

## L'IQE : UN INDICATEUR DE BIODIVERSITÉ MULTI-USAGES POUR LES SITES AMÉNAGÉS OU À AMÉNAGER

Olivier DELZONS, Philippe GOURDAIN, Jean-Philippe SIBLET, Julien TOUROULT,  
Katia HERARD & Laurent PONCET<sup>1</sup>

SUMMARY.— *The IQE : an Ecological Quality Index for site management.*— There are currently no standardized assessment tools to define the ecological quality of industrial sites and landfills sites. The Natural Heritage Service of the National Museum of Natural History has developed an Ecological Quality Index (Indicateur de Qualité Écologique, IQE). This is based on a six-day inventory at the scale of species and ecosystems i) on the diversity of natural habitats and birds, ii) on wildlife and natural heritage value of a site and iii) an index of ecological functionality. Inventories conducted on 29 sites over a four-year period, were compared with published literature and expert knowledge. This approach allowed the modification or validation of each parameter, including the scoring system of these two indices. A shorter version of this index, based on a one-day inventory, the Ecological Potentiality Index (Indicateur de Potentialité Écologique, IPE) has also been developed, using a similar structure.

RÉSUMÉ.— Il n'existe pas à l'heure actuelle d'outil d'évaluation standardisé de la qualité écologique de sites lourdement aménagés ou destinés à l'être. Un indicateur composite, l'Indicateur de Qualité Écologique (IQE), a été élaboré et renseigne sur trois aspects-clés de la biodiversité, à l'échelle des espèces et des écosystèmes : i) la diversité, mesurée pour les habitats naturels et l'avifaune, ii) la patrimonialité, fondée sur les listes de statuts des taxons et des habitats présents, et iii) la fonctionnalité écologique du site. Pour chaque variable élémentaire, des seuils empiriques ont été établis en fonction de la littérature et des valeurs observées sur le terrain. L'ajustement des paramètres identifiés ainsi que du système de notation s'est fait non seulement sur la base des résultats des inventaires menés sur 29 sites durant quatre années, mais également en se référant aux données bibliographiques disponibles. La mise en œuvre de cet indicateur sur un site nécessite 6 jours de relevés de données sur le terrain. Une version allégée de cet indicateur, basée sur un seul jour d'inventaire, l'Indicateur de Potentialité Écologique (IPE) a été construite sur la même architecture.

---

### PRÉSENTATION DU CONTEXTE

Le développement d'indicateurs permettant de mesurer la qualité écologique, l'aménagement et la gestion écologique de sites industriels aménagés ou devant l'être répond à un réel besoin, en l'absence à l'heure actuelle d'outils standardisés.

La « qualité écologique » qui est évaluée au cours de cette démarche se fonde sur la définition de Charollais *et al.* (1998), à savoir un « ensemble d'éléments et de facteurs éco-

---

<sup>1</sup> Service du Patrimoine Naturel du Muséum national d'Histoire naturelle, 4 avenue du Petit Château, F-91800 Brunoy. Auteur référent : delzons@mnhn.fr ; courriels : gourdain@mnhn.fr ; sibletp@mnhn.fr ; touroult@mnhn.fr ; herard@mnhn.fr ; poncet@mnhn.fr

*logiques permettant de caractériser un organisme, un milieu, un écosystème* ». La qualité écologique dépend en particulier des facteurs stationnels, de la diversité biologique, de la relation avec d'autres milieux, de l'aménagement et de la gestion pratiqués sur le site. C'est une notion avant tout descriptive. Un site présentant une bonne qualité écologique devra tendre vers l'intégrité biotique définie selon Karr (1981) par « *la capacité d'un écosystème à supporter et à maintenir une communauté d'organismes équilibrée, adaptée, et ayant une composition spécifique, une diversité et une fonctionnalité comparables à celle d'un habitat naturel de cette région* ».

Les sites étudiés sont tous, au moins en partie, aménagés et modifiés, ou appelés à l'être. L'évaluation de la qualité écologique doit donc également inclure l'évaluation de l'efficacité de la restauration et du réaménagement écologique.

Les sites ayant permis la mise au point de ces indicateurs sont dans le cas présent des Installations de Stockage de Déchets (ISD). Les ISD ont pour objectif principal « d'assurer un confinement efficace et suffisamment durable des déchets ainsi qu'une maîtrise adaptée des deux types d'effluents générés, les lixiviats et le biogaz, qui sont à l'origine des principaux impacts environnementaux et sanitaires des décharges » (Anonyme b, 2005).

Pour les ISD, la maîtrise du ruissellement, le maintien de l'étanchéité de la couverture et l'insertion paysagère sont autant de contraintes de gestion qui conduisent à l'aménagement de milieux à caractère naturel comme des prairies, associées à des fossés, des bassins, des haies et des plantations forestières.

## IQE ET IPE : DEUX INDICATEURS RÉPONDANT À DEUX OBJECTIFS

Pour décrire et mesurer la qualité écologique, l'utilisation d'indicateurs s'est généralisée, bien que reposant souvent sur des approximations dont la fiabilité reste inconnue ou non testée (Feest *et al.*, 2010). Heink & Kowarik (2010) définissent un indicateur en écologie et gestion environnementale comme « *un composant ou une mesure d'un phénomène écologique, pertinent, utilisé pour décrire ou évaluer des conditions ou des changements environnementaux ou définir des objectifs environnementaux* ». Pour Levrel (2007), l'indicateur ne fournit pas de mesure de la biodiversité, c'est une mesure indirecte qui « *respecte les espaces d'incertitude que la mesure ne tolère pas* ». Enfin, un indicateur doit aussi être une forme condensée d'une information complexe, qui permet à différents acteurs de dialoguer ; c'est avant tout un outil de « communication », réduisant mais ne déformant pas la complexité de la réalité (Couvet *et al.*, 2005).

Face à la disparité des objectifs fixés aux diverses études écologiques des ISD, la déclinaison de deux indicateurs fondés sur un même modèle s'est avérée nécessaire.

L'Indicateur de Qualité Écologique (IQE) est basé sur des inventaires de terrain relativement complets qui permettent une évaluation assez précise de la qualité écologique.

L'Indicateur de Potentialité Écologique (IPE) repose lui sur les mêmes critères d'évaluation, mais évalués lors d'un seul jour d'inventaire. Il brosse à grands traits un portrait rapide du site, de ses potentialités et permet essentiellement d'établir un pré-diagnostic.

## MÉTHODE DE CONSTRUCTION : LES EXIGENCES POUR DÉFINIR UN INDICATEUR DE QUALITÉ ÉCOLOGIQUE

### IMPÉRATIFS PRIS EN COMPTE

La construction de tels outils d'évaluation a dû se faire en tenant compte d'exigences contradictoires. L'indicateur doit être assez simple à mettre en œuvre, fournir un résultat facile à interpréter pour les gestionnaires mais également intégrer la complexité et les différentes facettes de la biodiversité du secteur.

Les inventaires de terrain doivent être les plus complets possibles, pour appréhender au mieux toute la complexité d'un site, et ce dans des limites de temps et de moyens financiers réalistes, et pouvant s'inscrire dans une logique industrielle.

L'IQE et l'IPE doivent donc être des outils utilisables sur tout le territoire métropolitain, donnant une image fiable de la qualité écologique d'un site, sur une période d'étude très courte par rapport à la durée de vie d'un écosystème. Ils doivent pouvoir être mis en œuvre facilement par un écologue généraliste expérimenté, et reposer sur un ou quelques jours d'inventaire au cours d'une même saison de végétation.

