



**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 de l'Expertise

**Service du Patrimoine Naturel**

Morgane Le Floc'h



**Phase préliminaire de l'élaboration d'une  
méthode d'évaluation de l'état de conservation de  
l'habitat d'intérêt communautaire « Estuaires »  
(UE 1130) de la façade Manche/Atlantique**



## **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 de 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'Observation 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 espaces 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>

## Programme

Évaluation de l'état de conservation des habitats d'intérêt communautaire dans les sites Natura 2000

## Chef de projet

Farid Bensettiti ([bensettiti@mnhn.fr](mailto:bensettiti@mnhn.fr))

## Chargée de projet

Fanny Lepareur ([flepareur@mnhn.fr](mailto:flepareur@mnhn.fr))

## Chargée de mission

Morgane Le Floc'h

## Téléchargement

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

## Référence du rapport conseillée

Le Floc'h M., 2015. Phase préliminaire de l'élaboration de la méthode d'évaluation de l'état de conservation de l'habitat d'intérêt communautaire « Estuaires » (UE 1130) de la façade Manche/Atlantique. Muséum National d'Histoire Naturelle. Service du Patrimoine Naturel. Paris. 69p.

## Crédits photographiques

Page de couverture :

- *Slikke* et *Schorre* de l'estuaire de la Somme © M. Le Floc'h + bandeau
- Estran de l'estuaire de la Gironde © F. Lepareur
- Estuaire de la Canche © JB. Cousin

4<sup>ème</sup> de couverture :

- Estran de l'estuaire de la Gironde © Fanny Lepareur
- Estuaire de la Canche © JB. Cousin

## **Remerciements**

Je remercie particulièrement Fanny Lepareur, du pôle marin et Farid Bensettiti, du pôle conservation du Service du Patrimoine Naturel (SPN) du Muséum National d'Histoire Naturelle (MNHN), pour l'encadrement et le suivi de l'étude, ainsi que pour leur aide et leurs précieux conseils tout au long de ces six mois.

Merci également à Julien Touroult, directeur adjoint du SPN, Lise Maciejewski, pour ses remarques et idées qui ont pu faire avancer mon travail, et à toute l'équipe « Évaluation ».

Enfin, merci à tous ceux qui ont contribué d'une manière ou d'une autre à la réalisation de ce projet.

## Sommaire

Préambule.....	7
1. Contexte.....	9
1.1. Directive Habitats-Faune-Flore (DHFF) : un cadre pour l'évaluation de l'état de conservation .....	9
1.2. Directive Cadre sur l'Eau (DCE).....	10
2. Définitions et typologies des estuaires.....	12
2.1. Définitions et concepts de l'habitat.....	12
2.1.1. Approche conceptuelle d'un habitat.....	12
2.1.2. Définition et délimitation de l'habitat «Estuaires - UE1130» selon la DHFF...	13
2.1.3. Définition et caractères généraux des estuaires .....	14
2.1.4. Notion d'écocomplexe .....	16
2.2. Typologies des estuaires.....	22
2.2.1. Typologies existantes.....	22
2.2.2. Proposition d'une nouvelle typologie .....	23
3. Notion d'évaluation de l'état de conservation.....	26
3.1. Approche conceptuelle de l'état de conservation.....	26
3.2. Concept de l'évaluation de l'état de conservation à un écocomplexe .....	27
4. Approches méthodologiques pour l'évaluation de l'état de conservation des estuaires .....	30
5. État de l'art des indicateurs utilisés dans le contexte des estuaires.....	31
5.1. Indicateurs – définition.....	31
5.2. Paramètres, critères et indicateurs.....	32
5.2.1. Paramètre : Surface couverte.....	32
5.2.2 Paramètre : Structure et fonctionnement.....	32
5.3.3. Paramètre : Altérations .....	40

5.4. Informations mises en évidence par les indicateurs.....	41
5.5. Indicateurs retenus dans le cadre de la DHFF.....	43
5.6. Indicateurs potentiels dans l'évaluation de l'état de conservation des estuaires.	43
6. Discussion.....	44
6.1. Typologie.....	44
6.2. Évaluation de l'état de conservation d'un écosystème.....	45
6.2.1. Réflexion sur la méthode proposée.....	45
6.2.2. Indicateurs potentiels.....	46
7. Perspectives.....	47
8. Conclusion.....	48
Bibliographie.....	49
Annexes.....	60

## Table des illustrations

### Tableaux :

Tableau 1 : Tableau synthétique des indicateurs utilisés dans le contexte des estuaires.

### Figures :

Figure 1 : Cartographie de la répartition de l'habitat « Estuaires – UE 1130 » en France

Figure 2 : Espaces concernés par les deux directives (DCE et DHFF ; Viry, 2013)

Figure 3 : Schéma d'un estuaire avec les limites définies par EUR 28

Figure 4 : Complexe d'habitats associés aux estuaires

Figure 5 : Cartographie des habitats naturels terrestres de l'estuaire de la Somme selon la typologie EUR 15 (Source : Docob « Estuaires et littoral picards »)

Figure 6 : Schéma des différents niveaux de la nouvelle typologie proposée

Figure 7 : Représentation de la théorie des hiérarchies (Noss, 1990) et de la théorie des systèmes d'après Von Bertalanffy (1993)

Figure 8 : Banquette de *Zostera noltei* (Hornem, 1832) © G. Giraud

Figure 9 : *Hediste diversicolor* (Müller, 1776), espèce typique des vasières estuariennes ©M. Bushmann

Figure 10 : Végétation de prés salés ©F. Lepareur

## Préambule

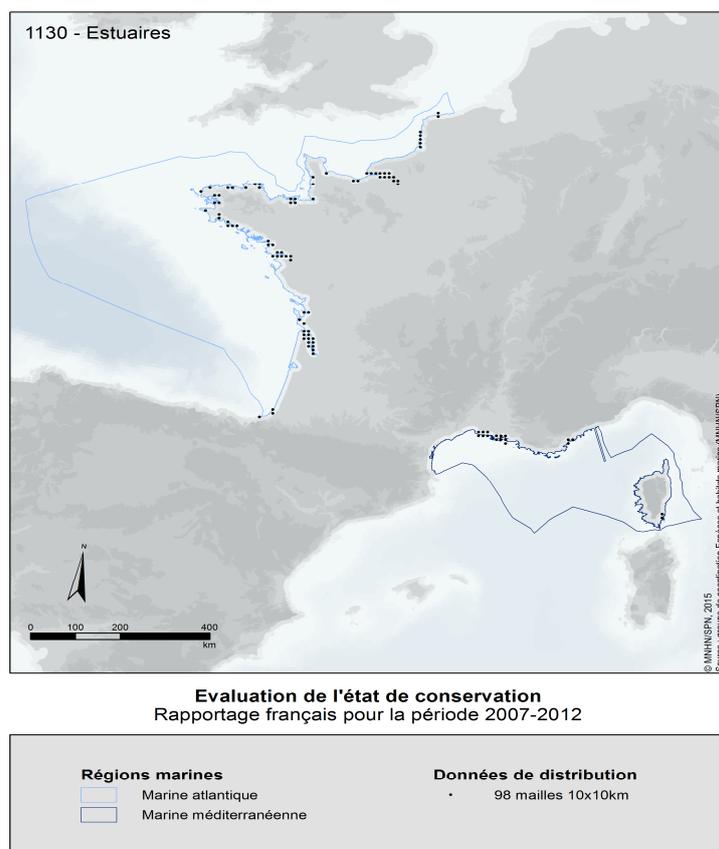
**L**e réseau Natura 2000 s'inscrit au cœur de la politique de conservation de la nature de l'Union Européenne. C'est un ensemble de sites naturels européens, continentaux et marins, identifiés pour la rareté ou la fragilité de leurs espèces et habitats. Ce réseau a pour but de concilier la préservation de la nature et les préoccupations socio-économiques, à travers une gestion concertée et contractuelle dans l'ensemble des sites. Parmi ses objectifs, la politique du réseau Natura 2000 se doit de maintenir ou de rétablir dans un bon état de conservation les habitats et espèces figurant dans les annexes de la Directive 92/43/CEE dite « Habitats-Faune-Flore » (DHFF ; Conseil de la CEE, 1992).

Depuis plusieurs années, le Ministère de l'Écologie, du Développement Durable et de l'Énergie (MEDDE) a confié au Muséum National d'Histoire Naturelle (MNHN), au travers de sa mission d'expertise, l'élaboration de méthodes pour évaluer l'état de conservation des habitats d'intérêt communautaire dans les sites Natura 2000. Dès lors, une réflexion s'est engagée au Service du Patrimoine Naturel (SPN) afin de proposer des méthodes d'évaluation, permettant une approche standardisée par grands types d'habitats (continentaux et marins) sur l'ensemble du territoire métropolitain. Ces dernières sont à destination des opérateurs Natura 2000 et plus largement des gestionnaires d'espaces naturels. Elles doivent donc être faciles à mettre en œuvre, pragmatiques, reproductibles et accessibles à tous les opérateurs.

Depuis 2009, plusieurs travaux ont conduit à des méthodes d'évaluation de l'état de conservation, notamment pour les habitats forestiers (Carnino, 2009), marins (Lepareur, 2011), les dunes non boisées de la façade atlantique (Goffé, 2011), les habitats agropastoraux (Maciejewski, 2012 ; Maciejewski *et al.*, 2015), humides et aquatiques (Viry, 2013), les lagunes côtières (Lepareur *et al.*, 2013), les mares temporaires méditerranéennes (Charles et Viry, 2015) et les habitats tourbeux (Epicoco et Viry, 2015).

Cette même réflexion est aujourd'hui portée sur l'habitat d'intérêt communautaire « Estuaires » (code UE 1130), appartenant aux habitats littoraux de l'annexe I de la DHFF. Situés à l'interface des domaines marins et continentaux, les estuaires sont des milieux dynamiques extrêmement productifs, qui présentent une faune et une flore

particulières. Ils offrent un grand intérêt, tant sur le plan écologique qu'économique, où la pression anthropique ne cesse de croître. La France, avec sa façade ouest, Manche et Atlantique, dispose de nombreux estuaires se présentant sous des formes diverses (Figure 1). Il est donc important et nécessaire d'engager une réflexion méthodologique pour l'évaluation de cet habitat. La réflexion sur la méthode d'évaluation sera, cependant, abordée d'une façon particulière, car les estuaires ne sont pas seulement reconnus comme des habitats au sens de la DHFF mais sont également des écosystèmes, où s'associent plusieurs unités fonctionnelles de la mosaïque d'habitats.



**Figure 1 : Cartographie de la répartition de l'habitat « Estuaires – UE 1130 » en France**

Le but de cette étude est donc de contribuer à la réflexion pour la future mise en place d'une méthode d'évaluation de l'état de conservation des estuaires de la façade Manche/Atlantique. Actuellement en phase préliminaire, les objectifs sont de repréciser une typologie des estuaires par rapport à celles déjà existantes, d'apporter une réflexion sur l'évaluation de l'état de conservation d'un complexe d'habitats, puis de rechercher les indicateurs développés dans le cadre de la Directive Cadre sur l'Eau (DCE) et d'autres sources susceptibles d'être utiles pour notre démarche, dans le contexte de la DHFF.

## **1. Contexte**

### **1.1. Directive Habitats-Faune-Flore (DHFF) : un cadre pour l'évaluation de l'état de conservation**

La DHFF a pour objectif d'assurer le maintien de la diversité biologique par la conservation des habitats naturels ainsi que de la faune et la flore sauvages (Lévêque et Mounolou, 2008). C'est pourquoi, la Commission Européenne demande aux États membres de désigner des sites, marins et continentaux, pour maintenir ou rétablir dans un état de conservation « favorable » les habitats et espèces d'intérêt communautaire, grâce à la constitution du réseau Natura 2000.

L'évaluation de l'état de conservation des habitats se réalise à l'échelle biogéographique (obligation européenne) et à l'échelle du site Natura 2000 (obligation nationale) élaborée et proposée par le MNHN.

Pour rendre compte de la surveillance de l'état de conservation au niveau biogéographique des habitats et espèces d'intérêt communautaire des annexes I et II de la directive, un rapport est remis tous les 6 ans à la Commission Européenne (art. 17). À cette échelle, en France, l'évaluation implique 132 habitats et près de 300 espèces répartis sur quatre domaines biogéographiques : alpin, atlantique, continental et méditerranéen ; mais également deux régions marines, marine atlantique et marine méditerranéenne.

