2

Matériel pour la récupération de bouses :

- Sceau
- Truelle
- Sacs congélation
- Gants latex

Protocole

Récupérer des bouses dans une ferme de production bovine et les conserver hermétiquement dans des sacs congélation pour éviter l'arrivée des insectes

Au niveau du site, identifier le polygone où on a l'activité agropastorale la plus intense, et y placer 2 ou 4 pièges espacés le plus possible. On peut n'en poser que deux et renouveler une fois (voire deux : tous les 5 jours).

Pose de pièges :

- Creuser un trou
- Enterrer la bassine, bien calfeutrer pour que les insectes ne tombent pas à côté de la bassine (beaucoup arrivent à pied)
- Remplir de 1,5L d'eau avec du liquide vaisselle
- Bloquer la bassine avec les sardines
- Placer le grillage à grosse maille sur toute la bassine (agrandir encore les mailles sur le côté), et le petit grillage au milieu
- Positionner la bouse fraîche

Relevé :

- Ouvrir le flacon de récupération
- Enlever la grille avec la bouse
- La dépiauter rapidement pour récupérer les insectes avec la pince entomologique
- Passer l'eau de la bassine à la passoire
- Passer les insectes de la passoire dans le flacon à l'aide de l'entonnoir
- Récupérer les insectes qui restent accrochés dans la passoire à l'aide de la pince entomologique et les placer dans le flacon
- Remplir le flacon d'alcool à 95° pour que tous les insectes soient noyés
- Noter sur un bout de papier bien découpé et solide (ex : bristol) au crayon de papier le nom du relevé et le placer dans la bouteille

Fiche 4 : Indicateurs floristiques

Lise Maciejewski, (MNHN/SPN), Laurent Seytre (CBN Massif Central) et Jérémie Van Es (CBN Alpin)

1. INDICATEUR 'PRAIRIES FLEURIES'

Indicateur 'Prairies Fleuries' - Liste nationale 2011	> 13 plantes observées (moyenne)	Niveau trophique
	]8;13] plantes observées (moyenne)	
	]3;8] plantes observées (moyenne)	
	[0;3] plantes observées (moyenne)	

A la demande de la Fédération des Parcs naturels régionaux, la France a mis en place un nouvel engagement unitaire agro-environnemental Herbe_07 « maintien de la richesse floristique d'une prairie naturelle ». Cet engagement s'inscrit dans le dispositif des mesures agro-environnementales territorialisées (MAE T) du nouveau programme de développement rural hexagonal (PDRH) pour la période 2007-2013 (Mestelan *et al.*, 2007). Il s'agit de maintenir en bon état de conservation les habitats de prairies naturelles riches en espèces floristiques. Le contrat est respecté si l'on observe la présence d'au moins quatre plantes indicatrices de la qualité écologique parmi une liste de plantes (espèces ou genre) indicatrices définies au niveau de chaque territoire.

Il existe des listes locales mises en place dans le cadre réglementaire de la MAE T Herbe_07, mais des recherches ont été faites sur une liste nationale qui a été testée en 2010 lors de la mise en place du concours national 'Prairies Fleuries' dans les Parcs naturels régionaux et nationaux, c'est celle-ci qui a été privilégiée.

Méthode

1. La parcelle est parcourue en diagonale, visuellement divisée en trois tronçons (Figure VI).
2. Pour chacun de ces trois tronçons, le domaine correspondant à l'étendue des bras écartés est à inspecter pour reconnaître les plantes indicatrices. Cette surface conseillée est donc une bande débordant à gauche et à droite de la ligne de marche et correspondant à environ 1,5 m de large. Si les parcelles font plus de 20 m de large, une bande de 3 m en bord de parcelle est exclue de l'observation.
3. On note le nombre de plantes de la liste observée sur chaque tiers, puis on fait une moyenne.

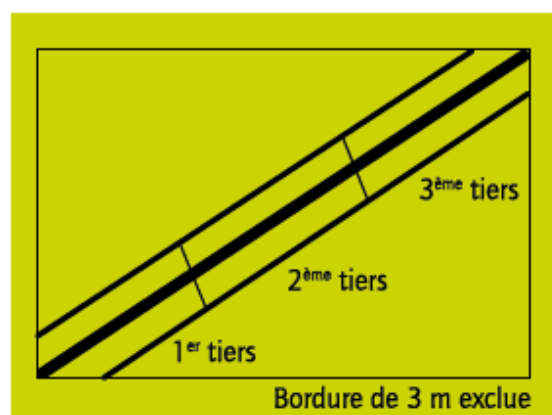


Figure VI : Schéma pour la mise en place de la méthode 'Prairies Fleuries'

Liste pour le concours nationale 'Prairies Fleuries' 2011 (Tableau IV et Figure VII)

Tableau IV : Liste de plantes indicatrices pour le concours nationale 'Prairies Fleuries' 2011