Ils doivent être suffisamment sensibles pour répondre dans des contextes d'intérêt écologique faible à modéré, caractéristiques de ce type de sites industriels. La méthode doit proposer des seuils argumentés sur des bases bibliographiques ou en fonction de la gamme des situations observées.

#### MÉTHODE DE CONSTRUCTION

Un état de l'art sur le sujet a permis dans un premier temps d'orienter le choix des critères et des variables pertinents pour rendre compte et mesurer la valeur écologique d'un site de moins de 100 ha, faisant l'objet d'actions d'aménagement et de gestion, tout en tenant compte des exigences exprimées. L'ajustement des variables et des seuils associés s'est fait durant plusieurs saisons d'inventaire, sur la base de la variabilité des résultats obtenus sur 29 sites tests, répartis sur l'ensemble du territoire (Fig. 1).

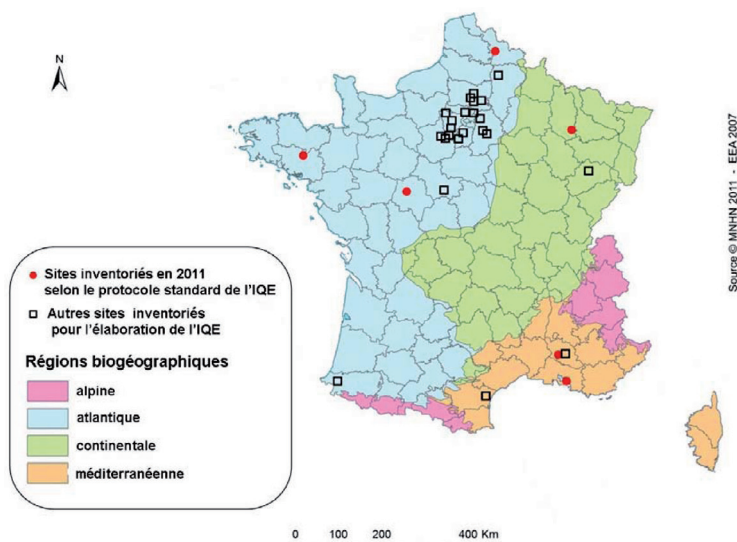


Figure 1. — Régions biogéographiques de la France et sites inventoriés pour l'élaboration de l'IQE.

Certains sites ont fait l'objet d'inventaires durant plusieurs années successives. Le protocole standardisé d'inventaire a été mis en œuvre à partir de 2011, sur 6 sites. Les phases de construction et d'ajustement ont été suivies par un groupe de travail qui s'est réuni régulièrement tout au long de la démarche. La mise en œuvre des protocoles de terrain et la confrontation des résultats obtenus avec l'avis d'experts ayant parcouru les mêmes sites ont permis de conforter l'approche retenue pour l'IQE et l'IPE tels que présentés ici.

#### APPRÉHENDER LA BIODIVERSITÉ – CHOIX DES ANGLES D'APPROCHE

La biodiversité est par essence complexe et dynamique. De nombreuses approches ont été initiées pour l'appréhender, et notamment en considérant trois niveaux de diversité,

diversité des génomes, des espèces et des écosystèmes. Le niveau génétique n'étant pas adapté au contexte de cette étude, car coûteux, complexe et pas forcément sensible à cette échelle, les deux autres niveaux d'approche ont été conservés. Ils apportent en effet des informations en partie non redondantes. La biodiversité, décrite sous l'angle spécifique ou écosystémique, est analysée à travers trois prismes : la patrimonialité, la diversité et la fonctionnalité.

Complémentaires, ces trois facettes de la biodiversité constituent de bonnes clefs de lecture pour le public, les gestionnaires et les décideurs.

#### TYPE D'INDICATEUR CHOISI

Les indicateurs directs (ou taxinomiques) sont fondés sur le suivi d'un taxon ou groupe taxinomique (Lindenmayer *et al.*, 2000). Ils ont été développés, par exemple, pour suivre des réaménagements d'installations de stockage de déchets inertes, à partir des communautés de reptiles (Thompson *et al.*, 2006, 2007), pour caractériser les préférences écologiques de plantes développées spontanément sur une décharge ancienne (Ramirez *et al.*, 2000) ou encore pour évaluer le succès de la restauration de sites miniers, en étudiant les communautés de fourmis (Ottonetti *et al.*, 2006). Cependant, la pertinence des indicateurs directs a souvent été critiquée. Certains auteurs comme Billeter *et al.* (2008) ou Heino (2009) ont ainsi démontré que la richesse spécifique d'un groupe taxinomique ne permettait pas de prédire la richesse spécifique de la communauté.

Les indicateurs indirects (ou structurels) s'intéressent eux aux éléments structurants du paysage (micro-habitats, éléments de connectivité, etc.). L'étude de la structure permet ainsi de renseigner de manière indirecte sur l'état de la biodiversité (Levrel, 2007). Ces indicateurs indirects s'appuient sur l'analyse de la complexité d'éléments comme les associations végétales, la connectivité, l'hétérogénéité, etc. (Lindenmayer *et al.*, 2000). Bien que ne mesurant pas directement la présence et la dynamique des espèces visées par l'évaluation, ils s'avèrent souvent plus synthétiques et plus simples à appréhender que des approches directes basées sur un seul groupe taxinomique.

Des indicateurs composites, prenant en compte au moins deux indicateurs (Levrel, 2007) sont fréquemment développés car ils permettent de prétendre à une certaine exhaustivité, et donnent une image moins simplificatrice des phénomènes. Pour Ruiz-Jaen & Aide (2005), il est par exemple « *crucial de considérer plus d'un groupe d'organismes, et de préférence des groupes à des niveaux trophiques différents* ».

Pour avoir une représentation plus juste de la réalité, de nombreux indicateurs composites se fondent à la fois sur plusieurs taxons et sur des paramètres indirects correspondant à des aspects structurels (Burel & Baudry, 1998 ; Charollais *et al.*, 1998 ; Chauvin & Vallauri, 2002 ; Anonyme b, 2009 ; Carnino, 2009 ; Larrieu & Gonin, 2009). On peut noter l'utilisation de ce type d'indicateurs dans le cadre du suivi d'anciennes décharges de déchets inertes (Ludwig *et al.*, 2003).

Un tel indicateur composite, reposant sur des taxons (indicateurs directs) et sur certains aspects structurels des écosystèmes (indicateurs indirects) nous est donc apparu pertinent pour évaluer la qualité écologique des ISD.

La standardisation des protocoles de diagnostic écologique utilisés pour renseigner ces différents paramètres est nécessaire pour asseoir l'évaluation écologique, qui repose sur des comparaisons entre sites ou entre un site et un état de référence réel ou supposé (Frochot, 2002). Ici, l'état de référence est un cas théorique, basé sur les meilleurs cas de figures rencontrés, et répondant à la définition de l'intégrité biotique. De fait, certains sites ne peuvent pas atteindre ce niveau élevé d'intérêt. Les seuils de la grille de notation de l'IQE ont été mis en place notamment pour discriminer les sites de meilleure qualité écologique, correspondant à la classe de résultats la plus haute des indicateurs.

## SYSTÈME D'INDICATEURS PROPOSÉS ET PROTOCOLES ASSOCIÉS

### CRITÈRES ET VARIABLES PRIS EN COMPTE

Les critères retenus sont la patrimonialité, la diversité et la fonctionnalité.

La notion de *patrimonialité* est une construction sociale qui accorde de la valeur à ce qui est rare ou risque de ne plus exister. Elle ne doit pas occulter la valeur intrinsèque de la biodiversité. La valeur patrimoniale d'un site (si l'on s'en tient au seul patrimoine naturel) peut être estimée à partir des listes d'habitats et d'espèces répertoriés sur le site. La valeur patrimoniale de ce site sera alors appréciée en fonction de la valeur patrimoniale cumulée de chacune de ces composantes (taxons et habitats) et éventuellement de l'originalité de l'assemblage.