Par ailleurs, l'évaluation de l'état de conservation des habitats et espèces, doit également se faire à l'échelle du site Natura 2000, selon l'article R 414-11, qui est une transposition de l'article 6.1 de la DHFF dans le Code de l'environnement français. Cette dernière est réalisée sur le terrain et retranscrite dans le Document d'Objectifs (Docob) du site, élaboré de façon concertée dans le cadre d'un comité de pilotage (COPIL). C'est au niveau du site que se fera la réflexion de l'évaluation de l'état de conservation des estuaires.

## 1.2. Directive Cadre sur l'Eau (DCE)

De la même manière, les estuaires sont également couverts par un autre cadre communautaire au travers de la DCE (Directive 2000/60/CE). Cette directive établit une politique communautaire pour l'ensemble des eaux de surface (fleuves, lacs, eaux de transition et côtières) et des eaux souterraines, réparties sur six bassins hydrographiques, dans le but d'atteindre en 2015 un bon état écologique de celles-ci, ainsi qu'un bon état chimique de manière à ce que les espèces animales et végétales qui occupaient naturellement ces milieux y soient de nouveau présentes.

Les estuaires sont répertoriés selon la DCE comme des eaux de transition, masses d'eau de surface à proximité des embouchures des rivières, partiellement salines en raison de leur proximité avec les eaux côtières, mais profondément influencées par les courants d'eau douce. Conformément aux exigences de la DCE, leur détérioration doit donc être évitée et l'état de leurs écosystèmes aquatiques protégé et amélioré.

Les chevauchements géographiques entre les sites Natura 2000 et les masses d'eau de transition dans les estuaires sont fréquents (Figure 2 ; Commission Européenne, 2011 ; Le Hir *et al.*, 2013). Cependant, les deux directives ne répondent pas parfaitement aux mêmes définitions de conservation et d'échelles : la DCE prend en compte les masses d'eau et la DHFF les habitats.

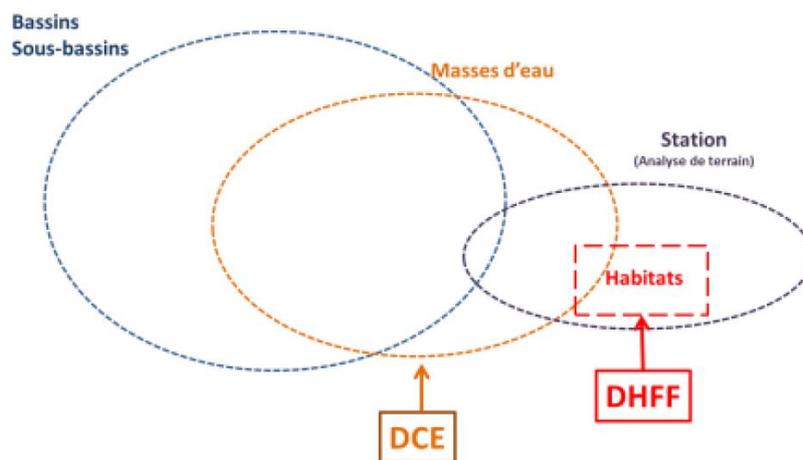


Figure 2 : Espaces concernés par les deux directives (DCE et DHFF ; Viry, 2013)

Après avoir abordé le concept d'habitat et défini l'habitat «Estuaires – UE 1130» au sens de la DHFF, les typologies existantes seront présentées avec la proposition d'une nouvelle typologie. Ensuite, les principes de la méthode d'évaluation de l'état de conservation des estuaires seront exposés avec un volet conceptuel et un autre plus concret qui permettra de développer les questions clés pour évaluer un complexe d'habitats à l'échelle du site Natura 2000. Enfin, pour poursuivre dans la lignée des autres méthodes d'évaluation, un état de l'art des indicateurs permettra de visualiser leur pertinence et leur adaptabilité au cadre fixé par le MNHN. Afin d'illustrer nos propos, des encarts seront rajoutés en prenant pour exemple l'estuaire de la Somme (80).

## 2. Définitions et typologies des estuaires

### 2.1. Définitions et concepts de l'habitat

Le terme habitat est défini différemment selon le contexte dans lequel il est employé. Une clarification de ses définitions au sens de la DHFF et écologique sont alors nécessaires.

#### 2.1.1. Approche conceptuelle d'un habitat

Au regard de la DHFF, les habitats naturels sont des zones terrestres ou aquatiques se distinguant par leurs caractéristiques géographiques, abiotiques et biotiques, qu'elles soient entièrement naturelles ou semi-naturelles (art. 1).

D'un point de vue écologique, d'après Delassus et ses collaborateurs (2004) en reprenant les idées maitresses issues des nombreuses définitions, un habitat :

- est caractérisé par un ensemble de paramètres environnementaux (biotiques et abiotiques),
- correspond à un espace géographique donné,
- est marqué par une organisation spatio-temporelle (pouvant ainsi évoluer dans l'espace et dans le temps),
- ne peut être défini qu'en référence à une échelle d'appréhension donnée et à un niveau d'intégration choisi.

La définition conceptuelle d'un habitat est donc sa représentation en un écosystème [comprenant les communautés biotiques et les aspects abiotiques de l'environnement, tous deux étant interdépendants (Noss, 1990)] auquel une dimension géographique et descriptive précise est ajoutée, avec des limites géolocalisables, ses interactions et échanges ne se limitant pas à ses frontières (Maciejewski *et al.*, à paraître).

Dans la majorité des cas, la végétation, et plus précisément les unités de végétation du système phytosociologique, permettent de décrire et de déterminer les habitats en milieux terrestre (Géhu, 2006 *in* Delassus *et al.*, 2014). Pour les habitats marins, cette détermination se fait sur un cortège d'espèces (biocénose) qui inclut la faune.

Ce principe de délimitation des habitats est essentiel dans un usage pratique puisqu'ils doivent être définis spatialement et aisément identifiables sur le terrain.

### 2.1.2. Définition et délimitation de l'habitat «Estuaires - UE1130» selon la DHFF

D'après le manuel d'interprétation des habitats de l'Union Européenne (EUR 28 ; European Commission, 2013), un estuaire est : « *La partie aval d'une vallée fluviale soumise aux marées, à partir du début des eaux saumâtres. Les estuaires fluviaux sont des anses côtières où, contrairement aux « grandes criques ou baies », l'apport d'eau douce est généralement important. L'interaction des eaux douces avec les eaux marines ainsi que la réduction du flux des eaux dans l'estuaire provoquent des dépôts de fins sédiments sous forme de larges étendues de replats boueux et sableux.* ».

En 2004, Bensettiti et ses collaborateurs, ont précisé dans les cahiers d'habitats côtiers, qu'au sein d'un estuaire se distinguent la marée dynamique et la marée saline. La première correspond à la propagation de la marée dans l'estuaire jusqu'au point à partir duquel le courant fluvial est de nouveau dirigé vers l'aval. La seconde s'applique à l'intrusion de l'eau de mer et à son mélange avec l'eau douce. C'est cette dernière qui définit les limites des estuaires, puisque c'est elle qui explique la répartition de la faune et de la flore saumâtres qui les caractérisent. Transversalement, les estuaires sont des entités paysagères qui intègrent des milieux adjacents, qui sont généralement des zones humides, et équivalent à une partie plus ou moins importante du lit majeur selon la limite des grandes marées (Figure 3 ; Allain *et al.*, 2006 ; Ducrotoy, 2010).

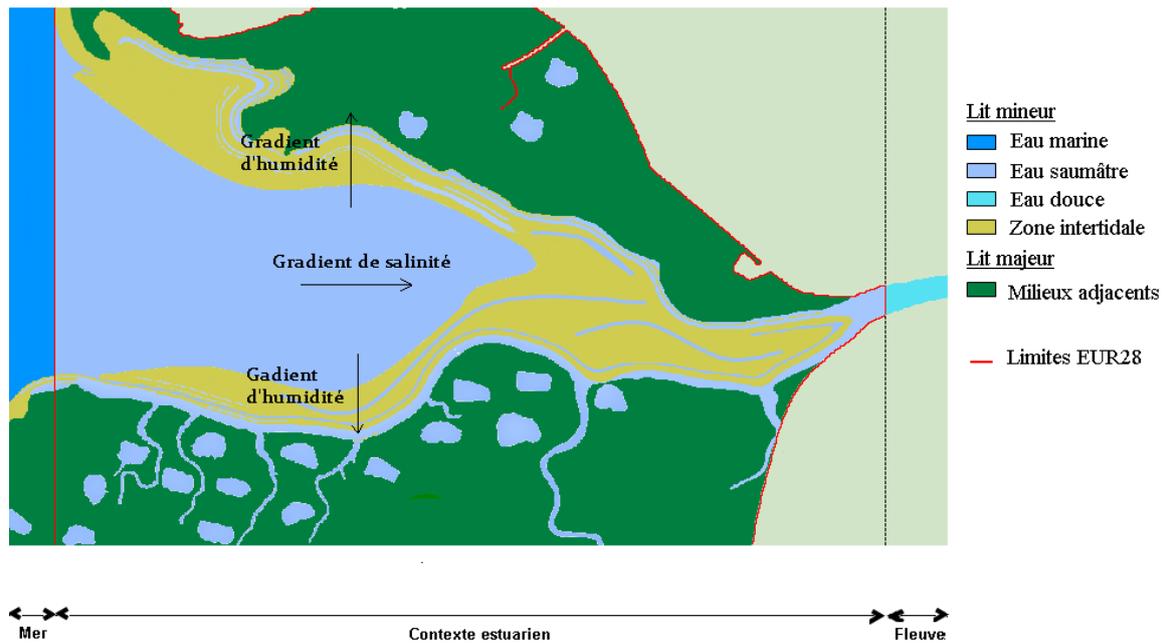


Figure 3: Schéma d'un estuaire avec les limites définies selon EUR 28

### 2.1.3. Définition et caractères généraux des estuaires

Les estuaires sont des zones de transition ou écotones<sup>1</sup>, où se mélangent les eaux marines et fluviales (Kennish, 2002 ; Meire *et al.*, 2005 ; Pasquaud, 2006 ; Ducrotoy et Dauvin, 2008 ; Ducrotoy, 2010 ; Telesh et Khlebovich, 2010). La définition la plus employée est celle de Pritchard (1967) qui définit les estuaires comme « *une masse d'eau côtière semi-close, ayant une connexion libre avec la mer ouverte et à l'intérieur de laquelle l'eau marine est diluée d'une façon mesurable avec l'eau douce, issue du drainage continental* » (McLusky, 1999 ; Kennish, 2002 ; Mialet, 2010). Fairbridge (1980 *in* Dauvin, 1997) précisera par la suite qu'il s'agit d'un bras de mer pénétrant dans une vallée fluviale jusqu'à la limite supérieure de la marée.

Les estuaires sont des systèmes dynamiques et productifs (Kennish, 2002). En effet, en plus de soutenir d'importantes fonctions écologiques (cycles biogéochimiques, transfert de nutriments, purification de l'eau, *etc.*), ils constituent également un lieu de passage essentiel pour de nombreuses espèces migratrices grâce à leurs sites de reproduction et nourriceries, et proposent pour de nombreux organismes de vastes habitats (Meire *et al.*, 2005 ; Elliott *et al.*, 2007 ; Alves *et al.*, 2015). Ces différents processus sont la conséquence d'une mosaïque d'habitats créée par le contact entre

<sup>1</sup> Écotone : Zone de transition entre deux écosystèmes adjacents.

les compartiments marins et continentaux. Ces derniers étant dépendants les uns des autres, ont entre eux des liens physiques, chimiques et biologiques (Meire *et al.*, 2005 ; Malavoi et Bravard, 2010 ; Telesh et Khlebovich, 2010).

De par leur rôle d'interface entre les écosystèmes terrestres et aquatiques, les estuaires sont des milieux complexes et fluctuants. La variation spatio-temporelle des paramètres physico-chimiques tels que la salinité, l'hydrodynamisme, la turbidité, *etc.* entraîne des stress physiologiques et physiques naturels agissant sur les organismes qui y vivent. Ces derniers ont tendance à être limités en nombre d'espèces animales et végétales capables de s'adapter à ces conditions rigoureuses (Elliott et McLusky, 2002 ; Meire *et al.*, 2005). En effet, une faune et une flore spécialisées remplacent, dans les estuaires, les organismes qui proviennent de l'eau douce du fleuve et de l'eau salée de la mer (Dauvin, 2007 *in* Ducrotoy, 2010). Par conséquent, les estuaires montrent une faible diversité biologique qui est compensée par une abondance et une biomasse des organismes généralement importantes (Elliott et McLusky, 2002 ; Meire *et al.*, 2005).

