



**Muséum
national
d'Histoire
naturelle**

Direction de la Recherche, de l'Expertise et de la Valorisation
Direction Déléguée au Développement Durable, à la Conservation de la Nature et à l'Expertise

Service du Patrimoine Naturel

Charles Marion et Viry Déborah (SPN/MNHN)



**ÉTAT DE CONSERVATION
DES MARES TEMPORAIRES
MEDITERRANEENNES (UE 3170*), HABITAT
D'INTERET COMMUNAUTAIRE**
Méthode d'évaluation à l'échelle
du site Natura 2000

Rapport d'étude
Version 1

Rapport SPN 2015-56



Le Service du Patrimoine Naturel (SPN)

Inventorier - Gérer - Analyser - Diffuser

Au sein de la direction de la recherche, de l'expertise et de la valorisation (DIREV), le Service du Patrimoine Naturel développe la mission d'expertise confiée au Muséum national d'Histoire naturelle pour la connaissance et la conservation de la nature. Il a vocation à couvrir l'ensemble de la thématique biodiversité (faune/flore/habitat) et géodiversité au niveau français (terrestre, marine, métropolitaine et ultra-marine). Il est chargé de la mutualisation et de l'optimisation de la collecte, de la synthèse et la diffusion d'informations sur le patrimoine naturel.

Placé à l'interface entre la recherche scientifique et les décideurs, il travaille de façon partenariale avec l'ensemble des acteurs de la biodiversité afin de pouvoir répondre à sa mission de coordination scientifique de l'Inventaire national du Patrimoine naturel (code de l'environnement : L411-5).

Un objectif : contribuer à la conservation de la Nature en mettant les meilleures connaissances à disposition et en développant l'expertise.

En savoir plus : <http://www.mnhn.fr/spn/>

Directeur : Jean-Philippe SIBLET

Adjoint au directeur en charge des programmes de connaissance : Laurent PONCET

Adjoint au directeur en charge des programmes de conservation : Julien TOUROULT



Porté par le SPN, cet inventaire est l'aboutissement d'une démarche qui associe scientifiques, collectivités territoriales, naturalistes et associations de protection de la nature en vue d'établir une synthèse sur le patrimoine naturel en France. Les données fournies par les partenaires sont organisées, gérées, validées et diffusées par le MNHN. Ce système est un dispositif clé du SINP et de l'Observatoire National de la Biodiversité.

Afin de gérer cette importante source d'informations, le Muséum a construit une base de données permettant d'unifier les données à l'aide de référentiels taxonomiques, géographiques et administratifs. Il est ainsi possible d'accéder à des listes d'espèces par commune, par espace protégé ou par maille de 10x10 km. Grâce à ces systèmes de référence, il est possible de produire des synthèses quelle que soit la source d'information.

Ce système d'information permet de mutualiser au niveau national ce qui était jusqu'à présent éparpillé à la fois en métropole comme en outre-mer et aussi bien pour la partie terrestre que pour la partie marine. C'est une contribution majeure pour la connaissance, l'expertise et l'élaboration de stratégies de conservation efficaces du patrimoine naturel.

En savoir plus : <http://inpn.mnhn.fr>

Projet réalisé dans le cadre d'une convention ONEMA-MNHN 2013-2015 :

État de conservation des habitats aquatiques : évaluation de l'intérêt des données DCE et méthodologie de mise en œuvre.

**Partenariat 2013-2015 – Domaine « Coordination et mise en œuvre du SIE » - Action 11
« Evaluation de l'état de conservation des habitats d'intérêt communautaire »**

Chef de projet : Farid Bensettiti : bensettiti@mnhn.fr

Chargée de mission : Déborah Viry : dviry@mnhn.fr

Relecture : Farid Bensettiti et Julien Touroult

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

Référence du rapport conseillée

Charles M., Viry D., 2015. État de conservation des mares temporaires méditerranéennes (UE 3170*), habitat d'intérêt communautaire, Méthode d'évaluation à l'échelle du site. Rapport d'étude. Version 1. Rapport SPN 2015-56, Service du patrimoine naturel, Muséum national d'Histoire naturelle / Office National de l'Eau et des Milieux Aquatiques, Paris, 64 pages.

Crédit photographiques

1^{ère} de couverture : Mare temporaire méditerranéenne à Isoètes (*Isoetion*) (Bois de Bouis, Var), Gazon méditerranéen amphibie longuement inondé (*Preslion*) (Grand Bois, Hérault), *Baldellia ranunculoides* (L.) Parl., 1854, *Isoetes setacea* Lam., 1789, *Mentha cervina* L., 1753, *Marsilea strigosa* Willd., 1810, *Lythrum tribracteatum* Salzm. ex Spreng., 1827, *Myosotis sicula* Guss., 1843, *Damasonium alisma* Mill. subsp. *polyspermum* (Coss.) Maire : © Charles Marion.

4^{ème} de couverture : Mare de Gabriac (Gabriac, Hérault), Gazons méditerranéens amphibies longuement inondés (*Preslion*) (Mare de Grand Bois à Béziers (Hérault) et Mare de Caunas à Saint-Martin-de-Londres (Hérault) : © Charles Marion.

Remerciements

À Farid Bensettiti (MNHN/SPN), pour l'encadrement et le suivi du travail, ainsi que la relecture du document.

À Julien Touroult (MNHN/SPN) pour ses conseils et la relecture du document.

À Olivier Argagnon (CBNMED), Julien Givord (CBN MED, James Molina (CBNMED), Henri Michaud (CBNMED), Pierre-Alexis Rault (MNHN/SPN), Florian Rabemamanjara (PNR Camargue), Julien Azema (CAHM), Dominique Guicheteau (RNN Plaine des Maures), Jérôme Molto (CCVH) et Ghislaine Escoubeyrou (DDTM PO) pour leur aide très précieuse sur le terrain.

Aux autres membres du comité de pilotage, Nabila Hamza (DREAL Languedoc-Roussillon), Nathalie Lamande (DREAL Languedoc-Roussillon), Patrick Grillas (Tour du Valat).

À Isabelle Witté (MNHN/SPN), Sylvie Chevallier (MNHN/SPN) et Mélanie Hubert (MNHN/SPN), Florence Daubigney (Tour du Valat).

A Caroline PÉNIL (ONEMA), et Jérôme MILLET (FCBN) pour leur concours et leur soutien lors de la réalisation de cette étude.

À l'équipe « Évaluation de l'état de conservation » Fanny Lepareur, Lise Maciejewski du SPN pour la relecture de ce document.

Sommaire

Préambule.....	6
1 Contexte.....	8
2 Etat de conservation	9
2.1 Définition de l'état de conservation.....	9
2.2 Définition de l'état de conservation favorable	10
2.3 Principe méthodologique de l'évaluation	12
3 Les mares temporaires méditerranéennes (UE 3170*)	13
4 Méthode.....	19
4.1 Elaboration des indicateurs.....	19
4.1.1 Synthèse bibliographique.....	20
4.2 Phase de terrain.....	20
4.2.1 Objectifs.....	20
4.2.2 Protocole.....	20
4.3 Analyses statistiques	25
4.3.1 Apport de l'approche statistique	25
5 Résultats.....	25
5.1 Surface de l'habitat.....	26
5.1.1 Surface couverte	26
5.2 Structure et fonctionnement	29
5.2.1 Caractéristiques hydrologiques	30
5.2.1.1 Hydropériode.....	30
5.2.2 Qualité de l'eau	33
5.2.2.1 Turbidité.....	33
5.2.3 Couverture du sol.....	36
5.2.3.1 Litière	36
5.2.3.2 Colonisation ligneuse.....	38
5.2.4 Composition floristique.....	39
5.2.4.1 Liste d'espèces floristiques.....	39
5.2.4.2 Algues filamenteuses.....	46
5.2.4.3 Type biologique.....	47
5.2.4.4 Banque de semence.....	48
5.2.5 Composition faunistique	48
5.2.5.1 Poissons.....	48
5.2.5.2 Amphibiens.....	49
5.2.5.3 Invertébrés aquatiques.....	50
5.2.5.4 Faune exotique envahissante.....	50
5.3 Altérations.....	51
5.3.1 Atteintes diffuses	52
5.3.2 Atteintes lourdes.....	52
5.4 Tableau synthétique.....	53
6 Protocole de suivi de la végétation (d'après Givord <i>et al.</i> , 2015).....	56
6.1 Les transects de végétation.....	56
7 Conclusion.....	58
Bibliographie	59
Annexe 1 : Listes d'espèces floristique	65
Annexe 2 : Indicateurs écologiques complémentaires	70

Préambule

Afin de contribuer au maintien de la biodiversité et de répondre aux engagements internationaux, l'Union Européenne a fait de la protection de la faune, la flore et des habitats naturels une préoccupation majeure de sa politique environnementale. C'est dans la lignée de trois conventions internationales (Bonn¹, Berne² et Rio³) que les deux directives européennes, les directives « Oiseaux » (79/409/CEE) et « Habitats-Faune-Flore » (92/43/CEE-DHFF), ont été mises en place.

Elles ont été fondatrices d'un réseau écologique européen, le réseau Natura 2000 (N2000), de sites dédiés à la protection des habitats naturels et des espèces de faune et de flore menacés et/ou remarquables. Il a pour objectif de concilier la préservation de la nature et les préoccupations socio-économiques puisque sa mise en place doit tenir compte des « exigences économiques, sociales et culturelles et des particularités régionales et locales » (art. 2).

Dans le cadre de la DHFF, chaque État membre s'est engagé à assurer le maintien ou le rétablissement dans un état de conservation favorable les habitats naturels et les espèces inscrits sur les annexes I et II de la DHFF.

Le Ministère de l'Écologie, du Développement durable et de l'Énergie (MEDDE) 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 cette 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 de l'état de conservation des habitats forestiers (Carnino, 2009⁴), des habitats marins (Lepareur, 2011⁴ et 2013⁴), des habitats dunaires non boisées du littoral atlantique (Goffé, 2011⁴), des habitats agropastoraux (Maciejewski, 2012⁴ et 2013⁴). C'est dans cette démarche globale que la présente étude s'inscrit : la réflexion pour les habitats humides et aquatiques (Viry, 2013⁴).

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 mares temporaires méditerranéennes, habitat prioritaire d'intérêt communautaire (UE 3170*). Après avoir présenté le contexte réglementaire ainsi que les choix méthodologiques effectués pour l'ensemble des méthodes à

¹ Bonn : Convention on Migratory Species (CMS)

² Berne : Convention relative à la conservation de la vie sauvage et du milieu naturel de l'Europe

³ Rio : Convention mondiale sur la Diversité Biologique (CBD)

⁴ <http://inpn.mnhn.fr/telechargement/documentation/natura2000/evaluation>

l'échelle du site mises en place par le MNHN, nous présenterons les travaux de terrain ainsi que les analyses statistiques qui aboutissent au choix et au calibrage des indicateurs retenus, et nous motiverons les choix faits. Enfin, nous conclurons par les résultats de cette étude en termes de problématique d'échantillonnage, et les perspectives pour la poursuite des travaux à réaliser.

La DREAL Languedoc-Roussillon a missionné le Conservatoire botanique national méditerranéen de Porquerolles (CBNMED) pour tester les propositions contenues dans ce rapport d'étude sur plusieurs sites Natura 2000 de la région. Cette étude a permis d'examiner en détail chaque indicateur et, le cas échéant, de suggérer des ajustements et des pistes de réflexion pour améliorer les propositions et les rendre plus opérationnelles et plus complètes sur les plans scientifique et technique. Ces éléments complémentaires seront à leur tour mis à l'épreuve, lors de la campagne de terrain 2014-2015, avec deux études de cas (sites Natura 2000 : Montagne de la Moure et Causse d'Aumelas & Notre-Dame de l'Agenouillade). Les principaux résultats ont permis de compléter ce document et permettront de mettre en exergue les principales interrogations encore en suspens. Leurs observations, réflexions et principales conclusions (Givord *et al.*, 2015) sont reprise dans ce document sous la forme d'encarts complétant la démarche initiée en 2013.

Ce document se présente donc comme un document préliminaire à destination des gestionnaires de sites et plus largement aux organismes intéressés par ces questions d'état de conservation de cet habitat naturel d'intérêt communautaire prioritaire. Le déploiement sur le terrain doit se poursuivre pour peaufiner les indicateurs sélectionnés et répondre aux diverses questions encore en suspens.

1 Contexte

Dans le cadre de la Directive « Habitats-Faune-Flore » (DHFF), chaque État membre s'est engagé à assurer le maintien ou le rétablissement dans un état de conservation favorable des habitats naturels et des espèces de faune et de flore sauvages d'intérêt communautaire, 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) (Fig.1) :

- Au niveau biogéographique : en France, l'évaluation concerne 132 habitats et près de 300 espèces sur quatre domaines biogéographiques terrestres (alpin, atlantique, continental, méditerranéen) et marins (méditerranéen marin et atlantique marin).
- Au niveau du site : les articles R. 414-11 et R.414-8-5 du Code de l'environnement (Anonyme, 2008) - qui sont la transposition dans le droit français de l'article 6.1 de la DHFF - imposent d'évaluer l'état de conservation de ces espèces et habitats d'intérêt communautaire à l'échelle des sites Natura 2000.

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 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 (DocOb). Ces méthodes doivent également servir d'outil d'aide à la gestion.
- Le second concerne la participation à la réflexion pour la mise en place de réseau de surveillance (réponse à l'article 11 de la DHFF), ainsi qu'à l'évaluation périodique nationale des habitats par zone biogéographique, prévue par l'article 17 de la DHFF. Il s'agit d'une contribution sur la définition des concepts, et non sur la réalisation de l'exercice en lui-même. Les données recueillies dans ce programme pourront être réutilisées, après adaptation, pour l'échelle biogéographique. La définition théorique donnée, par exemple, à l'état de conservation favorable au niveau d'un site va participer à la réflexion quant à la définition d'un état de conservation favorable au niveau biogéographique.

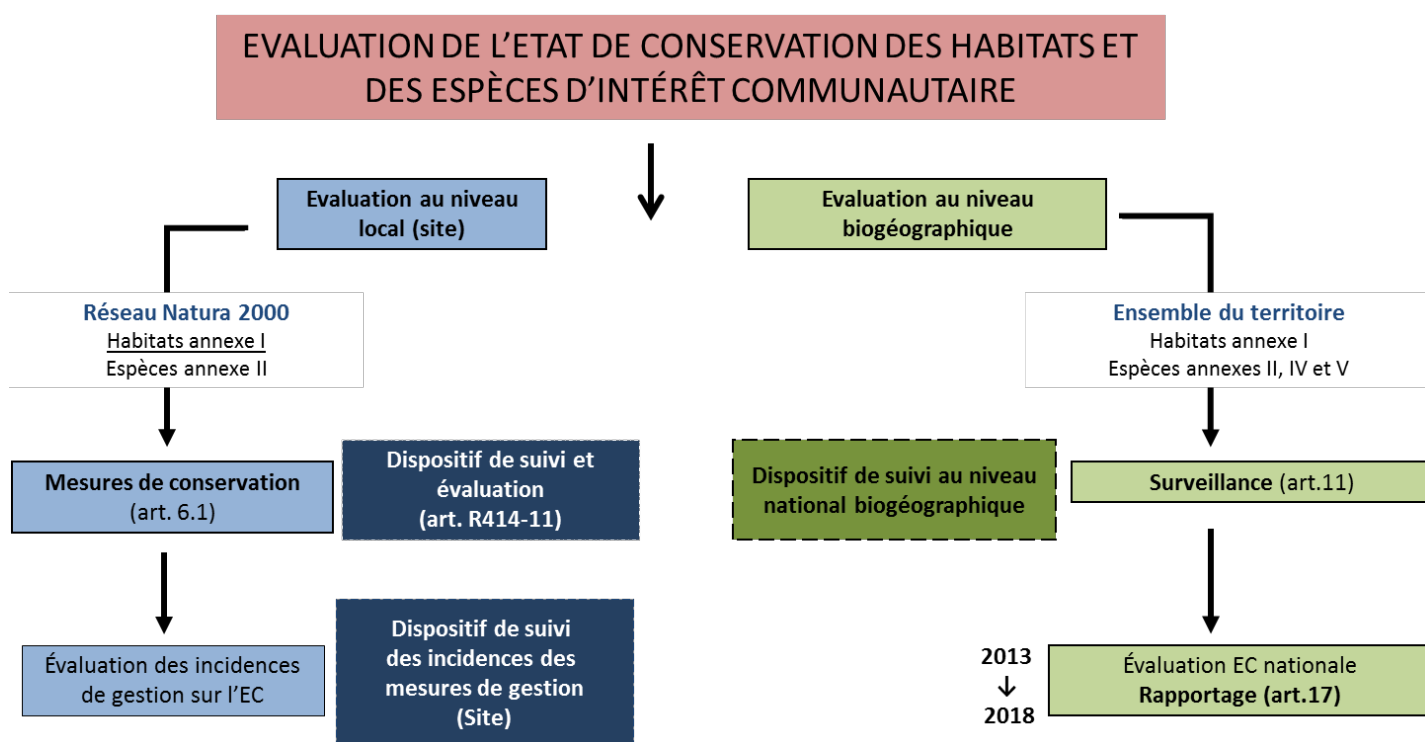


Figure 1 : Dispositif général de l'état de conservation dans le cadre de la Directive « Habitats-Faune-Flore » (Bensettiti, communication personnelle, 2013)

Il est également important de préciser que les évaluations réalisées à partir de ces méthodes permettront la réactualisation des formulaires standards de données (FSD).

2 État de conservation

2.1 Définition de l'état de conservation

Bien que la définition et l'application concrète de l'état de conservation soient encore aujourd'hui objets de débats, la DHFF définit cette notion comme « *l'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 sur le territoire* » (art. 1). Cette définition s'applique au niveau du domaine biogéographique mais il n'existe pas de définition commune de l'état de conservation à l'échelle d'un site.

Ce concept dépend de trois paramètres : l'objet, l'échelle de travail, et le contexte (Quels objectifs ? Quelle politique publique ? Quelle structure avec quelle culture propre ? etc.).

En lien avec la DHFF, dans cette étude nous avons défini :

- objet : habitat générique (référentiel EUR 28 (European commission, 2013), et déclinaison française des Cahiers d'habitats (Bensettiti *et al.*, (coord.) 2002)).

- Échelle : site Natura 2000 (et domaine d'application : territoire français métropolitain).
- Contexte : Directive Habitats-Faune-Flore (Conseil de la CEE, 1992). Dans l'introduction du texte officiel, il est précisé que « le but principal de la présente directive est de favoriser le maintien de la biodiversité, tout en tenant compte des exigences économiques, sociales, culturelles et régionales, elle contribue à l'objectif général, d'un développement durable ; que le maintien de cette biodiversité peut, dans certains cas, requérir le maintien, voire l'encouragement, d'activités humaines ».

L'objet d'évaluation (l'habitat) est une entité dynamique, c'est pourquoi évaluer son état de conservation est appréhendé comme l'évaluation de la trajectoire de l'habitat dans le périmètre d'évaluation (site N2000), en lien avec la définition donnée pour chaque habitat dans le manuel EUR 28 et les Cahiers d'habitats.