Le degré de patrimonialité d'un habitat naturel ou d'une espèce est fonction en particulier de leur rareté, du degré de menace pesant sur eux et de leur statut de protection, qui consacre le caractère patrimonial à différents niveaux (régional, national, et européen voire international). Ce sont ici les divers textes de références qui permettent de définir le caractère patrimonial des espèces et des habitats qui sont pris en compte (listes rouges nationales et régionales, listes des espèces et habitats déterminants de ZNIEFF, Directives européennes) et à l'exclusion des listes de protection des espèces nationales et régionales.

La *diversité* est un critère couramment utilisé en évaluation écologique, notamment la diversité spécifique. La valeur obtenue est en général relative, mais cela reste un critère utile pour établir des comparaisons entre milieux de même type, ou de façon diachronique, en considérant cependant que de nombreux facteurs ont une influence sur la diversité des espèces (Delanoé, 1998). De plus, c'est un critère très sensible à la pression d'observation mais cependant assez facile et rapide à évaluer, tout au moins pour certains taxons.

La *fonctionnalité* ici prise en compte n'intègre pas la fonctionnalité écologique *stricto sensu*, c'est-à-dire en termes de flux de matière, de qualité des sols et des eaux, de stockage du carbone, etc. Elle est entendue au sens de fonctionnalité écologique de l'ensemble du site, qui peut se décliner à l'échelle des habitats naturels, comme à l'échelle plus large des paysages. À l'échelle d'un habitat, l'enjeu est de déterminer si les habitats présents sont susceptibles d'assurer tout ou partie du cycle vital des espèces qui leur sont habituellement associées et que l'on rencontre dans le même type d'habitats de la même région. À l'échelle des paysages, la fonctionnalité écologique d'un site peut être évaluée à l'aune de sa participation aux réseaux écologiques, en considérant les parcelles adjacentes, comme à l'échelle d'une commune ou d'un canton, voire d'une région.

Chacun de ces trois critères a ensuite été décliné en plusieurs variables :

La *patrimonialité des espèces et des habitats naturels* : les espèces ayant un statut patrimonial sont généralement des espèces bien connues sur le plan de leur écologie, de leur biologie, ainsi que de leur répartition. Elles font pour certaines l'objet d'un suivi régulier, à différentes échelles géographiques (oiseaux par exemple). De plus, pour certaines, la rareté est liée à des exigences précises (espèces sténocénes). Leur présence peut alors traduire des conditions stationnelles particulières. Elles sont donc prises en compte ici non pas en fonction du nombre d'unités présentes (nombre d'individus ou d'espèces par exemple), mais en fonction d'une valeur attribuée à chaque espèce, selon des textes de référence (Duelli & Obrist, 2003). Compte tenu de la notion de valeur intrinsèque attribuée par ce critère, le calcul ne se base pas sur une moyenne entre groupes taxinomiques mais sur les trois groupes pour lesquels l'intérêt est le plus fort pour le site concerné.

La *diversité des habitats naturels et des microhabitats* (selon la typologie Corine biotopes) a été retenue à la fois en tant qu'indicateur direct de la biodiversité écosystémique et comme indicateur indirect de la diversité floristique. Souvent basée sur la représentation cartographique des habitats, c'est de plus un élément qui ressort d'un grand nombre d'études de caractérisation écologique.

La *diversité de l'avifaune* est estimée par la richesse spécifique. Relativement faciles à inventorier, les oiseaux sont de plus de bons indicateurs de la structure et de la composition des paysages (Devictor *et al.*, 2007, Frochet *et al.*, 2001).

*La fonctionnalité des habitats naturels* peut être évaluée en considérant en particulier la présence de microhabitats (Carnino & Touroult, 2010), et leur nombre (pris en compte dans le critère ‘diversité’), la capacité d’accueil pour les espèces patrimoniales, l’artificialisation des terrains, la cohérence avec la matrice paysagère et la perméabilité des structures, pour la faune en particulier.

Les espèces floristiques exotiques envahissantes ont aussi été prises en compte dans le critère « fonctionnalité », en particulier pour les indications qu’elles peuvent fournir sur la qualité du réaménagement. Elles peuvent par exemple traduire l’origine exogène des terres de couverture, ce qui peut constituer une menace potentielle pour la communauté d’espèces autochtones. Le terme d’« Espèce Exotique Envahissante » (EEE), désigne toute espèce étrangère (non indigène) dont l’introduction par l’homme (volontaire ou fortuite), l’implantation et la propagation menacent les écosystèmes, les habitats ou les espèces indigènes avec des conséquences négatives sur le plan écologique, économique et/ou sanitaire (IUCN, 2000 ; Mc Neely *et al.*, 2001 in Gautier & Triolo, 2008).

#### PROTOCOLE DE TERRAIN

L’IPE se calcule suite à une journée d’inventaire de terrain, qui doit se dérouler entre le 01/04 et le 30/06.

L’IQE se calcule suite à 6 journées d’inventaire, entre le 01/04 et le 31/08, avec deux journées (J1 et J2) et un passage crépusculaire et nocturne avant le 15/05, deux journées (J3 et J4) entre le 16/05 et le 30/06, une journée (J5) en juillet et une journée en août (J6).

Une journée d’inventaire représente un minimum de 6 h de présence sur le site, et jusqu’à 9 h pour les sites les plus vastes ou les plus variés. L’inventaire nocturne représente 2 à 4 h supplémentaires (pour plus de précisions, se reporter à Delzons, 2011). L’inventaire peut être conduit par une seule personne (écologue généraliste), ou par plusieurs personnes, sur lesquelles on répartira la pression d’inventaire en respectant les périodes de passage, et un temps d’observation équivalent à 6 jours/ homme.

Les espèces sont inventoriées lors d’un itinéraire échantillon qui traverse tous les milieux naturels présents.

#### SYSTÈME DE NOTATION

Les systèmes de notation de l’IQE et l’IPE sont précisés dans le tableau I.

Le résultat final des indicateurs est représenté par un diagramme en étoile (Fig. 2). Ce type de représentation, utilisé notamment par Larrieu & Gonin (2008) pour la méthode de l’IBP, permet de délivrer un message simple pour les gestionnaires, sans pour autant être simpliste. Il permet de mettre en évidence des leviers d’action (dans l’exemple ci-dessous, une meilleure prise en compte des réseaux écologiques est ainsi une piste d’amélioration possible).

### RÉSULTATS

#### RICHESSSE SPÉCIFIQUE DE LA FLORE ET DIVERSITÉ DES HABITATS NATURELS

La richesse spécifique de la flore a été appréciée sur 23 sites. L’hypothèse d’une corrélation entre le nombre d’habitats naturels et la richesse spécifique a alors été testée et confirmée (Fig. 3). Bien qu’influencés par les deux sites avec la plus grande diversité d’habitats, ces résultats rejoignent ceux de Muratet *et al.* (2009).

#### DIVERSITÉ SPÉCIFIQUE

Un inventaire détaillé, constitué de 8 passages successifs sur un site de l’Oise entre fin avril et fin juillet, a permis de connaître la proportion de diversité spécifique identifiée en fonction de la pression d’inventaire, sur deux taxons candidats, la flore vasculaire et l’avi-faune (Fig. 4).