Ce sont donc des écosystèmes complexes, assemblage d'écosystèmes interdépendants, ayant entre eux des échanges de matière et d'organismes vivants (Blandin et Lamotte, 1985). Ils peuvent être divisés en deux parties :

- (a) le lit mineur, représenté par le chenal et la *slikke*<sup>2</sup>, qui est périodiquement recouverte par les eaux (cycle des marées) et,
- (b) le lit majeur, caractérisé par des habitats terrestres tels que le *schorre*<sup>3</sup> ou les dunes, qui sont sous l'influence de la marée (embruns, percolations...) et recouverts uniquement lors des grandes marées.

L'application de la notion d'habitat au sens de la DHFF se fait à l'échelle de l'écosystème estuarien. En effet, bien que la DHFF reconnaisse l'estuaire comme un habitat, c'est également un écosystème où s'associent les habitats (écosystèmes et leurs dimensions géographiques) terrestres et aquatiques qui le composent. Et parmi

---

<sup>2</sup> Slikke : mot d'origine néerlandaise désignant les biotopes littoraux situés dans la zone intertidale, au niveau de l'étage médiolittoral et constitué par des vasières nues découvertes à marée basse.

<sup>3</sup> Schorre : mot d'origine néerlandaise qui désigne la zone côtière correspondant à la partie supérieure de l'étage médiolittoral et à la partie inférieure de l'étage infralittoral. Zone généralement vaseuse colonisée par les plantes halophiles (qui supportent le sel) qui n'est recouverte qu'aux grandes marées.

eux, certains seront d'intérêt communautaire, mais tous sont à prendre en considération, puisque chacun participe à l'intégrité et au bon fonctionnement de l'estuaire. C'est dans cette optique d'éco-complexe que la réflexion sur l'évaluation de l'état de conservation des estuaires sera abordée.

#### 2.1.4. Notion d'éco-complexe

Blandin et Lamotte (1985) emploient le terme d'éco-complexe comme étant un assemblage d'écosystèmes interdépendants ayant entre eux des échanges de matières – eau, sels dissous, sédiments, matière organique – et d'organismes vivants. En d'autres termes, l'éco-complexe évoque la nature écologique, c'est-à-dire spatiale, temporelle et relationnelle de ces assemblages d'écosystèmes qui représentent à l'échelle d'un territoire un niveau d'intégration supérieur. Niveau d'intégration fondé puisqu'il correspond à un ensemble d'écosystèmes interactifs et pas uniquement juxtaposés en une mosaïque plus ou moins hétérogène (Rey *et al.*, 2014).

À cette échelle, apparaissent des propriétés nouvelles qui sont liées à la structure, à la diversité des écosystèmes, au réseau d'interfaces qu'ils forment et aux flux de matière et d'organismes que la structure favorise ou contrarie (Blandin et Lamotte, 1988). L'intérêt de se placer à cette échelle est d'insister sur l'existence d'une structure spatiale (importance des phénomènes d'interface et de disposition relative des différents écosystèmes) à une échelle différente de celle des écosystèmes, des fonctionnements (flux inter-écosystèmes) qui présentent des traits propres ainsi qu'à une dynamique faisant appel à des mécanismes particuliers (Blandin et Lamotte, 1985).

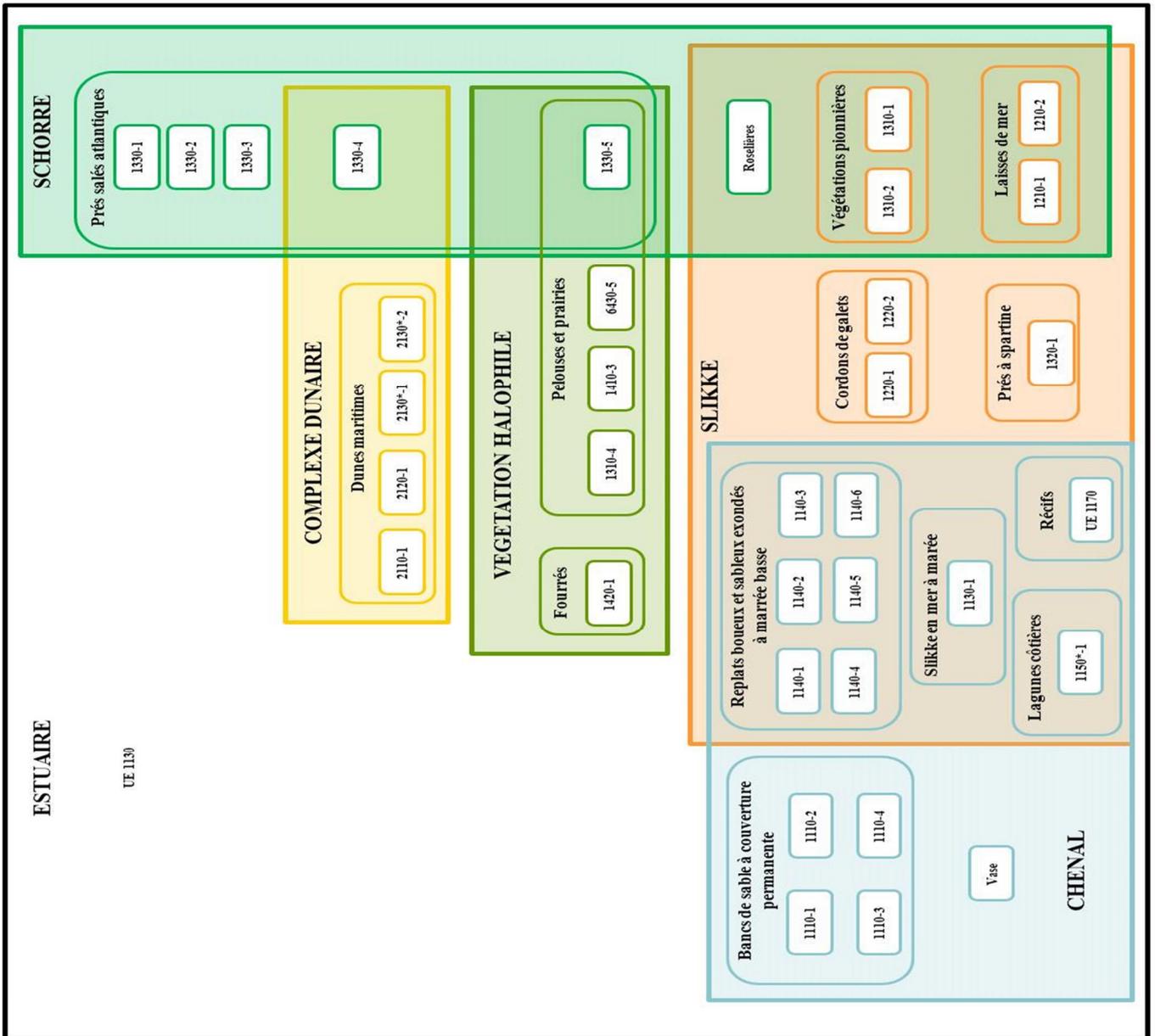
Oldeman (1990) reconnaît trois niveaux hiérarchiques d'un système forestier : l'éco-unité, l'éco-mosaïque et l'éco-complexe. Le plus bas niveau l'éco-unité est une unité de végétation qui commence son développement au même moment, sur la même surface et qui possède une structure et une composition floristique bien définies. Ce niveau correspond à l'habitat terrestre lui-même (comme défini dans la partie 2.1.1). Par analogie avec les estuaires, l'éco-unité pourrait représenter les habitats à la fois terrestres (comme le décrit Oldeman) et les habitats marins (en s'appuyant sur la biocénose). L'éco-mosaïque regroupe les diverses éco-unités présentes dans un site donné soumises aux mêmes conditions stationnelles (climat et sol), de stress et de perturbation. Une éco-mosaïque possède une palette d'éco-unités de différentes

formes, dimensions et évolutions temporelles. En situation estuarienne, ce niveau serait symbolisé par le chenal, la *slikke* et le *schorre* par exemple. Enfin, l'écocomplexe inclut l'ensemble des éco-mosaïques liées entre elles par des processus fonctionnels (flux de matières et d'énergies) ou biotiques (flux biologiques), au niveau de l'estuaire.

Par ailleurs, les écosystèmes estuariens, qu'ils soient de surface importante ou non, sont constitués d'habitats divers et variés (représentation théorique des habitats estuariens potentiels en Figure 4), au sein d'une structure en mosaïque en perpétuelle évolution (Davidson *et al.*, 1991 ; Meire *et al.*, 2005).

**Intitulés des codes Natura 2000**

- 1110-1: sables fins propres et légèrement envasés, herbiers à *Zostera marina*
- 1110-2: sables moyens dunaires
- 1110-3: Sables grossiers et graviers, bancs de maerl
- 1110-4: Sables maltriés
- UE 1130: Estuaires
- 1130-1: Slikke en mer à marée
- 1140-1: Sables des hauts de plage à Talitres
- 1140-2: Galets et cailloutis des hauts de plage à *Orchestia*
- 1140-3: Estrans de sables fins
- 1140-4: Sables dunaires
- 1140-5: Estrans de sables grossiers et graviers
- 1140-6: Sédiments hétérogènes envasés
- 1150\*-1: Lagunes en mer à marées
- UE 1170: Récifs
- 1210-1: Laises de mer sur substrat sableux à vaseux des côtes Manche-Atlantique et mer du Nord
- 1210-2: Laises de mer sur cordons de galets et de graviers des côtes Manche-Atlantique et mer du Nord
- 1220-1: Végétation des hauts cordons de galets
- 1220-2: Végétation des revers internes des cordons de galets
- 1310-1: Salicorniales des bas niveaux (haute slikke atlantique)
- 1310-2: Salicorniales des hauts niveaux (schorre atlantique)
- 1310-4: Pelouses rases à petites annuelles subhalophiles
- 1330-1: Prés salés du bas schorre
- 1330-2: Prés salés du schorre moyen
- 1330-3: Prés salés du haut schorre
- 1330-4: Prés salés du contact schorre/dune
- 1330-5: Prairies hautes des niveaux supérieurs atteints par la marées
- 1410-3: Prairies subhalophiles thermo-atlantiques
- 1420-1: Fourrés halophiles thermo-atlantiques
- 2110-1: Dunes mobiles embryonnaires atlantiques
- 2120-1: Dunes mobiles à *Ammophila arenaria* subsp. *arenaria* des côtes atlantiques
- 2130\*-1: Dunes grises de la mer du Nord et de la Manche
- 2130\*-2: Dunes grises des côtes atlantiques
- 6430-5: Mégaphorbiaies oligohalines



\* : habitats prioritaires

**Figure 4 : Complexe d'habitats associés aux estuaires**

En exemple, l'estuaire de la Somme (80) présente plusieurs types d'habitats terrestres :

- UE 1310 : Végétations annuelles pionnières à *Salicornia* et autres espèces annuelles des zones boueuses et sableuses ;
- UE 1330 : Prés-salés atlantiques
- UE 1420 : fourrés halophiles méditerranéens et thermo-atlantiques
- UE 2130\* : Dunes côtières fixées à végétations herbacées (dunes grises)
- UE 2160 : Dunes à *Hyppophae rhamnoides*

Ainsi que de nombreuses mosaïques constituées d'habitats d'intérêt communautaire (Figure 5).

Une image satellitaire des habitats de l'estuaire de la Somme est présentée en Annexe 1.