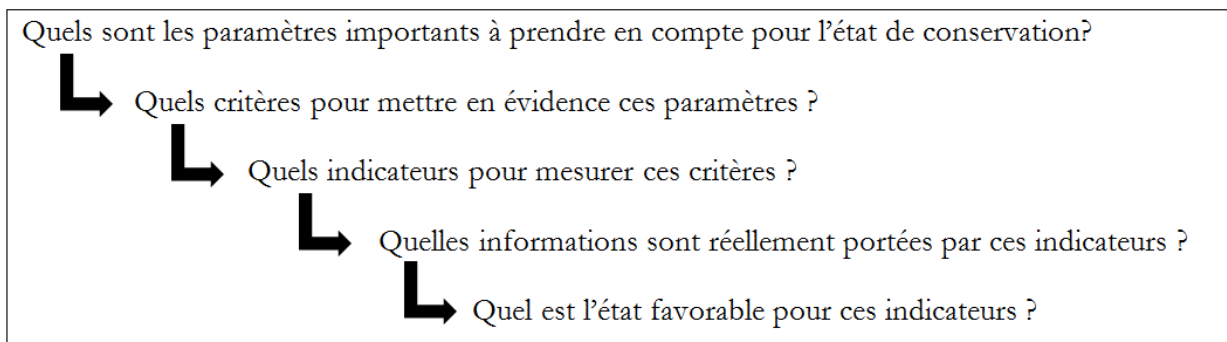
2.2 Définition de l'état de conservation favorable

À 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 pour l'évaluation au niveau local et les grandes lignes des définitions données sont conservées lorsqu'elles s'adaptent à l'échelle du site.

La recherche de la définition de l'état de conservation favorable s'appuie généralement sur la recherche d'un état qui constituerait le bon état de conservation à atteindre et dont découlerait la définition du concept et les indicateurs permettant de l'évaluer. Cependant, il est aisé d'envisager que, tout comme il existe plusieurs états de conservation dégradés, il existe vraisemblablement plusieurs états de conservation que l'on peut juger comme favorables, c'est pourquoi la définition d'un seul état de « référence » ne peut donc être retenu. Il apparaît alors difficile de désigner un seul état de référence correspondant au bon état de conservation. Pour comprendre quel est le bon état de conservation, il faut décomposer la réflexion en différentes questions successives (Enca.1) (Maciejewski *et al.*, 2013).



Encadré 1 : Cheminement de la réflexion pour la définition du bon état de conservation (Maciejewski, communication personnelle)

Cette décomposition amène à définir un bon état de conservation par indicateur. L'ensemble des indicateurs constituent les différents états de conservation plus ou moins favorables.

L'état de conservation peut être considéré comme un gradient partant des états dégradés

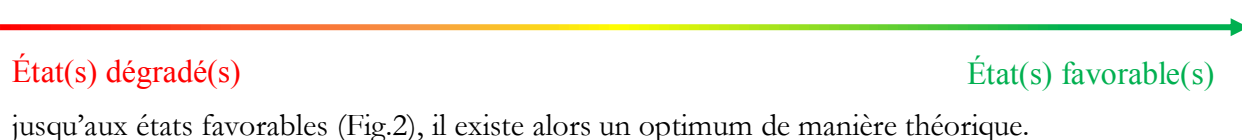


Figure 2 : L'état de conservation représenté sur un gradient

La nécessité d'évaluer oblige à mettre en application pragmatique cette notion et requiert alors le choix d'un seuil pour le bon état de conservation. La DHFF ne fournit aucune précision sur cette valeur seuil, elle laisse à chaque État membre le soin de la définir. Le seuil choisi du bon état, c'est le seuil à partir duquel on considère que l'état de conservation de l'habitat est favorable (malgré certains indicateurs qui pourraient s'avérer défavorables). L'état optimal souhaité est, quant à lui, l'état vers lequel on veut tendre, un état pour lequel tous les indicateurs sont évalués comme favorables (Fig.3).

L'état de conservation de l'habitat dans un site N2000 résulte alors de la comparaison entre un état observé et un état favorable théorique. Cette approche présente des limites mais constitue le cadre normatif dans lequel se positionne ce travail.



Figure 3 : l'état de conservation représenté sur un gradient, où figure le seuil choisi du bon état et l'état optimal

2.3 Principe méthodologique de l'évaluation

Dans un souci de cohérence et d'harmonisation méthodologique, nous avons conservé l'approche de notation finale graduelle dégressive de l'état de conservation déjà appliquée dans les différentes méthodes sites. 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.

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.

L'état de conservation est obtenu en comparant les valeurs des indicateurs obtenues à des valeurs seuils. Selon les écarts avec ces valeurs seuils, une note est attribuée à chaque indicateur. En retirant de la note de 100 chacune de ces valeurs, nous obtiendrons une note finale, et l'état de conservation est obtenu en reportant cette note sur un axe de correspondance (Carnino, 2009) (Tab.1 et Fig.4).

Tableau 1 : Méthode de calcul de la note finale pour les habitats

Indicateurs	Modalités (valeurs-seuils ou classes)	Notation
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

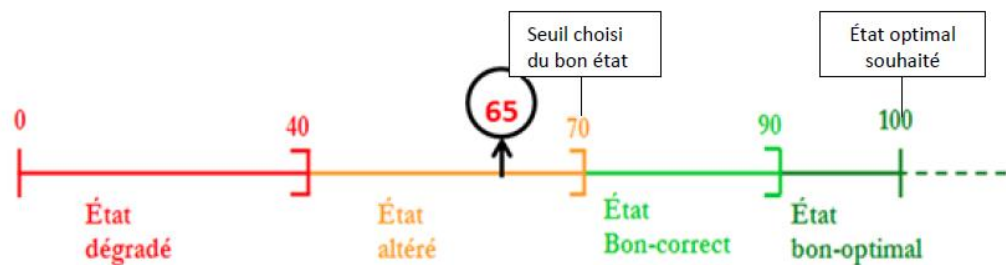


Figure 4 : Axe de correspondance note/état de conservation pour les habitats

La différenciation entre les valeurs de référence et l'état optimal souhaité 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 appliquée sur le terrain et fasse l'objet de suivi. 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.

3 Les mares temporaires méditerranéennes (UE 3170*)

Les zones humides temporaires sont des milieux singuliers retrouvés dans les cinq régions présentant un climat méditerranéen (caractérisé par une longue période de sécheresse) (Grillas *et al.*, 2004) : le bassin méditerranéen de l'Europe du Sud, l'Afrique du Nord et du Sud, l'Amérique du Nord (Californie) (Bliss et Zedler, 1998 ; Pyke *et al.*, 2004 ; Barbour *et al.*, 2005) et du Sud (Chili) et l'Australie. Ni vraiment aquatiques et ni totalement terrestres, elles renferment des

habitats très particuliers et spécifiques tels que les mares temporaires méditerranéennes (UE 3170*) qui sont reconnues d'intérêt communautaire.

Ces mares temporaires méditerranéennes sont des zones humides peu profondes et de tailles assez réduites. Elles sont caractérisées par l'alternance de phases sèches et inondées au cours du cycle annuel et par un fonctionnement hydrologique très autonome (Bensettiti *et al.* (coord) 2002 ; Anonyme, 2013). Dans la typologie générale des zones humides, les mares temporaires méditerranéennes sont rattachées aux zones humides temporaires saisonnières (à régime d'inondation prévisible) (Grillas *et al.*, 2004) (Fig.5).

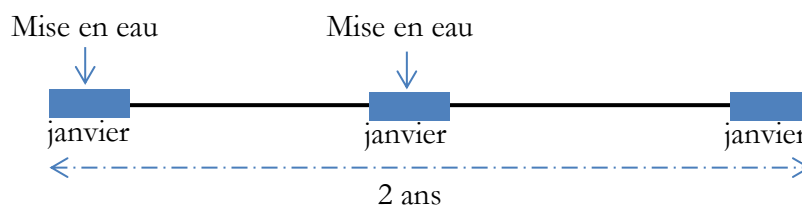


Figure 5 : Zones humides temporaires saisonnières d'après la classification simplifiée des zones humides temporaires
(Source : Grillas *et al.*, 2004)

Ces habitats sont retrouvés dans des dépressions endoréiques, des cuvettes, des ornières, des ruisseaux temporaires ou encore des berges d'étangs et de marais (Bensettiti *et al.* (coord) 2002 ; Grillas *et al.*, 2004). Bien que certaines mares temporaires méditerranéennes soient insérées dans un système karstique et reliées aux eaux souterraines, ce sont principalement les eaux de pluie et de ruissellement qui approvisionnent ces habitats (Grillas *et al.*, 2004). Elles présentent des tailles, des formes et des profondeurs variables et leur histoire (usages, gestion, etc.) dépend des régions. Elles présentent des particularités physiques différentes (substrat, salinité, hydropériode, etc) mais possèdent des caractéristiques communes au niveau de leur écologie (Rhazi *et al.* 2001a ; Grillas *et al.*, 2004 et 2006, Zacharias, 2007) : elles sont similaires au niveau de leur fonctionnement et de leur dynamique et présentent des analogies dans leur composante végétale et animale.

Ces habitats sont présents dans 62 sites N2000 selon les données de l'Inventaire National du Patrimoine Naturel⁵ (INPN) dans différentes régions (Languedoc-Roussillon, Provence-Alpes-Côte d'Azur, Corse, Poitou-Charentes, Rhône-Alpes) (Fig.6).

⁵ <http://inpn.mnhn.fr/site/natura2000/habitat/3170>

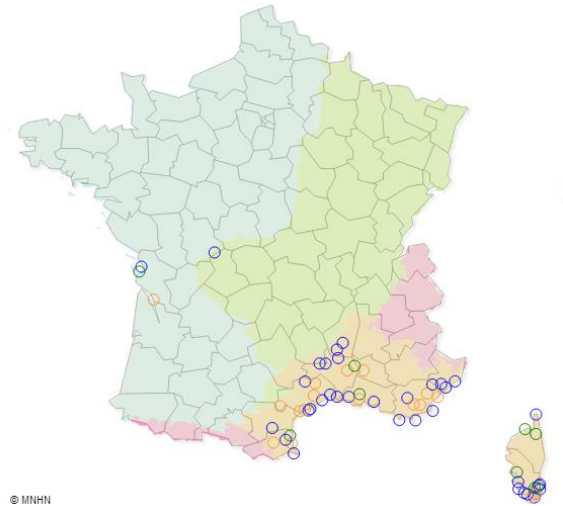


Figure 6 : Localisation de l'habitat des mares temporaires méditerranéennes proposé dans le réseau Natura 2000 en France continentale méditerranéenne et de Corse (Source : INPN⁵)

Les mares temporaires méditerranéennes sont considérées parmi les habitats les plus intéressants de la région bioclimatique méditerranéenne (Médail *et al.*, 1998 ; Quézel, 1998 ; Paradis, 2007) et renferment des espèces, notamment végétales, qui sont souvent rares et/ou menacées. L'assèchement est le facteur dominant de l'originalité biologique (richesse spécifique, diversification des stratégies adaptatives, forte production, grande capacité de résilience, etc.) de ces habitats. La biocénose, bien adaptée à l'alternance de phases sèches et inondées, possède une grande diversité spécifique et contribue de manière importante à la biodiversité à l'échelle du paysage (Bagella *et al.*, 2010a et 2012). Ce sont des habitats discrets et de tailles assez réduites ce qui les rend très vulnérables (Le Dantec, 1998).

La confusion entre ces habitats (sens phytosociologique) et les mares temporaires (sens physique) situées en région méditerranéenne est très fréquent (Evans, 2006 ; Bagella *et al.*, 2007). Afin d'éviter toute erreur, il est important de bien définir ces deux notions. Le terme « mares temporaires » est employé pour désigner toutes zones humides à caractère temporaire retrouvées en climat méditerranéen ; le terme « zone humide temporaire méditerranéenne » sera préféré. Au

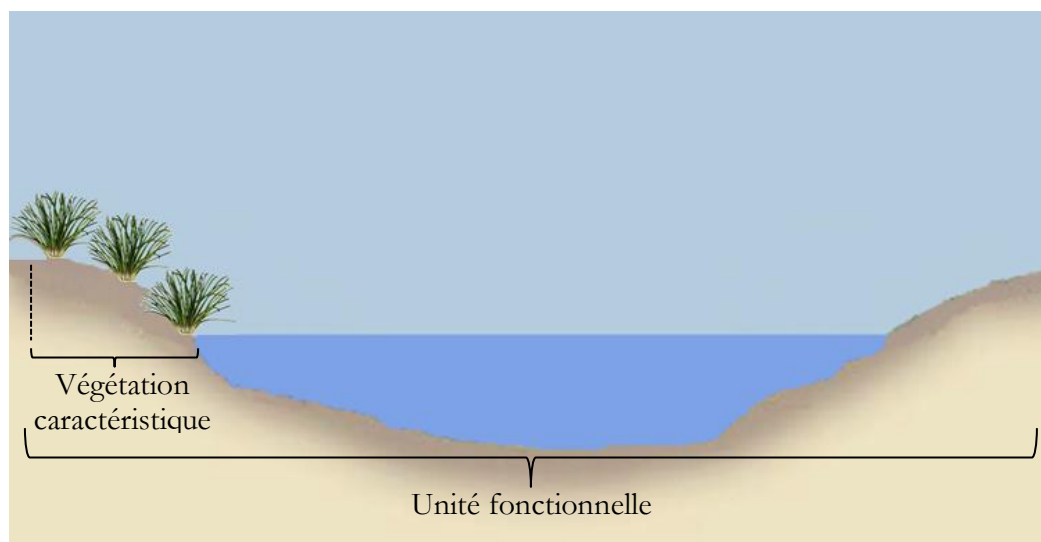


Figure 7 : Habitat mares temporaires méditerranéennes (UE 3170*) de la DHFF

sein des zones humides temporaires, la DHFF réserve l'appellation mares temporaires méditerranéennes à l'habitat d'intérêt communautaire. Cet habitat est lui caractérisé par des communautés végétales et défini au niveau alliance ; ainsi pour qu'une zone humide temporaire méditerranéenne soit considérée comme une mare temporaire méditerranéenne, elle doit renfermer ces associations inféodées aux alliances retenues pour les habitats élémentaires décrits dans les cahiers d'habitats. Cet habitat prend en compte la mare temporaire, unité fonctionnelle, écologique et paysagère et les associations végétales caractéristiques (Fig.7 et Photo 1).

Cet habitat présente de grandes variabilités inter et intra-annuelles ce qui explique l'alternance annuelle de différents groupements végétaux dans une même mare (Paradis, 2007). Une zone humide temporaire méditerranéenne peut comporter l'habitat mare temporaire méditerranéenne sur une partie seulement, petite ou grande, de sa surface. De par la variabilité interannuelle du climat méditerranéen, les groupements végétaux présentent une distribution spatiale également variable, au sein de la mare, d'une année à l'autre ; il arrive même que certains groupements de l'habitat prioritaire n'émergent pas certaines années, les phases d'absence de ces végétaux dans la végétation exprimée lors d'années défavorables peuvent les faire croire disparus alors qu'ils se maintiennent dans la banque de semences du sol (Grillas *et al.*, 2004). Ces éléments rendent la détermination des habitats, par le non spécialiste, souvent difficile (Afin d'aider à l'identification

de ces habitats, Grillas *et al.* (2004) ont proposé une typologie des mares temporaires méditerranéennes). Dans les Cahiers d'Habitats Humides, il est décliné en quatre habitats élémentaires qui sont différenciés par leurs caractéristiques hydrologiques (hydropériode, profondeur, chimie de l'eau), leur type de substrat (calcaire, siliceux, basaltique) et leurs communautés végétales.

Ces quatre habitats élémentaires sont cités ci-après :

- Mares temporaires méditerranéennes à *Isoetes* (*Isoetion*) (3170-1*),
- Gazons méditerranéens amphibies longuement inondés (*Preslion*) (3170-2*),
- Gazons méditerranéens amphibies halonitrophiles (*Helecbloion*) (3170-3*),
- Gazons amphibies annuels méditerranéens (*Nanocyperetalia*) (3170-4*).



Photo 1 : Mare temporaire méditerranéenne de Grand Bois, Béziers (34)

Certaines caractéristiques écologiques sont spécifiques à chacun de ces quatre habitats déclinés, c'est pourquoi, bien que la DHFF stipule d'évaluer l'état de conservation au niveau de l'habitat générique, certains indicateurs ont des spécificités en fonction du type d'habitat.

Exemple de problèmes d'identification de l'habitat 3170 rencontrés sur le terrain (d'après Givord *et al.*, 2015) :

Mares temporaires méditerranéennes dans des sites Natura 2000

Les relevés réalisés en compléments de l'étude initiale ont permis de soulever quelques problèmes sur l'interprétation de l'habitat Mares temporaires méditerranéennes (Code UE 3170*). En effet

sur l'ensemble des sites Natura 2000 prospectés, certains contiennent des habitats dont l'identification est à remettre en cause.

À titre d'exemple certains sites présentent des mares qui malgré un assèchement post-estival, ne présentent pas d'espèces caractéristiques des mares temporaires méditerranéennes. Elles sont plus proches des groupements des *Bidentetea tripartitae* malgré une faible représentation d'espèces hygrophiles comme *Chenopodium polyspermum* et *Plantago major subsp. intermedia*. L'ensemble des mares est plutôt dominé par des espèces ubiquistes et compagnes de nombreux groupements végétaux. Aussi même s'il s'agit de mare sous climat méditerranéen, il n'est pas possible de les considérer comme appartenant à l'habitat 3170 : Mares temporaires méditerranéennes.

D'autres encore suscitent des questionnements quant à leur rattachement. Il s'agit de prairies mésophiles mésotrophes pâturées insérées dans un système karstique, qui peuvent donc subir des inondations mais de manière très occasionnelle. Des systèmes karstiques semblables et beaucoup plus développés existent dans le secteur de l'ex-Yougoslavie par exemple.

Même si une espèce rare et patrimoniale caractéristique des groupements amphibies temporaires, *Damasonium alisma subsp. alisma*, ces prairies ne sont pas assimilables à l'habitat 3170 : Mares temporaires méditerranéennes.

Habitats en mauvais état de conservation

Il a été observé des habitats dont l'état de conservation est très mauvais, d'où les espèces caractéristiques des mares temporaires ont quasiment disparu. À tel point qu'on peut se poser la question de la présence de l'habitat 3170 : Mares temporaires méditerranéennes.

Il s'agit par exemple du site FR9101431 - Mare du plateau de Vendres, où il a été observé *Marsilea strigosa* uniquement dans une petite mare artificielle (creusée) et de *Polygonum romanum subsp. gallicum* sur la majorité des surfaces de mares temporaires. Cette espèce ne permet cependant pas d'affirmer le bon état de conservation des mares temporaires, malgré sa forte présence, car celle-ci est capable de supporter des niveaux trophiques plus importants et des périodes d'assèchement plus longues que les autres taxons caractéristiques. Depuis plusieurs années, les taxons patrimoniaux suivants n'ont pas été revus : *Pulicaria vulgaris*, *Lythrum tribracteatum*, *Lythrum thymifolium*, *Damasonium alisma subsp. polyspermum*.

Marsilea strigosa, espèce extrêmement abondante ces dernières années, a disparu de la majorité des parcelles où elle était connue. À noter que ce site a fait l'objet d'un Life « Mare temporaire » et qu'il bénéficie actuellement de mesures de gestion.

Les périodes de submersion de ces mares semblent avoir été interrompues ou amenuisées, les communautés végétales des pelouses annuelles et vivaces mésoxérophiles acidiphiles se développent donc largement sur ces secteurs. Le caractère mésotrophe à eutrophe de certains secteurs à niveau de perturbations élevé est indiqué par le développement conséquent de nombreuses espèces exogènes à fort développement comme *Conyza sumatrensis*, *Conyza bonariensis*, *Senecio inaequidens*, *Paspalum distichum* et récemment *Phyla filiformis*. Cette dernière qui appartient à la liste noire des espèces exotiques envahissantes de Languedoc-Roussillon a été observée en petits patches de quelques individus qu'il serait nécessaire d'éliminer rapidement.

Certaines zones de mares sont par ailleurs soumises à une fermeture importante par certaines espèces vivaces qui forment actuellement des faciès denses où l'expression des taxons caractéristiques des mares temporaires est restreinte. Il s'agit principalement de gazons subnitrophiles à *Brachypodium phoenicoides* (*Brachypodium phoenicoides* Braun-Blanq. ex Molin. 1934, Code Corine 34.36).

Nous avons finalement considéré l'habitat 3170 : Mares temporaires méditerranéennes comme présent très ponctuellement sur le site, mais ayant régressé et en très mauvais état de conservation.