Prairies Fleuries (2011)	
Achillées	<i>Achillea sp.</i>
Anthyllides ou vulnéraires	<i>Anthyllis vulneraria</i>
Arnica	<i>Arnica montana</i>
Astragales, hippocrépis et coronilles	<i>Astragalus sp. Hippocrepis sp., Coronilla sp.</i>
Campanules	<i>Campanula sp.</i>
Centaurées et serratules	<i>Centaurea sp. et Serratula sp.</i>
Chlores et petites centaurées	<i>Blackstonia sp., Centaurium sp.</i>
Fenouils	<i>Meum sp. (dont Meum athamanticum)</i>
Gaillet jaune ou vrai	<i>Galium verum</i>
Genêts gazonnants	<i>Genista tinctoria, Genista sagittalis, Cytisus decumbens</i>
Geranium des bois ou brun	<i>Geranium sylvaticum ou Geranium phaeum</i>
Gesses, vesces et luzernes	<i>Lathyrus sp., Vicia sp., ou Medicago sp.</i>
Grande marguerite	<i>Leucanthemum vulgare Lam.</i>
Hélianthèmes et fumanas	<i>Helianthemum sp., et Fumana sp.</i>
Knauties, scabieuses et succises	<i>Knautia sp., Scabiosa sp., Succisa sp.</i>
Laîches, luzules, joncs et scirpes	<i>Carex sp., Luzula sp., Juncus sp., ou Scirpus sp.</i>
Limoniums ou saladelles	<i>Limonium sp.</i>
Lins	<i>Linum sp.</i>
Liondents, épervières et crépis	<i>Leontodon sp., Hieracium sp. ou Crepis sp.</i>
Lotiers	<i>Lotus sp.</i>
Narcisses, jonquilles	<i>Narcissus sp.</i>
Orchidées et oeillets	<i>Orchidées ou Dianthus sp.</i>
Oseille et petite oseille	<i>Rumex acetosa L. et Rumex acetosella</i>
Pimprenelles et sanguisorbes	<i>Sanguisorba sp. (S. minor, S. officinalis)</i>
Polygales	<i>Polygala sp.</i>
Populage des marais	<i>Caltha palustris</i>
Raiponces	<i>Phyteuma sp.</i>
Renouée bistorte	<i>Polygonum bistorta</i>
Rhinanthes	<i>Rhinanthus sp.</i>
Sainfoins	<i>Onobrychis sp.</i>
Salsifis et scorsonères	<i>Tragopogon sp., et Scorzonera sp.</i>
Sauges	<i>Salvia sp.</i>
Saxifrage granulée	<i>Saxifraga granulata</i>
Silènes	<i>Silene sp.</i>
Thyms, serpolets, sarriettes et lavandes	<i>Thymus sp., Satureja sp., Lavandula sp.</i>
Trèfles	<i>Trifolium sp.</i>

Prairies

Tendances prairies humides ou fraîches

Tendances pelouses

					
Narcisses, jonquilles 1 2 3 ☐ ☐ ☐	Silènes 1 2 3 ☐ ☐ ☐	Campanules  1 2 3 ☐ ☐ ☐	Centaurées et serratules  1 2 3 ☐ ☐ ☐	Lins 1 2 3 ☐ ☐ ☐	Thyms, serpolets, sarriettes et lavandes   1 2 3 ☐ ☐ ☐
					
Laïches, luzules, juncus et scirpes 1 2 3 ☐ ☐ ☐	Pimprenelles et sanguisorbes   1 2 3 ☐ ☐ ☐	Trèfles   1 2 3 ☐ ☐ ☐	Achillées  1 2 3 ☐ ☐ ☐	Sainfoins   1 2 3 ☐ ☐ ☐	Astragales, hippocrépis et coronilles   1 2 3 ☐ ☐ ☐
					
Populage des marais 1 2 3 ☐ ☐ ☐	Liondents, épervières et crépis   1 2 3 ☐ ☐ ☐	Lotiers   1 2 3 ☐ ☐ ☐	Knauties, scabieuses et succises  1 2 3 ☐ ☐ ☐	Sauges   1 2 3 ☐ ☐ ☐	Orchidées et œillets 1 2 3 ☐ ☐ ☐
					
Renouée bistorte 1 2 3 ☐ ☐ ☐	Oseille et petite oseille  1 2 3 ☐ ☐ ☐	Grande marguerite 1 2 3 ☐ ☐ ☐	Salsifis et scorsonères   1 2 3 ☐ ☐ ☐	Hélianthèmes et fumanas  1 2 3 ☐ ☐ ☐	Arnica   1 2 3 ☐ ☐ ☐
					
Saxifrage granulée 1 2 3 ☐ ☐ ☐	Gesses, vesces et luzernes   1 2 3 ☐ ☐ ☐	Geranium des bois ou brun  1 2 3 ☐ ☐ ☐	Gaillet jaune ou vrai  1 2 3 ☐ ☐ ☐	Anthyllides ou vulnéraires 1 2 3 ☐ ☐ ☐	Polygales 1 2 3 ☐ ☐ ☐
					