Document d'objectifs de la proposition de Site d'Importance Communautaire  
 (pSIC PIC01) : "Estuaires et littoral picards"  
**ESTUAIRE DE LA SOMME**  
 Cartographie des habitats naturels  
 Typologie Eur 15 (1999)



Figure 5 : Cartographie des habitats naturels terrestres de l'estuaire de la Somme selon la typologie EUR 15 (source : Docob « Estuaires et littoral picards »)

 Limite du site d'étude

 Extrapolation

### Habitats simples

**1310** Végétations annuelles pionnières à *Salicornia* et autres espèces annuelles des zones boueuses et sableuses

**1330** Prés-salés atlantiques (*Glauco-Puccinellietalia maritima*)

**1420** Fourrés halophiles méditerranéens et thermo-atlantiques (*Sarcocornetea fruticosi*)

**2130** Dunes côtières fixées à végétation herbacée (dunes grises)

**2160** Dunes à *Hypophae rhamnoides*

\* : habitat prioritaire

### Mosaïques contenant des habitats de la Directive Habitats

**E2** Mosaïque de végétations halophiles pionnières à spartines ou salicornes de la haute slikke et de Végétation halophile suffrutescence à *Obione faux-pourpier* des schorres inférieurs à moyens

**E1** Mosaïque de végétation halophile pionnière annuelle à *Suéda* maritime, salicornes ou spartines de la haute slikke

**E3** Mosaïque de végétations halophiles pionnières à salicornes de la haute slikke et de Végétation halophile suffrutescence à *Obione faux-pourpier* des schorres inférieurs à moyens

**E4** Mosaïque de végétations halophiles pionnières à salicornes ou spartines de la haute slikke et de Prairie halophile à *Obione faux-pourpier* et *Atropis maritime* des schorres inférieurs à moyens

**E6** Mosaïque de Végétation halophile suffrutescence à *Obione faux-pourpier* des schorres inférieurs à moyens et de végétations halophiles pionnières à spartines de la haute slikke

**E8** Mosaïque de Végétation halophile suffrutescence à *Obione faux-pourpier* et de Prairie halophile à *Obione faux-pourpier* et *Atropis maritime* des schorres inférieurs à moyens

**E9** Mosaïque de Végétation suffrutescente à *Obione faux-pourpier* des schorres inférieurs à moyens et de Prairie subhalophile nitrophile à *Bette maritime* et *Elyme piquant* des schorres supérieurs

**E11** Mosaïque de Prairie halophile à *Obione faux-pourpier* et *Atropis maritime* des schorres inférieurs à moyens et de végétation halophile pionnière à salicornes de la haute slikke

**E14** Mosaïque de Prairie halophile à *Obione faux-pourpier* et *Atropis maritime* et de Végétation halophile suffrutescence à *Obione faux-pourpier* des schorres inférieurs à moyens

**E16** Mosaïque de Prairie halophile à *Obione faux-pourpier* et *Atropis maritime* des schorres inférieurs à moyens et de Prairie subhalophile nitrophile à *Bette maritime* et *Elyme piquant* des schorres supérieurs

**E17** Mosaïque de Prairie halophile à *Obione faux-pourpier* et *Atropis maritime* des schorres inférieurs à moyens et de végétations halophiles à subhalophiles parfois nitrophiles des schorres moyens à supérieurs

**E18** Mosaïque de Prairie halophile à *Obione faux-pourpier* et *Atropis maritime* des schorres inférieurs à moyens et de végétations halophiles à subhalophiles parfois nitrophiles du schorre et de la haute slikke

**E19** Mosaïque de Prairie halophile à *Obione faux-pourpier* et *Atropis maritime* des schorres inférieurs à moyens et de végétations halophiles à salicornes des dépressions du haut de schorre

**E21** Mosaïque de Prairie halophile à *Obione faux-pourpier* et *Atropis maritime* des schorres inférieurs à moyens et de végétations subhalophiles nitrophiles du schorre supérieur

**E29** Mosaïque de Prairies subhalophiles nitrophiles à *Amoise maritime*, *Bette maritime* et *Elyme piquant* des schorres supérieurs

### Pourcentage de recouvrement du ou des habitats d'intérêt communautaire au sein des mosaïques d'habitats

 < 5%

 5% à 25%

 25% à 50%

 > 50%

## 2.2. Typologies des estuaires

La typologie est une démarche de classification qui permet de faciliter l'analyse et l'étude des réalités complexes en synthétisant et organisant les objets dans un domaine d'étude. Concernant les estuaires, plusieurs typologies existent, montrant ainsi que ce milieu est depuis longtemps étudié. À partir de ces typologies, nous en proposons une nouvelle afin de pouvoir l'appliquer de façon adaptée à la méthode d'évaluation de l'état de conservation.

### 2.2.1. Typologies existantes

Pritchard (1955 *in* Capo, 2006) est le premier à proposer une typologie sur les estuaires. Celle-ci se base sur le mélange des eaux douces et salées et distingue ainsi quatre types d'estuaires du plus stratifié (mélange faible) au plus homogène. Plus tard, en 1960, il évoque une seconde typologie qui s'appuie sur les caractères morphologiques de l'embouchure et suggère que les estuaires peuvent être divisés en quatre types : les vallées fluviales inondées, les estuaires « barrières » (« *bar-built estuaries* »), les fjords et les estuaires tectoniques. Cette classification sera reprise et complétée par Fairbridge (1980 *in* Valle-Levinson, 2010) qui intègre le mode de circulation des eaux. Ceci permet de distinguer les fjords, les rias, les estuaires de plaines côtières ouvertes, les estuaires « barrières », les estuaires aveugles (temporairement fermés), les estuaires deltaïques et les estuaires tectoniques.

Hayes (1975 *in* Caffier et Artigas, 2010) en se basant sur le caractère physique qui est le marnage, définit trois types d'estuaires : les microtidaux (marnage < 2m), les mésotidaux (2m < marnage < 4m) et les macrotidaux (marnage > 4m). Dalrymple et ses collaborateurs (1992) classent les estuaires en combinant l'influence des vagues, du fleuve et de la marée et en déduisent ainsi la dominance de ces paramètres au sein des estuaires. Perillo (1995) différencie les estuaires primaires et secondaires, les premiers sont typés en trois catégories : les vallées fluviales, les vallées glaciaires et les estuaires influencés par le fleuve ; les secondaires correspondent davantage à la définition des lagunes côtières selon EUR 28 pour la DHFF. En France, la classification utilisée dans le cadre de la DCE distingue neuf types de masses d'eau de transition selon différents critères comme la salinité, le marnage ou encore la surface du bassin versant (MEDDE, 2005 ; Caffier et Artigas, 2010). Ces paramètres sont pour la plupart les mêmes que dans

les typologies détaillées précédemment. En 2007, Hume et ses collaborateurs proposent une nouvelle approche en catégorisant différents processus physiques selon l'échelle à laquelle ils opèrent. Ainsi, plusieurs types sont déterminés pour chaque niveau et seront rassemblés pour former un type global.

Les Cahiers d'habitats (Bensettiti *et al.* coord, 2004), déclinent l'habitat générique «Estuaires - UE 1130» - listé à l'annexe I de la DHFF - en deux habitats élémentaires, selon que l'estuaire se situe dans la région biogéographique marine Atlantique « 1130-1 Slikke en mer à marée (façade atlantique) » ou Méditerranéenne « 1130-2 Sables vaseux et vases lagunaires et estuariennes (Méditerranée) ».

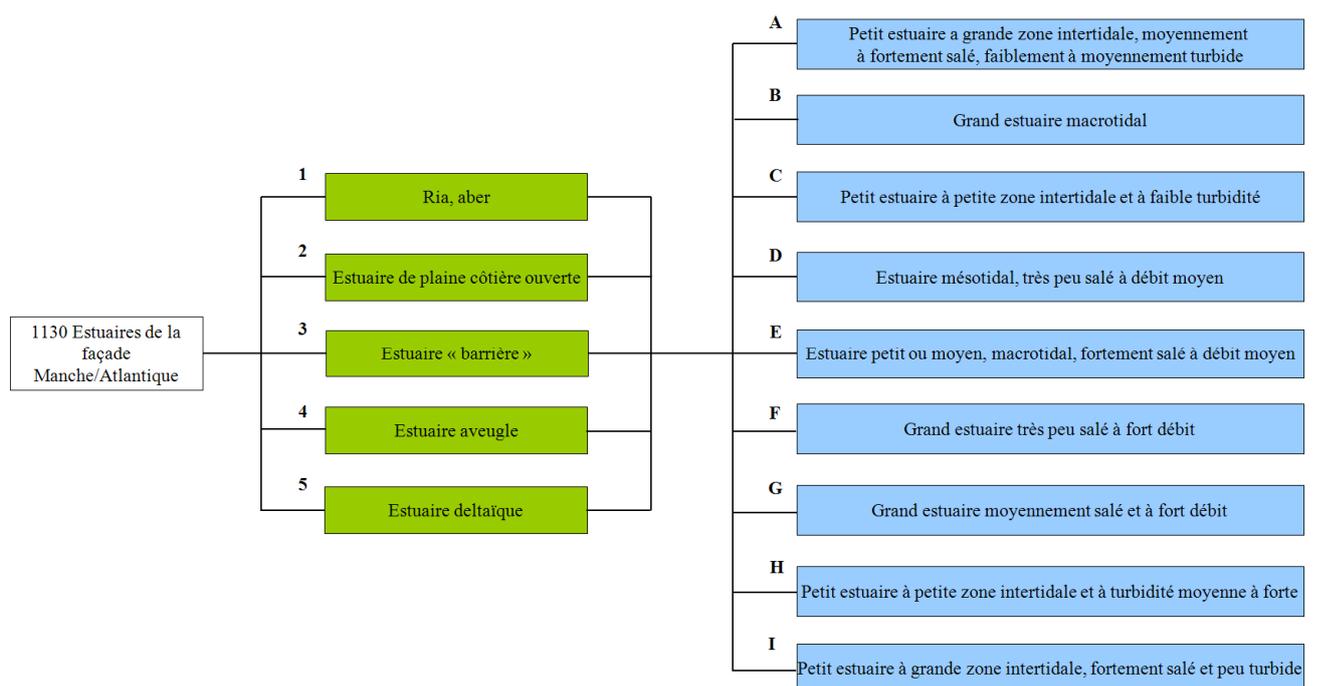
### 2.2.2. Proposition d'une nouvelle typologie

Les estuaires se présentent sous une multitude d'aspects, façonnés par leurs configurations géomorphologiques et leurs fonctionnements. La typologie qui suit a pour but de proposer une interprétation de ces réalités au sein de l'habitat « Estuaires ».

La typologie proposée (Figure 6), se basera donc sur un premier niveau (représenté par l'encadré blanc dans la Figure 6) correspondant à l'habitat générique «Estuaires - UE 1130» de la façade Manche et Atlantique, qui est l'objet à évaluer ici. Ensuite, la typologie s'appuiera sur deux typologies préexistantes et sera donc divisée en deux autres niveaux.

Le second niveau (représenté par les encadrés verts dans la Figure 6) permet de classer les estuaires selon leur géomorphologie. En effet, plusieurs auteurs font la distinction entre les fjords, les estuaires de plaine côtière ouverte, les rias/abers et les estuaires « fermés » (Pritchard, 1960 ; Fairbridge, 1980 ; Perillo, 1995). C'est pour cela que ce niveau sera basé sur la classification de Fairbridge, également utilisé dans la classification britannique (Davidson *et al.*, 1991). Les types suggérés par ce dernier ont été adaptés pour les estuaires français. Les fjords et les estuaires tectoniques n'étant pas présents en France ont été retirés de la classification initiale (cf. Annexe 2 pour les représentations et les descriptions de chaque type géomorphologique). Le choix sur ce niveau géomorphologique, s'explique par le fait que ce paramètre régit et influence l'expression et la distribution des habitats au sein des estuaires.

Le dernier niveau (représenté par les encadrés bleus dans la Figure 6) de la typologie des estuaires permet de visualiser la diversité des éléments agissant en leur sein et également de mettre en évidence la variabilité de ces derniers d'un estuaire à l'autre. Ce niveau a été retenu en se basant sur la typologie proposée dans le cadre de la DCE pour les masses d'eau de transition (correspondant aux eaux saumâtres). Le tableau récapitulatif et les valeurs seuils des différents éléments correspondant aux types de la typologie DCE sont repris dans les Annexes 3 et 4.



**Figure 6: Schéma des différents niveaux de la nouvelle typologie proposée.**

Certaines combinaisons sont impossibles, par exemple, les rias ou abers (1), ne peuvent pas être assimilés avec des grands estuaires. En effet, ce sont des vallées ennoyées, relativement profonds avec des chenaux étroits (Ducrottoy, 2010), et ne peuvent donc pas correspondre aux types B, F et G du troisième niveau.

Effectivement, la typologie proposée au titre de la DCE, se cantonne uniquement à la masse d'eau et écarte la notion d'écosystèmes adjacents, essentielle dans le cadre de la DHFF. C'est pour cela, que le paramètre morphologique a été associé à cette dernière.

De plus, Caffier et Artigas (2010), signalent que dans la typologie de la DCE des estuaires aux fonctionnements différents peuvent être classés dans un même type, ce qui confirme qu'un complément est essentiel pour différencier au mieux les estuaires français dans notre démarche. Il est également à noter, que les estuaires de la façade

Manche et Atlantique ont déjà été assignés aux différents types de la DCE (Foussard, 2014). Seul le paramètre morphologique reste à déterminer.