Avec ces habitats, il est primordial de se baser sur des suivis annuels cumulés sur plusieurs années. En effet, lors d'années à faible pluviosité, certaines espèces de mares temporaires peuvent prendre des formes nanifiées et parfois même disparaître complètement (Médail *et al.*, 1998). Certains auteurs comme Colas *et al.* (1996) ont pu obtenir des embryons de *Marsilea strigosa* à partir d'un sporocarpe âgé de 103 ans. Les espèces des mares temporaires présentent ainsi des stratégies de vie adaptées à des contraintes environnementales particulières notamment définies par les grandes variations spatio-temporelles de l'environnement. Il est donc très difficile d'affirmer la détérioration ou l'amélioration du bon état de conservation des groupements végétaux des mares temporaires méditerranéennes par une approche temporelle limitée.

4 Méthode

4.1 Élaboration des indicateurs

Cette étude s'est déroulée en trois grandes étapes : la réalisation d'une première liste d'indicateurs la plus exhaustive possible à partir d'une synthèse bibliographique complète et validée par un

groupe d'experts, la récolte de données sur le terrain pour certains indicateurs nous permettant ensuite, grâce à des analyses, d'établir la liste finale d'indicateurs.

4.1.1 Synthèse bibliographique

La première étape est la réalisation d'un état de l'art sur notre problématique. Nous avons recherché dans la bibliographie les méthodes utilisées en France ou en Europe pour évaluer l'état de conservation des mares temporaires méditerranéennes, ceci afin d'élaborer un tableau de synthèse des critères et indicateurs les plus utilisés. De plus, une recherche approfondie a été effectuée afin d'appréhender les caractéristiques principales de ces habitats et les facteurs écologiques exerçant sur eux un rôle déterminant et de répertorier les indicateurs déjà proposés dans le cadre de suivi ou d'évaluation et les pratiques de gestion les plus communes sur ces types de milieux.

4.2 Phase de terrain

4.2.1 Objectifs

Les recherches bibliographiques ont permis d'établir une première liste relativement large de critères et indicateurs pour évaluer l'état de conservation de ces habitats. Un COPIL réunissant divers experts et gestionnaires, a validé cette première version. 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 des données.

4.2.2 Protocole

Nous avons réalisé la phase de terrain en collaboration avec le CBN Méditerranéen et la Tour du Valat durant le printemps 2013, pendant un mois et demi.

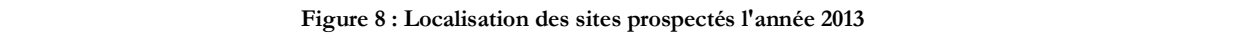


Tableau 2 : Liste des sites choisis pour la phase de terrain

SITES	ABREVIATIONS	NUMEROS FR N2000	REGIONS	DEPARTEMENTS	SURFACES (ha.)
Pic Saint Loup	PST	FR9101389	L-R	Hérault	4 440
Mare de Caunas	PST		L-R	Hérault	
Mare de Cazaril	PST		L-R	Hérault	
Mare de Mas de la Guarrigue	SE		L-R	PO	
Mare de Peyrestortes	PE		L-R	PO	
Mare de Roussière	PST		L-R	Hérault	
Montagne de la Moure et Causses d'Aumelas	MMCA	FR9101393	L-R	Hérault	9 369
Carrières de Notre Dame de l'Agenouillade	NDA	FR9101416	L-R	Hérault	4,63
Mare de l'aire de Béziers-Montblanc	BMt		L-R	Hérault	
Fenouillèdes	FE	FR9101490	L-R	PO	450
Friches humides de Torremila	TO	FR910 2001	L-R	PO	28,5
Domaine de la Tour du Valat (Réserve Naturelle Régionale) ¹	TdV		PACA	Bouches-du-Rhône	
Marais de la Vallée des Baux et marais d'Arles	MVBMA	FR9301596	PACA	Bouches-du-Rhône	11 085
Domaine du bois de Bouis et golf de Vidauban	PM		PACA	Var	
La plaine et le massif des Maures	PM	FR9301622	PACA	Var	34 264

L'objectif était de stratifier le plan d'échantillonnage de sorte que tous les cas de figure présents sur le terrain puissent être rencontrés, avec un nombre de répliques suffisant. L'objectif de la phase de terrain n'était pas de tester la méthode complète, mais de relever toutes les informations nécessaires au choix et au calibrage des indicateurs suite à la phase d'analyse des données.

Chaque mare fait l'objet de relevés complets (Tab.3)

Tableau 3 : Type de relevés effectués

Type de relevés
Conditions stationnelles
Relevés phytosociologiques
Avis d'expert sur les atteintes
Avis d'expert sur l'état de conservation

Différents relevés ont été effectués pour appréhender la composition floristique de ces habitats (Tab.4). Lorsque les mares étaient encore en eau pendant la période de terrain, des relevés floristiques ont été réalisés.

Tableau 4 : Nombre de relevés floristiques et phytosociologiques réalisés sur chacun des habitats élémentaires

	Nombre de relevés phytosociologiques	Nombres de relevés floristiques
3170-1 - Mares temporaires méditerranéennes à <i>Isoetes</i> (<i>Isoetion</i>)	40	3
3170-2 - Gazons méditerranéens amphibies longuement inondés (<i>Preslion</i>)	16	17
3170-3 Gazons méditerranéens amphibies halonitrophiles (<i>Helechloion</i>)	0	5
3170-4 - Gazons amphibies annuels méditerranéens (<i>Nanocyperetalia</i>)	22	0

Travaux 2014 du Conservatoire botanique méditerranéen (Givord *et al.*, 2015) :

Plusieurs sites Natura 2000 (Tab.5 et Fig.9) ont été prospectés sur l'ensemble de la région Languedoc-Roussillon en 2014 par le CBN Méd en complément des relevés réalisés en 2013, il s'agit uniquement des sites dont les couches cartographiques (figurés surfaciques et ponctuels) nous ont été fournies et où l'habitat 3170 : Mares temporaires méditerranéennes a été identifié. Au total, 11 sites Natura 2000 ont fait l'objet de visites (certains passages tardifs n'ont pas pu être réalisés sur certains sites à cause des épisodes climatiques violents ayant eu lieu à l'automne 2014).

Tableau 5 : Tableau synthétique des sites et dates de prospections

Sites Natura 2000	Aude (11)	Gard (30)	Hérault (34)	Lozère (48)	Pyrénées-Orientales (66)	Dates de prospections
FR9101489 - Vallée de l'Orbieu	X					22/05/2014
FR9101431 - Mare du plateau de Vendres			X			25/08/2014
FR9101408 et FR9112017 - Etang de Mauguio			X			11/09/2014
FR9110034 - Étang du Bagnas			X			29/08/2014
FR9101389 - Pic Saint Loup			X			25/04/2014 27/05/2014 13/06/2014 28/07/2014
FR9110042 - Etangs Palavasiens et Etang de l'Estagnol			X			28/08/2014
FR9101385 et FR9112032 - Causse du Larzac			X			12/06/2014

FR9101367 - Vallée du Gardon de Mialet		X		X		06/05/2014 17/06/2014
FR 9101465 - Complexe lagunaire de Canet					X	04/09/2014
FR9102001 - Friches humides de Torremila					X	10/06/2014
FR9101490 - Fenouillèdes					X	03/06/2014 04/06/2014

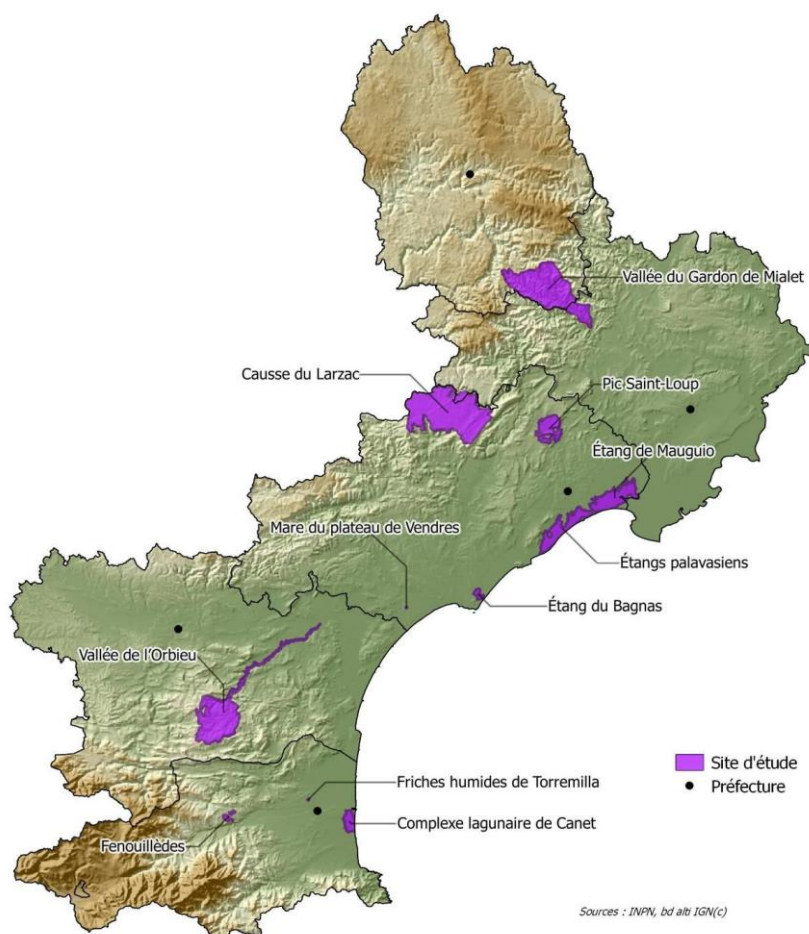


Figure 9 : Localisation des sites prospectés par le CBN en 2014

4.3 Analyses statistiques

Toujours dans un souci d'harmonisation avec les méthodes existantes pour les autres habitats, nous avons voulu, dans la mesure du possible utilisé la validation statistique. Cependant les faibles jeux de données n'ont pas permis le traitement statistique.

4.3.1 Apport de l'approche statistique

De telles méthodes sites, nous favorisons l'approche statistique pour la mise en place des indicateurs. 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,
- 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.

Néanmoins, nous n'avons pas récolté assez de données afin de calibrer les indicateurs de manière satisfaisante. Les indicateurs sélectionnés dans ce document ont été jugés suffisamment pertinentes et cohérents pour faire partie de la méthode par rapport aux connaissances actuelles concernant l'écologie des milieux étudiés. La prochaine récolte de données nous permettra de pallier à certaines lacunes et surtout de revoir les barèmes de notation par indicateur (Travaux 2015-2016 du CBN/SPN).

5 Résultats

Pour chaque habitat nous évaluons les évolutions de sa surface au sein du site, sa structure, son fonctionnement et les altérations qu'il subit, ce sont les grands paramètres retenus dans les différentes méthodes déjà mises en place (Carnino, 2009 ; Lepareur, 2011 ; Lepareur *et al.*, 2013 ; Goffé, 2011 ; Maciejewski, 2012 ; Maciejewski *et al.*, 2013 ; Viry, 2013). Afin de bien détailler la démarche nous présenterons dans les résultats les indicateurs retenus ainsi que ceux écartés faute de données exploitables ou non pertinentes dans le cadre de l'évaluation.

Chaque choix est motivé. Pour les indicateurs retenus, un tableau synthétique présentera les valeurs-seuils fixées (avec un dégradé de couleur du vert au rouge - du bon état au mauvais -), ainsi que l'information principale obtenue grâce à cet indicateur.

5.1 Surface de l'habitat

La perte d'habitat constitue une des plus importantes menaces à long terme pour la survie des espèces et découle principalement de trois processus : la destruction de l'habitat, l'augmentation de la fragmentation et l'altération de la qualité de l'habitat. Les zones humides sont des milieux particulièrement menacés. L'urbanisation (chenalisation, perturbation de l'alimentation en eau des milieux à cause des équipements fluviaux, infrastructures, etc., ou encore de l'intensification de l'agriculture (drainage, irrigation, etc.) est l'un des phénomènes les plus destructeurs pour ce type de milieux.

Très discrètes et méconnues, les mares temporaires méditerranéennes sont très vulnérables. Elles sont souvent dispersées dans l'espace et, du fait de leur faible surface, leur destruction est souvent non intentionnelle. La surface totale des mares temporaires méditerranéennes représente sans doute moins de 1000 hectares en France (Grillas *et al.*, 2004), il est de ce fait important de prendre en compte ce paramètre pour évaluer l'état de conservation de ces habitats.

5.1.1 Surface couverte

Bien que la surface couverte par les habitats soit un critère qui apparait comme essentiel dans l'évaluation de l'état de conservation des habitats humides et aquatiques (Viry, 2013), l'estimation de cette surface n'est pas toujours chose aisée. En effet, notamment en ce qui concerne les mares temporaires méditerranéennes, les surfaces recouvertes sont généralement faibles et les changements de surface peuvent être rapides. De plus, l'évaluation de la surface de l'habitat soulève de nombreuses questions, comme la difficulté à appréhender les fluctuations naturelles des habitats (fluctuations temporelles et spatiales). Enfin, la superficie de l'habitat peut être difficile à mesurer suivant les connaissances existantes sur le site ou suivant sa configuration et les habitats naturels qui s'y trouvent. 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.). Pour les mares temporaires méditerranéennes, le suivi des surfaces n'est pas toujours facile à appréhender puisqu'une cartographie fine de ces habitats n'a pas toujours été réalisée et que la microtopographie de la dépression n'est pas toujours identifiable facilement ce qui complique les délimitations physiques de ces habitats.

Sachant que les changements de surface de l'habitat peuvent être très rapides et qu'il est difficile de définir quelle est la surface à l'intérieur d'un site qui permettrait le bon fonctionnement d'un habitat (définition de la valeur-seuil), il semble plus pertinent de suivre son évolution dans le temps à travers une tendance (stabilité, progression ou régression) plutôt que de chiffrer celle-ci à un instant t . Pour l'instant, l'estimation des surfaces couvertes par les mares temporaires méditerranéennes présente des marges d'erreur importantes (lié à l'effet de l'observateur et à la méthode utilisée).

Les mares temporaires méditerranéennes présentent des surfaces très variables (du m^2 à l'hectare) et peuvent soit former un réseau (elles sont connectées physiquement entre elles via des ruisseaux temporaires) soit être isolées. Lors de la phase de terrain, ces différents cas de figure se sont présentés. Lorsqu'un réseau est composé de plus de cinquante mares et que ces dernières présentent des surfaces et des profondeurs très faibles (surface inférieure à $20 m^2$ et moins d'un mètre de profondeur) (Fig.10-Fig.11), nous avons considéré ce réseau comme une seule unité dynamique, ainsi l'état de conservation devra être estimé au niveau du réseau et non pas sur chacune des mares prises séparément. C'est le cas pour le réseau de mares temporaires méditerranéennes retrouvées dans la Crau humide (Bouches-du-Rhône). Pour les mares isolées ou pour les réseaux composés de mares de plus grande surface (Par exemple les mares temporaires méditerranéennes du site N2000 de Notre Dame de l'Agenouillade (Hérault), l'état de conservation sera évalué sur chacune des mares. Pour éviter toute confusion, le terme habitat en réseau sera réservé pour les réseaux composés de petites mares.

C'est pourquoi, pour estimer la surface de ces habitats, plusieurs méthodes ont été utilisées en fonction de la configuration physique de la mare et des données déjà existantes (la plupart des mares prospectées n'avaient jamais fait l'objet de suivi de surface) :

- Pour les petites mares non insérées dans un réseau (diamètre inférieur à 30 mètres), le diamètre (ou les longueurs et largeurs pour les mares non rondes) peut être estimé à l'aide d'un triple décimètre afin de calculer la surface du disque. Pour les plus grandes mares, la mesure de la surface sur le terrain est moins facilement appréhendable ; nous préconisons de réaliser une comparaison diachronique à l'aide d'un logiciel SIG (étude d'orthophotographies, étude de photos aériennes, etc.) couplé avec l'étude des cartographies d'habitat réalisées sur le site. En plus de la surface, le nombre de mare par site doit être noté.

- Pour les habitats en réseau, l'estimation de la surface de chacune des mares serait un travail laborieux. Ainsi, il est proposé d'estimer la surface couverte par la totalité du réseau. La délimitation du réseau et le calcul de sa surface pourra se faire sur photographies aériennes : la surface du polygone convexe renfermant l'ensemble des mares sera alors estimée.

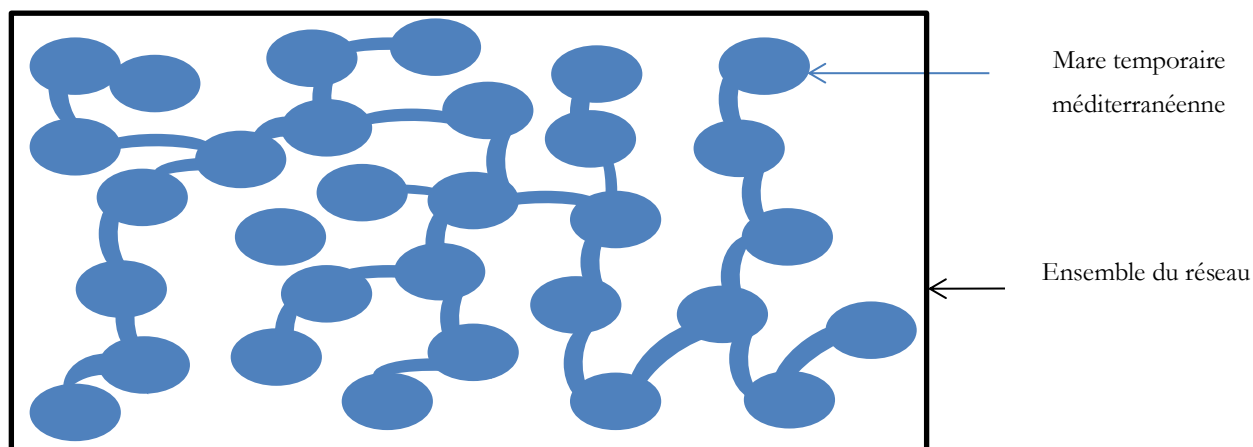


Figure 10 : Dessin de la notion de mares temporaires méditerranéennes en réseau



● Mare temporaire méditerranéenne

Figure 11 : Photo aérienne du réseau de mares temporaires méditerranéennes de la Crau humide

Pour ces petites mares connectées, le comptage direct sur le site du nombre de mares est très difficile.

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 ».

Synthèse des valeurs-seuils retenues pour cet indicateur :

- Mares dont le diamètre est inférieur à 30 mètres :

Surface couverte	Stabilité ou progression	Mesure du diamètre sur le terrain ou dire d'expert
	Régression	

- Mares de grandes tailles (diamètre supérieur à 30 mètres) ou en réseau :

Surface couverte	Stabilité ou progression	Utilisation d'un logiciel SIG, photo-interprétation ou dire d'expert
	Régression	

D'après les travaux du CBN (Givord et *al.*, 2015), la notion d'habitats en réseau s'applique bien aux groupements de *Isoetion duriei* de la région Provence-Alpes-Côte d'Azur notamment pour les secteurs de la plaine et du massif des Maures dans le Var. En région Languedoc-Roussillon, la majorité des groupements de mares temporaires méditerranéennes sont représentés par des éléments surfaciques plutôt isolés. Ceux-ci correspondent donc aux « petites mares non insérées dans un réseau ». Il est nécessaire de préciser que la régression ou la progression de la surface couverte par l'habitat doivent être analysées sur plusieurs années afin de pouvoir délivrer une note.

5.2 Structure et fonctionnement

Le guidelines (Evans et Arvela, 2011) 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). Outre la structure, il est également important de considérer le fonctionnement de l'écosystème. Il est organisé autour des flux internes et externes (que sont les flux de carbone, d'azote, d'eau, des éléments minéraux et des éléments issus de l'altération des minéraux provoquée par le drainage, la circulation animale, les activités humaines ou dans le cadre de la chaîne alimentaire, etc.) et des 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.