		% de la superficie du site en HNP	Note de la section	0 %	1 à 5 %	6 à 10 %	11 à 20 %	> 20 %	
<b>PATRIMONIALITE</b>	<b>Habitats patrimoniaux</b>			0	3 (4)	6	8	10	
	<b>Taxons patrimoniaux</b>			<i>Non redondant : affectation à la catégorie la plus haute pour chaque espèce.</i>					
	<b>Note de la section = somme des notes des trois (deux) taxons ayant obtenus la meilleure note</b>								
		Listes de références	Enjeu régional	Enjeu national	Enjeu national fort	Enjeu européen	Enjeu européen fort		
		Déterminante ZNIEFF ou LR régionale (VI, EN, CR)	LR nationale (NT *)	LR nationale (VU*, EN, CR)	Annexe II de la DHEFF*, Annexe I DO, LR européenne (EN, CR)	Annexe II de la DHEFF*, Annexe I DO, LR européenne (EN, CR)	Annexe II de la DHEFF*, Annexe I DO, LR européenne (EN, CR)	Annexe II de la DHEFF*, Annexe I DO, LR européenne (EN, CR)	
	Nombre d'espèces FLORE	3 points	3 points	4 points	8 points	10 points	10 points	10 points	
	Nb d'espèces FAUNE	6 points	6 points	8 points	10 points	10 points	10 points	10 points	
	Nb d'espèces FAUNE	3 points	3 points	4 points	8 points	10 points	10 points	10 points	
	Nb d'espèces FAUNE	6 points	6 points	8 points	10 points	10 points	10 points	10 points	
<b>FONCTIONNALITE</b>	<b>Espèces exotiques envahissantes</b>	Surface EEE	> 20 %	- 4	> 10 %	> 5 %	5 % > et > 0 %	- 1	
		Note de la section							
	<b>Nombre de taxons patrimoniaux pouvant accomplir leur cycle</b>	Nb	1	2	3 à 4	> 4		4 (5)	
		Note de la section		1	2	3		4 (5)	
	<b>Surface artificialisée</b>	%	>30 %	0	21 à 30%	11 à 20%	< 10 %	4 (5)	
		Note de la section		1 (2)	2 (3)		4 (5)		
<b>RESEAUX ECOLOGIQUES</b>	<b>Place dans les continuités écologiques et la matrice paysagère</b>	Qualité écologique	Note de la section	1 (2)	3 (6)	6 (10)	A	9 (14)	
		Note de la section							
	<b>Perméabilité</b>	Qualité écologique	Note de la section	0	1 (2)	2 (4)	A	3 (6)	
<b>DIVERSITE</b>	<b>Diversité des microhabitats</b>	Nb de microhabitats	Note de la section	0	1 à 3	4 à 7	> 7	5 (10)	
		Note de la section		0	1 (3)	3 (6)		9 ou +	
	<b>Diversité des habitats</b>	Nombre d'habitats	Note de la section	1 à 2	3 à 4	5 à 6	7 à 8	20 (12)	
		Note de la section		5 (3)	10 (6)	15 (9)	25 (15)	61 ou + (46 ou +)	
	<b>Diversité de l'avifaune</b>	Nombre d'espèces	Note de la section	1 à 15 (1 à 10)	16 à 30 (11 à 25)	31 à 45 (26 à 35)	46 à 60 (36 à 45)	9 (12)	
		Note de la section		2 (3)	6	8 (9)	10 (15)	10 (15)	

TABLEAU I

Système de notation de l'IQE et de l'IPE

Les notes en gras représentent la notation de l'IQE. La notation de l'IPE est figurée entre parenthèses quand elle diffère de celle de l'IQE. Patrimonialité : pour l'avifaune, seules les espèces nicheuses certaines et nicheuses probables sur le site sont prises en compte ; \* sauf critères A2 et A2c pour l'avifaune ; \*\* sauf Ecaïlle chinée *Euplagia quadripunctaria*, et Grand Capricorne *Cerambyx cerdo* en zone méditerranéenne ; \*\* sauf Lucane cerf-volant *Lucanus cervus* (= 3 points). Listes complètes des espèces à statut disponible sur [inpn.mnhn.fr](http://inpn.mnhn.fr)

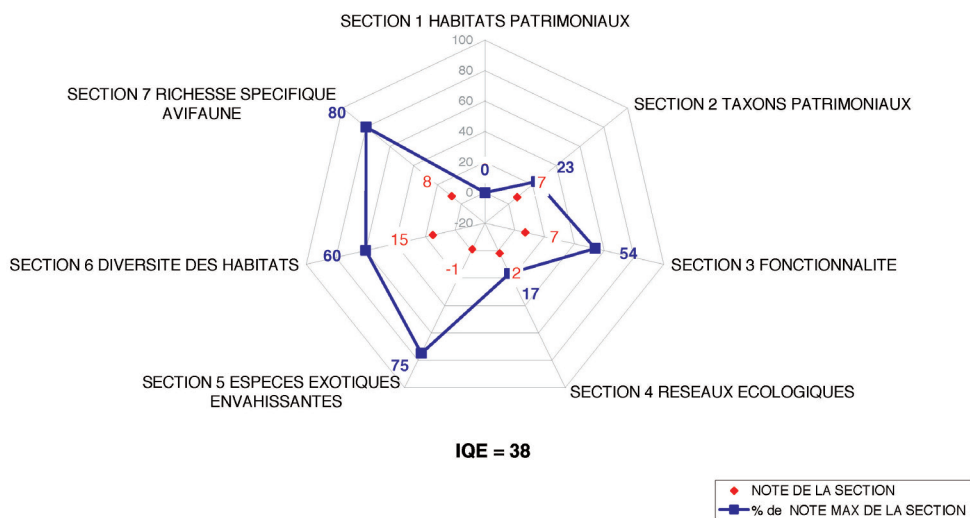


Figure 2.— Représentation graphique du résultat de l’IQE – exemple.

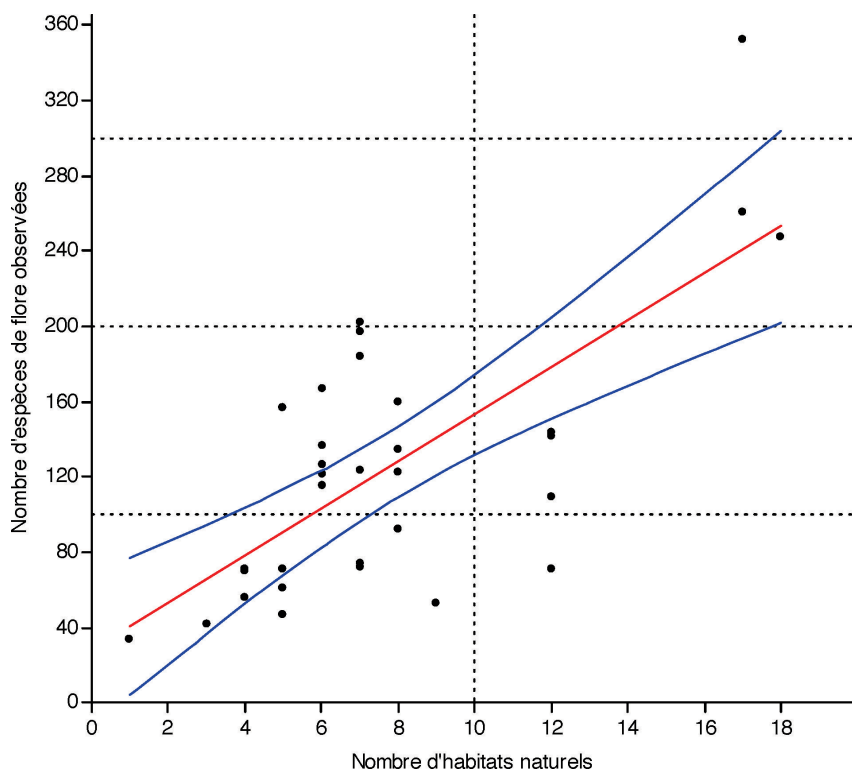


Figure 3.— Nombre d’espèces de flore détectées en fonction du nombre d’habitats naturels décrits (pour 32 inventaires réalisés sur 23 ISD différentes entre 2008 et 2010) ; Régression linéaire simple ; Nombre d’espèces de la flore =  $49 + 12 \times \text{Nombre d’habitats}$  ;  $R^2 = 0,50$  ;  $p < 0,0001$ .