Néanmoins, il est important de préciser que chaque estuaire est unique, par la configuration de son embouchure et les divers facteurs intégrant son fonctionnement et sa dynamique. Il est donc essentiel, avant de commencer une méthode d'évaluation de l'état de conservation d'un estuaire, de préciser le type selon la typologie proposée et de le décrire le plus précisément possible afin de contextualiser les résultats de l'évaluation.

Dans notre exemple concernant la Baie de Somme, il s'agit d'un estuaire de type **2A** : estuaire de plaine côtière ouverte de petite taille avec une grande zone intertidale, moyennement à fortement salé et faiblement à moyennement turbide.

### 3. Notion d'évaluation de l'état de conservation

L'état de conservation d'un habitat est un concept difficile à appréhender et cette difficulté s'accroît avec l'ajout de la notion d'éco-complexe. Une clarification des concepts associés à l'état de conservation est donc essentielle.

#### 3.1. Approche conceptuelle de l'état de conservation

L'état de conservation d'un habitat naturel est (art.1, DHFF) : « ... *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...* ».

À cette échelle biogéographique, la méthode d'évaluation communautaire doit renseigner ces différents paramètres pour préconiser un état de conservation « favorable » (art. 1, DHFF) :

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

Cependant, cette définition n'est pas opérationnelle dans un objectif de gestion, elle manque de pragmatisme et a été construite pour une échelle biogéographique, alors que l'échelle pertinente pour la mise en place d'objectifs opérationnels pour la conservation des habitats est celle du site (Cantarello et Newton, 2008). Seules les grandes lignes de cette définition sont retenues sélectionnant uniquement ce qui s'adapte à l'échelle du site (Natura 2000). Les paramètres « surface couverte par l'habitat », « structure et fonctionnement » et « altérations » sont maintenus dans l'évaluation de l'état de conservation d'un habitat à cette échelle. En effet, la perte de surface est défavorable à l'état de conservation de l'habitat, la structure décrit les relations de voisinage entre les individus et prend à la fois en compte la dimension des individus et leurs relations spatiales ; le fonctionnement est organisé autour des flux internes et externes, et des processus de transformation des composantes élémentaires, biogéochimiques, organiques et physiologiques (Bensettiti *et al.*, 2012).

L'état de conservation d'un habitat traduit donc l'état de ses éléments, de leurs interactions entre eux et avec l'environnement. Évaluer l'état de conservation d'un habitat implique donc d'évaluer sa structure, sa composition et ses fonctions qui sont interdépendantes (Noss, 1990).

### **3.2. Concept de l'évaluation de l'état de conservation à un écosystème**

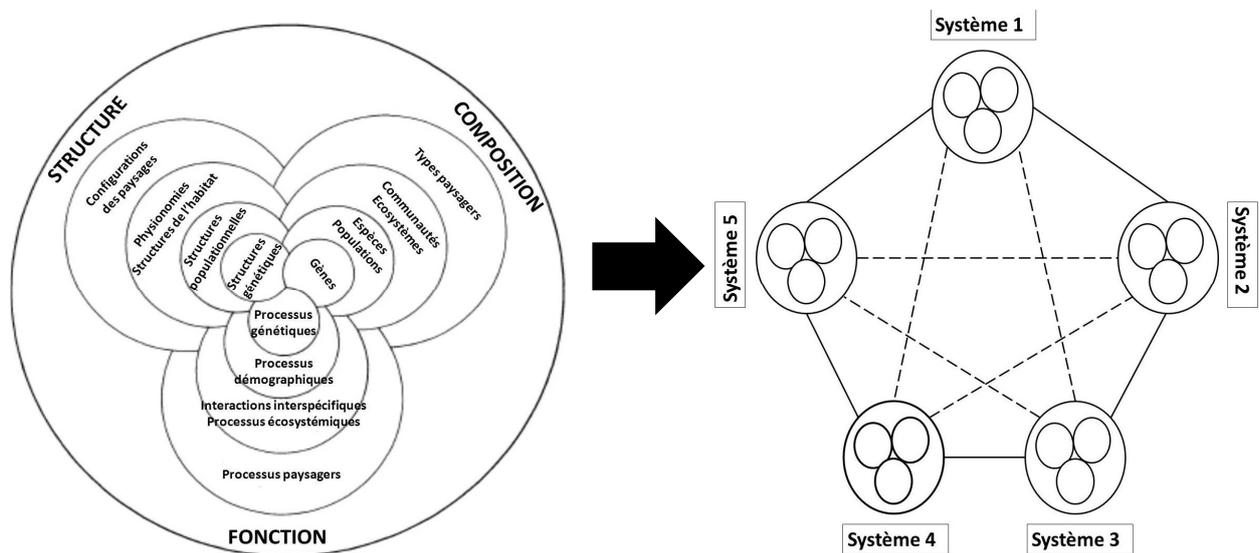
L'écosystème étant un ensemble d'unités fonctionnelles et d'interactions, la méthode d'évaluation de l'état de conservation de ce système devra donc prendre en compte ces deux composantes. Pour cela, l'évaluation de l'état de conservation de l'écosystème estuarien se fera à deux échelles distinctes. Dans un premier temps, à l'échelle de l'habitat, l'état de conservation de chaque habitat constituant l'écosystème serait évalué. Ceci permet alors de considérer les unités fonctionnelles présentes. En effet, à cette échelle les informations retenues concerneront la forme, la qualité de l'habitat et les relations avec les autres éléments de l'écosystème. Ensuite, une seconde évaluation se fera à l'échelle de l'écosystème, et permettra ainsi de tenir compte à la fois des habitats mais des interactions et échanges qui les caractérisent et de mettre l'accent sur la structure spatio-temporelle et les facteurs d'organisation (Burel et Baudry, 1999).

Une telle approche se fonde sur une vision systémique. En se basant sur la théorie des systèmes de Von Bertalanffy (1993), un système est composé d'un ensemble d'éléments reliés entre eux, les interactions entre ces derniers constituent une totalité qui ne se réduit pas à la somme des parties. En effet, une simple somme négligerait la totalité qui naît du fait que les éléments ne sont pas simplement juxtaposés dans le système, mais entretiennent des relations organisées et structurées (Gunderson et Holling, 2002). Dans ce cas, il ne s'agit donc pas d'évaluer chaque habitat présent au sein de l'estuaire et d'en additionner les résultats.

Effectivement, les échanges permanents entre les divers écosystèmes font que la modification de l'un d'eux peut se répercuter sur les milieux adjacents voire sur le système entier (Dajoz, 2006). La théorie des hiérarchies est le cadre conceptuel permettant d'évaluer un ensemble de phénomènes à plusieurs échelles d'espace et de

temps. Elle suggère que les plus hauts niveaux d'organisation influencent et imposent le comportement des niveaux inférieurs et réciproquement. C'est le principe de panarchie, ensemble imbriqué représentant l'interconnexion de systèmes dans lesquels se déroulent des cycles adaptatifs (Garmestiani *et al.*, 2009 ; Figure 7). Ces niveaux d'organisation ont une propriété de quasi-autonomie, rendant les systèmes hiérarchiques décomposables (Burel et Baudry, 1999). Cependant, même si les modifications interviennent à une large échelle, le suivi et l'évaluation des niveaux inférieurs sont essentiels, car ce sont eux qui contiennent les détails d'intérêt pour la conservation et sont la base des mécanismes s'opérant aux niveaux supérieurs. De plus, les phénomènes se réalisant à plus grande échelle sont généralement plus lents que ceux intervenant à des niveaux plus bas (Noss, 1990 ; Burel et Baudry, 1999).

En outre, il semblerait que la taille des estuaires soit partiellement liée aux capacités de résilience de ces derniers. Pye et Blott (2014) suggèrent que des modifications intervenant à petite échelle peuvent avoir un impact important sur les petits estuaires. Les effets peuvent être plus prononcés en raison de leur limitation spatiale et les perturbations peuvent affecter l'ensemble du système plutôt que des zones en particulier, et par conséquent entraver les processus de résilience (Callaway *et al.*, 2014).



**Figure 7 : Représentation de la théorie des hiérarchies (Noss, 1990) et de la théorie des systèmes d'après Von Bertalanffy (1993)**

La représentation des systèmes expose les liens directs et indirects qu'ils entretiennent entre eux. Un système compositionnel, structurel et fonctionnel montre que les sphères sont interconnectées, chacune englobant plusieurs niveaux d'organisation (Noss, 1990).

Cette notion d'évaluation globale de l'écocomplexe estuarien peut s'appuyer sur le concept de symphytosociologie (Meddour, 2011 ; Chalumeau et Bioret, 2013) qui s'appliquerait au compartiment terrestre de l'estuaire. Cette science étudie les complexes de communautés végétales (utilisées sur le terrain pour la détermination des habitats terrestres) ainsi que leurs relations dynamiques et s'applique donc à des niveaux d'intégration supérieurs tels que les paysages ou les écocomplexes d'après Blandin et Lamotte (1988). La sigmassociation ou somme des groupements végétaux présents dans le paysage analysé, est l'unité de base de la symphytosociologie (Géhu, 1979 ; Chalumeau et Bioret, 2013). Cependant, pour le compartiment marin, la dimension paysagère est plus difficile à appréhender. En effet, la caractérisation des habitats marins repose sur les biocénoses, cependant, dans la zone subtidale (zone située en dessous des variations de la marée donc toujours immergée), l'échantillonnage se fait pour de nombreux habitats « à l'aveugle » (ex : substrats meubles) et empêche de rendre compte de cette dimension paysagère (Lepareur, com. pers., 2015).

#### **4. Approches méthodologiques pour l'évaluation de l'état de conservation des estuaires**

Les méthodes d'évaluation proposées par le MNHN sont essentiellement à destination des gestionnaires de sites Natura 2000 (ou autres gestionnaires d'espaces naturels) et se doivent donc d'être accessibles à ces opérateurs. Concrètement, cela se traduit par des mesures sur le terrain dont l'analyse et la technicité ne doivent pas demander des compétences et des moyens importants. Pour cela, l'évaluation des habitats d'intérêt communautaire, et dans ce cas des estuaires se fera par l'intermédiaire d'indicateurs. Ils devront être simples, pragmatiques et peu coûteux en temps en plus d'être pertinents et non redondants entre eux.

Un certain nombre de concepts de base et de choix méthodologiques ont été mis en place lors de la réflexion opérée pour l'élaboration des autres méthodes concernant les habitats forestiers (Carnino, 2009), marins (Lepareur, 2011), les dunes non boisées de la façade atlantique (Goffé, 2011), les lagunes côtières (Lepareur *et al.*, 2013), les habitats humides et aquatiques (Viry, 2013), les habitats agropastoraux (Maciejewski, 2012 ; Maciejewski *et al.*, 2015), les mares temporaires méditerranéennes (Charles et Viry, 2015) et les habitats tourbeux (Epicoco et Viry, 2015). Afin de garder une harmonisation et une cohérence, l'approche méthodologique de l'évaluation de l'état de conservation des estuaires de la façade Manche et atlantique devra s'inscrire dans cette approche et s'adapter au contexte d'un écosystème estuarien. Pour cela les trois grands paramètres - évolution de la surface, structure et fonctionnement et altérations - retenus dans l'évaluation de l'état de conservation des habitats sont conservés pour les estuaires. Ces paramètres seront eux-mêmes composés de critères auxquels sont associés un ou plusieurs indicateurs.

Néanmoins, dans notre cas, l'étude portera sur l'ensemble des habitats d'intérêt communautaire ou non, tous constitutifs de l'estuaire. Comme pour les autres méthodes déjà mises en place, l'échelle d'analyse est le site Natura 2000, en intégrant la démarche à l'échelle de l'écosystème qui regroupe les différents habitats. Les indicateurs répertoriés s'appliqueront à des échelles différentes (comme définies dans la partie 3.2). Certains concerneront un habitat particulier, d'autres correspondront à plusieurs habitats ou encore engloberont l'estuaire dans sa totalité.

## **5. État de l'art des indicateurs utilisés dans le contexte des estuaires**

Plusieurs études, dans des cadres et des contextes différents, ont développé des indicateurs sur le sujet. Ici, notre travail s'inscrit dans le cadre de la DHFF, le but de cet état de l'art est de voir si les indicateurs trouvés s'y appliquent et si des lacunes apparaissent (compartiments « orphelins », pressions non prises en compte) et les limites d'application.