Évaluer l'état de la structure et le fonctionnement d'un habitat aquatique et humide revient à évaluer l'état de ses divers composants : soit en évaluant les composants eux-mêmes, soit en s'appuyant sur des espèces indicatrices d'un « bon » ou d'un « mauvais » fonctionnement écologique. Les changements de composition spécifique, d'apparition ou disparition d'espèces et les changements de densité renseignent sur l'état de l'écosystème.

5.2.1 Caractéristiques hydrologiques

Les mares temporaires méditerranéennes sont des habitats caractérisés par l'alternance de phases sèches et inondées et par un fonctionnement hydrologique très autonome (Bensetitti *et al.*, 2002 ; Anonyme, 2002). Ainsi, comme dans tout biotope humide, l'eau est l'élément essentiel et le plus structurant pour leur fonctionnement. Elles ont un régime d'inondation prévisible et leur mise en eau est la plupart du temps consécutive à des précipitations pluvieuses, elles sont alors rattachées aux zones humides temporaires saisonnières (Boulton et Brock, 1999 ; Grillas *et al.*, 2004). Leur remplissage se fait principalement via les précipitations (apport direct ou ruissellement), même si les eaux souterraines interviennent également dans le cas des mares karstiques (Molina, 1998 ; Grillas *et al.*, 2004). Les périodes d'inondation et d'assèchement sont variables en durée mais sont généralement de plusieurs mois (Grillas *et al.*, 2004). En fonction des mares temporaires, l'hydropériode va être différente. Les mares temporaires sont caractérisées par des variations saisonnières et interannuelles des niveaux d'eau qui déterminent les facteurs écologiques que sont la durée d'inondation, les dates de mise en eau et d'assèchement ou la profondeur. C'est pourquoi, ce sont à la fois les dates et les durées des phases d'assèchement et d'inondation qui sont importants.

5.2.1.1 *Hydropériode*

L'hydropériode est défini comme la période de l'année pendant laquelle la mare est en eau. Cette phase est primordiale pour la reproduction et la persistance des espèces dans le temps. Il est très important de connaître la date et la durée de mise en eau et d'assèchement afin de les comparer entre année. Dans cet habitat où l'hydropériode est dépendante des précipitations, les conditions d'inondations sont instables, il faut donc contextualiser cet indicateur en prenant en compte les conditions climatiques, en particulier les précipitations de l'année, avant d'interpréter les résultats. Sachant que la pluviométrie varie à la fois entre les saisons mais également entre les années et qu'il est difficile d'estimer quelle est la durée optimale de l'hydropériode pour le bon fonctionnement de ces habitats (définition de la valeur-seuil), il semble plus pertinent de suivre son évolution dans le temps à travers une tendance (stabilité, progression ou régression) plutôt que de chiffrer celle-ci à un instant t. Le nombre d'année sans mise en eau ou sans période de

d'assèchement doit être évalué, ceci permettra d'appréhender l'évolution de ces habitats vers des milieux aquatiques ou terrestres. De plus, des périodes prolongées d'inondation ou sécheresse vont conduire à la destruction de l'habitat aussi bien dans la végétation exprimée que dans la banque de graine.

Sachant qu'il n'est pas toujours aisé de déterminer la durée optimale de l'hydropériode et de comprendre si la durée augmente ou diminue au fil des années ; un indicateur « durée de l'hydropériode » semble complexe à mettre en place ; c'est pourquoi il a été choisi de traiter de la continuité de l'hydropériode et des causes de ses fluctuations.

La continuité de l'hydropériode

Les mares temporaires méditerranéennes sont des habitats soumis à l'alternance de phase aquatiques et sèches. La phase inondée est essentielle aussi bien pour les cycles de vie de la faune et la flore aquatiques et amphibies (Grillas *et al.*, 2004). Afin de veiller au un bon développement et à la survie de ces espèces, la période d'inondation doit être continue. Pour estimer l'état de conservation de cet habitat, il est alors impératif de prendre en compte cette continuité : cet indicateur sera estimé en mauvais état de conservation lorsque l'hydropériode sera interrompue par une période de sécheresse.

Les causes du changement

Il est nécessaire d'identifier la (ou les) cause(s) des fluctuations pour comprendre leur impact sur l'habitat. Ces changements peuvent être réversibles ou non sans action humaine ; ils peuvent être le résultat des variations intra- ou interannuelles des conditions climatiques sur une ou plusieurs années ou les conséquences des activités anthropiques. Or, ce sont les modifications de l'hydrologie causées par les activités humaines qui auront l'impact le plus négatif sur cet habitat ; sans l'action de l'Homme, ces changements seront permanents et conduiront à la destruction de l'habitat. Les modifications anthropiques du régime hydrologique peuvent être directes [drainage, mise en eau permanent par alimentation directe (tuyau, canaux, etc.)] ou indirectes (interventions sur le bassin versant : détournement des eaux de ruissellement, mise en culture du bassin versant, ponction sur la nappe, mise en eau permanente par modification du bassin versant (barrage) ou alimentation de la nappe). L'état de conservation sera jugé mauvais lorsque ces changements sont d'origine anthropique.

Les variations intra- et interannuelles font partie intégrante de l'habitat, cependant, son évaluation de l'état de conservation de cet habitat doit être réalisée dans des conditions particulières : elle ne

doit pas être entreprise lors d'années trop sèches ou trop humides pour éviter les biais dans les résultats.

D'après les travaux du CBN (Givord et *al.*, 2015), la prise en compte de l'hydropériode sur plusieurs années est obligatoire et cruciale pour déterminer le fonctionnement hydrologique de l'habitat.

L'hydropériode est strictement dépendante des conditions climatiques. Or, l'approche climatique n'a pas pu être prise en compte pour des questions de temps et de faisabilité dans les travaux de 2013. Plusieurs chercheurs ont travaillé sur le climat méditerranéen et ont mis en avant une variabilité interannuelle marquée. Tassin (2012) a observé à Avignon, sur un jeu de données de 1961 à 2001, une variation maximale de la pluviométrie de 346 mm. Ce qui représente la moitié de la pluviométrie annuelle (676 mm). Cependant, cet écart ne s'observe que trois fois en 40 ans. Ainsi, Bonté (2006) complète le propos en rappelant que « *cette valeur reste très raisonnable pour des données a priori fortement hétérogènes. Les années excédentaires et déficitaires se répartissent équitablement au cours de ces 40 années* ». D'après cet auteur, sur la période étudiée, on peut observer une alternance de quatre cycles pluviométriques d'une dizaine d'années environ.

Il est nécessaire de réaliser plusieurs passages dans l'année afin d'acquérir des données temporelles (longueur des périodes) et quantitatives (hauteur de la nappe d'eau) de mise en eau et d'assec.

De plus les valeurs-seuils utilisées (continue ou non continue) sont réduites de manière trop simpliste et empêchent d'analyser les données avec fiabilité.

Il serait plus judicieux de réaliser des passages réguliers sur une année entière avec des mesures précises de la nappe d'eau. Cela nécessite une organisation particulière et vraisemblablement des partenariats avec des personnels techniques. L'acquisition d'appareils de mesure automatique est envisageable mais bien évidemment plus coûteuse.

Selon Chauvelon et Heurteaux (2004), la mesure des niveaux d'eau doit être réalisée régulièrement. Dans le cas de mesures ponctuelles, il semble préférable de réaliser à minima deux mesures par mois. De plus, il est peu recommandé de réaliser les mesures selon un calendrier fixe car cela ne permettrait pas d'obtenir des données intéressantes liées aux événements climatiques hydrologiques. Il est donc nécessaire de réaliser les mesures concomitamment (1 ou 2 jours plus tard maximum) aux épisodes pluvieux pour pouvoir observer le réel impact sur l'alimentation de la mare.

Conjointement aux mesures sur le terrain, la récupération de données climatiques permet d'intégrer dans le diagnostic des variables complémentaires comme les précipitations (en mm), la température (en °C), la longueur d'ensoleillement, la vitesse du vent (Km/h), le taux d'humidité de l'air (%).

Matériels nécessaires :

- Une échelle limnimétrique de niveau (à acheter dans le commerce ou à fabriquer soi-même) placée au centre de la mare avec le zéro de la règle devant correspondre au point le plus bas de la mare.
- Données climatiques à récupérer auprès de Météo-France et INRA ou auprès de certains organismes instructeurs de l'État.

Synthèse des valeurs-seuils retenues pour cet indicateur :

- Continuité de l'hydropériode

Continuité de l'hydropériode	Continue
	Non continue

- Cause(s) des fluctuations de l'hydropériode

Cause(s) des fluctuations	Réversibles sans action humaine
	Non réversibles sans action humaine

5.2.2 Qualité de l'eau

La composition chimique de l'eau est un facteur important pour la composition et le développement des espèces de faune et de flore. En effet, les caractéristiques physicochimiques classiques telles que la température, le pH, l'oxygène dissous ou la conductivité électrique ainsi que la composition ionique de l'eau (différente en fonction de la lithologie du bassin versant) conditionnent la présence et/ou l'abondance de certaines espèces (Grillas *et al.*, 2004). Les mares temporaires méditerranéennes sont des habitats amphibiens ; pour conclure sur leurs états de conservation, le suivi doit être réalisé aussi bien lors de la phase aquatique que lors de la phase d'assèchement.

5.2.2.1 Turbidité

Les plantes caractéristiques des mares temporaires méditerranéennes sont héliophiles, pour se développer, l'eau dans laquelle elles se situent doit être transparente (Bensettiti *et al.*, (coord.),

2002). C'est également un paramètre important pour les crustacés. Une trop forte turbidité aboutira à un appauvrissement en espèces animales et végétales caractéristiques de cet habitat et à un développement d'espèces moins héliophiles et plus généralistes (Grillas *et al.*, 2004). Par cet indicateur, c'est l'eutrophisation de l'eau que l'on souhaite mettre en évidence.

La transparence d'une eau stagnante dépend de trois facteurs : la quantité de plancton (animaux et plantes microscopiques), la quantité de matières inertes en suspension (matière minérale, déchets organiques) et la couleur apportée par les substances organiques dissoutes (acides humiques et fulviques) (Anras et Guesdon, 2007).

Il est alors important de distinguer la turbidité provoqué par la suspension temporaire du substrat (par exemple, l'argile se met rapidement en suspension) qui survient après une agitation ponctuelle de l'eau (par exemple après des pluies) de la turbidité causée par de la suspension de matière organique microscopique. Enfin, la turbidité doit être distinguée de la couleur apportée par certains éléments. Sachant que cet indicateur doit servir à estimer l'eutrophisation de l'habitat, c'est la turbidité provoquée par la matière organique microscopique en suspension (le plancton) qui est mesurée.

La turbidité doit être estimée au pic de développement de la végétation et en fonction des précipitations ou ruissellement afin de ne pas prendre en compte la turbidité due à la suspension temporaire du substrat. Cet indicateur doit être mesuré plusieurs fois dans le but de faire un suivi. Elle peut être mesurée à l'aide d'un spectro-fluorimètre ou d'un tube de Snell.

Cette année, cet indicateur n'a pu être testé que sur un nombre restreint de mares (moins de 20) et sur seulement deux des habitats élémentaires (3170-2* et 3170-4*). De plus, seul des données ponctuelles ont été recueillies. La mise en place de tests statistiques n'était de ce fait non envisageable ; c'est pourquoi, les données concernant sa pertinence ne sont, pour l'heure, non interprétables. Il a toutefois été décidé de conserver cet indicateur pour la première version de la méthode tant il paraissait important selon la bibliographie. Afin de déterminer les modalités de cet indicateur nécessaires à l'estimation de son état de conservation, des données complémentaires doivent être récoltées lors des nouvelles phases de terrain.

Synthèse des valeurs-seuils retenues pour cet indicateur :

Turbidité	Faible	Spectro-fluorimètre ou tube de Snell
	Forte	

D'après Givord et *al.*, 2015, les mesures de turbidité sont un élément important à prendre en compte. En effet, cette variable permet de diagnostiquer les phénomènes de colmatage des mares (Moubayed, 1998), de surpiétinement (perturbations physiques du milieu), d'enrichissement en matière organique (Scheffer, 2001) et la potentialité de développement de certains héliophytes sociaux (Phragmites et Typha par exemple). Ces derniers ne sont en effet pas caractéristiques des groupements végétaux des mares temporaires méditerranéennes. Ils sont beaucoup plus proches de la classe des *Phragmiti australis-Magnocaricetea elatae* Klika in Klika & V. Novák 1941 regroupant les végétations des bords d'étangs, lacs, rivières et marais mésotrophes à eutrophes. Dans son étude sur le plateau de Roquehaute, Moubayed (1998) établit un lien entre la dominance des espèces du genre *Isoetes* avec une faible turbidité. Inversement, les mares à turbidité élevée sont dominées par les Phragmites et Typha.

L'indice présente également un intérêt évident pour quantifier l'entrée de lumière dans l'eau. Cela peut permettre d'établir des liens avec la présence d'espèces héliophiles. La turbidité montre un lien fort avec le taux de matières en suspension, cela peut traduire la présence de certains polluants sous forme de particules dans l'eau.

Cependant, les éléments du rapport concernant la turbidité sont insuffisants et n'apportent aucune précision quant au protocole à adopter.

Les valeurs-seuil de turbidité présentées dans le rapport d'étude du MNHN sont encore une fois réduites à leur plus simple expression (faible ou fort). À partir de quelles valeurs rentre-t-on dans les catégories « faible » ou « fort » ? Certaines valeurs-seuil ont été proposées,

Éléments pour une méthode d'évaluation de l'état de conservation de l'habitat 3170 : Mares temporaires méditerranéennes en région, elles sont basées sur l'unité de mesure UTN (Unité de Mesure Néphélométrique). Il est couramment admis plusieurs seuils (http://www.discip.crdp.ac-caen.fr/svt/pages/college/eau_douce/qualite_eau.php) :

- valeur ≤ 2 (turbidité faible)
- $2 < \text{valeur} \leq 35$ (turbidité assez faible)
- $35 < \text{valeur} \leq 70$ (turbidité moyenne)
- $70 < \text{valeur} \leq 105$ (turbidité assez forte)
- valeur > 105 (turbidité forte)

Cependant, il s'agit d'une échelle utilisée surtout en hydrologie et nous n'avons, à ce jour, toujours pas trouvé de référentiel orienté « écologie ».

Matériels nécessaires :

- Un turbidimètre
- Une échelle de valeurs-seuils adaptée à notre étude écologique (sous-traitance ?)

Toutefois, est-il nécessaire de réaliser des mesures en période estivale lorsque l'eau stagnante abrite uniquement les groupements d'hydrophytes enracinés à *Potamogeton*, *Zannichellia* et *Chara* spp. qui constituent un groupement connexe mais différent de celui typique des végétations de mares temporaires ?

Aux périodes post-vernale et estivale, les groupements d'espèces des mares temporaires se développent sur des substrats exondés non en contact avec l'eau permanente ou avec un très faible recouvrement (exemple des mares du *Preslion cervinae* Braun-Blanq. Ex Moor 1937).

Il peut être intéressant de réaliser deux types de mesure. Une première mesure de la turbidité à la période où les végétations typiques du *Preslion cervinae* (par exemple) sont en phase d'immersion (automne, hiver et début de printemps) et une seconde mesure à faire à la période post-vernale – estivale dans les groupements des *Potametea pectinati* en position centrale de la mare restant immergés quasiment toute l'année. À cette même période, les groupements typiques des mares temporaires méditerranéennes sont en phase d'exondation.

5.2.3 Couverture du sol

5.2.3.1 Litière

Le comblement fait partie de la dynamique naturelle des mares temporaires méditerranéennes, il peut néanmoins être accentué par des perturbations diverses. Il résulte de l'accumulation de minéraux provenant du bassin versant et de matières organiques produites sur place ou importées des habitats avoisinants (Photo 2)



Photo 2 : Accumulation de matière organique morte (branches et feuilles) dans une mare temporaire méditerranéenne

Cette sédimentation conduit à l'augmentation de l'épaisseur du sédiment et de sa réserve en eau (la diminution du stress hydrique estival et la compétitivité accrue des vivaces en sont les conséquences), à la diminution de la hauteur et de la durée d'inondation (ce qui mène à l'atterrissement), à l'enfouissement de la banque de semences et à l'impossibilité de germination pour les espèces à petites graines et exigeantes en lumière (Grillas *et al.*, 2004). L'accumulation de matières organique et minérale pourrait également impacter sur la chimie de l'eau : les matières organiques en suspension vont accentuer le phénomène d'eutrophisation et changer le pH. Les molécules secondaires (telles que le tanin) dans les branches ou feuilles pourraient également conduire à un changement physico-chimique de l'eau. Ces zones d'accumulation de litière sont des zones propices à l'installation de ligneux et autres espèces végétales non caractéristiques qui vont déstructurer cet habitat. Ce phénomène de sédimentation aboutit généralement à la banalisation des communautés végétales et animales.

Il est nécessaire de préciser que cette accumulation de matière organique doit être suivie dans le temps : la présence de cette litière peut être ponctuelle ou récurrente ; cet habitat étant très dynamique, la matière organique pourra être érodée lorsque son accumulation est ponctuelle.

Une estimation visuelle du recouvrement de la litière au sein des mares temporaires méditerranéennes, 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. Le recouvrement est plus facilement déterminable lorsque la mare est en cours d'assèchement.

De telles données n'ont pu être recueillies dans chacun des habitats prospectés cette année. Seules quelques mares temporaires méditerranéennes ont bénéficiées d'un suivi cette année, en effet la plupart n'ont pu être observées qu'une seule fois et souvent après assèchement, ce qui a rendu l'estimation visuelle du recouvrement de la litière encore plus difficile. En l'absence de données, il nous a été impossible de conclure de l'importance de cet indicateur sur l'état de conservation à partir d'analyses statistiques. Afin de déterminer les modalités de cet indicateur nécessaires à l'estimation de son état de conservation, des données complémentaires doivent être récoltées lors des nouvelles phases de terrain.

Synthèse des valeurs-seuils retenues pour cet indicateur :

Litière	Faible pourcentage	Estimation visuelle
	Fort pourcentage	

5.2.3.2 Colonisation ligneuse

La colonisation des ligneux autour et dans les mares temporaires méditerranéennes entraîne des problèmes d'ombrage (aboutissant à l'augmentation de la compétition à la lumière et, par la suite,



Photo 3 : Colonisation ligneuse dans une mare temporaire méditerranéenne

à des difficultés d'émergence et de développement des espèces héliophiles), d'accumulation de matière organique (les feuilles et branches des arbres créent de la litière), de fermeture du milieu, de réduction des surfaces et leur fragmentation (la présence d'arbres modifie la forme de la mare, créant parfois une séparation en deux de l'habitat) et de l'augmentation de l'évapotranspiration aboutissant à un changement dans l'hydropériode (certaines espèces ligneuses sont grandes consommatrices d'eau, elles puisent l'eau pendant leur période de croissance ce qui accélère l'assèchement) (Grillas *et al.*, 2004 ; Rhazi *et al.* 2005). L'implantation des ligneux conduit également à la réduction du réservoir de graines contenu dans le sol ce qui entraîne parfois de grandes difficultés pour la restauration. La dynamique de colonisation ligneuse doit être suivie pour évaluer l'état de conservation, elle est négative du point de vue de la structure verticale, elle montre un ralentissement voire un arrêt de la pression anthropique, et une évolution vers un stade préforestier (Photo 3).

Nous avons rencontré très peu de mares temporaires méditerranéennes en phase de colonisation lors de la récolte de données. Il n'est donc pas possible de calibrer cet indicateur à partir des données de terrain. Différentes questions se posent pour cet indicateur : tout d'abord est-il envisageable de 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 variations selon les conditions stationnelles et l'historique 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 ?