Raiponces   1 2 3 ☐ ☐ ☐	Fenouils   1 2 3 ☐ ☐ ☐	Genêts gazonnants   1 2 3 ☐ ☐ ☐	Rhinanthes 1 2 3 ☐ ☐ ☐	Limoniums ou saladelles  1 2 3 ☐ ☐ ☐	Chlores et petites centaurées  1 2 3 ☐ ☐ ☐



Plantes réputées pour leur valeur aromatique ou pour la santé du bétail



Plantes réputées de bonne valeur pour l'apiculture (pollen ou nectar)

Figure VII : Liste nationale 'Prairies Fleuries' (Mestelan *et al.*, 2011)

2. LISTES D'ESPÈCES FLORISTIQUES

Pour la partie floristique de la méthode, notre deuxième choix méthodologique a été la mise en place de listes d'espèces floristiques dont la présence ou absence à relever est marqueur des facteurs de l'environnement (conditions écologiques ou pratiques de gestion).

Certaines listes peuvent être nationales, mais une majorité doit être déclinée régionalement afin de prendre en compte les spécificités locales. La méthode d'évaluation doit être standardisée au niveau français, c'est pourquoi les méthodes d'élaboration des listes doivent elles aussi être standardisées.

2.1. Méthodes d'élaboration des listes

A partir des analyses statistiques, mais également la prise en compte de la faisabilité des listes nous avons opéré des choix :

Liste d'espèces eutrophiles

Présence d'espèces eutrophiles (PELOUSE)	0 - 10 %	Niveau trophique
	10 - 30 %	
	> 30 %	
Présence d'espèces eutrophiles (PRAIRIE)	0 - 20 %	Niveau trophique
	20 - 40 %	
	> 40 %	

Le premier facteur agro-écologique responsable de la répartition des différentes communautés de pelouses calcicoles est le niveau trophique de la parcelle d'après Dutoit (1996), mais nous avons également pu mettre cela en évidence lors de notre étude : le niveau trophique est le facteur écologique prépondérant pour évaluer l'état de conservation d'une pelouse ou d'une prairie.

Pour mettre en place la liste d'espèces eutrophiles, nous avons voulu que la méthode soit reproductible le plus possible pour limiter le biais lors de sa mise en place.

A partir des valeurs d'Ellenberg (Hill *et al.*, 1999) concernant la nitrophilie, complétées à partir des informations contenues dans la baseflor (Julve, 2007), nous avons élaboré une liste d'espèces eutrophiles par site. Elle renferme les espèces dont les valeurs de nitrophilie sont les plus fortes par site.

La limite de cette méthode réside dans le manque d'informations concernant certaines espèces. Elle demande également une connaissance de toutes les espèces potentiellement présentes sur

chaque site. Néanmoins, les espèces eutrophiles sont en général assez bien connues des gestionnaires, et les listes d'espèces varient assez peu d'une région à l'autre.

Graminée sociale (pelouse)

Recouvrement du Brachypode penné	0 - 25 %	Dominance d'une graminée sociale
	25 - 50 %	
	> 50 %	

Maubert et Dutoit (1995) précisent que la dominance des graminées sociales peut entraîner un effet très négatif sur la diversité spécifique. C'est pourquoi nous avons décidé d'élaborer un indicateur capable de mesurer la dynamique de ces espèces, que nous avons restreint à la seule utilisation du Brachypode penné (*Brachypodium pinnatum*). Nous avons écarté le Brome érigé (*Bromus erectus*) et la Sesslerie bleue (*Sesleria caerulea*) qui sont également cités comme graminées sociales, néanmoins il est possible d'ajouter ces espèces afin de les prendre en compte dans l'évaluation pour les sites où ces espèces sont problématiques.

Cet indicateur fonctionne sur une estimation du recouvrement de ces espèces (Figure VIII), c'est pourquoi à chaque ajout d'espèces, les valeurs-seuils sont à revoir.

Il est important de noter que nous avons mis en place des valeurs-seuils pour cet indicateur, qui sont plus faibles que les valeurs trouvées dans la littérature, mais cela est lié au fait que les sites visités lors de la phase de terrain en 2011 étaient faiblement colonisés par le Brachypode, et globalement en bon état de conservation. La phase de terrain 2012 permettra de recalibrer cet indicateur.