### **5.1. Indicateurs – définition**

Les indicateurs fournissent une information représentative d'une tendance ou d'un phénomène permettant de répondre à une question évolutive de plus grande ampleur. Ils sont à concevoir comme des outils de communication accessibles au public sans les rendre simplistes. Ils correspondent à des variables diverses selon la problématique posée et peuvent appartenir à des domaines différents (physico-chimie, biologie, *etc.* ; Ducrotoy, 2010 ; Bouzillé, 2014 ; MNHN, 2015). Un indicateur doit être pertinent, simple et être compris par des termes simples, scientifiquement justifiable et à moindre coût (Marques *et al.*, 2009). Ce sont donc des outils très utiles dans les prises de décisions, car ils décrivent les pressions globales qui affectent l'écosystème (Pinto *et al.*, 2008).

Les estuaires étant un lieu d'interface entre les écosystèmes aquatiques et terrestres, l'évaluation de l'état de conservation de cet écosystème s'articule pour l'essentiel autour d'outils de deux directives : la DCE et la DHFF. La DCE ayant pour but d'améliorer l'état écologique des masses d'eau de surface, dont les eaux de transition, a entrepris l'élaboration de plusieurs indicateurs répartis selon les éléments de qualités (biologiques, physico-chimiques et hydromorphologiques) utilisés dans la définition de l'état écologique des masses d'eau de transition.

En plus des indicateurs proposés dans le cadre de la DCE, d'autres indicateurs ont été créés pour d'autres contextes et cadres. De plus, s'agissant d'un complexe d'habitats, les indicateurs existants s'appliquent aux différents compartiments et habitats constituant les estuaires.

## 5.2. Paramètres, critères et indicateurs

### 5.2.1. Paramètre : Surface couverte

#### *5.2.1.1. Critère : Évolution de la surface*

#### **Changement morphologique du trait de côte**

Le changement morphologique du trait de côte fournit des informations sur la nature dans laquelle celui-ci a été modifié par les activités anthropiques ou les processus naturels. Les métriques utilisées pour cet indicateur sont pour la plupart d'ordre physique comme la perte de la zone intertidale, changement de la bathymétrie et de la topographie, *etc.* Pour chaque modification, une classe d'intensité est attribuée. Toutes les classes sont ensuite réunies pour obtenir un résultat global de la modification du trait de côte (Aubry et Elliott, 2006).

### 5.2.2 Paramètre : Structure et fonctionnement

#### *5.2.2.1. Indicateurs de la DCE*

L'annexe V de la DCE définit une liste de paramètres à prendre en compte dans l'évaluation de l'état écologique des masses d'eau de transition. Concernant l'élément de qualité biologique, quatre paramètres sont à évaluer : le phytoplancton, la flore aquatique (autre que le phytoplancton), les invertébrés benthiques et l'ichtyofaune (Courrat *et al.*, 2010).

#### a. Critère : Composition floristique

#### **Phytoplancton**

L'indicateur « Phytoplancton » repose sur deux métriques : l'abondance et la biomasse de la chlorophylle. Le phytoplancton étant un organisme photosynthétique, il a donc besoin d'énergie lumineuse pour se développer. Dans le cas d'un estuaire turbide, par l'accumulation excessive de matière en suspension, la faible transparence de l'eau atténue la production primaire. En cas de forts apports en éléments nutritifs, la production phytoplanctonique peut être excessive et engendrer un phénomène d'eutrophisation (Lévêque *et al.*, 2011 ; Foussard, 2014 ; Ifremer, 2014a ; Commissariat Général du Développement Durable, 2015).

Actuellement, cet indicateur ne concerne que les estuaires à faible turbidité, excluant ainsi les trois grands estuaires français (Seine, Loire, Gironde).

## **Macrophytes**

En France, deux groupes de végétaux ont été retenus selon le type de végétation et le milieu qui lui est associé :

- Les macroalgues :
  - Macroalgues sur substrat rocheux en zone intertidale.
  - Macroalgues sur substrat sableux en zone intertidale.
  - Blooms de macroalgues opportunistes.
- Les angiospermes :
  - Herbiers à zostères.
  - Végétation du schorre.

Le phytobenthos (algues et phanérogames) est constitué d'espèces ingénieuses et répond directement aux changements biotiques et abiotiques de l'environnement, et, en tant que tel, représente un indicateur idéal (Borja, 2005).

### *Macroalgues sur substrat rocheux et vases indurées en zone intertidale*

D'après Foussard (2014), l'indicateur ABER (*Algal Belts Estuarine Ratios*) s'appuie sur la présence de macroalgues sur substrat dur (métrique 1) et sur substrat meuble (métrique 2). Sur roche, la métrique 1 repose sur la couverture de macroalgues non opportunistes (brunes et rouges) par rapport aux opportunistes. Sur substrat meuble, la métrique 2 est basée sur la proportion de *Vaucheria* (caractéristique des estuaires), de *Chlorophyceae* et de cyanobactéries. Les macroalgues jouent un rôle important dans la production primaire et représentent aussi un support pour de nombreuses espèces animales et végétales. Leur répartition se fait principalement en fonction de la disponibilité du substrat, des conditions physico-chimiques (hydrodynamisme, turbidité...) et bathymétriques qui engendrent une organisation en ceinture (Ifremer, 2014b). Actuellement, cet indicateur est applicable aux abers bretons et des travaux dans l'estuaire de la Seine et de l'Orne sont actuellement en cours.

### *Macroalgues opportunistes*

L'indicateur TW-OGA (*Transitional Water Opportunistics Green Algae*) est adapté aux substrats vaseux et est utilisé dans la quasi-totalité des masses d'eau de transition. Ce dernier se compose de deux métriques qui évaluent :

- (a) l'aire maximale effectivement colonisée par les algues vertes en fonction de l'aire potentiellement colonisable,
- (b) l'aire affectée par les algues vertes opportunistes (Foussard, 2014).

La prolifération des macroalgues opportunistes a un impact environnemental par le colmatage durable de la surface du sédiment et des herbiers de phanérogames (Ifremer, 2014b).

### *Herbiers à zostères*



Figure 8 : Banquette de *Zostera noltei* Hornemann, 1832 (© G Giraud)

Il s'agit d'un indicateur basé sur les herbiers à zostères composés de *Zostera (Zostera) marina* et *Zostera (Zosterella) noltei* (Figure 8), capables de se développer en condition d'immersion permanente ou très fréquente. L'indicateur est basé sur trois métriques : la composition taxonomique, l'extension spatiale et le développement des herbiers. Les herbiers sont essentiels dans le fonctionnement des estuaires puisqu'ils fournissent un lieu de nourriture pour de nombreuses espèces animales et sont très sensibles aux pressions d'origine anthropique ou naturelle (Ifremer, 2014c).

Cet indicateur « Angiospermes » peut être appliqué dans tous les estuaires à condition que ceux-ci présentent des herbiers de taille significative (Foussard, 2014).

### *Végétations du schorre*

En France, nous n'avons pas répertorié d'indicateur pour l'élément de qualité « schorre ». En effet, l'Onema (Office National de l'Eau et des Milieux Aquatiques) propose d'utiliser les *schorres* comme un élément d'hydromorphologie. Actuellement, dans les travaux sur l'hydromorphologie, les *schorres* ne font pas l'objet d'un indicateur spécifique, mais interviennent dans plusieurs indicateurs pour la morphologie de l'estuaire, les courants, la salinité *etc.* (Foussard, com. pers. 2015).

Cependant, plusieurs États membres ont développé une méthode permettant de déterminer la qualité écologique des *schorres*. Parmi tous les indicateurs proposés par les États membres, deux métriques sont récurrentes : l'évolution de la surface totale de la végétation au regard d'une situation de référence et la composition taxonomique de la végétation (pour une description plus détaillée des indicateurs des autres États membres, voir Rossi, 2012).

b. Critère : Composition faunistique

**ELFI (*Estuarine and Lagoon Fish Index*)**

Il s'agit d'un indicateur multimétrique qui a pour particularité de prendre en compte le gradient de salinité, présent dans la majorité des estuaires. Pour cela les métriques correspondent aux densités des poissons diadromes, benthiques, résidents, *etc.* (Delpech *et al.*, 2010 ; Delpech et Lepage, 2012). Cet indicateur permet de mettre en évidence la réponse des différentes communautés de poissons aux pressions anthropiques (Lévêque *et al.*, 2011).

L'indicateur « Poissons » présente quant à lui certains inconvénients. D'une part, la capture des individus demande un effort d'échantillonnage important. D'autre part, ils ont une grande tolérance aux contaminants et à la dégradation physique des habitats (Harrison et Whitfield, 2004).

**Invertébrés benthiques**



Figure 9 : *Hediste diversicolor* (O.F. Müller, 1776) espèce typique des vasières estuariennes

Le benthos a un rôle central dans le fonctionnement des écosystèmes estuariens et est également une cible bien établie dans l'évaluation de l'état de conservation de l'environnement (Borja, 2005). Les espèces benthiques (Figure 9) sont donc largement utilisées en tant qu'indicateurs pour transcrire la situation et les tendances de l'environnement estuarien. En effet, les communautés benthiques répondent à de nombreux types de contraintes naturelles et anthropiques, par leur forte sensibilité, leur cycle de vie relativement court et leur sédentarité (Weisberg *et al.*, 1997 ; Paul *et al.*, 2001). Le suivi de la faune invertébrée benthique concerne les zones intertidales et subtidales (Garcia *et al.*, 2014).

### *BO2A (Benthic Opportunistic Annelida Index)*

Cet indicateur se base sur le rapport entre les espèces opportunistes de polychètes ainsi que le genre *Clitellata* et les espèces sensibles d'amphipodes. Les amphipodes sont des organismes vivant dans le substrat meuble estuarien et dans les communautés benthiques marines, ils répondent très rapidement aux contaminations du milieu (Dauvin et Ruellet, 2009). L'intérêt de cet indicateur est qu'il est basé sur « l'autosuffisance taxonomique » qui recommande de réduire l'effort d'identification en ne considérant que les catégories taxonomiques (Dauvin et Ruellet, 2007). BO2A ne peut s'appliquer que dans la zone oligohaline.

### *MISS-TW (Macrobenthic Index for Sheltered Systems-Transitional Water)*

L'indicateur est basé sur huit métriques décrivant l'abondance et la diversité des amphipodes sensibles, des bivalves et des annélides polychètes (Courrat *et al.*, 2010 ; Gouilleux *et al.*, 2010). Actuellement, MISS-TW nécessite des travaux complémentaires pour être validé afin de mieux considérer les pressions anthropiques (Foussard, 2014). Il est applicable dans les zones méso et polyhalines des estuaires.

### *BOPA (Benthic Opportunist Polychaete Amphipods Index)*

Cet indicateur repose sur les mêmes principes que BO2A. Cependant, la comparaison se fait entre les polychètes opportunistes et les amphipodes sensibles. Il est actuellement applicable dans le cadre de la DCE et par conséquent peut être appliqué à toutes les eaux de transition (Dauvin et Ruellet, 2007 ; Marques *et al.*, 2009)

### *.AMBI (Marine Biotic Index)*

L'AMBI a été mis au point pour représenter la réponse des communautés benthiques du substrat meuble aux perturbations naturelles ou anthropiques (Muxika *et al.*, 2005). Il est basé sur les proportions de cinq groupes écologiques pour lesquels les espèces benthiques ont été attribuées (liste des espèces dans Borja *et al.*, 2000) selon un gradient d'enrichissement en matière organique synonyme d'une détérioration de l'habitat:

- GEI : espèces sensibles à l'enrichissement en matière organique
- GEII : espèces indifférentes,
- GEIII : espèces tolérantes,
- GEIV : espèces opportunistes de second ordre
- GEV : espèces opportunistes de premier ordre

Il a montré son efficacité dans diverses sources d'impacts. Pour mettre en œuvre cet indicateur près de 3 000 taxa représentant les communautés benthiques les plus importantes présentes dans les écosystèmes estuariens ont été répertoriés (Muxika *et al.*, 2005 ; Dauvin *et al.*, 2006 ; Grimes, 2010).

Pourtant, cet indice montre certaines limites à son application dans les estuaires. Effectivement, la robustesse de l'AMBI diminue lorsque le nombre de taxons échantillonnés est faible. Or les estuaires sont caractérisés pour leur faible diversité biologique (comme définie dans la partie 2.1.3) et renferment par conséquent peu de taxons. Les premières tentatives de l'utilisation de l'AMBI en estuaire ont montré que les notes de l'indicateur étaient faibles. Ces résultats sont dus à la quasi absence d'espèces du groupe I (espèces sensibles) en estuaire qui empêche d'atteindre des notes supérieures (Grall et Coïc, 2006). En effet, les estuaires renferment des espèces résidentes spécialisées.