Il est important de distinguer les arbres présents dans la mare de ceux entourant la mare. En effet, le type d'informations mises en évidence sera différent. Il faudra prendre en compte la présence et la hauteur des jeunes arbres colonisant le milieu.

Bien entendu, pour cet indicateur, il est important de prendre en compte le paysage dans lequel s'inscrit la mare étudiée : la colonisation ligneuse sera d'autant plus préjudiciable lorsque la mare se trouve dans un milieu ouvert. Dans la plupart des mares en milieu ouvert prospectées cette année, la colonisation ligneuse est survenue après changement de gestion du site, notamment après abandon du pâturage. Ce phénomène de colonisation ligneuse ne peut être expliqué par un changement de gestion pour les mares forestières. Dans ce type de cas, l'alternance des phénomènes d'ouverture et de fermeture fait partie de la dynamique du système, c'est l'avancement des arbres au sein de la mare qu'il faut étudier.

Synthèse des valeurs-seuils retenues pour cet indicateur :

Colonisation ligneuse	Faible recouvrement % de ligneux
	Fort recouvrement % de ligneux

L'indicateur « colonisation ligneuse » pourra être pris en compte avec d'autres indicateurs (cf. Annexe 2) que nous souhaitons intégrer dans l'analyse notamment les types biologiques et les stratégies de Grime. Ces dernières permettent à la fois de collecter des informations sur les stratégies adaptatives de base (types biologiques) et d'enrichir l'analyse grâce à l'obtention d'informations précises sur les stratégies démographiques.

5.2.4 Composition floristique

5.2.4.1 Liste d'espèces floristiques

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

Limiter le nombre d'espèces à reconnaître en élaborant au préalable une liste restreinte permet de limiter les compétences requises pour reconnaître ces espèces, mais également la durée du relevé. Enfin cela permet de bien identifier les informations mises en évidence par les différentes listes.

La composition floristique est en effet un élément de l'écosystème qui est important à la fois pour reconnaître l'habitat mais également pour évaluer son état. La flore liée à un habitat apporte des renseignements sur des facteurs de qualité du milieu difficiles à observer.

L'étude de l'évaluation de l'état de conservation est souvent plus facile à partir des indicateurs floristiques montrant une dégradation de l'habitat.

Espèces caractéristiques

Nous avons essayé de mettre en place une liste nationale d'espèces caractéristiques au sens phytosociologique par habitat décliné c'est-à-dire par association végétale. Il est possible de réaliser des listes d'espèces caractéristiques au niveau de l'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 (disponibilité prochaine dans le cadre des déclinaisons du Prodrôme des végétations de France (PVF2). 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.

Espèces indicatrices

Les cahiers d'habitats humides (Bensettiti *et al.*, (coord.) 2002) présentent des listes d'espèces indicatrices par habitat décliné, uniquement. Nous avons cependant essayé de regrouper ces listes pour n'en former qu'une seule à l'échelle de l'habitat générique, en ne gardant que les espèces les plus fréquentes dans ces listes (exemples, Photos 4-5-6). Cependant, bien que le résultat de ce regroupement paraisse écologiquement assez cohérent, la validité de la méthode n'est pas fiable.

Les espèces qui seront proposées dans ces listes (caractéristiques et/ou indicatrices) sont celles qui présenteront des caractéristiques particulières et qui sont donc considérées comme « spécialistes » de l'habitat étudié (niche écologique étroite). Ainsi ces espèces sont censées être



Photo 4 : *Isoetes setacea* Lam., 1789



Photo 5 : *Marsilea strigosa* Willd., 1810



Photo 4 : *Damasonium alisma* Mill. subsp. *polyspermum* (Coss.) Maire

sensibles aux changements de conditions biotiques et abiotiques. Il peut donc être proposé de réaliser un rapport de ces espèces dites « spécialistes » / les espèces généralistes et opportunistes.

La proposition retenue dans le cadre de l'évaluation de l'état de conservation est l'observation de ce rapport spécialistes/généralistes qui peut prendre trois directions : la stabilité, la banalisation par la perte d'espèces spécialistes et la restauration par l'augmentation de ces espèces.

Les listes d'espèces caractéristiques et/ou indicatrices participent à la détermination de l'habitat, ce qui est un préalable à la définition de l'objet d'évaluation. La présence de ces espèces nous permettra de qualifier l'habitat mais pas d'évaluer son état de conservation.

La disponibilité des tableaux synthétiques des syntaxon inférieurs dans le cadre de la déclinaison du Prodrôme de végétation ainsi que l'intégration de nouvelles données dans le cadre de la campagne de terrain de 2014 nous permettra de développer cette proposition d'indicateur. En attendant nous ne pouvons pour le moment proposer de listes opérationnelles.

Espèces « déstructurantes »

Le terme d'espèces « déstructurantes » n'a pas de valeur en phytosociologie, mais sa définition reste assez compréhensible. Ce sont des espèces susceptibles de transformer les caractéristiques, notamment physiques, de l'habitat. Ce sont souvent des espèces cespiteuses et colonisent rapidement les milieux, ainsi, elles sont responsables de changement dans la microtopographie et



Photo 7 : *Paspalum dilatatum* Poir., 1804



Photo 5 : *Typha domingensis* Pers., 1807

dans la composition des communautés végétales. Suite au changement de la topographie, la profondeur de la mare et la zonation de la végétation vont être perturbées. La progression de ces espèces dans les mares temporaires méditerranéennes peut être liée à l'augmentation de l'épaisseur du sédiment. Ces espèces fortement compétitives se développent au détriment des espèces caractéristiques des mares qui supportent difficilement leur ombrage et l'eutrophisation du milieu résultant de l'accumulation de leur litière (Grillas *et al.*, 2004).

Les massettes, les scirpes, les grands joncs ou les paspales (Phot.8-9) ont été identifiées comme appartenant à cette catégorie. Un trop fort recouvrement par de telles espèces conduirait à une dégradation importante de l'habitat. Toutes les mares qui présentaient de telles espèces ont été jugées en mauvais état de conservation par les experts. Dans cet indicateur, ce n'est pas seulement la présence mais surtout le recouvrement qu'il faudra prendre en compte.

Synthèse des valeurs-seuils retenues pour cet indicateur :

Espèces « déstructurantes »	Absence ou faible recouvrement
	Fort recouvrement

Espèces eutrophiles terrestres

L'eutrophisation est l'expression du déséquilibre qui résulte d'un apport excessif de nutriments : azote, carbone et phosphore notamment. Les habitats étudiés sont par leur définition oligotrophes à méso-oligotrophes (Bensettiti *et al.*, (coord.) 2002), ce qui les rendent très sensibles au processus d'eutrophisation.

Afin d'apporter des informations sur l'eutrophisation, une liste des espèces eutrophiles terrestres par habitat a été proposée suite à la phase de terrain. Pour mettre en place cette liste, nous avons voulu que la méthode soit reproductible le plus possible pour limiter le biais lors de sa mise en place. À partir des valeurs d'Ellenberg reprise par Pignatti (Pignatti *et al.*, 2005) concernant la nitrophilie, complétées par des informations contenues dans la baseflor (Julve, 2007), nous avons élaborer une liste d'espèces eutrophiles, renfermant les espèces dont les valeurs de nitrophilie sont les plus fortes. Pour cet indicateur, certaines précautions sont à prendre. En effet, certains



Photo 6 : Mare temporaire méditerranéenne recouverte par *Rumex crispus* L., 1753

habitats déclinés renferment des espèces caractéristiques eutrophes, c'est pourquoi seules certaines espèces doivent être considérées. Dans ces habitats, des espèces telles que *Dittrichia viscosa* (L.) Greuter, *Rumex crispus* L. et *Rumex pulcher* L. semblent apparaître lors de fortes perturbations (Photo 9). Dans le cadre de cet indicateur, il ne faudra pas prendre en compte que les espèces dont la présence indique un changement dans la dynamique et les propriétés intrinsèques de l'habitat.

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.

Il sera demandé à l'utilisateur final un relevé des espèces en présence/absence pour la liste d'espèces eutrophiles. Par relevé, on note le nombre d'espèces de la liste qui ont été observées puis on calcule le ratio :

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

Synthèse des valeurs-seuils retenus pour cet indicateur :

Espèces eutrophiles terrestres	Faible ratio
--------------------------------	--------------

	Fort ratio
--	------------

Espèces exotiques envahissantes

Les mares temporaires méditerranéennes sont soumises à de nombreuses perturbations naturelles qui permettent leur maintien dynamique. Cependant cette caractéristique en fait des habitats perméables à l'implantation d'un certain nombre d'espèces exotiques envahissantes. Le développement rapide et recouvrant des espèces exotiques envahissantes peut perturber fortement en recouvrant la végétation présente sur l'habitat considéré. Le suivi des espèces exotiques envahissantes fait partie intégrante de l'évaluation des habitats car leur présence peut induire une perturbation de tout le fonctionnement de l'écosystème et une concurrence avec les autres espèces. Les espèces exotiques envahissantes représentent une menace pour le fonctionnement de l'habitat et peuvent induire un changement profond de sa nature (Gerhardt et Colling, 2003). Ces espèces sont de très grandes compétitrices (nutriments, espaces, lumière) et peuvent rapidement prendre la place des espèces caractéristiques de cet habitat provoquant alors un changement dans les communautés végétales. Les mares temporaires méditerranéennes situées dans la région PACA étaient souvent colonisées par *Cyperus eragrostis* Lam. et *Paspalum dilatatum* Poir qui sont des espèces exotiques envahissantes fréquemment retrouvées dans la région méditerranéenne. La problématique des espèces exotiques envahissantes est difficile à appréhender car il n'est pas simple de savoir dans quelle mesure leur présence interfère avec la qualité de l'habitat. Dans les autres méthodes développées par le MNHN, le seuil de 30% de recouvrement a été retenu (Viry, 2013). Au-dessus de cette valeur, ces espèces exotiques ont un impact fort sur l'état de conservation de l'habitat.

La prise en compte des facteurs économiques dans la gestion fait partie intégrante de la définition d'un site Natura 2000. À partir du moment où nous parlons d'espèces exotiques envahissantes et de gestion de leur propagation, ces facteurs économiques rentrent tout de suite en ligne en compte : jusqu'où pouvons-nous agir contre leur propagation ? Quelles méthodes pour quels coûts ? Nous avons pour cet indicateur jumelé les analyses des relevés de terrain à des études socio-économiques (Fresard, 2011 et Issanchou, 2012). Suite à cette analyse nous pouvons proposer un seuil unique pour l'évaluation des espèces envahissantes qui englobe les facteurs écologiques et économiques.

Synthèse des valeurs-seuils retenus pour cet indicateur :

Espèces exotiques envahissantes	< 30 % de recouvrement
	> 30 % de recouvrement

Comme proposé dans la méthode d'évaluation de l'état de conservation des habitats agropastoraux (Maciejewski, 2012) nous demanderons aux utilisateurs d'estimer la dynamique des espèces exotiques envahissantes végétales au niveau du site. Cette estimation permettra de compléter l'indicateur mais ne rentrera pas dans le système de notation (renseignement complémentaire basé sur de l'avis d'expert).

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

D'après Givord *et al.* en 2015, il faut d'établir une liste d'espèces caractéristiques ou indicatrices adaptée à la région Languedoc-Roussillon. En effet, beaucoup d'espèces citées dans les Cahiers d'habitats humides ne concernent parfois pas la région Languedoc-Roussillon (strictement localisées en PACA et en Corse) et certaines espèces typiques des groupements méditerranéo-atlantiques (*Crassula vaillantii* – *Lythrum borysthenici* de Foucault 1988) et d'affinité ibérique (découverte récente) ne sont pas prises en compte dans cette liste comme par exemple : *Ranunculus nodiflorus*, *Myosotis sicula* ou d'autres taxons comme *Polygonum romanum* subsp. *gallicum*, *Lythrum portula*... Vu la diversité typologique des mares rencontrées, on peut même se demander si une liste par site ne serait pas la seule solution véritablement satisfaisante. Toutefois, l'utilisation de ces listes permet de qualifier l'habitat et non pas d'évaluer son état de conservation. L'utilisation des indices écologiques semble bien plus pertinente qu'une liste d'espèces indicatrices qui n'apporte aucun élément quantitatif facilitant le diagnostic écologique.

En ce qui concerne l'indicateur espèces eutrophiles terrestres, il est préconisé l'utilisation de la version des coefficients d'Ellenberg adaptée pour l'Italie par Pignatti *et al.*, (2005). Celle-ci affiche des indices écologiques cohérents avec la flore méditerranéenne française contrairement à celles d'Ellenberg (1992) qui a travaillé en Allemagne et de Landolt (2010) qui a travaillé en Suisse.

L'intérêt de ces indices est qu'ils ont été calculés pour l'ensemble de la flore. L'objectif est de parvenir à un diagnostic écologique précis et complet de la mare. Cet indice est remarquable, il permet d'établir des liens avec la qualité de l'habitat (Testi *et al.*, 2012) et est corrélé avec la disponibilité en nitrogène dans le sol (Schaffers et Sykora, 2000 ; Fanelli *et al.*, 2006).

Les indicateurs espèces destructurantes et exotiques envahissantes sont redondants entre eux. Le premier est directement pris en compte par l'approche des types biologiques et des stratégies de Grime. Le second présente un défaut majeur puisqu'il se base sur l'indigénat des espèces. Or, l'objectif n'est pas de voir directement si des espèces exogènes sont présentes au sein de la mare

mais si elles montrent une capacité naturelle à envahir et perturber les cortèges d'espèces typiques. Certaines espèces indigènes peuvent présenter à niveau égal le même potentiel de perturbation qu'une espèce exogène (cas des espèces considérées comme « déstructurantes »). Toute l'analyse doit se concentrer essentiellement sur les facteurs biologiques (types biologiques, stratégies adaptatives) et non sur des statuts théoriques n'apportant pas d'informations sur le comportement et la biologie des espèces.

5.2.4.2 *Algues filamenteuses*

La présence d'algues filamenteuses indique également une eutrophisation du milieu. Dans les mares présentant ces algues filamenteuses pendant leur phase aquatique, deux cas de figure peuvent se présenter après assèchement : soit les algues filamenteuses disparaissent, soit le sol de l'habitat en est recouvert (Photo 10). Cet habitat atteignant son pic de développement pendant sa phase d'assèchement, seule la présence d'algues après assèchement semble importante. Dans ce cas, les algues filamenteuses recouvrant tout ou une partie de l'habitat perturbent le développement des communautés végétales amphibies. Ces dernières n'ont plus la place ni la lumière nécessaires à leur développement.



Photos 7 : Photos d'algues filamenteuses recouvrent le sol de l'habitat en eau (gauche) et asséché (droite)

D'après les cas de figure observés cette année, il nous est apparu que seul la présence d'algues filamenteuses après assèchement semblait impacter la conservation de l'habitat. Cependant, la présence d'algues filamenteuses en phase aquatique, indiquant une eutrophisation du milieu, pourrait également contribuer à un changement physico-chimique de l'eau aboutissant à un changement des communautés végétales. Des données complémentaires doivent être recueillies afin de statuer sur cet indicateur.

La mesure du recouvrement des algues filamenteuses au sein des mares temporaires méditerranéennes est réalisée par estimation visuelle. De telles données n'ont pu être recueillies dans chacun des habitats prospectés cette année. Seules quelques mares temporaires méditerranéennes ont bénéficiées d'un suivi cette année, en effet la plupart n'ont pu être observées qu'une seule fois et souvent après assèchement. De plus, nous avons rencontré peu de mares temporaires méditerranéennes envahies par des algues filamenteuses lors de la récolte de données ; il n'est donc pas possible de calibrer cet indicateur à partir des données de terrain.

Synthèse des valeurs-seuils retenus pour cet indicateur :

Algues filamenteuses	Faible recouvrement
	Fort recouvrement

D'après Givord *et al.*, en 2015, le faible jeu de données récupéré et la difficulté à quantifier exactement le recouvrement nous incitent donc à modifier le protocole de récolte des données : il serait donc plus judicieux de renseigner cet indicateur par une approche qualitative (présence d'algues filamenteuses) liées à la permanence des algues dans la mare.

5.2.4.3 Type biologique

Chez les végétaux sont favorisées les espèces annuelles et vivaces possédant des structures anatomiques leur permettant de surmonter la phase sèche : bulbes des géophytes (par exemple *Isoetes setacea*) et racines charnues des hémicryptophytes (par exemple *Mentha pulegium*). (Médail *et al.*, 1998). Ces adaptations sont favorisées par la variabilité des conditions environnementales. La plupart des espèces caractéristiques des milieux humides temporaires sont représentées par des espèces annuelles. Estimer le nombre d'espèces annuelles et vivaces permettrait de mettre en évidence le type biologique prépondérant de l'habitat. Si le type biologique change au fil des années, cela pourrait mettre en évidence un changement dans les conditions écologiques de l'habitat et montrerait un changement des communautés végétales vers des groupements moins caractéristiques de ces habitats.

Cependant, cet indicateur semble difficile à mettre en place, en effet il nécessite des connaissances botaniques pointues afin d'identifier chacune des espèces et leur type biologique. Or, dans les méthodes sites, nous privilégions des relevés floristiques non exhaustifs afin d'assurer l'accessibilité à tous de la méthode. C'est pourquoi, cet indicateur n'a pas été retenu dans le cadre de notre méthode.

5.2.4.4 Banque de semence

Les espèces végétales caractéristiques des mares temporaires méditerranéennes ne vont pas s'exprimer chaque année. En effet, elles ont des exigences parfois très étroites au niveau de l'hydropériode, de la profondeur de l'eau et de l'ensoleillement qui ne leur permettent pas de se développer les années où les conditions environnementales sont moins favorables (Rhazi *et al.*, 2007b). Cependant, ces espèces sont présentes dans la banque de graine (Rhazi *et al.*, 2001b). Il pourrait être intéressant de l'étudier afin de compléter les données sur la végétation exprimée. De plus, les banques de semences des mares temporaires méditerranéennes sont très persistantes, étudier les différentes espèces végétales retrouvées dans ces banques et leurs types biologiques (espèces annuelles/vivaces, héliophytes/hydrophytes, etc.) permettrait d'appréhender la résilience de cet habitat.

Il serait également intéressant d'étudier la profondeur à laquelle la banque de semences se situe. Ceci permettrait de juger de son enfouissement et donc d'estimer indirectement l'apport de sédiment (phénomène de comblement) ainsi que le retournement du sol (perturbations engendrées par le piétinement) (Grillas *et al.*, 2004).

Bien que très intéressant et informatif, cet indicateur est très difficile à estimer : il est très couteux (aussi bien en temps qu'en argent) et demande un matériel et des connaissances spécialisées. Dans le cadre d'une telle méthodologie, il semble très difficile à mettre en place.

5.2.5 Composition faunistique

Outre la composition floristique, il est important d'étudier les communautés animales puisqu'elles jouent un grand rôle dans les mares temporaires méditerranéennes. Les espèces animales sont également très adaptées à cet habitat. Les indicateurs de la composition faunistiques n'ont pas été testés sur le terrain cette année, seul le travail de bibliographie et la concertation avec les experts ont permis de dégager les indicateurs faunistiques principaux. Lors des prochaines phases de terrain, il sera important de vérifier ces indicateurs.

5.2.5.1 Poissons

Les mares temporaires méditerranéennes sont des habitats où la prédation est très faible. En effet, non connectés à des milieux permanents et subissant une grande période de sécheresse, ces habitats ne sont pas propices au développement d'espèces animales strictement aquatiques telles que les poissons, ceci qui limite la pression de prédation.

Cet indicateur permet de mettre en évidence la connexion de la mare temporaire avec un milieu aquatique permanent. Or, la présence d'un seul individu suffit à déstabiliser le fonctionnement

des communautés animales par l'ajout d'un prédateur en haut de la chaîne trophique, la connexion avec un milieu aquatique permanent est très négatif pour la structure et le fonctionnement de cet habitat (Tondato *et al.*, 2013). Cet indicateur semble alors pertinent et primordial.