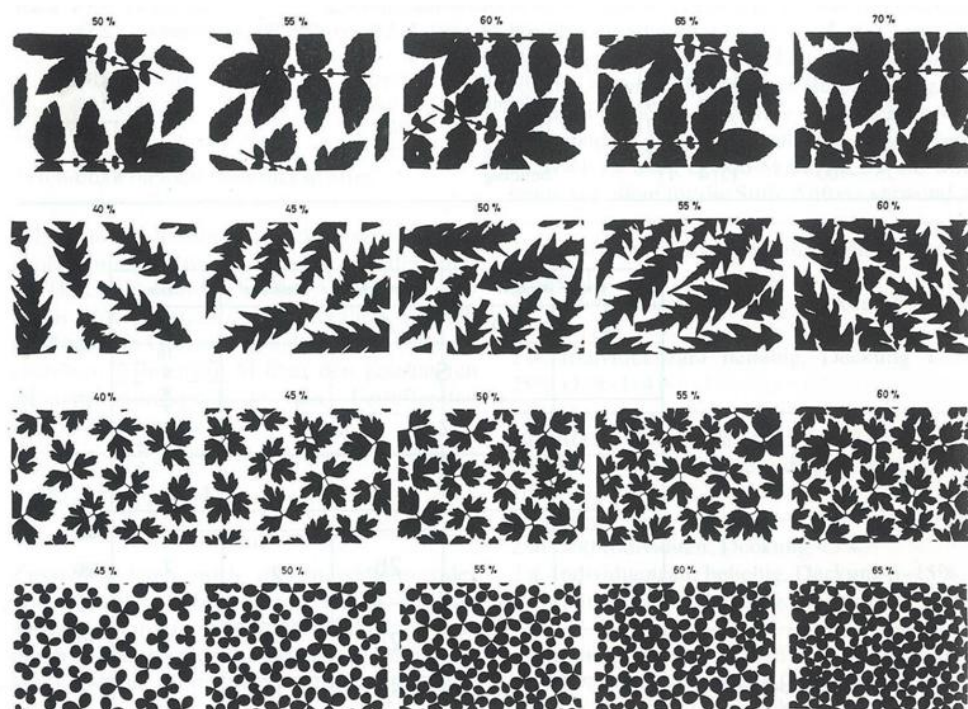


Figure VIII : Aide à l'estimation du recouvrement (Kleczewski, 2011)

Liste d'espèces caractéristiques du régime de fauche (prairie)

Présence d'espèces caractéristiques du régime de fauche	> 60 %	Régime de fauche en équilibre avec le milieu
	30 - 60 %	
	0 - 30 %	

Selon la période de l'année, et la fréquence de la fauche, toutes les espèces n'ont pas le temps de s'exprimer et de se reproduire, c'est pourquoi c'est un paramètre important à prendre en compte, que l'on peut mettre en évidence grâce à une liste d'espèces considérées comme caractéristiques d'un régime de fauche en équilibre avec le milieu.

C'est une liste d'espèces à mettre en place par des experts, mais elles ne devraient pas être très différentes d'une région à l'autre (les listes utilisées lors de la phase de terrain 2011 ont été mises en place par Laurent Seytre (CBN Massif Central) et Jérémie Van Es (CBN Alpin).

2.2. Méthode d'évaluation

Pour les listes d'espèces eutrophiles et les listes d'espèces caractéristiques du régime de fauche, on calcule le ratio entre le nombre d'espèces observées et le nombre d'espèces de la liste, on obtient un pourcentage qu'on compare aux valeurs-seuils :

$$\frac{\text{Nombre d'espèces observées}}{\text{Nombre d'espèces de la liste}} \times 100$$

Pour les graminées sociales, on estime le pourcentage de recouvrement du Brachypode, puis on le compare aux valeurs-seuils.

2.3. Listes mises en place pour la phase de terrain

2.3.1. Liste d'espèces eutrophiles (Tableaux V à VIII)

Tableau V : Liste d'espèces eutrophiles pour les pelouses des Cévennes

CD_NOM	NOM_VALIDE_TAXREF	Indice de niveau trophique	FREQUENCE
128268	<i>Urtica dioica</i> L.	8	0,19
86763	<i>Bromus sterilis</i> L.	8	0,13
86564	<i>Bromus catharticus</i> Vahl	7	0,06
100133	<i>Geranium pusillum</i> L.	7	0,06
131693	<i>Arrhenatherum elatius</i> (L.) P.Beauv. ex J. & C.Presl subsp. <i>elatius</i>	7	0,19
129632	<i>Viola odorata</i> L.	7	0,13
111391	<i>Ornithogalum umbellatum</i> L.	7	0,06
125535	<i>Taraxacum campylodes</i> G.E.Haglund	7	0,06
92302	<i>Convolvulus arvensis</i> L.	7	0,13
133652	<i>Dactylis glomerata</i> L. subsp. <i>glomerata</i>	7	0,31
106499	<i>Lolium perenne</i> L.	6	0,13

Tableau VI : Liste d'espèces eutrophiles pour les pelouses du site « Steppique durancien et Queyrassin »