Cet indicateur a initialement été élaboré pour les eaux côtières (euhalines) et il semblerait qu'il perde de la robustesse dans les zones de plus faible salinité, comme c'est le cas dans les estuaires.

#### *M-AMBI*

Cet indicateur a été mis au point dans le cadre de la DCE et correspond à une combinaison de proportions de « taxons sensibles aux perturbations » par le calcul de l'indice AMBI, la richesse spécifique et la diversité grâce à l'indice de Shannon-Weaver (Muxika *et al.*, 2007). Il semblerait que cet indicateur ne réponde pas uniquement à un enrichissement en matière organique, comme l'AMBI, mais également à d'autres pressions et permet une évaluation écologique plus directe (Courrat *et al.*, 2010 ; Costa-Dias *et al.*, 2010).

Les limites du M-AMBI sont les mêmes que l'AMBI, puisqu'il est basé sur les mêmes groupes écologiques.

#### 5.2.2.2. Autres types d'indicateurs

##### a. Critère : Composition floristique

#### **Méthode d'évaluation des *schorres* du JNCC (Joint Nature Conservation Committee)**

La méthode d'évaluation repose sur l'étude des communautés floristiques (Figure 10) des quatre zones distinctes des prés salés : la zone pionnière, la zone intermédiaire de bas-marais, la zone de bas-marais supérieur et la zone de transition. Les espèces typiques de chacune des zones doivent être présentes pour que l'état de conservation des prés-salés soit qualifié de favorable. En plus de référencer les espèces traduisant un bon état de conservation, d'autres indiquant un mauvais état sont également répertoriées, en particulier, la présence de *Spartina townsendii* var. *anglica* C.E. Hubbard, qui est une espèce envahissante (JNCC, 2004). L'identification des espèces végétales des *schorres* est accessible à tous, car ce compartiment est constitué d'un nombre limité d'espèces halophytes adaptées à l'influence marine. Les prés salés sont donc généralement pauvres en espèces, avec un recensement de 40 espèces environ (Brooman *et al.*, 1994 *in* Best *et al.*, 2007).



Figure 10 : Végétation de prés salés (© F. Lepareur)

Cette méthode a par la suite été remaniée par le rajout du paramètre surface et l'extension de l'habitat (Best *et al.*, 2007).

#### **AQI (Angiosperm Quality Index)**

L'AQI a pour but d'évaluer la composition, la couverture et la perte de l'extension spatiale des habitats estuariens abritant des angiospermes. Pour cela, l'AQI regroupe trois indices : (a)  $I_G$  mesure la diversité des habitats,  $I_C$  mesure la perte de surface des habitats par rapport à une couverture optimale et  $I_V$  mesure la proportion d'habitats naturels par rapport à la surface totale de l'estuaire (Garcia *et al.*, 2009).

## b. Critère : Composition faunistique

### **ITI (*Infaunal Trophic Index*)**

L'ITI s'appuie sur la distribution des espèces macrozoobenthiques selon leur groupe trophique dans le cas d'un enrichissement en matière organique. En considérant que l'organisation des espèces au sein des peuplements est régie, dans le cas d'un enrichissement en matière organique, par la réponse des espèces à cet enrichissement (Grimes, 2010). Pour cela quatre catégories trophiques sont considérées : (1) les suspensivores dépositivores, (2) les dépositivores de subsurface et mixtes, (3) les dépositivores de surface, (4) les dépositivores de subsurface (Dauvin *et al.*, 2006).

### **B-IBI (*Benthic Index of Biotic Integrity*)**

Cet indice consiste à comparer l'état écologique des sites évalués à des sites de référence qui représentent plusieurs habitats au sein d'un estuaire afin d'obtenir le niveau de dégradation du site étudié. Les métriques sélectionnées diffèrent selon l'habitat, en général, elles consistent à étudier les aspects structurels (diversité, abondance d'espèces indicatrices de perturbation) et des aspects fonctionnels (biomasse, structure trophique).

Pour créer cet indice, Weisberg et ses collaborateurs (1997) se sont basés sur le paradigme de Pearson et Rosenberg (1978 ; comme c'est le cas pour les autres indices benthiques) qui soutient que la réponse des communautés benthiques à l'amélioration des conditions du milieu se déroule en plusieurs étapes : (a) l'abondance et la diversité spécifique augmentent, et (2) les espèces tolérantes sont peu à peu remplacées par les espèces sensibles. À cela, les auteurs ont rajouté deux propriétés à ce modèle : (a) l'abondance et la diversité des espèces se trouvant plus en profondeur dans les sédiments, sont supérieures sur les sites de référence et (2) la répartition du benthos dans les guildes alimentaires est plus diversifiée dans les sites de référence.

Cette méthode semble efficace (Cottet *et al.*, 2007) puisqu'elle a connu un succès outre atlantique, grâce à son application dans la baie de Chesapeake, mais reste encore à développer pour être utilisée dans les estuaires français.

### **BIEC (*Benthic Index of Estuarine Conditions*)**

Cet indice prend en compte les abondances des Spionidés (spécifiques aux sites dégradés en salinité normale) ainsi que l'abondance des vers tubicoles (spécifiques aux eaux douces et oligohalines). Il met également en jeu l'indice de diversité de Gleason normalisé avec la salinité, permettant ainsi d'appliquer l'indice sur une large gamme de salinité. Cependant, cet indice n'est pas applicable à grande échelle et nécessite donc d'être réévalué (Paul *et al.*, 2001 ; Grall et Coïc, 2006).

### **BQI (*Benthic Quality Index*)**

L'indice est basé sur la combinaison des espèces tolérantes, la diversité (les espèces présentes en grande quantité sont déterminées) et l'abondance (Rosenberg *et al.*, 2004).

### **Laisses de mer**

Cet indicateur se base sur la présence de cinq taxons cibles présents dans les laisses de mer (Photos des taxons présentées en Annexe 5). Pour ces taxons, des poids relatifs sont appliqués en fonction de leur rareté et de leurs capacités de dispersion. Si l'espèce est présente sur le relevé, le poids n'est pris en compte qu'une fois (Mouquet *et al.*, 2015).

### **Qualité de l'environnement**

Cet indicateur repose sur la présence des communautés benthiques et de mollusques pour représenter l'impact des changements environnementaux provoqué par les activités anthropiques et les processus naturels (Aubry et Elliott, 2006).

À cette qualité environnementale s'ajoute la qualité chimique de l'eau et des sédiments, et les effets qu'elles ont sur la biologie estuarienne. Ces métriques correspondent cependant davantage au paramètre « altérations ».

#### 5.3.3. Paramètre : Altérations

##### *5.3.3.1. Utilisation des ressources*

Cet indicateur prend en compte les multiples activités pouvant avoir lieu au sein des estuaires qui peuvent être des aménagements divers, des activités de loisir ou bien

des pollutions ponctuelles. Pour chaque activité proposée, une classe d'intensité de perturbation est attribuée. Ensuite les classes de chaque activité sont rassemblées pour donner un statut global de qualité concernant l'utilisation des ressources (Aubry et Elliott, 2006).

#### **5.4. Informations mises en évidence par les indicateurs**

Nous présentons sous forme synthétique les différents indicateurs avec les informations mises en évidence par chacun sous forme d'un tableau (tableau 1), il y est également précisé l'échelle d'application pour chaque indicateur. Une version plus détaillée avec les compétences requises et leur application au niveau des habitats d'intérêt communautaire est reprise en Annexe 6.

**Tableau 1 : Tableau synthétique des indicateurs utilisés dans le contexte des estuaires**

Paramètre	Critère	Indicateur	Commentaire	Échelle		
Surface couverte	Evolution de la surface du trait de côte	<b>Changement morphologique du trait de côte</b>	Indication sur la nature du changement du trait de côte par les activités anthropiques ou par les processus naturels	Estuaire		
Structure et fonctionnement	Composition floristique	<b>Phytoplancton</b> <sup>DCE</sup> Biomasse et abondance du phytoplancton	Biomasse et abondance du phytoplancton traduisent les bonnes conditions du milieu.	Colonne d'eau		
		<b>ABER</b> <sup>DCE</sup> Présence d'algues spécifiques sur substrat dur et meuble	Les algues sont un support pour de nombreuses espèces animales et végétales.	Chenal <i>Slikke</i>		
		<b>TW-OGA</b> <sup>DCE</sup> Présence de macroalgues opportunistes	Proportion d'algues opportunistes lors de blooms macroalgales (impact sur les sédiments et les herbiers de phanérogames).			
		<b>Angiospermes</b> <sup>DCE</sup> Composition, extension et développement des herbiers	Vitalité et extension des herbiers (sensibles aux pressions naturelles ou anthropiques).			
		<b>Indicateur du JNCC</b> Présence d'espèces caractéristiques	Composition des communautés floristiques des 4 zones définies et surface des prés-salés.	<i>Schorre</i>		
		<b>AQI</b> Diversité et couverture des habitats	Composition, couverture et perte de l'extension spatiale des habitats estuariens abritant des angiospermes.			
	Composition faunistique	<b>ELFI</b> <sup>DCE</sup> Diversité des communautés de poissons	Communautés de poissons indiquent l'impact des activités humaines.	Colonne d'eau		
		<b>BOPA</b> <sup>DCE</sup> Présence de polychètes opportunistes	Proportions des espèces opportunistes (polychètes) à l'enrichissement en matière organique.	Chenal <i>Slikke</i>		
		<b>MISS-TW</b> <sup>DCE</sup> Abondance et diversité des communautés benthiques	Réponse des communautés benthiques face aux pressions anthropiques.			
		<b>BO2A</b> <sup>DCE</sup> Présence de polychètes opportunistes et du genre <i>Clitellata</i>	Proportions des espèces opportunistes (polychètes + <i>Clitellata</i> ) à l'enrichissement en matière organique.			
		<b>AMBI</b> <sup>DCE</sup> Répartition des communautés benthiques	Communautés benthiques présentes face à un enrichissement en matière organique.			
		<b>M-AMBI</b> <sup>DCE</sup> Répartition des communautés benthiques	Communautés benthiques présentes face à un enrichissement en matière organique.			
		<b>ITI</b> Répartition des groupes trophiques benthiques	Réponse des communautés benthiques face à la dégradation de l'environnement.			
		<b>I-IBI</b> Abondance et diversité des communautés benthiques	Communautés présentes face aux pressions anthropiques ou naturelles.			
		<b>BIEC</b> Abondance et diversité des Spionidés et des vers tubicoles	Présence d'espèces benthiques sensibles ou non aux perturbations.			
		<b>BQI</b> Abondance des espèces tolérantes	Réponse des communautés benthiques face aux perturbations.			
		<b>Laisse de mer</b> Présence de taxons spécifiques	Présence de taxons qui diffèrent en fonction de leur rareté et de leurs capacités de dispersion.		<i>Slikke Schorre</i>	
		Altérations	Atteintes par des activités anthropiques	<b>Qualité de l'environnement et sa perception</b>	Présence des communautés benthiques et de mollusques. Qualité physico-chimique de l'eau et des sédiments.	Estuaire
				<b>Utilisation des ressources</b>	Recouvrement des activités anthropiques (marina, aquaculture,...).	

## **5.5. Indicateurs retenus dans le cadre de la DHFF**

Certains habitats susceptibles d'être présents au sein d'un estuaire, ont déjà fait l'objet d'une étude pour évaluer leurs états de conservation, et par conséquent des choix ont été faits pour ne conserver que les indicateurs jugés pertinents. Parmi ces habitats, il est possible de retrouver dans le complexe estuarien les lagunes côtières (Lepareur *et al.*, 2013) et les dunes non boisées du littoral atlantique (Goffé, 2011). Les tableaux regroupant les divers indicateurs de ces méthodes d'évaluation sont présentés en Annexes 7 et 8 (pour plus de précisions, voir Goffé, 2011 et Lepareur *et al.*, 2013).

## **5.6. Indicateurs potentiels dans l'évaluation de l'état de conservation des estuaires**

Les indicateurs élaborés pour les différents cadres semblent se répartir dans l'ensemble des compartiments estuariens. Parmi les plus représentés, se trouvent le chenal, la *slikke* et le *schorre*. Contrairement à ces trois compartiments, d'autres ne possèdent à l'heure actuelle aucun indicateur, comme les végétations halophiles qui regroupent les fourrés et les pelouses et prairies. De plus, certains indicateurs – changement morphologique du trait de côte, utilisation des ressources et qualité écologique et sa perception – ont un domaine d'application qui se place à l'échelle de l'écosystème.