Il faut à la fois prendre en compte la présence des poissons mais également le type de poisson c'est-à-dire l'espèce et la taille des individus.

En effet, les poissons de petites tailles peuvent être présents dans la mare lors d'années fortes en précipitations et en crues. Cependant, les milieux aquatiques ayant une forte résilience, si cette connexion n'est que temporaire, l'habitat peut retrouver un bon fonctionnement les années suivantes. La présence de ces poissons de petites tailles devra alors être interprétée selon le contexte.

Cependant, la présence de poissons de grandes tailles, ou de poissons de petites tailles les années sèches, montre une connexion continue à un milieu aquatique permanent et donc une mise en eau permanente de la mare.

La connexion avec un milieu aquatique permanent est très probable lorsque les mares temporaires sont au sein d'une zone humide importante composée de point d'eau permanent.

Enfin, certains poissons présentent de petites tailles mais provoquent de forte diminution des communautés d'amphibiens et d'invertébrés aquatiques. Ce sont le cas des épinoches (*Gasterosteus aculeatus*) et des gambusies (*Gambusia affinis*) (Grillas *et al.*, 2004 ; Pont *et al.*, 1991). Ainsi, bien que ces poissons puissent être retrouvés dans les mares temporaires lors d'années très humides, leur présence est d'autant plus grave que les dégâts causés sont importants. La résilience de l'habitat sera très importante dans ce genre de cas.

Cet indicateur doit alors être contextualisé, c'est-à-dire que les interprétations seront différentes en fonction des conditions climatiques, et étudié sur des plusieurs années (au moins deux) afin de comprendre si la connexion est permanente ou non.

Synthèse des valeurs-seuils retenus pour cet indicateur :

Poissons	Absence
	Présence

5.2.5.2 Amphibiens

Les mares temporaires méditerranéennes sont propices aux développements des communautés d'amphibiens. En effet, ce milieu étant faible en pression de prédation, les anoues et urodèles y trouve les conditions optimales pour la ponte des œufs, assurant alors un développement sans danger de prédation pour les têtards et larves. Les amphibiens peuvent être dépendants des mares

temporaires pour leur reproduction et montre des adaptations dans leur date de ponte et durée de développement des larves et des têtards (Jakob *et al.*, 2003). En plus de cette ségrégation temporelle, une ségrégation spatiale en fonction du gradient topographique (profondeur), de la végétation et de la présence d'autres espèces a été mise en évidence dans différentes mares (Grillas *et al.*, 2004).

Les espèces d'amphibiens n'accomplissent pas leur cycle entier dans ces mares temporaires méditerranéennes, il serait plus judicieux d'estimer la présence des œufs, têtards (anoures) et larves (urodèles) plutôt que celle des adultes. Cependant, ces espèces ne sont pas strictement inféodés à ces habitats (puisqu'elles peuvent se reproduire également dans des milieux aquatiques permanents malgré la plus forte pression de prédation ou dans d'autres zones humides temporaires) leur présence ne caractérise pas un bon état de conservation de l'habitat (les amphibiens peuvent vivre dans des milieux sans végétation) et est variable suivant les années et la saison (leur absence ne traduit pas d'un mauvais état de conservation). Nous proposons de considérer cet indicateur comme un bonus.

Synthèse des valeurs-seuils retenues pour cet indicateur :

Amphibiens	Bonus : Présence
------------	------------------

5.2.5.3 Invertébrés aquatiques

Certains crustacés, notamment des grands branchiopodes ou des copépodes, sont inféodés aux mares temporaires méditerranéennes. La présence de ces crustacés traduit d'un bon fonctionnement hydrologique de l'habitat et met en évidence la connectivité biologique entre différentes mares. De plus, la végétation constitue une zone refuge pour ces crustacés et certaines espèces de crustacés sont préférentiellement retrouvées dans un type de communautés végétales (Bagella *et al.*, 2010b). Comme pour les amphibiens, l'absence de crustacés ne peut pas être interprétée comme un dysfonctionnement de l'habitat, c'est pourquoi cet indicateur peut-être à considérer comme un bonus. L'identification et la détermination de ces espèces requièrent de bonnes connaissances dans ce domaine, c'est pourquoi, dans le cadre de cette méthode, il a été choisi de ne prendre en compte que les grands branchiopodes ou copépodes.

Synthèse des valeurs-seuils retenues pour cet indicateur :

Invertébrés aquatiques	Bonus : Présence
------------------------	------------------

5.2.5.4 Faune exotique envahissante

Les espèces exotiques envahissantes représentent une menace pour le fonctionnement de l'habitat et peuvent induire un changement profond de sa nature. Parmi cette faune envahissante,

on peut citer les espèces d'amphibiens telles que la Grenouille rieuse (*Rana ridibunda*) qui va entrer en compétition avec des espèces d'amphibiens caractéristiques des mares temporaires méditerranéennes ou des espèces de crustacés telles que l'écrevisse de Louisiane (*Procambarus clarkii*) qui a un effet négatif direct sur les communautés végétales et indirect sur les communautés animales par la réduction de leurs ressources alimentaires et l'altération de leurs zones refuges (Grillas *et al*, 2004). De plus, la présence de cette écrevisse montre la connexion avec un milieu aquatique permanent. Ces espèces exotiques envahissantes augmentent la pression de prédation et/ou la compétition entre les espèces.

Synthèse des valeurs-seuils retenus pour cet indicateur :

Faune exotique envahissante	Absence
	Présence

Des propositions complémentaires d'indicateurs proposées par le Conservatoire botanique Méditerranéen sont présentées en Annexe 2.

5.3 Altérations

Les activités humaines sont à l'origine de la régression des milieux humides. L'urbanisation, le développement d'infrastructures et d'autres aménagements lourds se traduisent par la disparition de nombreux milieux humides. L'habitat peut subir des dégradations qui altèrent son fonctionnement, sa structure, et sa capacité de résilience. Ci-dessous sont présentées les atteintes principales (les plus dommageables pour l'état de conservation des habitats humides et aquatiques) (Fig.12). Nous avons essayé de prendre en compte dans les indicateurs des paramètres « Surface » et « Structure et fonctionnement » 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 par les autres indicateurs, ce sont elles que l'on pointe et que l'on évalue ici. La dichotomie entre « atteintes diffuses » au niveau du site et « atteintes lourdes » a été privilégiée comme dans les autres méthodes d'évaluation (Carnino, 2009 ; Goffé, 2011 ; Maciejewski, 2012)⁶. Certaines atteintes ont un impact lourd sur l'habitat, car elles affectent sa nature même et seront à relever localement. D'autres ont un effet un peu plus diffus dans le site et seront à renseigner par l'opérateur après avoir parcouru la totalité du site, selon ses observations de terrain. Une liste, évolutive, des atteintes fréquentes est présentée en tableau.

⁶ <http://inpn.mnhn.fr/telechargement/documentation/natura2000/evaluation>

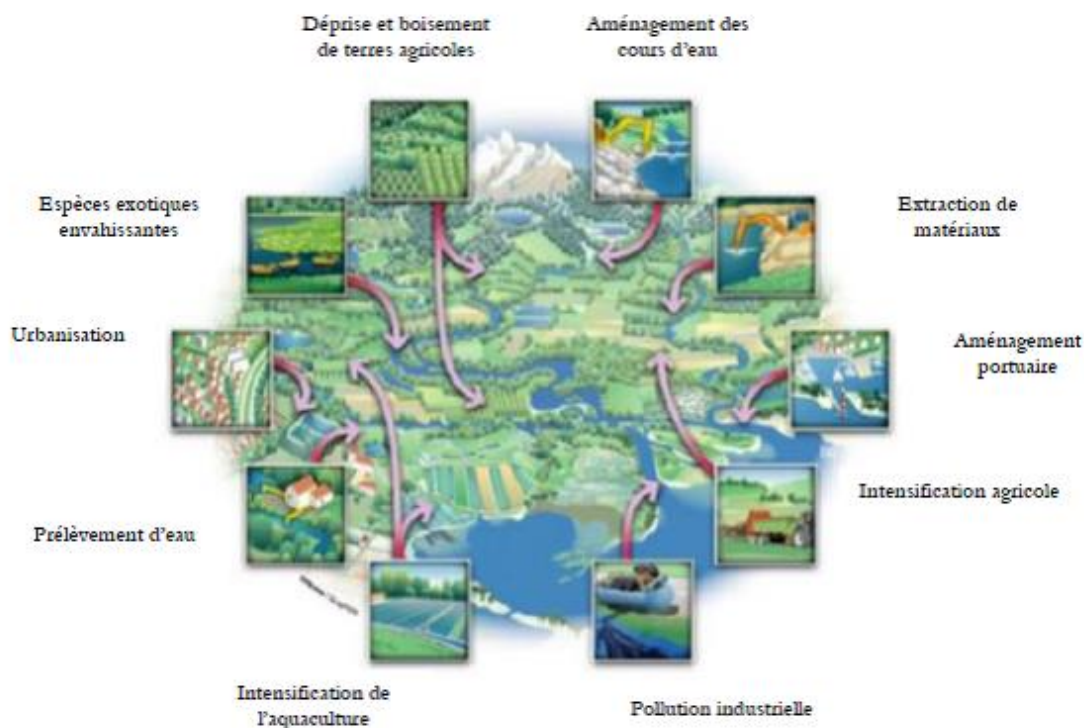


Figure 12 : Les principales causes de dégradation et destruction des milieux humides (source eau France : 22/05/2012)

5.3.1 Atteintes diffuses

Les atteintes diffuses influent sur la structure et le fonctionnement de l'habitat. Elles ont un impact sur l'état de conservation de l'habitat dès qu'une certaine proportion de surface de cet habitat dans le site est notablement endommagée.

L'opérateur devra indiquer si l'impact est important, moyen ou négligeable, à l'échelle du site. Il renseignera pour chacun de ces impacts, une des trois catégories suivantes, après avoir parcouru la totalité du site ou à l'aide de sa connaissance du site :

- impact important ;
- impact moyen ;
- impact négligeable ou nul.

5.3.2 Atteintes lourdes

Nous retiendrons la définition d'atteintes lourdes comme : les atteintes dont le recouvrement est estimable en termes de surface, sans prendre en compte les destructions d'habitat (qui sont renseignées dans le critère « surface couverte »). Elles seront donc à prendre en compte dès leur simple présence. L'impact est jugé de plus en plus important à mesure que leur recouvrement augmente. À partir d'un recouvrement de la surface de l'habitat de 5%, nous considérons qu'il est fortement endommagé et il l'est très fortement au-delà de 20% (Carnino, 2009)⁶. L'estimation du

recouvrement se fait au niveau du polygone ou du tronçon dans le cas de la prise en compte de l'écocomplexe.

Ci-dessous (Tab.6) sont présentées les atteintes principales et les plus faciles à renseigner, cette liste n'est pas exhaustive et peut être complétée par l'opérateur.

Tableau 6 : Listes des atteintes les plus fréquentes

Atteintes fréquentes
Berges des mares piétinée et sans de végétation (pâturage trop intensif)
Passage d'engins lourds
Comblement
Surcreusement
Artificialisation des berges ou de la mare entière
Dépôts de matériaux (ordures, etc.)

D'après l'étude Givord et *al.*, 2015, il est important d'examiner quels sont les mécanismes réellement concernés. Par exemple, la redondance de certaines perturbations, a priori négatives, dans le temps et l'espace n'est pas toujours synonyme de dégradation de l'habitat. Nous avons pu observer sur le terrain des mares du *Preslion cervinae* fréquemment utilisées par des bovins pour la ressource en eau. Certaines d'entre elles présentaient des groupements typiques à diversité spécifique élevée et abritaient des espèces rares et patrimoniales. Cet indicateur reste donc encore à préciser dans le cadre de cas d'étude précis sur le terrain.

5.4 Tableau synthétique

Le tableau synthétique des critères et indicateurs retenus afin d'évaluer l'état de conservation des mares temporaires méditerranéennes est présenté en tableau 7.

Tableau 7 : Grille d'indicateur pour les mares temporaires méditerranéennes

PARA- METRE	CRITERE	INDICATEUR		INFORMATION(S) MISE(S) EN EVIDENCE	MODALITES	
Surfac e	Surface couverte par l'habitat	Évolution de la surface couverte		Fonctionnement général et perspectives, réservoir de biodiversité	Stabilité ou évolution progressive	
					Régression ou progression	
Structure et fonctionnement	Caractéristiques hydrologiques	Hydropériode	Continuité	Fonctionnement général et hydrologique et perspectives	Continue	
			Cause(s) du changement		Discontinue	
						Temporaire(s)
						Permanente(s)
	Qualité de l'eau	Turbidité		Fonctionnement hydrologique, perturbations, eutrophisation	Faible	
					Forte	
	Couverture du sol	Présence d'une litière		Fonctionnement général, perspectives	Absence ou recouvrement faible	
					Recouvrement fort	
		Colonisation ligneuse		Dynamique, structure et fonctionnement de l’habitat	Absence ou recouvrement faible	
					Recouvrement fort	
	Composition floristique	Espèces déstructurantes		Fonctionnement de l'habitat, déstructuration physique, changement de la microtopographie	Ratio faible	
					Ratio fort	
		Espèces eutrophiles terrestres		Fonctionnement hydrologique, pollution, eutrophisation	Ratio faible	
					Ratio fort	
		Espèces exotiques envahissantes		Fonctionnement hydrologique, pollution, eutrophisation	Ratio faible : <30%	
					Ratio fort : >30%	
		Algues filamenteuses nitrophiles		Fonctionnement général, capacité de résilience de l’habitat, perspectives	Absence ou recouvrement faible	
					Présence ou recouvrement fort	
	Compo sition faunisti que	Poissons		Fonctionnement hydrologique, connectivité, pression de prédation	Absence	
					Présence	
		Amphibiens		Fonctionnement hydrologique, connectivité, pollution	Selon méthode (bonus)	

		Espèces exotiques envahissantes		Fonctionnement général, capacité de résilience, perspectives	Selon méthode (malus)
		Invertébrés aquatiques	Fonctionnement général, connectivité, capacité de résilience	Fonctionnement général, connectivité, capacité de résilience	Selon méthode (bonus)
Altérations	Atteintes "diffuses" au niveau du site	Atteintes dont l'impact est difficilement quantifiable en surface		Fonctionnement général, capacité de résilience, perspectives	Atteintes importantes, dynamique de l'habitat remis en cause
	Atteintes "lourdes"	Recouvrement des atteintes (tous habitats confondus) (en %)		Fonctionnement général, connectivité, capacité de résilience	Somme des points des atteintes relevées= 1
					Somme des points des atteintes relevées= 2
					Somme des points des atteintes relevées= 3
					Somme des points des atteintes relevées= 4

6 Protocole de suivi de la végétation (d'après Givord *et al.*, 2015)

Il est généralement observé une zonation en ceinture de la végétation dans les mares temporaires liée à un gradient hygrométrique. Ainsi, selon plusieurs auteurs (Grillas et Gauthier, 2004 ; Collectif RhoMéO, 2014), la méthode des transects apparaît comme la plus adaptée pour observer les variations de la végétation et capter le plus d'informations sur les caractéristiques écologiques d'un groupement végétal.

6.1 Les transects de végétation

Ce sont des lignes positionnées perpendiculairement aux ceintures de végétation et coupant la mare entièrement afin d'obtenir la meilleure représentation de la diversité des situations présentes. Le nombre de transects à tracer varie selon la taille et le profil topographique de la mare temporaire. En général, un transect est suffisant pour des mares de très petite taille. Pour les mares à diamètre plus important, les limites doivent être précisées. Classiquement, le nombre de transect peut s'élever jusqu'à trois (Photo 11)



Photo 11 : deux exemples de mise en place de transect

Les points de départ et d'arrivée des transects doivent être préférablement matérialisés par des éléments physiques et visuels : bornes à enterrer, photographies (avec points de repères pour pouvoir retrouver l'orientation du transect), pointages au GPS centimétrique...

Méthodes de mesure par transect

Il existe plusieurs méthodes de mesure possibles (Grillas et Gauthier, 2004) :

- **Méthode par « points-contacts »** : consiste à noter toutes les plantes touchant une aiguille plantée dans la végétation de manière régulière le long du transect. Cette méthode montre les meilleurs résultats dans l'estimation du degré de recouvrement de la végétation, cependant, elle est la plus chronophage et ne permet pas de contacter un grand nombre d'espèces (Vittoz et Guisan, 2007).

- **Méthode par segments** : consiste à inventorier toutes les espèces présentes dans des segments de longueur similaire (disposition continue ou à intervalles réguliers).

- **Méthode par quadras** : elle est similaire à la méthode par segments mais permet d'observer un plus grand nombre d'espèces, de quantifier leur abondance et d'exploiter spatialement les données d'abondance le long des gradients environnementaux.

D'après le Collectif RhoMéO (2014), les relevés de la méthode par quadras doivent être systématiquement effectués du même côté du transect (la photo ci-contre est une approche différente où les quadras sont placés alternativement de part et d'autre du transect).

Le nombre de placettes (quadrats) à disposer le long du transect varie en fonction de la taille des mares temporaires et de la diversité de groupements végétaux rencontrés (Fig 13.). Le nombre de quadrats pour un transect oscille de manière générale entre 3 et 20 (20 étant le nombre maximale pour les transects les plus longs). La disposition des quadrats peut-être régulière ou continue le long du transect (*cf.* schéma ci-dessous). La taille des quadrats diffère en fonction de la structure et de la densité de la végétation. D'après Chytrý et Optiková (2003), les végétations herbacées aquatiques et terrestres rases nécessitent des placettes de 4 m². Les auteurs précisent que cette règle s'applique quel que soit l'homogénéité apparente sauf si les placettes sont localisées sur une zone transitoire à cheval entre deux groupements végétaux à physionomie très différente (forêt/prairie, pelouses exondées des mares/fourrés arbustifs). Cependant, selon le Collectif RhoMéO (2014), la taille standard de la placette peut être réduite à 1 m² voire 0.25 m² pour certaines végétations comme les grèves d'étangs ou de berges de cours d'eau. Il serait donc plus judicieux d'utiliser des quadrats de petite taille (0.25 m²) pour les mares temporaires méditerranéennes.

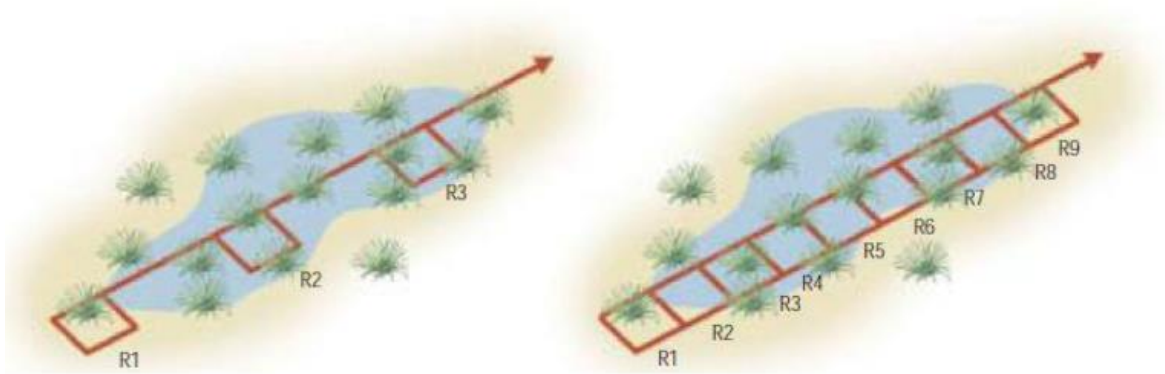


Figure 13 : Positionnement des placettes le long d'un transect

7 Conclusion

Les premiers éléments proposés dans le présent rapport ont permis de définir les bases et d'apporter des éléments techniques quant à l'évaluation de l'état de conservation de l'habitat **3170*** : Mares temporaires méditerranéennes.