Le premier jour d'inventaire a ainsi permis d'observer seulement 36 % du total des espèces de flore identifiées sur le site, contre 65 % pour l'avifaune. Ces deux résultats (Fig. 3 & 4) ont conduit à ne retenir que la richesse des oiseaux et des habitats, pour limiter les redondances et par souci d'efficacité.

#### PRESSIONS D'INVENTAIRE

Les résultats exposés précédemment ont aussi contribué à définir une pression d'inventaire nécessaire et suffisante, de 6 jours et une soirée, répartis sur la saison de végétation. Ce protocole standardisé de l'IQE a été testé sur 6 sites en 2011, afin de savoir s'il était pertinent pour détecter le plus d'espèces possible, et si les informations apportées par les différentes campagnes de terrain étaient complémentaires.

On observe sur la figure 5 que les courbes tendent vers la saturation dès l'inventaire nocturne pour les amphibiens, et suite au second jour d'inventaire pour l'avifaune. Les reptiles connaissent un certain palier à partir du troisième jour. Pour les Odonates et pour les Rhopalocères, on ne dépasse les 80 % du total des espèces observées qu'après l'inventaire en juillet (J5).

Le dernier jour d'inventaire a permis essentiellement d'augmenter le nombre d'espèces inventoriées pour les reptiles, les Odonates et les Rhopalocères, ainsi que le nombre d'espèces patrimoniales détectées tous taxons confondus.

On constate comme attendu que les espèces patrimoniales sont plus difficiles à détecter que la moyenne des espèces des groupes considérées.

#### RÉSULTATS D'IQE ET IPE

Des IPE ont été calculés à partir des données issues du premier jour d'inventaire de chacun des 6 IQE réalisés en 2011, en particulier pour savoir si les résultats offerts par l'IQE et l'IPE pour un même site étaient concordants. On observe (Fig. 6) une variation moyenne nulle sur une note globale de 100, entre la note d'IPE et la note d'IQE ( $IQE = 9 + 0,8 \times IPE$  ;  $R^2 = 0,84$ ).

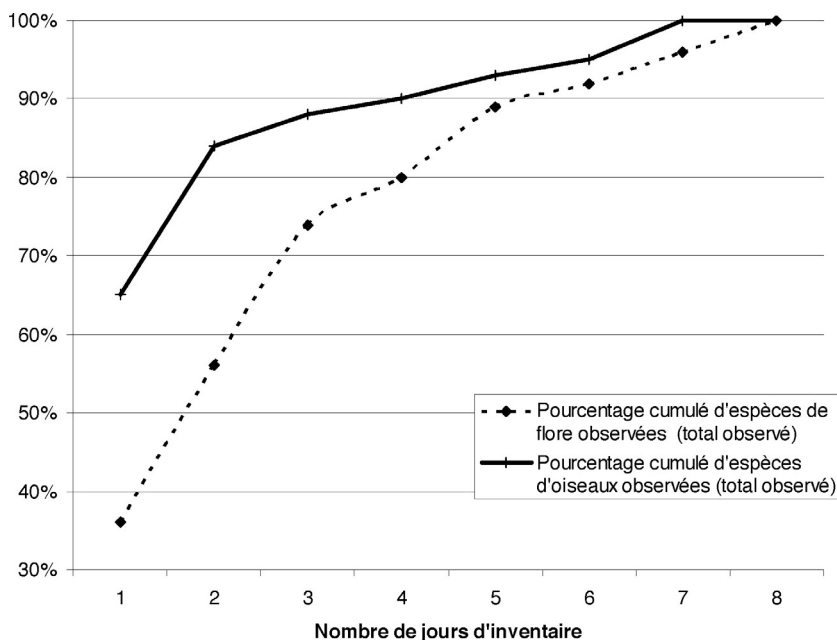


Figure 4. — Pourcentage cumulé d'espèces de flore et d'oiseaux observées par jour d'inventaire sur l'ISD de Villeneuve-sur-Verberie (60).

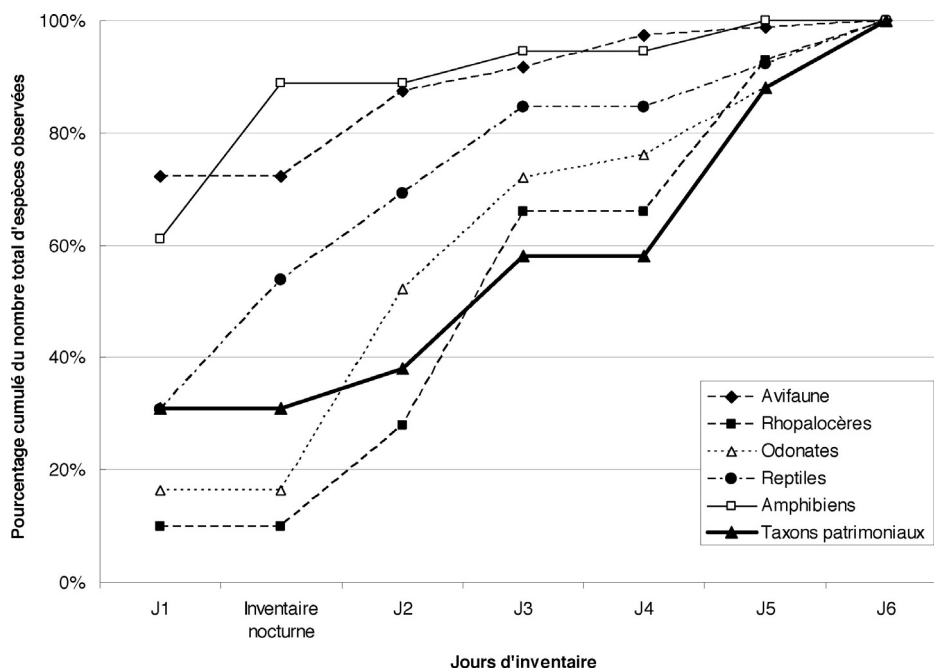


Figure 5. — Pourcentage cumulé du nombre d'occurrences d'espèces pour l'ensemble des 6 sites inventoriés (dont 5 inventaires nocturnes ; deux sites n'ont pas fait l'objet d'un passage en J4) selon le protocole standardisé de l'IQE en 2011 (avifaune, amphibiens, reptiles, Rhopalocères et Odonates).