CD_NOM	NOM_VALIDE_TAXREF	Indice de niveau trophique	FREQUENCE
97277	<i>Erysimum virgatum</i> Roth	8	0,15
84061	<i>Artemisia vulgaris</i> L.	8	0,03
96046	<i>Elytrigia repens</i> (L.) Desv. ex Nevski	7	0,09
91886	<i>Clematis vitalba</i> L.	7	0,09
93840	<i>Cynoglossum officinale</i> L.	7	0,06
133652	<i>Dactylis glomerata</i> L. subsp. <i>glomerata</i>	7	0,15
95709	<i>Echinops ritro</i> L.	7	0,68
120619	<i>Salvia aethiopsis</i> L.	7	0,09
128754	<i>Verbena officinalis</i> L.	7	0,09
141165	<i>Silene latifolia</i> Poir. subsp. <i>alba</i> (Mill.) Greuter & Burdet	7	0,06
90954	<i>Chondrilla juncea</i> L.	7	0,29
90681	<i>Chenopodium album</i> L.	7	0,06
92302	<i>Convolvulus arvensis</i> L.	7	0,26
125535	<i>Taraxacum campylodes</i> G.E.Haglund	7	0,21
103628	<i>Inula helvetica</i> Weber	7	0,03
87849	<i>Capsella bursa-pastoris</i> (L.) Medik.	7	0,03

Tableau VII : Liste d'espèces eutrophiles pour les prairies du site « Cézallier Nord et Sud et Artense »

CD_NOM	NOM_VALIDE_TAXREF	Indice de niveau trophique	FREQUENCE
90328	<i>Chaerophyllum aureum</i> L.	9	0,05
119550	<i>Rumex obtusifolius</i> L.	9	0,18
90697	<i>Chenopodium bonus-henricus</i> L.	9	0,08
101300	<i>Heracleum sphondylium</i> L.	8	0,72
141447	<i>Stellaria media</i> (L.) Vill. subsp. <i>media</i>	8	0,13
128268	<i>Urtica dioica</i> L.	8	0,03
82952	<i>Anthriscus sylvestris</i> (L.) Hoffm.	7	0,33
198226	<i>Taraxacum</i> F.H. Wiggers	7	0,92
96046	<i>Elytrigia repens</i> (L.) Desv. ex Nevski	7	0,03
87849	<i>Capsella bursa-pastoris</i> (L.) Medik.	7	0,10
106497	<i>Lolium multiflorum</i> Lam.	7	0,05
119473	<i>Rumex crispus</i> L.	6	0,05
106499	<i>Lolium perenne</i> L.	6	0,31

Tableau VIII : Liste d'espèces eutrophiles pour les prairies du site « Steppique durancien et Queyrassin »

CD_NOM	NOM_VALIDE_TAXREF	Indice de niveau trophique	FREQUENCE
90697	<i>Chenopodium bonus-henricus</i> L.	9	0,03
119550	<i>Rumex obtusifolius</i> L.	9	0,08
90328	<i>Chaerophyllum aureum</i> L.	9	0,06
131460	<i>Anthriscus sylvestris</i> (L.) Hoffm. subsp. <i>sylvestris</i>	8	0,06
84061	<i>Artemisia vulgaris</i> L.	8	0,03
135306	<i>Heracleum sphondylium</i> L. subsp. <i>sphondylium</i>	8	0,42
86732	<i>Bromus racemosus</i> L.	8	0,06
87849	<i>Capsella bursa-pastoris</i> (L.) Medik.	7	0,11
125535	<i>Taraxacum campylodes</i> G.E.Haglund	7	0,89
96046	<i>Elytrigia repens</i> (L.) Desv. ex Nevski	7	0,22
119473	<i>Rumex crispus</i> L.	6	0,19

2.3.2. Liste d'espèces caractéristiques du régime de fauche (Tableaux IX à X)

Tableau IX : Liste d'espèces caractéristiques du régime de fauche des prairies du site
« Steppique durancien et Queyrassin »

CD_NOM	NOM_VALIDE_TAXREF
85439	<i>Avenula pubescens</i> (Huds.) Dumort.
129147	<i>Vicia cracca</i> L.
98460	<i>Festuca pratensis</i> Huds.
89619	<i>Centaurea jacea</i> L.
104516	<i>Knautia arvensis</i> (L.) Coult.
110139	<i>Onobrychis viciifolia</i> Scop.
87720	<i>Campanula rotundifolia</i> L.
133108	<i>Cerastium fontanum</i> Baumg. subsp. <i>vulgare</i> (Hartm.) Greuter & Burdet
98718	<i>Filipendula vulgaris</i> Moench
132482	<i>Campanula glomerata</i> L. subsp. <i>glomerata</i>
93015	<i>Crepis biennis</i> L.
99390	<i>Galium boreale</i> L.
109291	<i>Narcissus poeticus</i> L.
113579	<i>Pimpinella major</i> (L.) Huds.
131207	<i>Allium scorodoprasum</i> L. subsp. <i>scorodoprasum</i>

Tableau X : Liste d'espèces caractéristiques du régime de fauche des prairies du site
« Cézallier Nord et Sud et Artense »