Un certain nombre d'indicateurs potentiels a été passé en revue et leur mise en application discutée, les nouvelles propositions qui découlent de ce travail doivent cependant elles aussi être testées sur le terrain avant de pouvoir envisager une quelconque généralisation.

Quelques questions restent à aborder, il s'agit notamment du choix des seuils, de la validation statistique et de l'interprétation des résultats, de l'intégration des différents indicateurs pour produire un état de conservation et des perspectives futures. Ce sont sur ces points là que le gros des prochains efforts devra porter. Dans ce cadre le CBN Méditerranéen travaillera sur des cas concrets en région Languedoc Roussillon courant 2015_2016 et le SPN proposera une deuxième version du document fin 2016.

Bibliographie

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>.

Anonyme, (2013). Manuel de la convention Ramsar, Guide de la Convention sur les zones humides (Ramsar, Iran, 1971) 6ème édition. 120p.

Anras L., Guesdon S., (2007). Hydrologie des marais littoraux - Mesures physicochimiques de terrain. Collection « Marais Mode d'emploi », Ed. Forum des Marais Atlantiques, 76 p.

Bagella, S., Caria, M.C., Farris, E., Filigheddu, R., (2007). Issues related to the classification of Mediterranean temporary wet habitats according with the European Union Habitats Directive. *Fitosociologia* 44, 245-249

Bagella, S., Caria, M.C., and Zuccarello, V. (2010a). Patterns of emblematic habitat types in Mediterranean temporary wetlands. *Comptes Rendus Biologies* 333, 694–700.

Bagella, S., Gascón, S., Caria, M.C., Sala, J., Mariani, M.A., Boix, D., (2010b). Identifying key environmental factors related to plant and crustacean assemblages in Mediterranean temporary ponds. *Biodiversity and Conservation*, 19, 1749-1768.

Bagella, S., and Caria, M.C. (2012). Diversity and ecological characteristics of vascular flora in Mediterranean temporary pools. *Comptes Rendus Biologies* 335, 69–76.

Barbour, M.G., Solomeshch, A.I., Holland, R.F., Witham, C.W., Macdonald, R.L., Cilliers, S.S., Molina, J.A., Buck, J.J., and Hillman, J.M. (2005). Vernal pool vegetation of California: communities of long-inundated deep habitats. *Phytocoenologia* 35, 177–200.

Bensettiti F., Gaudillat V. Et Haury J., Barbier B., Peschadour F. (coord.), (2002). « Cahiers d'habitats » Natura 2000. Connaissance et gestion des habitats et des espèces d'intérêt communautaire. Tome 3 - Habitats humides. MATE/MAP/MNHN. Éd. La Documentation française, Paris, 457 p. + cédérom.

Bensettiti F., Puissauve R., Lepareur F., Touroult J. et Maciejewski L., (2012). Evaluation de l'état de conservation des habitats et des espèces d'intérêt communautaire – Guide méthodologique – DHFF article 17, 2007-2012. Service du patrimoine naturel, Muséum national d'histoire naturelle, Paris, 76 p. + annexes.

Bliss, S.A., and Zedler, P.H. (1998). The Germination Process in Vernal Pools: Sensitivity to Environmental Conditions and Effects on Community Structure. *Oecologia* 113, 67–73

Bonté S. (2006). Caractérisation des climats et des environnements rhodaniens postglaciaires par l'analyse des isotopes stables des carbonates pédologiques. Thèse de doctorat, Univ. d'Avignon, CNRS, 324p.

Boulton, A. J. & M. A. Brock, (1999). Australian Freshwater Ecology, Processes and Management. Gleneagles Publishing, Australia, 290 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.

Chauvelon P. & Heurteaux P. (2004) – Suivi hydrologique. In Grillas P., P. Gauthier, N. Yavercovski et C. Perennou (ed.). Les mares temporaires méditerranéennes. Vol. 1 Enjeux de conservation, fonctionnement et gestion. Station biologique de la Tour-du-Valat, 24-30.

Chytry M. & Optykova Z. (2003). Plot sizes used for phytosociological sampling of European vegetation. *Journal of Vegetation Science*. 14: 563 - 570.

Colas B., Riba M. & Molina J. (1996) – Statut démographique de *Centaurea corymbosa* Pourret (*Asteraceae*), *Hormatophylla pyrenaica* (Lapeyr.) Cullen & Dudley (*Brassicaceae*) et *Marsilea strigosa* Willd. (*Marsileaceae* – *Pteridophyta*), trois plantes rares du sud de la France. *Acta Bot. Gallica*. 143: 191 - 198.

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.

Ellenberg H., Weber H., Dull R., Wirth H., Werner W. & Paulissen D. (1992). Zieglerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. Ed. 3. *Scripta Geobotanica*. 18: 1 – 258.

European Commission, (2013). Interpretation manual of European Union habitats. EUR 28. European Commission, DG Environment, 146 p.

Evans, D. (2006). The Habitats of the European Union Habitats Directive. *Biology & Environment: Proceedings of the Royal Irish Academy* 106, 167–173.

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, 123p.

Fanelli G., Testi A., Pignatti S. (2006). An application case of ecological indicator values (Zeigerwerte) calculated with a simple algorithmic approach. *Plant Biosystems*. 141 (1): 15 - 21.

Fresard M., (2011). L'analyse économique du contrôle des invasions biologiques : Une Revue de Littérature. *Revue d'économie politique*, 121, 489-525.

Gerhardt, F., and Collinge, S.K. Exotic plant invasions of vernal pools in the Central Valley of California, USA. *Journal of Biogeography* 30, 1043–1052.

Goffé L., (2011). État 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.

Grillas P., Gauthier, P., Yavercovski, N., Perennou, C., (2004). Les mares temporaires Méditerranéennes Volume 1 – Enjeux de conservation, fonctionnement et gestion, 121 p.

Grime J.P. (1979). Plant strategies and vegetation processes. John Wiley (eds.), Chichester, 220p.

Grime J.P., Hodgson J.G., Hunt R. (1988). Comparative plant ecology : a functional approach to common British species. Unwin Hyman, London.

Issanchou A., (2012). Analyse économique des invasions biologiques : cas de la Jussie (*Ludwigia* spp.). INRA Toulouse, 100 p. + 2 annexes.

Jakob, C., Poizat, G., Veith, M., Seitz, A., Crivelli, A.J., (2003). Breeding phenology and larval distribution of amphibians in a Mediterranean pond network with unpredictable hydrology. *Hydrobiologia* 499, 51–61.

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

Landolt E., (2010). Flora indicativa. Ökologische Zeigerwerte und biologische Kennzeichen zur Flora der Schweiz und der Alpen. Editions des Conservatoire et Jardin botaniques de la Ville de Genève, Haupt Verlag Bern-Stuttgart-Wien, 376 p.

Le Dantec, C., Suc, J.P., Suballyova, D., Vernet, J.L., Fauquette, S., Calleja, M., (1998). Évolution floristique des abords de la mare de Grammont (Montpellier, sud de la France) depuis un siècle : disparition d'*Isoetes setacea* Lam. *Ecologia Mediterranea* 24, 159-170

Lepareur F., (2011). Évaluation 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.

Lepareur F., Bertrand S., Papuga G., Richeux M., (2013) État de conservation de l'habitat 1150 « Lagunes côtières » : Méthode d'évaluation à l'échelle du site Natura 2000 - Guide d'application Version 1. Service du patrimoine naturel, Muséum national d'histoire naturelle, Paris, 107 p.

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 p.

Maciejewski L., Seytre L., Van Es J., Dupont P., Ben-Mimoun K., (2013). État de conservation des habitats agropastoraux d'intérêt communautaire, Méthode d'évaluation à l'échelle du site. Guide d'application. Version 2. Mai 2013. Rapport SPN 2013-16, Service du patrimoine naturel, Muséum national d'Histoire naturelle, Paris, 179 p.

Mac Arthur R.H. & Wilson E.O. (1967). The theory of island biogeography. Princeton Univ. Press, Princetown (USA) : 203p.

Médail F. (1996). Structuration de la biodiversité de peuplements végétaux méditerranéens en situation d'isolement. Thèse de doctorat, Univ. Aix-Marseille 3, Marseille (FR) : 290 p. + annexes.

Médail, F., Michaud, H., Molina, J., Paradis, G., and Loisel, R. (1998). Conservation de la flore et de la végétation des mares temporaires dulçaquicoles et oligotrophes de France méditerranéenne. *Ecologia Mediterranea* 24, 119–134.

Molina, J., 1998. Typologie des mares de Roque-Haute. *Ecologia Mediterranea* 24, 207-213.

Moubayed J. (1998). The basaltic table of Roque-Haute (Hérault, France) : main characteristics and global quality of the wetland area. *Ecologia mediterranea*. 24 (2): 185 - 206.

Nègre R. (1956). Notes sur la végétation de quelques dayas des Jbilet orientaux et occidentaux. Bulletin de la Société des Sciences Naturelles du Maroc. 36: 229 - 241.

Paradis, G., Pozzo Di Borgo, M.-L., (2007). Les mares temporaires : un habitat remarquable (Corse) *Stantari* 8, 19-27

Pielou E.C. (1966). Species-diversity and pattern-diversity in the study of ecological succession. *J. Theoretical Biology*. 10: 370 - 383.

Pignatti S., Menegoni P., Pietrosanti S., (2005). Bioindicazione attraverso le piante vascolari. Valori di indicazione secondo Ellenberg (Zeigerwerte) per le specie delle Flora d'Italia. *Braun-Blanquetia* 39, 1-97.

Pont, B., Faton, J.-M., Pissavin, S., (1999). Suivi des macrophytes aquatiques et des odonates. Protocole de suivi a long terme des peuplements de macrophytes aquatiques et d'odonates comme descripteurs de fonctionnement des hydrosystèmes. Réserves naturelles de France, 33 pages.

Pyke, C.R. (2004). Simulating vernal pool hydrologic regimes for two locations in California, USA. *Ecological modeling* 173 (2-3), 109-127

Quézel, P. (1998) La végétation des mares transitoires à *Isoetes* en région méditerranéenne, intérêt patrimonial et conservation. *Ecologia Mediterranea*, 24, 111–117.

Rhazi, L., Grillas, P., Toure, A.M., Ham, L.T., (2001a). Impact of land use in catchment and human activities on water, sediment and vegetation of Mediterranean temporary pools. *Comptes Rendus de l'Académie des Sciences – Séries III - Sciences de la Vie* 324, 165–177.

Rhazi, L., Grillas, P., Tan Ham, L., and El Khyari, D, (2001b). The seed bank and the between years dynamics of the vegetation of a Mediterranean temporary pool (NW Morocco). *Ecologia Mediterranea* 27, 69–88.

Rhazi, M., Grillas, P., Médail, F., Rhazi, L., (2005). Consequences of shrub clearing on the richness of aquatic vegetation in oligotrophic seasonal pools in Southern France. *Phytocoenologia* 35, 489–510.

Rhazi, L., Grillas, P., Charpentier, A., Rhazi, M., Leclainche, N., Titolet, D., Desnoubes, L., Duborper, E., Yavercovski, N., and Khyari, D.E. (2007). Effet de l'hydrologie sur les populations d'une espèce rare des mares temporaires méditerranéennes: "*Elatine brochonii*" (*Elatinaceae*). *Ambientes mediterráneos: funcionamiento, biodiversidad y conservación de los ecosistemas mediterráneos : actas de las XV jornadas del Aula de Ecología*, 2005, 185–194.

Shannon C.E. & Weaver W. (1949). The mathematical theory of communication. Univ. of Illinois Press, Urbana (USA), 117p.

Scheffer M. (2001). Alternative attractors of shallow lakes. *The Scientific World*. 1: 254 - 263.

Schaffers A. & Sykora K. (2000). Reliability of Ellenberg indicator values for moisture, nitrogen and soil reaction: a comparison with field measurements. *Journal of Vegetation Science*. 11: 225 - 244.

Tassin C. (2012). Paysages végétaux du domaine méditerranéen : bassin méditerranéen, Californie, Chili central, Afrique du Sud, Australie méridionale. IRD éditions, Marseille, 421 p.

- Testi A., Fanelli G., Crosti R., Castigliani V., D'Angeli D. (2012). Characterizing river habitat quality using plant and animal bioindicators: A case study of Tirino River (Abruzzo Region, Central Italy). *Ecological indicators*. 20: 24 - 33.
- Tondato, K. K., Fantin-Cruz, I., Pedrollo, O. C., Suárez, Y. R., (2013). Spatial distribution of fish assemblages along environmental gradients in the temporary ponds of Northern Pantanal, Brazil. *Journal of Limnology* 72(1), 95-102
- Véla E. (2002). Biodiversité des milieux ouverts en région méditerranéenne: le cas de la végétation des pelouses sèches du Lubéron (Provence calcaire). Thèse de doctorat, Univ. Aix-Marseille 3, Marseille (FR) : 306 p. + annexes.
- Viry D., (2013). État de conservation des habitats humides et aquatiques d'intérêt communautaire. Méthode d'évaluation à l'échelle du site Natura 2000. Rapport d'étude. Version 1. Service du patrimoine naturel, Muséum national d'histoire naturelle, Paris, 83 p.
- Vittoz P. & Guisan A. (2007). How reliable is the monitoring of permanent vegetation plots? A test with multiple observers. *Journal of Vegetation Science*. 18: 413 - 422.
- Zacharias, I., Dimitriou, E., Dekker, A., and Dorsman, E. (2007). Overview of temporary ponds in the Mediterranean region: threats, management and conservation issues. *J Environ Biol* 28, 1–9.

Annexe 1 : Listes d'espèces floristique

Pour la partie floristique de la méthode, notre choix méthodologique a été la mise en place de listes d'espèces floristiques dont la présence ou absence à relever est marqueur de 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.

Exemple de listes mises en place suite à la phase de terrain 2013 avec l'aide de Olivier Argagnon, James Molina et Henri Michaud (CBN méditerranéen), (Tab.8-9-10)

Tableau 8 : Liste des espèces eutrophiles terrestres

Taxons	Code	Valeur indicatrice "N" (Pignatti complété par Ellenberg au besoin)
<i>Agrostis capillaris</i> L., 1753	Agrcap	5
<i>Agrostis stolonifera</i> L., 1753	Agrsto	5
<i>Alisma lanceolatum</i> With., 1796	Alilan	7
<i>Alisma plantago-aquatica</i> L., 1753	Aliplaq	8
<i>Allium vineale</i> L., 1753	Allvin	7
<i>Alopecurus bulbosus</i> Gouan, 1762	Alobul	8
<i>Alopecurus pratensis</i> L., 1753	Alopra	7
<i>Avena sativa</i> subsp. <i>sterilis</i> (L.) De Wet, 1981	AvesatSs	6
<i>Barbarea verna</i> (Mill.) Asch., 1866	Barver	6
<i>Beta vulgaris</i> subsp. <i>maritima</i> (L.) Arcang., 1882	BetvulSm	5
<i>Carex cuprina</i> (Sandor ex Heuff.) Nendtv. ex A.Kern., 1863	Carcup	5
<i>Cerastium glomeratum</i> Thuill., 1799	Cerglo	5
<i>Cichorium intybus</i> L., 1753	Cicint	5
<i>Convolvulus arvensis</i> L., 1753	Conarv	5
<i>Cyperus eragrostis</i> Lam., 1791	Cypera	6
<i>Cyperus longus</i> L., 1753	Cyplon	5
<i>Dactylis glomerata</i> subsp. <i>hispanica</i> (Roth) Nyman, 1882	DacgloSh	6
<i>Dittrichia viscosa</i> (L.) Greuter, 1973	Ditvis	9
<i>Dorycnium pentaphyllum</i> subsp. <i>gracile</i> (Jord.) Rouy, 1899	DorpenSg	5

Elatine hydropiper subsp. macropoda (Guss.) O.Bolòs & Vigo, 1990	ElahydSm	5
Elytrigia repens (L.) Desv. ex Nevski, 1934	Elyrep	8
Festuca arundinacea subsp. fenas (Lag.) Arcang., 1894	FesaruSf	5
Festuca pratensis Huds., 1762	Fespra	6
Fraxinus angustifolia Vahl, 1804	Fraang	5
Galactites elegans (All.) Soldano, 1991	Galele	5
Gratiola officinalis L., 1753	Graoff	7
Groenlandia densa (L.) Fourr., 1869	Groden	7
Halimione portulacoides (L.) Aellen, 1938	Halpor	7
Helminthotheca echioides (L.) Holub, 1973	Helech	5
Juncus compressus Jacq., 1762	Juncom	5
Juncus effusus L., 1753	Juneff	5
Juncus inflexus L., 1753	Juninf	5
Leontodon saxatilis Lam. subsp. saxatilis	LeosaxSs	5
Leontodon saxatilis Lam., 1779	Leosax	5
Leontodon saxatilis subsp. rothii Maire	LeosaxSr	5
Lepidium squamatum Forssk., 1775	Lepsqu	6
Lolium perenne L., 1753	Lolper	7
Lysimachia arvensis (L.) U.Manns & Anderb.	Lysarv	6
Lythrum salicaria L., 1753	Lytsal	5
Mentha suaveolens Ehrh., 1792	Mensua	6
Myosotis arvensis Hill, 1764	Myoarv	6
Oenanthe fistulosa L., 1753	Oenfis	5
Oxybasis urbica (L.) S.Fuentes, Uotila & Borsch, 2012	Oxyurb	6
Papaver rhoeas L., 1753	Paprho	5
Paspalum dilatatum Poir., 1804	Pasdil	8
Phleum pratense L., 1753	Phlpra	6
Phleum pratense subsp. serotinum (Jord.) Berher, 1887	PhlpraSs	6
Phragmites australis (Cav.) Steud. subsp. australis	PhrausSa	5
Phragmites australis (Cav.) Trin. ex Steud., 1840	Phraus	5
Plantago major L., 1753	Plamaj	7
Poa annua L., 1753	Poaann	8
Poa trivialis L., 1753	Poatri	7
Populus nigra L., 1753	Popnig	7
Portulaca oleracea L. subsp. oleracea	PoroleSo	7
Potamogeton crispus 1753	Potcri	6
Potentilla reptans L., 1753	Potrep	5
Ranunculus sceleratus L., 1753	Ransce	9
Rorippa pyrenaica (All.) Rchb., 1838	Rorpyr	5

Rorippa sylvestris (L.) Besser, 1821	Rorsyl	6
Rubus caesius L., 1753	Rubcae	9
Rumex conglomeratus Murray, 1770	Rumcon	8
Rumex crispus L., 1753	Rumcri	5
Rumex pulcher L. subsp. Pulcher	RumpulSp	9
Rumex pulcher subsp. woodsii (De Not.) Arcang., 1882	RumpulSw	9
Sagina procumbens L., 1753	Sagpro	6
Salix alba L., 1753	Salalb	7
Solanum dulcamara L., 1753	Soldul	8
Sonchus oleraceus L., 1753	Sonole	8
Spergula arvensis L., 1753	Spearv	6
Symphyotrichum squamatum (Spreng.) G.L.Nesom, 1995	Symsqu	7
Symphyotrichum subulatum var.squamatum (Spreng.) S.D.Sundb., 2004	SymsubVs	7
Taraxacum officinale F.H.Wigg., 1780	Taroff	7
Torilis nodosa (L.) Gaertn., 1788	Tornod	6
Trifolium maritimum Huds., 1762	Trimar	6
Trifolium nigrescens Viv., 1808	Trinig	6
Trifolium pratense L., 1753	Tripa	5
Trifolium resupinatum L., 1753	Tpires	5
Typha domingensis Pers., 1807	Typdom	7
Ulmus minor Mill., 1768	Ulmmin	6
Veronica anagallis-aquatica L., 1753	Verana	6
Veronica anagallis-aquatica subsp. anagalloides (Guss.) Batt., 1890	VeranaSa	7
Veronica peregrina L., 1753	Verper	5
Vicia lutea L., 1753	Viclut	5
Vicia sativa subsp. cordata (Wulfen ex Hoppe) Batt., 1889	VicsatSc	5
Vicia sativa subsp. segetalis (Thuill.) Celak., 1875	VicsatSs	5
Xanthium strumarium L., 1753	Xanstr	6

Tableau 9 : Listes d'espèces exotiques envahissantes potentiellement retrouvées sur ces habitats

Acer negundo L.
Ambrosia artemisiifolia L.
Amorpha fruticosa L.
Aptenia cordifolia (L. fil.) Schwantes
Arundo donax L.