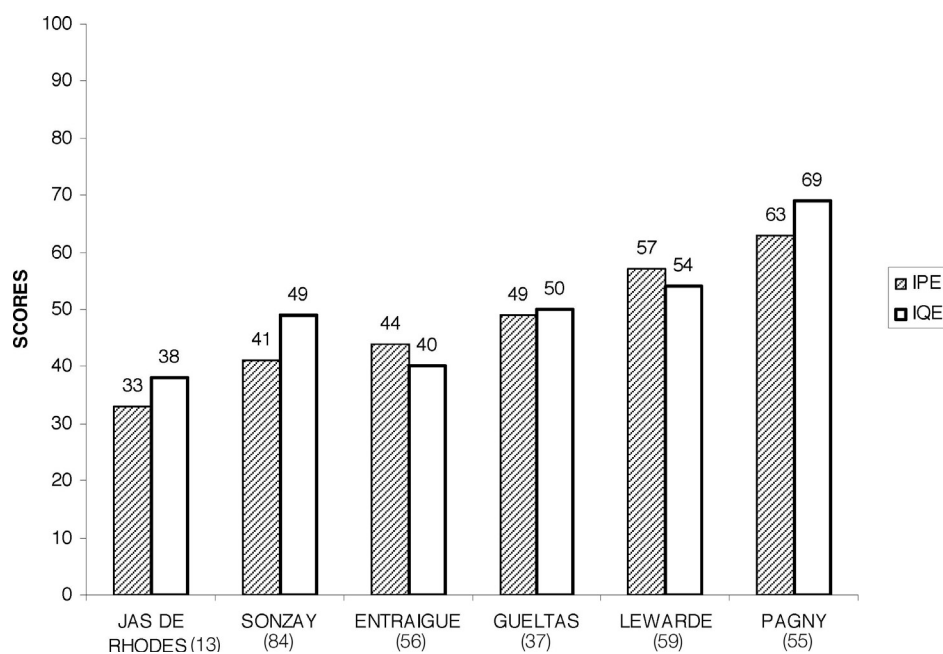


Figure 6. — Résultats du calcul de l'IQE et de l'IPE (basé sur les résultats du premier jour d'inventaire de l'IQE) pour 6 sites inventoriés en 2011.

Au total, 28 IPE ont été calculés. Les notes, exprimées sur 100, se répartissent comme suit : 2 sites entre 0 et 20 points, 9 entre 21 et 40, 16 entre 41 et 60, et un entre 61 et 80.

Pour les 18 IQE calculés, 2 sites obtiennent entre 21 et 40 points, 12 entre 41 et 60, 2 entre 61 et 80 et 2 entre 81 et 100. Ces valeurs attestent du caractère sensible de la méthode vis-à-vis de la biodiversité de ce type de site.

#### STABILITÉ TEMPORELLE

Dix sites ont fait l'objet d'inventaires sur au moins deux années différentes entre 2008 et 2010, dont six pour un IPE et quatre pour un IQE. L'IPE n'a pas été calculé pour ces quatre derniers sites. Les efforts d'inventaire ont été les mêmes d'une année sur l'autre pour un même site, mais pas nécessairement identiques d'un site à l'autre (pour les IQE).

Le graphe (Fig. 7) présente les variations de scores obtenus pour un même site d'une année sur l'autre. Cinq sites présentent une stabilité de l'indicateur d'une année sur l'autre. Ces sites n'ont par ailleurs pas subi de modifications particulières dans cet intervalle de temps.

De nouvelles espèces patrimoniales ont colonisé le site 'IQE B' entre les années n et n+2, ce qui explique le changement de score.

Le site 'IPE F' a subi de profonds changements en trois ans, avec la destruction d'habitat d'une espèce patrimoniale entre n et n+1 (diminution de la note) puis un aménagement écologique entre n+1 et n+2 (augmentation de la note).

Les sites 'IPE B, IPE C et IQE A' ont vu leur note augmenter suite à la détection de nouvelles espèces patrimoniales. Il est cependant difficile de savoir s'il s'agit d'espèces ayant réellement colonisé le site ou si ces espèces n'avaient pas été détectées la première année d'inventaire.

Ces résultats permettent d'estimer qu'il faut une variation d'indicateur significative (fixée arbitrairement à 5 points) pour considérer qu'il y a un réel changement dans la qualité écologique d'un site.

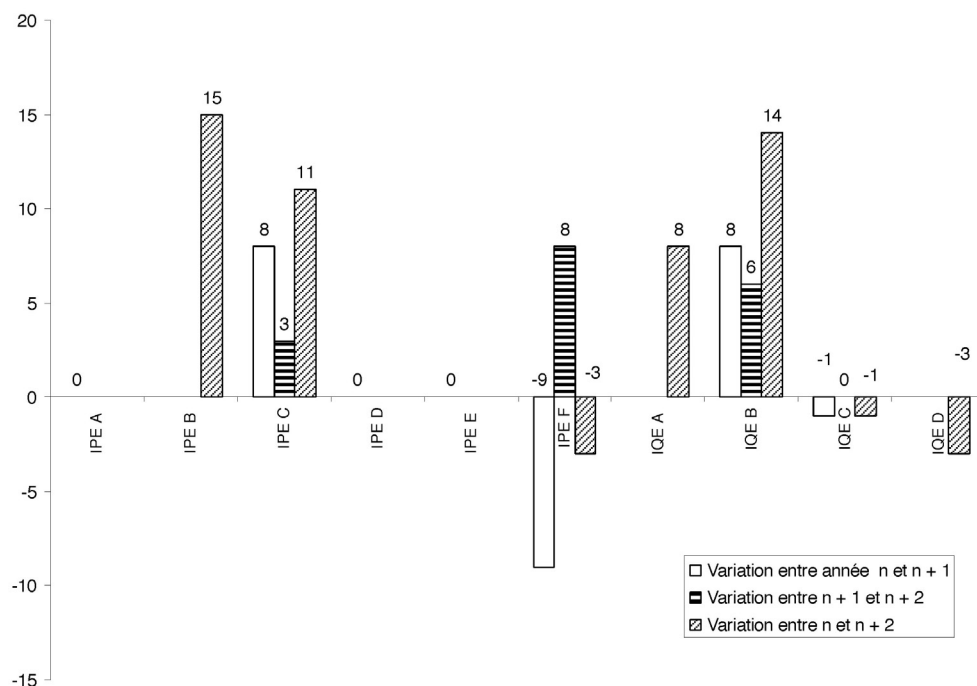


Figure 7. — Variations des scores d'IQE et d'IPE pour les sites ayant fait l'objet d'inventaires à plusieurs reprises.

## DISCUSSION

### PONDÉRATIONS ET SEUILS CHOISIS : UNE PART D'ARBITRAIRE À ASSUMER

Notre démarche s'est heurtée à de nombreux écueils, comme la subjectivité de certaines notions, ou encore le peu de données bibliographiques disponibles pour définir notamment des classes de qualité.

Les variables choisies n'ont pas le même poids dans la notation, ce poids traduisant l'effet de cette variable sur la qualité écologique globale du site. Par exemple, la présence ou l'absence d'espèces exotiques envahissantes sera considérée comme moins déterminante pour décrire la qualité écologique d'un site que la présence d'espèces prioritaires de la Directive européenne Habitats Faune Flore. Cette pondération entre variables est par nature grandement empirique et s'appuie essentiellement sur les réflexions issues du groupe de travail mis en place.

Cependant, la pondération entre les variables n'est pas la même entre l'IQE et l'IPE. En ce qui concerne l'IPE, un poids moins important est donné à la patrimonialité, car l'inventaire restreint à une seule journée ne permet pas de détecter un très grand nombre d'espèces, et *a fortiori* d'espèces patrimoniales (Fig. 5). Par contre, l'aspect fonctionnalité représente une part plus importante de la note de l'IPE. Il peut reposer en effet sur des interprétations orthophotographiques et cartographiques, exploitables en dehors des périodes d'inventaire de terrain, et sur des éléments physiques facilement appréhendables (microhabitats, éléments fragmentants, éléments susceptibles de piéger la faune, etc.).

Tout comme la pondération entre les variables, le choix des valeurs-seuils s'est fait essentiellement de manière empirique, à partir des discussions en groupe de travail. L'ajustement des seuils s'est fait en s'appuyant sur les retours de résultats obtenus sur certains sites d'où se dégageait un gradient de valeurs. Les seuils ont été choisis afin de discriminer les situations favorables des situations défavorables, au regard des contextes écologiques rencontrés et des valeurs extrêmes possibles (des cas très favorables aux cas les plus défavorables où seules les espèces les plus ubiquistes sont présentes).