CD_NOM	NOM_VALIDE_TAXREF
104517	<i>Knautia arvernensis</i> (Briq.) Szabó
127660	<i>Trisetum flavescens</i> (L.) P.Beauv.
101300	<i>Heracleum sphondylium</i> L.
127029	<i>Tragopogon pratensis</i> L.
93015	<i>Crepis biennis</i> L.
131692	<i>Arrhenatherum elatius</i> (L.) P.Beauv. ex J. & C.Presl subsp. <i>bulbosum</i> (Willd.) Schubler & G.Martens

ANNEXE 5

Fiche 5 : Altérations

Atteintes au niveau du polygone	Somme des points = 0	Reliquat des perturbations non prises en compte de manière indirecte dans le reste du protocole
	Somme des points = 1	
	Somme des points = 2	
	Somme des points = 3	
	Somme des points = 4	

L'habitat peut subir des dégradations qui altèrent son fonctionnement, sa structure, et sa capacité de résilience. Nous avons essayé de prendre en compte dans les indicateurs des paramètres 'Surface' et 'Structure et fonction' le maximum de perturbations que l'habitat peut subir. Néanmoins, il reste une partie des dégradations susceptibles d'être subies par l'habitat qui ne peuvent être prises en compte dans les autres indicateurs, ce sont elles que l'on pointe et que l'on évalue ici. Il s'agit du **reliquat des perturbations non prises en compte de manière indirecte dans le reste du protocole**. Par exemple l'eutrophisation du milieu est prise en compte par les indicateurs 'Prairies Fleuries' et la liste d'espèces eutrophiles (Tableau XI).

Tableau XI : Listes des atteintes pour les pelouses et prairies

Atteintes au niveau du polygone (PELOUSE)	Points
rat taupier 0-10 % (ou nombre de trous) de la surface	1
rat taupier > 10 % (ou nombre de trous) de la surface	2
sol non végétalisé dont les causes ne sont pas édaphiques	2
tassement dû à des engins 0-5 % de la surface	1
tassement dû à des engins > 5 % de la surface	2
Autres atteintes ponctuelles (place à fumier, dépôts d'ordures...)	1

Atteintes au niveau du polygone(PRAIRIE)	Points
rat taupier 0-10 % (ou nombre de trous) de la surface	1
rat taupier > 10 % (ou nombre de trous) de la surface	2
litière > 10 % de la surface	2
tassement dû à des engins 0-5 % de la surface	1
tassement dû à des engins > 5 % de la surface	2
Autres atteintes ponctuelles (place à fumier, dépôts d'ordures...)	1

Méthode

Sur l'ensemble du polygone, l'observateur relève les altérations qu'il peut observer et somme les points correspondant.

Ajout d'altérations à la liste

Il est possible d'ajouter des altérations à ces listes afin de prendre en compte certaines spécificités, mais il faut bien vérifier que la potentielle nouvelle altération n'est pas déjà prise en compte dans les autres indicateurs de la méthode, pour éviter les redondances.

Annexe 6 – Grille d’analyse pour l’évaluation de l’état de conservation des pelouses

PARAMÈTRE	CRITÈRE		INDICATEUR		MÉTHODE	ÉCHELLE	MODALITÉ (pelouses)	NOTE	
			Options entre indicateurs	Description des indicateurs					
Surface couverte	Surface de l'habitat		Evolution de la surface (indiquer les causes de l'évolution)		Comparaison diachronique à l'aide d'un logiciel SIG	site	Stabilité ou évolution progressive		
							Régression		
	Morcellement et fragmentation		Outil à proposer, mais indicateur reste optionnel		A l'aide d'un logiciel SIG	site	bon mauvais		
Structure et Fonctions	Couverture du sol		Recouvrement de ligneux (en %)		Estimation visuelle		<10 % > 10%	0 -10	
	Composition spécifique	Composition floristique	Présence d'espèces eutrophiles		Relevé en présence/absence des espèces de la liste	unité	0 - 10% d'espèces de la liste	0	
						unité	10-30% d'espèces de la liste	-20	
						unité	> 30 % d'espèces de la liste	-40	
			Recouvrement du Brachypode penné		Estimation visuelle du recouvrement	unité	0 - 25%	0	
						unité	25% - 50 %	-10	
						unité	> 50%	-20	
			Présence d'espèces exotiques envahissantes		Relevé en présence/absence des espèces de la liste	unité			
						unité			
						unité			
		Composition faunistique	Composition en Lépidoptères diurnes (au choix A ou B)	A	Indicateur 'couleur'	Voir fiche 'Lépidoptères'	polygone	Aucun Lépidoptère ou que des Lépidoptères blancs	-15
								Blancs, Oranges, Bruns si montagne	-10
								Blancs, Oranges, Bleus, Bruns si montagne OU	-5
								Blancs, Oranges, Bleus, Blancs à point noir, Bruns si montagne	0
			B	Indicateur 'espèces' (seuils à adapter)	Voir fiche 'Lépidoptères'	polygone	Etape 1 : % Présence d'espèces de la liste 1 (si suffisant passage à l'étape 2)	NON VALIDE	
							Etape 2 : % Présence d'espèces de la liste 2 (si suffisant passage à l'étape 3)	-15	
							Etape 3 : % Présence d'espèces de la liste 3 (si suffisant passage à l'étape 4)	-8	
							Etape 4 : si étape 3 passée, mais absence d'espèces de la liste 4	0	
							Etape 4 : si étape 3 passée, ET présence d'espèces de la liste 4	+5	
			Composition ou activité des Coprophages (au choix A, ou A+B)	A	Indicateur 'activité des coprophages'	Voir fiche 'coprophages'	polygone	activité de coprophages dans les excréments	0
								absence d'activité des coprophages dans les excréments	-5
				B	Indicateur 'gros coléoptères exigeants'	Voir fiche 'coprophages'	site	0 - 1 ou 2 (selon la région) coléoptères exigeants	+2
			1 ou 2 (selon la région) coléoptères exigeants					+5	
			> 1 ou 2 (selon la région) coléoptères exigeants					+10	
		Présence d'autres groupes taxonomiques	Orthoptères		selon méthode			selon méthode	
			Hyménoptères		selon méthode			selon méthode	
			Fourmis		selon méthode			selon méthode	
			Oiseaux		selon méthode			selon méthode	
			Champignons macromycètes		Différents niveaux de précision existent.A débattre de sa pertinence et de la façon dont on peut l'utiliser (cf. Corriol, 2005)			selon méthode	