Aster lanceolatus Wild.
Aster novi belgii gr.
Azolla filiculoides Lam.
Bidens frondosa L.
Cortaderia selloana (Schultes & Schultes fil.) Ascherson
Cyperus eragrostis Lam.
Egeria densa Planchon
Eichhornia crassipes (Mart.) Solms
Elodea canadensis Michaux
Elodea nuttallii (Planchon) St. John
Fallopia baldschuanica (Regel) Holub
Gleditsia triacanthos L.
Helianthus tuberosus L.
Heracleum mantegazzianum Sommier & Levier
Humulus scandens (Lour.) Merr.
Impatiens glandulifera Royle
Impatiens parviflora D.C.
Lagarosiphon major (Ridley) Moss
Lemna minuta Kunth
Ludwigia grandiflora (Michaux) Greuter & Burdet
Ludwigia peploides (Kunth) P. H. Raven
Myriophyllum aquaticum (Velloso) Verdcourt
Parthenocissus inserta (A. Kerner) Fritsch
Paspalum dilatatum Poir.
Paspalum distichum L.
Periploca graeca L.
Pistia stratiotes L.
Reynoutria japonica Houtt.
Reynoutria sachalinensis (Friedrich Schmidt Petrop.) N
Robinia pseudoacacia L.
Sagittaria latifolia Willd.
Senecio angulatus L. fil.
Senecio deltoideus Lessing
Senecio inaequidens DC.
Sicyos angulata L.
Solidago canadensis L.
Solidago gigantea Aiton
Tamarix ramosissima Ledeb.
Vitis riparia Michaux.
Yucca gloriosa L.

Tableau 10 : Listes des espèces déstructurantes

Dittrichia viscosa (L.) Greuter, 1973	Ditvis
Paspalum dilatatum Poir., 1804	Pasdil
Typha domingensis Pers., 1807	Typdom

Annexe 2 : Indicateurs écologiques complémentaires

Il existe de nombreux indices écologiques plus pertinents qui permettent de caractériser les habitats par les traits fonctionnels et biologiques des espèces et les stratégies adaptatives.

Les indices écologiques d'Ellenberg adaptés au contexte local

Indice de trophie

Cet indice permet de situer chaque taxon sur une échelle selon ses préférences en matière de disponibilité dans le sol des nutriments (azote, phosphore). Ainsi, les valeurs des indices de bio-indication d'Ellenberg modifiées par Pignatti *et al.*, (2005) s'échelonnent graduellement de 1 (espèce croissant en condition oligotrophe, sur des sols pauvres en phosphore, nitrate et matière organique) à 9 (espèce croissant dans des conditions de concentration excessive en phosphore et azote comme des décharges, secteurs où s'accumulent les excréments d'origine animale).

La valeur trophique va permettre de mettre en évidence si les habitats identifiés sont influencés par des cortèges trophiques différents du cortège typique. Par exemple, l'observation de cortèges nitrophiles dans un ensemble mésotrophile voire oligotrophile indique une perturbation du milieu et un appauvrissement du cortège d'espèces caractéristiques de l'habitat.

Indice d'hygrométrie

De la même façon, cet indice permet de situer chaque taxon selon ses préférences sur un gradient d'humidité du sol qui s'échelonnent des sols très arides à modérément humides et de milieux palustres à la végétation aquatique à appareils reproducteurs émergés et immergés. Cette valeur d'Ellenberg modifiée par Pignatti *et al.*, (2005) est graduée de 1 (espèce indicatrice d'une forte aridité vivant seulement sur des lieux secs et des sols arides) à 12 (plante aquatique submergée constamment ou au moins pendant une longue période). L'utilisation de cette valeur sert à mettre en exergue des phénomènes d'assèchement des sols (qui peuvent être d'origine diverse, à la fois anthropique et naturelle) caractérisés, par exemple, par la participation dans des cortèges mésohygrophiles à hygrophiles de plantes mésophiles à mésoxérophiles.

L'indice d'humidité (hygrométrie) nous paraît être un élément primordial dans l'évaluation de l'état de conservation des mares temporaires car il apporte des informations sur les niveaux d'engorgement des sols et sur leur durée. Hors, il n'est pas mentionné dans le rapport d'étude du MNHN. La majorité des espèces caractéristiques de mares temporaires sont assignées au groupe des espèces aquatiques et amphibiens (hygrophiles au sens large) et présentent donc un indice d'hygrométrie élevé (Nègre, 1956 ; Médail *et al.*, 1998).

Les indices de stratégies démographiques et adaptatives de Grime

Toute espèce végétale, pour se développer et se reproduire dans son milieu de prédilection, alloue des ressources bien spécifiques (type biologique, morphologie aérienne, consistance et production foliaire, floraison, résistance à la prédation...) pour faire face aux caractéristiques intrinsèques du biotope. Ces caractéristiques s'expriment généralement à travers les perturbations (mécaniques et biotiques), les facteurs de limitation de la croissance et l'aptitude à concurrencer les autres espèces (Grime, 1979 ; Médail, 1996 ; Véla, 2002).

Les indices de stratégies adaptatives se réfèrent ainsi à trois grands processus écologiques (stress environnemental, perturbation biotique et compétitions inter-intra-spécifiques). Ces derniers ont été élaborés par Grime *et al.*, (1988) et adaptés du modèle de Mac Arthur et Wilson (1967). Ces traits écologiques ont été complétés pour les espèces méditerranéennes par la base de données de l'IMEP (Médail *et al.*, 1998). L'ensemble de ces indices permet d'attribuer des notes aux espèces relevées. Ils permettent donc d'analyser les problématiques relatives à l'envahissement par les espèces déstructurantes ou ligneuses et au développement d'espèces rudérales et nitrophiles (Fig.14).

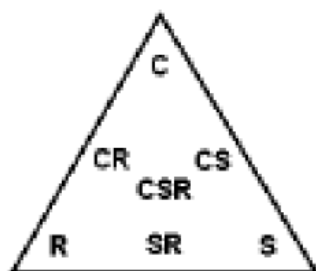


Figure 14 : Représentation des stratégies primaires et intermédiaires dans « le triangle de Grime »

Ainsi, il est possible de déterminer ces stratégies démographiques à partir de caractères morphologiques et biologiques. Véla (2002) a développé un tableau d'attribution quantifiée des caractères morphologiques et biologiques des plantes en s'inspirant des travaux de Grime (1977) et Médail (1996).

Les coordonnées CSR ont également été calculées par Landolt (2010) pour les espèces de la Suisse et des Alpes. Ces coordonnées pourraient être utilisées pour la majorité des espèces à large répartition en France dans le cadre de notre étude. Toutefois, un faible nombre d'espèces

présentes dans l'aire étudiée par Landolt peuvent parfois développer des « comportements » adaptatifs en climat méditerranéen. Cela concerne notamment les types biologiques qui peuvent varier au sein d'une même espèce en fonction de sa présence dans tel ou tel domaine biogéographique (exemple des *Crepis* en zone méditerranéenne). Les espèces méditerranéennes restreintes ne figurent pas non plus dans la liste de Landolt.

Tableau 11 : Tableau d'attribution quantifiée des caractères morphologiques et biologiques de Vêla (2002) et d'après Grime (1977) et Médail (1996).

Attribut	Caractère	C	S	R
<i>Biologie</i>	Ligneux	0,5	0,5	
	Herbacé vivace	0	0	0
	Herbacé annuel			1
<i>Morphologie aérienne</i>	Plasticité morpho, feuilles denses	0,5	0	
	Port de taille réduite		0	0,5
<i>Développement spatial</i>	Développement aérien et souterr.	0,5	0	
	Développement latéral limité		0	0,5
<i>Croissance potentielle</i>	Lente			1
	Moyenne	1		
	Rapide			1
<i>Taille feuilles</i>	Grandes	0,5		0
	Moyennes	0	0	0
	Petites		0,5	0
<i>Consistance feuilles</i>	Molles	0,5		0,5
	Crassuléscentes			1
	Coriaces	0,5	0,5	
<i>Production foliaire</i>	Pic pendant l'optimum annuel	0,5		0,5
	Pas de pic défini		1	
<i>Longévité foliaire</i>	Courte (infra-annuelle)			1
	Moyenne (annuelle)	1		
	Longue (sempervirente)			1
<i>Floraison</i>	Après production maxi de l'indiv.	0,5	0	
	Précoce dans le développement		0	0,5
<i>Production ann. de graines</i>	Faible à moyenne	0,5	0,5	
	Forte			1
<i>Maturité des fruits</i>	Lente (avec délai)	0,5	0	
	Rapide (sans délai)		0	0,5
<i>Résistance prédation</i>	Faible	0,5		0,5
	Moyenne (ex. : substances)	1		
	Importante (ex. : épines)			1

L'indice de qualité floristique pour l'habitat 3170* : Mares temporaires méditerranéennes

Le coefficient de conservatisme

Cet indice repose sur le coefficient de conservatisme (CC) dont l'approche a été développée par des scientifiques américains (Wilhem, 1977 ; Taft *et al.*, 1997). Ces derniers avancent que le CC permet d'illustrer le degré de variation de la fidélité des espèces dans un habitat donné. Elles présentent donc des niveaux de tolérance variables et hétérogènes en fonction du type, de la fréquence et de l'amplitude des diverses perturbations (mécaniques, biotiques et d'origine diverse).

Le CC permettra d'attribuer aux espèces un coefficient s'échelonnant de 0 à 9, basé sur plusieurs variables proposées par le Collectif RhoMéO, 2014, nous-mêmes et adaptées des travaux de Wilhem, 1977 et Taft *et al.*, 1997 (Tab.12) :

Tableau 12 : Tableau d'attribution des valeurs des indices et variables pour le coefficient de conservatisme

Coefficient de conservatisme	Indigénat	Stratégies adaptatives de Grime	Indice d'hygrométrie	Indice de trophie
0	Non	-	-	-
1	Oui	Stratégie R (RRR, CRR, CCR)	≤ 4	≥ 7
2 ou 3 (en fonction de la nitrophilie)	Oui	Stratégies R/C (CRS, CCC, CCS)	2 à 5	5 à 7
3 ou 4 (en fonction de la nitrophilie)	Oui	Stratégies R/C (RRR, RRS)	4 à 7	5 à 7
4 ou 5 (en fonction de la nitrophilie)	Oui	Stratégie C (CCS, CRS, CRR)	5 à 8	3 à 5
6 ou 7 (en fonction de la nitrophilie)	Oui	Stratégie C (CSS, CRS, CCS)	≥ 6	3 à 5
8	Oui	Stratégie C (CCS)	≥ 7	1 à 4
9	Oui	Stratégie S (SSS, CSS, CRS)	≥ 7	1 à 4

Coefficient de conservatisme de 0 à 1 : il est donné pour les espèces à stratégie R (rudérale) dominante et affectionnant les ambiances mésoxérophiles à xérophiles. Il s'agit d'espèces indigènes ou exogènes croissant sur des sols riches à très riches en nutriments (mésotrophes à eutrophes)

- *Coefficient de conservatisme de 2 à 3* : il est donné pour les espèces à stratégie R et C (compétitrice). Ces deux stratégies combinées incluent des taxons adaptés à des perturbations fréquentes et à forte intensité (dont les perturbations anthropiques). Ainsi, pour pouvoir maintenir leur population sous un tel régime de perturbations, ces espèces développent des stratégies adaptatives telles qu'une croissance, floraison et production de fruits rapides. Elles sont sporadiques dans les zones humides et ne sont pas considérées comme des caractéristiques de zones humides.

- *Coefficient de conservatisme de 4 à 6* : il est donné pour les espèces à stratégie C dominante. La plupart de ces espèces survivent à des perturbations modérées à période régulière. Cependant, en cas d'augmentation de l'intensité, de la fréquence et de la durée des perturbations, elles tendent à disparaître ou à accuser une baisse considérable de leurs effectifs. Elles appartiennent au groupe des caractéristiques de zones humides, toutefois, elles diffèrent par leur capacité à supporter un niveau de nappe intermédiaire et une certaine eutrophisation des sols.

- *Coefficient de conservatisme de 7 à 9* : il est donné pour les espèces à stratégie S (stress-tolérante) dominante. Elles tolèrent donc plutôt bien le stress à travers une grande diversité de mécanismes.

Toutefois, elles sont très sensibles à la dégradation de leur habitat. Ces espèces sont strictement inféodées aux zones humides et présentent donc des valeurs élevées pour l'indice écologique d'humidité. À l'inverse, les valeurs de trophie sont basses et caractérisent des espèces méso-oligotrophiles à oligotrophiles caractéristiques des mares temporaires méditerranéennes.

L'indice de qualité floristique

L'indice de qualité floristique (IQF) se calcule pour chaque placette de la manière suivante :

$$IQF = C_{moy} (\sqrt{S})$$

C_{moy} = Moyenne du coefficient de conservatisme

$\sqrt{S}$ = racine carrée de la diversité spécifique (nécessite un inventaire exhaustif sur chaque placette)

L'indice de diversité / équitabilité (Shannon et Pielou)

L'indice de diversité de Shannon

Cet indice prend en compte la diversité spécifique au sein d'une placette et l'abondance relative des espèces (Shannon & Weaver, 1949).

$$Sh = - \sum (p_i \cdot \log(p_i))$$

p_i = l'abondance relative de l'espèce sur la placette

L'indice d'équitabilité de Pielou

Cet indice calcule le rapport entre la diversité observée au sein d'une placette et la diversité théorique maximale. Il permet donc d'exprimer l'équitabilité des espèces (Pielou, 1966).

$$Eq = Sh / \log(R)$$

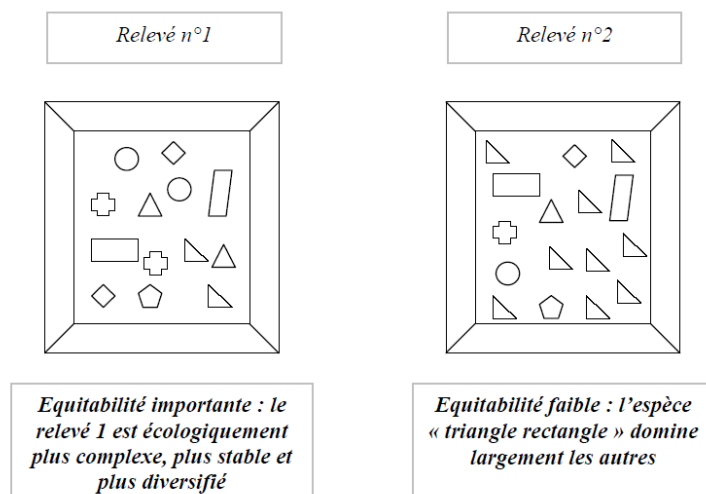
R = diversité spécifique de la placette

L'indice d'équitabilité sera maximal si la communauté végétale est riche en espèces et homogène au niveau de la répartition spatiale (abondance équilibrée entre toutes les espèces). À l'inverse, même si la diversité spécifique est similaire, l'indice sera faible si la communauté végétale est dominée spatialement par une ou quelques espèces.

Les indices de diversité-équitabilité vont ainsi permettre de mettre en avant les éventuels déséquilibres physiologiques des groupements végétaux de mares temporaires. Nous nous attendons à observer notamment un indice d'équitabilité faible lorsque les groupements caractéristiques sont envahis ou

dominés par certaines espèces déstructurantes sociales appartenant aux genres *Phragmites*, *Scirpus* ou encore *Typha* (Fig.15).

Figure 15 : Exemple de deux relevés présentant une richesse spécifique similaire (8 espèces) mais une équitabilité différente.



Autres indicateurs

D'autres indicateurs peuvent être utilisés dans la méthode d'évaluation :

→ La **conductivité** donne une bonne appréciation des matières en solution dans l'eau. Elle aide ainsi à la détermination des processus de minéralisation.

→ Le **pH** exprime l'acidité de l'eau. Cette variable est importante puisqu'elle représente une contrainte majeure pour le développement des espèces végétales. Le pH peut être calculé à l'aide d'un pH-mètre qui va mesurer la concentration des ions hydrogène dans l'eau. Des calculs intermédiaires peuvent être réalisés avec les indices d'Ellenberg se basant sur l'écologie des espèces végétales.

→ L'**ensoleillement** est un facteur naturel jouant un rôle primordial dans le développement des espèces de mares temporaires méditerranéennes. La majorité des espèces caractéristiques sont plutôt héliophiles. Des instruments de mesures existent comme le pyranomètre. Celui-ci est un capteur de flux thermique et mesure donc la quantité d'énergie solaire en lumière naturelle en watts par mètre carré. Des solutions plus simples et moins coûteuses peuvent également être mises en place à l'aide de l'indice écologique de lumière d'Ellenberg.

Perspectives futures

La partie « perspectives futures » de l'évaluation de l'état de conservation n'est pas du tout évoquée dans le rapport d'étude du MNHN alors qu'il s'agit pourtant d'un point clairement mentionné dans les textes européens.

Structuration de la végétation au niveau de la zone-tampon

Les indicateurs déjà étudiés permettent de vérifier la bonne structuration de la végétation de l'habitat au moment de l'évaluation. Mais la présence d'espèces destructurantes pour l'habitat à proximité de celui-ci entraîne un risque de déstructuration dans le futur. Aussi l'examen de la végétation dans une zone-tampon autour de l'habitat pourrait renseigner sur les évolutions dynamiques potentielles et à ce titre sur les perspectives futures de l'habitat en terme de dynamique structurelle.

Espaces disposant de protections réglementaires ou foncières

Les espaces disposant de protections réglementaires (Réserves Naturelles Nationales, Réserves Naturelles Régionales, Réserves biologiques, Sites classés et inscrits, Arrêtés Préfectoraux de Protection de Biotope, Réserves de Chasse et de Faune Sauvage, Espaces Boisés Classés, etc.) bénéficient d'un statut de protection garanti par l'État et régi par le Code de l'Environnement. Les milieux qu'ils abritent sont donc moins susceptibles d'être détruits par des aménagements.

D'autres territoires bénéficient d'une maîtrise foncière par différents organismes (Conservatoires d'Espaces Naturels, Conseils Généraux avec les Espaces Naturels Sensibles, Conservatoire du Littoral), ce qui, là encore, rend moins probable leur destruction future par des aménagements.

Ces espaces dotés d'une protection (réglementaire ou foncière) ont donc, a priori, moins de chance que d'autres de disparaître ; la prise en compte de ce statut dans les perspectives futures permet de traduire ce fait.



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 (DHFF). Le ministère en charge de l'écologie 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.

Une réflexion s'est engagée depuis 2008 au sein du Service du Patrimoine Naturel (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 pour l'évaluation de l'état de conservation des habitats forestiers (Carnino, 2009), des habitats marins (Lepareur, 2011 et 2013), des habitats dunaires non boisées du littoral atlantique (Goffé, 2011), des habitats agropastoraux (Maciejewski, 2012 et 2013). La réflexion s'est ensuite poursuivie pour les habitats humides et aquatiques. Après les habitats d'eaux courantes (Viry, 2013), ce sont les habitats d'eaux stagnantes qui sont désormais à l'étude avec en premier les mares temporaires méditerranéennes (UE 3170*).

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 mares temporaires méditerranéennes (UE 3170*). Cette méthode repose sur des critères et indicateurs qualitatifs ou quantitatifs, simples et en nombres restreint. Plusieurs indicateurs ont ainsi été sélectionnés après avoir été testés lors d'une campagne de relevés 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, mais également à partir des avancées dans le domaine de la recherche en écologie de la conservation.