Ces seuils empiriques sont adaptés à l'effort d'échantillonnage et varient donc selon qu'il s'agit d'un IPE ou d'un diagnostic plus complet (IQE).

### PRESSIONS D'INVENTAIRE : ÉQUILIBRE ENTRE COÛTS ET BÉNÉFICES

Le protocole standardisé a été testé sur 6 sites en 2011. Ceci nous a permis de mettre en évidence de nettes différences selon les périodes d'inventaire. Ces résultats étaient attendus au regard de la phénologie des différents taxons et de la bibliographie, les périodes ayant été définies pour balayer un maximum d'espèces en un minimum de temps. Les oiseaux et les amphibiens sont les taxons les mieux renseignés dès le début de l'inventaire, et en particulier lors du passage nocturne en ce qui concerne les amphibiens. Les passages les plus tardifs permettent essentiellement d'augmenter le nombre d'espèces d'insectes répertoriés. Ceci rejoint nos attentes, ce passage en été étant surtout destiné à détecter des espèces d'insectes patrimoniales (Odonates et Rhopalocères en particulier).

Seul le quatrième jour d'inventaire (deuxième passage à la fin du printemps) paraît moins informatif dans la plupart des cas, et reste donc optionnel, réservé aux sites de plus de 50 ha ou comme jour complémentaire pour les sites de moins de 50 ha, par exemple si les conditions météorologiques ont été défavorables durant les premières phases d'inventaire.

### PERTINENCE DES RÉSULTATS OBTENUS

Les résultats obtenus lors des applications de l'indicateur sur les sites suivis, et après les différentes phases d'ajustement nécessaires, se sont avérés cohérents avec les avis rendus par les experts ayant parcouru ces mêmes zones. Pour un site donné, il n'a pas été constaté de décalage significatif entre la première impression sur le site puis l'analyse des données par des experts et les scores d'indicateurs obtenus. De même, la hiérarchisation des valeurs obtenues

sur les différents sites testés, semble bien correspondre à l'appréciation rendue à dire d'experts lors de leur échantillonnage.

Les indicateurs ont été appliqués à plusieurs reprises sur certains sites. On observe une bonne stabilité de l'IQE et l'IPE (avec de faibles variations) sur des sites n'ayant pas subi de modifications significatives. Des changements tels que la destruction d'habitat d'espèce patrimoniale ou la mise en place d'aménagements écologiques modifient le score des indicateurs dans le sens attendu. Pour quelques sites, l'augmentation du score au fil des années correspond à la découverte de nouvelles espèces patrimoniales, sans qu'il soit possible de savoir s'il s'agit d'une colonisation récente ou si cela est lié à une connaissance plus fine du site.

#### UTILISATION DES INDICATEURS

Au-delà du cas des installations de stockages de déchets où ils ont été appliqués, ces indicateurs peuvent être mis en œuvre sur différents types d'espaces naturels de taille moyenne (5-100 ha), et en particulier ceux concernés par un aménagement. Ce sont des outils permettant à la fois d'obtenir une image détaillée de la qualité écologique, comme préalable à toute opération d'aménagement (établissement d'une référence à T0), et de suivre l'effet des opérations d'aménagement ou de mesures de gestion écologiques à moyen ou long terme.

#### LIENS AVEC LES ÉTUDES RÉGLEMENTAIRES

L'IQE et l'IPE ne peuvent pas se substituer aux études écologiques avant autorisation d'exploitation (études préalables et études d'impact), qui doivent suivre un protocole adapté au contexte et aux enjeux écologiques du site. Néanmoins, ces deux indicateurs peuvent servir de socle pour les audits écologiques, ou comme support à l'élaboration puis à la mise à jour d'un plan de gestion, ou encore dans le cadre d'un suivi écologique, pendant l'exploitation, en ce qui concerne les surfaces déjà réaménagées ou non impactées par les travaux. Un IPE préalable peut servir de pré-diagnostic à ces différentes études, en dressant un rapide bilan des caractéristiques et des potentialités écologiques.

#### LIMITES DES VARIABLES CHOISIES

Les variables prises en compte sont celles qui, dans l'état des connaissances, présentent à la fois le plus de pertinence informative et s'avèrent les plus simples à évaluer à partir des observations naturalistes de terrain.

Le choix des variables s'est fondé essentiellement sur la bibliographie, et sur la présence de textes de références pour étayer le choix des espèces et des habitats considérés comme d'intérêt patrimonial. Ces choix ont été confrontés aux dires d'experts constituant le groupe de travail, et dans certains cas aux résultats de tests *in situ*.

Dans un premier temps, la variable « richesse spécifique » a été retenue pour plusieurs groupes taxinomiques, associant un inventaire aisé, rapide et le plus exhaustif possible. Cependant, il est rapidement apparu que les durées d'inventaire ne permettaient pas d'atteindre une bonne représentativité pour tous ces groupes. La richesse spécifique de la flore (descripteur des conditions stationnelles) et de l'avifaune (descripteur de la structure et de la fonctionnalité des paysages) ont alors été les seules retenues.

Pendant, lors des discussions en groupe de travail, quatre raisons ont conduit à abandonner la variable « richesse spécifique de la flore », pour ne plus considérer la flore que pour sa valeur patrimoniale.

Tout d'abord, la richesse spécifique de la flore varie fortement durant les années, et les espèces sont plus ou moins détectables et identifiables selon leur phénologie. Cette variation n'est pas identique d'un habitat à l'autre.

Ensuite, pour un habitat donné, en Île-de-France par exemple, il faut un minimum de six passages par an pour avoir une image précise de la richesse spécifique de l'habitat, et gommer les différences entre sites et entre observateurs, permettant alors les comparaisons entre deux habitats. Pour certains habitats, la courbe cumulative de la flore ne se sature toujours pas après huit échantillonnages (Muratet *et al.*, 2009).

Ces résultats corroborent nos propres observations (Fig. 5) où la courbe cumulative des espèces végétales ne tend pas à saturer après sept inventaires successifs alors qu'elle arrive à saturation dès trois jours d'inventaire pour l'avifaune.

De plus, la richesse spécifique de la flore est globalement corrélée avec le nombre d'habitats (Muratet *et al.*, 2009). Il y aurait alors eu une certaine redondance entre les paramètres diversité d'habitat et diversité floristique. Ceci a aussi été confirmé par nos propres observations (Fig. 4).

Une telle corrélation peut aussi être attendue entre le nombre d'habitats et le nombre de taxons animaux présents. Cependant, cette corrélation peut varier fortement en fonction de la surface des habitats concernés. Des habitats favorables mais de surface insuffisante n'hébergeront par exemple pas le cortège avifaunistique attendu et à l'inverse, la présence du cortège avifaunistique attendu témoignera d'une certaine fonctionnalité de l'habitat en question.

Enfin, la richesse spécifique de la flore ne peut pas être considérée comme un indicateur suffisant, dans la mesure où les communautés sont le théâtre de remplacements d'espèces, sans nécessairement que la richesse locale se trouve modifiée (Abadie, 2010).

## PERSPECTIVES

Si ces deux indicateurs semblent d'ores et déjà opérationnels, diverses pistes d'améliorations se dessinent, comme la prise en compte d'un effet « surface » du site, les sites les plus vastes pouvant obtenir mécaniquement une meilleure note du fait de la présence d'un plus grand nombre d'habitats et d'espèces.