Altérations	Atteintes "diffuses" au niveau du site	Atteintes dont l'impact est difficilement quantifiable en surface	recueil à l'échelle du site (avis de l'opérateur ayant parcouru le site, avis du gestionnaire, études locales, aménagement du gestionnaire)	site	Atteintes négligeables ou nulles	0
					Atteintes moyennes (ponctuelles, maîtrisées)	-10
					Atteinte(s) importante(s), dynamique de l'habitat remis en cause	-20
	Atteintes au niveau du polygone	Atteintes et leur recouvrement (voir liste fournies et notes associées)	recueil d'observation et somme de la note des atteintes relevées	polygone	Somme des points des atteintes relevées = 0	0
					Somme des points des atteintes relevées = 1	-5
					Somme des points des atteintes relevées = 2	-10
					Somme des points des atteintes relevées = 3	-15
					Somme des points des atteintes relevées = 4	-20

Atteintes au niveau du polygone	Points
rat taupier 0-10 % (ou nombre de trous) de la surface	1
rat taupier > 10 % (ou nombre de trous) de la surface	2
sol non végétalisé dont les causes ne sont pas édaphiques	2
tassement dû à des engins 0-5 % de la surface	1
tassement dû à des engins > 5 % de la surface	2
Autres atteintes ponctuelles (place à fumier, dépôts d'ordures...)	1

Annexe 7 – Grille d’analyse pour l’évaluation de l’état de conservation des prairies de fauche

PARAMÈTRE	CRITÈRE		INDICATEUR			MÉTHODE	ÉCHELLE	MODALITÉ (prairies)	NOTE
			Options entre indicateurs		Description des indicateurs				
Surface couverte	Surface de l'habitat		Evolution de la surface (indiquer les causes de l'évolution)			Comparaison diachronique à l'aide d'un logiciel SIG	site	Stabilité ou évolution progressive	
								Régression	
	Morcellement et fragmentation		Outil à proposer, mais indicateur reste optionnel			A l'aide d'un logiciel SIG	site	bon	
								mauvais	
Structure et fonction	Couverture du sol		Recouvrement de ligneux (en %)			Estimation visuelle		< 10 %	0
								> 10 %	-10
	Composition floristique	Choisir entre A 'Prairies fleuries' ou B 'Présence d'espèces eutrophiles'	A	Liste d'espèces floristiques (nationale 2011) "prairies fleuries"	Méthode "prairie fleurie" (relevé dans les 3 tiers de la diagonale, et moyenne du nombre observées)	unité	[0;3] plantes observées (moyenne)	-40	
						unité	]3;8] plantes observées (moyenne)	-30	
						unité	]8;13] plantes observées (moyenne)	-10	
						unité	> 13 plantes observées (moyenne)	0	
			B	Présence d'espèces eutrophiles	unité	0-20% d'espèces de la liste	0		
					unité	20-40% d'espèces de la liste	-20		
					unité	+ de 40% d'espèces de la liste	-40		
					unité	0-30% d'espèces de la liste	-20		
		Présence d'espèces du régime de fauche	Relevé en présence/absence des espèces de la liste	unité	30-60% d'espèces de la liste	-10			
				unité	+ de 60% d'espèces de la liste	0			
				Présence d'espèces exotiques envahissantes	Relevé en présence/absence des espèces de la liste	unité			
						unité			
		unité							
		Composition spécifique	Composition faunistique			A	Indicateur 'couleur'	Voir fiche 'Lépidoptères'	polygone
				Blancs, Oranges, Bruns si montagne	-10				
				Blancs, Oranges, Bleus, Bruns si montagne OU	-5				
	Blancs, Oranges, Bleus, Blancs à point noir, Bruns si montagne			0					
	B			Indicateur 'espèces' (seuils à adapter)	Voir fiche 'Lépidoptères'	polygone	Etape 1 : % Présence d'espèces de la liste 1 (si suffisant passage à l'étape 2)	NON VALIDE	
							Etape 2 : % Présence d'espèces de la liste 2 (si suffisant passage à l'étape 3)	-15	
							Etape 3 : % Présence d'espèces de la liste 3 (si suffisant passage à l'étape 4)	-8	
							Etape 4 : si étape 3 passée, mais absence d'espèces de la liste 4	0	
	Etape 4 : si étape 3 passée, ET présence d'espèces de la liste 4		+5						
			Composition ou activité des Coprophages (au choix A, ou A+B)	A	Indicateur 'observation activité des coprophages'	Voir fiche 'coprophages'	polygone	activité de coprophages dans les excréments	0
								absence d'activité des coprophages dans les excréments	-5
				B	Indicateur 'gros coléoptères exigeants'	Voir fiche 'coprophages'	site	0 - 1 ou 2 (selon la région) coléoptères exigeants	+2
	1 ou 2 (selon la région) coléoptères exigeants	+5							
	> 1 ou 2 (selon la région) coléoptères exigeants	+10							
		Présence d'autres groupes taxonomiques	Orthoptères			selon méthode		selon méthode	
	Hyménoptères			selon méthode		selon méthode			
	Fourmis			selon méthode		selon méthode			
	Oiseaux			selon méthode		selon méthode			