La richesse pourrait être estimée à partir d'un niveau taxinomique supérieur à celui de l'espèce (genre, famille), porteur d'une information simplifiée de la richesse spécifique.

Le critère « fonctionnalité » repose sur un jugement essentiellement qualitatif, bien que fondé sur des éléments tangibles du paysage et une notice détaillée. Ce critère est très certainement perfectible. La prise en compte d'éléments quantitatifs permettrait de réduire la part de subjectivité. Ces éléments pourraient se baser par exemple sur des surfaces ou des longueurs d'éléments du paysage, mis en perspective avec ce qui se trouve dans le site, ou encore sur la prise en compte des Trames Vertes et Bleues via les Schémas Régionaux de Cohérence Écologique. Il semble cependant utile de conserver une part de subjectivité dans la notation. En effet, certains aspects fonctionnels sont difficilement quantifiables de manière rapide, et méritent d'être laissés à l'appréciation directe d'un opérateur.

## REMERCIEMENTS

Ce travail s'inscrit dans le cadre d'une convention partenariale entre Sita France et le Service du Patrimoine Naturel. Les auteurs tiennent à remercier particulièrement pour leur implication Carole Bloquet, Anna Maria Llorens et Blanche Gomez (Sita France) ainsi que tous les responsables et gestionnaires de sites qui ont facilité nos investigations de terrain.

## RÉFÉRENCES

- ABADIE, J.-C. (2010).— *La nature ordinaire face aux pressions humaines : le cas des plantes communes – Méthodes de suivi et d'évaluation de l'impact des activités humaines*. Thèse du Muséum national d'Histoire Naturelle.
- ANONYME a (2005).— *Stockage des déchets et santé publique – Synthèse et recommandations*. Institut de Veille Sanitaire, Paris.
- ANONYME b (2009).— *Instructions selon 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- pâturages extensifs*. DFE/ OFAG.
- BUREL, F. & BAUDRY, J. (1999).— *Écologie du paysage. Concepts, méthodes et applications*. Éditions TEC & DOC, Paris.
- 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*. SPN/ONF. URL <http://inpn.mnhn.fr/isb/download/fr/docNatura2000Eval.jsp>



- CARNINO, N. & TOUROULT, J. (2010).— Évaluation de l'état de conservation des habitats forestiers à l'échelle d'un site Nature 2000 : du concept vers un outil pour le gestionnaire. *Rev. For. Fr.*, 62 : 127-141.
- CHAROLLAIS, M., MULHAUSER, G., GONSETH, Y. & PEARSON, S. (1998).— Qualité des surfaces de compensation écologique : un outil d'appréciation à la portée de chacun. *Rev. suisse Agric.*, 30 : 107-117.
- CHAUVIN, C. & VALLAURI, D. (2002).— Indicateurs de restauration écologique de marnes dégradées dans les Alpes du sud, 120 ans après reboisement. *Rev. Ecol. (Terre Vie)*, suppl 9 : 241-250.
- COUVET, D., JIGUET, F., JULLIARD, R. & LEVREL, H. (2005).— Les indicateurs de biodiversité in R. Barbault & B. Chevassus-au-Louis (eds).— *Biodiversité et changements globaux. Enjeux de société et défis pour la recherche*. Adpf-Ministère des Affaires Etrangères, Paris.
- DELANOË, O. (1998).— *Évaluation et surveillance de la biodiversité dans les espaces naturels*. Atelier technique des espaces naturels, Paris.
- DELZONS, O. (2011).— *Indicateur de Qualité Écologique des Installations de Stockage de Déchets. Approche méthodologique*. Rapport MNHN – SPN, Paris.
- DEVICTOR, V., JULLIARD, R., CLAVEL, J., JIGUET, F., LEE, A. & COUVET, D. (2007).— Functional biotic homogenization of bird communities in disturbed landscapes. *Cons. Biol.*, 21 : 741-751.
- DUELLI, P. & OBRIST, M.K. (2003).— Biodiversity indicators : the choice of values and measures. *Agric., Ecosyst. Envir.*, 98 : 87-98.
- FEESTS, A., ALDRED, T.D. & JEDAMZIK, K. (2010).— Biodiversity quality : a paradigm for biodiversity. *Ecol. Indic.*, 10 : 1077-1082.
- FROCHOT, B. (2002).— Comment évaluer l'intérêt biologique des réaménagements de carrières ? *Rev. Ecol. (Terre Vie)*, suppl. 9.
- FROCHOT, B., FAIVRE, B. & ROCHE, J. (2001).— Les peuplements d'oiseaux indicateurs de l'état de santé des écosystèmes d'eau courante. Pp 125-151 In : *État de santé des écosystèmes aquatiques*. Synthèse du programme de recherche 1996-1999 du GIP Hydrosystèmes. Ministère de l'Aménagement du Territoire et de l'Environnement.
- GAUTIER, G. & TRIOLO, J. (2008).— Les plantes exotiques envahissantes en forêt : connaître et endiguer la menace. *RDV techniques ONF*, 21 : 1-8.
- HEINK, U. & KOWARIK, I. (2010).— What are indicators ? On the definition of indicators in ecology and environmental planning. *Ecol. Indic.*, 10 : 584-593.
- HEINO, J. (2010).— Are indicators groups and cross-taxon congruence useful for predicting biodiversity in aquatic ecosystems ? *Ecol. Indic.*, 10 : 112-117.
- KARR, J. (1981).— Assessment of biotic integrity using fish communities. *Fisheries*, 6 : 21-27.
- LARRIEU, L. & GONIN, P. (2008).— L'Indice de Biodiversité Potentielle (IBP) : une méthode simple et rapide pour évaluer la biodiversité potentielle des peuplements forestiers. *Rev. For. Fr.*, 6 : 727-748.
- LEVREL, H. (2007).— *Quels indicateurs pour la gestion de la biodiversité ?* Institut français de la biodiversité, Paris.
- LINDENMAYER, D.B., MARGULES, C.R. & BOTKIN, D. (2000).— Indicators of biodiversity for ecologically sustainable forest management. *Conserv. Biol.*, 14 : 941-950.
- LUDWIG, J.A., HINDLEY, N. & BARNETT, G. (2003).— Indicators for monitoring mine site rehabilitation : trends on waste-rock dumps, northern Australia. *Ecol. Indic.*, 3 : 143-153.
- MURATET, A., PORCHER, E., ABADIE, J.-C., PONCET, L., MORET, J. & ROBERT, A. (2009).— Use of extensive habitat inventories in biodiversity studies. *Biodiv. & Conserv.*, 18 : 3115-3125.
- OTTONETTI, L., TUCCI, L. & SANTINI, G. (2006).— Recolonization patterns of ants in a rehabilitated lignite mine in central Italy : potential for the use of Mediterranean ants as indicators of restoration process. *Restor. Ecol.*, 14 : 60-66.
- RAMIREZ, G.C., SAN MARTIN, P. & KEIM, K.M.L. (2000).— An ecological evaluation of the plant associations that were developed spontaneously in the old dump of Ovejería (Osorno, Chile). *Agro Sur*, 28 (2) : 77-86.
- RUIZ-JAEN, M. & AIDE, T.M. (2005).— Restoration success : how is it being measured ? *Restor. Ecol.*, 13 : 569-577.
- THOMPSON, S.A. & THOMPSON, G.G. (2006).— Quantification of rehabilitation success on mine site waste dumps. *Mine closure* : 731-741.
- THOMPSON, S.A., THOMPSON, G.G. & WITHERS, P.C. (2007).— Rehabilitation index for evaluating restoration of terrestrial ecosystems using the reptile assemblage as the bio-indicator. *Ecol. Indic.*, 8 : 530-549.