			Champignons macromycètes	Différents niveaux de précision existent.A débattre de sa pertinence et de la façon dont on peut l'utiliser (cf. Corriol, 2005)		selon méthode	
Altérations	Atteintes "diffuses" au niveau du site	Atteintes dont l'impact est difficilement quantifiable en surface	recueil à l'échelle du site (avis de l'opérateur ayant parcouru le site, avis du gestionnaire, études locales, aménagement du gestionnaire)	site	Atteintes négligeables ou nulles	0	
					Atteintes moyennes (ponctuelles, maîtrisées)	-10	
					Atteinte(s) importante(s), dynamique de l'habitat remis en cause	-20	
	Atteintes au niveau du polygone	Atteintes et leur recouvrement (voir liste fournies et notes associées)	recueil d'observation et somme de la note des atteintes relevées	polygone	Somme des points des atteintes relevées = 0	0	
					Somme des points des atteintes relevées = 1	-5	
					Somme des points des atteintes relevées = 2	-10	
					Somme des points des atteintes relevées = 3	-15	
					Somme des points des atteintes relevées = 4	-20	

Atteintes au niveau du polygone		Points
rat taupier 0-10 % (ou nombre de trous) de la surface		1
rat taupier > 10 % (ou nombre de trous) de la surface		2
litière > 10 % de la surface		2
tassement dû à des engins 0-5 % de la surface		1
tassement dû à des engins > 5 % de la surface		2
Autres atteintes ponctuelles (place à fumier, dépôts d'ordures...)		1



Le réseau Natura 2000 a pour objectif le maintien ou la restauration dans un état de conservation favorable des espèces et des habitats naturels listés dans les annexes de la Directive Habitats-Faune-Flore. Le ministère en charge de l'écologie a chargé le MNHN de mettre en place des méthodes pour évaluer l'état de conservation des habitats d'intérêt communautaire dans les sites Natura 2000.

Une réflexion s'est engagée depuis 2008 au sein du SPN afin de mettre en place des méthodes d'évaluation de l'état de conservation par grand type d'habitat. Après la parution des méthodes d'évaluation des habitats forestiers (Carnino, 2009), des habitats marins (Lepareur, 2011), et des habitats dunaires non boisés de la façade atlantique (Goffé, 2011), la réflexion s'est poursuivie pour les habitats agropastoraux.

Ce premier document résume la réflexion et la démarche qui ont amené à l'élaboration de la méthode pour évaluer l'état de conservation des habitats agropastoraux, illustrés ici par les pelouses calcicoles et prairies de fauche. Cette étude se base sur un ensemble de données récoltées sur le terrain, permettant grâce à des analyses statistiques le choix des indicateurs à partir de l'étude de leur pertinence, de leur redondance entre eux, et de leur place dans l'évaluation. Cette méthode est facile à mettre en œuvre, afin d'être reproductible et accessible au plus grand nombre, notamment grâce à la simplicité de la récolte des données et de son application.

Cette étude a abouti à une première version de la méthode, qui vise à être améliorée et à évoluer grâce aux retours d'expérience des professionnels, à l'augmentation des données disponibles, mais également à partir des avancées dans le domaine de la recherche en écologie de la conservation.