Cependant, quelques indicateurs présentent des limites dans leur utilisation. En effet, ABER et B-IBI, sont respectivement fonctionnels pour les abers bretons et les estuaires outre-Atlantique mais ne sont pas adaptés (ou non testés) pour l'ensemble des estuaires français. D'autres sont limités par des paramètres physico-chimiques comme la turbidité ou la salinité (Phytoplancton, BO2A, MISS-TW, AMBI). Et par conséquent, ne peuvent pas s'appliquer à certains types proposés dans la nouvelle typologie. Concernant l'AMBI et le M-AMBI, ils ont été créés pour les eaux côtières et ne sont pas optimaux lors d'une utilisation dans les estuaires.

De plus, une grande partie des indicateurs nécessite une multidisciplinarité puisqu'ils requièrent des compétences naturalistes dans différents domaines (faune benthique, macroalgues, phytoplancton, angiospermes terrestres et aquatiques...). L'utilisation de ces indicateurs reste à confirmer dans le cadre de la DHFF, qui demande des indicateurs simples et pertinents.

## **6. Discussion**

Les concepts et les théories, ainsi que l'état de l'art des indicateurs existants développés, seront abordés dans la discussion sous un aspect pratique.

### **6.1. Typologie**

Après une recherche bibliographique sur les typologies existantes des estuaires, il a paru nécessaire d'en décliner une nouvelle dans le cadre de notre travail. Effectivement, les typologies étaient soit basées sur le caractère morphologique de l'embouchure soit sur les facteurs physiques et chimiques agissant dans les estuaires. Notre étude s'inscrivant dans une approche d'écocomplexe mettant en évidence des mosaïques d'habitats présentes au niveau paysager, c'est donc sur les paramètres régissant la répartition des habitats que devait se baser cette nouvelle typologie.

Évidemment, le caractère géomorphologique de l'embouchure va imprégner la distribution des habitats, car en fonction de la forme de cette dernière, les facteurs agissant en son sein seront perçus différemment. Cependant, les habitats sont également définis en fonction d'autres caractéristiques physiques et biologiques (Cicchetti et Greening, 2010). C'est donc dans cette optique, que notre typologie a été créée. En combinant les descriptions morphologiques des embouchures et les paramètres physico-chimiques proposés par la DCE, la typologie permettra de décliner les variantes des estuaires de façon plus précise et exhaustive. Néanmoins, l'application sur le terrain permettra de rendre compte de la qualité de cette nouvelle typologie. En rappelant que la typologie est un pragmatisme qui permet de mettre en place une évaluation adaptée de l'état de conservation. Celle proposée dans ce document n'est qu'une théorie, en pratique, les opérateurs se doivent de faire un descriptif exhaustif de l'estuaire car celui-ci est unique. Cette description est une information qui permet de contextualiser les résultats et donc d'adapter la gestion.

## 6.2. Évaluation de l'état de conservation d'un écosystème

### 6.2.1. Réflexion sur la méthode proposée

L'approche proposée pour évaluer l'état de conservation de l'habitat « Estuaires - UE 1130 » se fait au niveau de la mosaïque des habitats présents. C'est-à-dire à l'échelle paysagère, en mettant l'accent sur les échanges qu'entretiennent les habitats entre eux et avec le complexe estuarien dans sa globalité. La méthodologie d'évaluation doit donc se faire à deux échelles spatiales : celle des habitats et de l'écosystème.

Le préalable pour mettre en œuvre cette méthode est de pouvoir évaluer l'état de conservation de tous les habitats présents dans l'estuaire. Pour cela, il faut donc proposer des méthodes pour l'évaluation de chacun. Ceci est renforcé avec l'obligation d'évaluation de l'état de conservation des habitats d'intérêt communautaire, dont les dunes littorales et les lagunes côtières bénéficient déjà d'une méthode pour le cadre de la DHFF.

La difficulté est ensuite de transcrire tous ces états de conservation à l'échelle de l'écosystème, soit :

- en assemblant les résultats de tous les états de conservation pour avoir une note globale de l'état de conservation du complexe estuarien, mais cette option ne prend pas en considération les interactions entre les habitats et perd ainsi une partie de l'information,
- en assemblant les résultats de tous les états de conservation et en intégrant également les interactions selon la théorie des systèmes. Pour cela, il est nécessaire d'utiliser des outils qui se placent à une échelle supérieure de celle des habitats.

Cette dernière option pourrait être envisageable pour les estuaires avec un nombre d'habitats restreint. En revanche, pour ceux qui présentent une diversité en termes d'habitats, il serait envisageable lors d'un COPIL, de se demander s'il n'existe pas des outils plus globaux qui permettraient de faire une évaluation à plus grande échelle et ainsi éviter l'évaluation de l'état de conservation de tous les habitats (sauf les habitats d'intérêt communautaire qui doivent être évalués dans le cadre de la DHFF). Cette éventualité permettra à la fois d'éviter les redondances et serait un gain en temps et compétences.

### 6.2.2. Indicateurs potentiels

Bien que les indicateurs existants sur les estuaires représentent la majorité des compartiments estuariens, certains présentent des limites dans leur application. En effet, ils ont été développés dans des contextes particuliers, et par conséquent ne sont pas applicables dans tous les cas de figures. De plus, parfois, les indicateurs ne répondent qu'à une problématique et retranscrivent un changement associé à une seule pression en particulier, comme c'est le cas des indicateurs benthiques qui sont souvent liés à une pression d'enrichissement en matière organique. De plus, la plupart de ces indicateurs benthiques (AMBI, BQI, BOPA) considèrent les espèces tolérantes aux stress anthropiques, qui sont également tolérantes aux stress naturels omniprésents dans les zones estuariennes (Dauvin et Ruellet, 2009). En effet, les eaux estuariennes constituent des écosystèmes naturellement stressés et fortement variables, aussi soumis à de fortes pressions anthropiques. Il est donc difficile, par la réponse des communautés benthiques de détecter les stress naturels ou d'origine anthropique. Elliott et Quintino (2007) qualifient ce phénomène d'« *Estuarine Quality Paradox* ».

Afin de vérifier leur implication dans le cadre de la DHFF, les indicateurs seront soumis à un comité de pilotage qui fera une première sélection. Effectivement, certains compartiments comme la *slikke* ou le chenal possèdent plusieurs indicateurs, qui pour la plupart répondent à une même pression. Cette première sélection pourrait permettre d'éviter les redondances de certains indicateurs.

Ensuite, les indicateurs retenus seront expérimentés sur le terrain afin de tester leur pertinence dans le cadre de la DHFF et leur faisabilité. Au vu des résultats obtenus sur le terrain, il sera peut être nécessaire de créer de nouveaux indicateurs pour les compartiments « orphelins » soit parce que les indicateurs existants ne correspondent pas aux attentes de la DHFF soit parce qu'actuellement ils n'en possèdent aucun.

## 7. Perspectives

Ce projet s'inscrivant dans les travaux précédents, proposés par le MNHN, la méthode devra donc suivre la même démarche. Pour proposer ces méthodes, des COPILS (Comités de Pilotage) sont créés. Ces derniers ont pour objectif de rassembler à la fois des gestionnaires et des scientifiques, afin de suivre et d'améliorer, par un consensus d'avis d'experts, la méthodologie d'évaluation de l'état de conservation des habitats d'intérêt communautaire. Pour le cas des estuaires, où sont associés à la fois les domaines terrestres et marins, la présence d'acteurs divers est primordiale. Concrètement, pour évaluer l'état de conservation d'un estuaire à l'échelle de l'écocomplexe, une multidisciplinarité sera requise. Non seulement par la présence des deux domaines (terrestre et marin) mais également par la diversité des habitats se trouvant dans l'écocomplexe estuarien, qui demande une multitude de connaissances. Il serait souhaitable d'utiliser, si cela est pertinent, les outils déjà existants des deux directives, DCE et DHFF, afin de les mutualiser pour mettre en synergie leurs différents travaux.

Par l'intermédiaire d'un COPIL qui sera mis en place, les différentes pistes identifiées dans cette réflexion seront proposées, avec une approche méthodologique et une première grille d'indicateurs avec leurs limites d'application. Après une validation du COPIL, les indicateurs pourront être par la suite testés (voire développés) sur un ou plusieurs sites pilotes, au vu de la diversité des estuaires et des domaines d'application, permettant une collecte des informations nécessaires à ces derniers. Les résultats seront analysés pour examiner la pertinence des indicateurs et l'éventualité de redondance entre eux, et également, élaborer un système de notation. Une nouvelle grille d'indicateurs, les seuils et un système de notation seront discutés d'après les résultats obtenus. La méthode est évolutive et sera validée après chaque retour d'expérience.

## 8. Conclusion

La réflexion portée sur l'évaluation de l'état de conservation des estuaires paraît nécessaire malgré la complexité du sujet. Bien que les estuaires soient des milieux très étudiés et fassent l'objet de nombreux travaux, nous avons été amenés à éclaircir et à préciser un certain nombre d'outils au contexte de la DHFF, notamment en ce qui concerne la typologie. En effet, alors que plusieurs typologies existent sur le sujet, le besoin de décliner davantage celles des estuaires est essentiel, dans le but de les décrire pleinement et de proposer des types les plus exhaustifs possibles afin de faciliter l'analyse. L'approche conceptuelle sur l'évaluation de l'état de conservation d'un écosystème a mis en avant des principes écologiques fondamentaux, la théorie des systèmes et des hiérarchies, primordiales à l'échelle paysagère. De cette approche est ressortie la nécessité d'évaluer l'état de conservation des habitats qui sont parmi les éléments essentiels du complexe estuarien. Concrètement, cela signifie que chaque habitat potentiellement présent dans les estuaires doit disposer d'une méthode d'évaluation qui lui est propre comme c'est le cas pour les dunes du littoral atlantique et les lagunes côtières. Enfin, l'état de l'art des indicateurs a permis d'avoir un aperçu de ce qui existait déjà car le cadre de notre démarche est avant tout de privilégier les indicateurs existants. Ainsi, les limites d'application de ces indicateurs et les lacunes ont pu être cernées et identifiées.

La mise en place du futur COPIL permettra de valider un certain nombre d'outils développés dans cette réflexion et de proposer plusieurs sites parmi les plus représentatifs des estuaires de la façade Manche/Atlantique afin de les tester.

Il est important que la réflexion portée sur les estuaires s'inscrive dans la même démarche méthodologique que les précédents travaux bien que la notion d'écosystème multiplie la difficulté par ces changements d'échelles, qui intègrent une mosaïque d'habitats. De ce fait, la méthodologie « standard » ne pourra par conséquent s'appliquer pour les estuaires de la façade Manche et Atlantique qui sont très dynamiques, *a contrario* des estuaires méditerranéens qui semblent plus stables. L'importante variabilité dans la configuration de ces estuaires, fait que chacun doit être appréhendé comme un cas particulier.

Le but de cette démarche est donc de mettre à disposition des gestionnaires, un document exhaustif proposant plusieurs outils afin d'aider ces derniers à adapter la méthode d'évaluation à l'estuaire qu'ils gèrent.

## Bibliographie

**Allain. Y.-M., Hellias. A., Ribiere. G., Genevois. R., Le Dore. F. 2006.** *La gestion des estuaires dans une approche communautaire.* Ministère des Transports, de l'Équipement, du Tourisme et de la Mer. Ministère de l'Écologie et du Développement Durable. 72p.

**Alves. A. S., Caetano. A., Costa. J. L., Marques. J. C. 2015.** Estuarine intertidal meiofauna and nematode communities as indicator of ecosystem's recovery following mitigation measures. *Ecological Indicators.* 54: 184-196.

**Aubry. A. et Elliott. M. 2006.** The use of environmental integrative indicators to assess seabed disturbance in estuaries and coasts: Application to the Humber Estuary, UK. *Marine Pollution Bulletin.* 53: 175-185.

**Bensettiti. F., Bioret. F., Roland. J., Lacoste. J. -P. (coord). 2004.** *Cahier d'habitats Natura 2000. Connaissance et gestion des habitats et des espèces d'intérêt communautaire.* Tome 2. Habitats côtiers. MEDD/MAAPAR/MNHN. La Documentation française. Paris. 399p.

**Bensettiti. F., Puissauvre. R., Lepareur. F., Maciejewski. L. 2012.** *Evaluation de l'état de conservation des habitats et des espèces d'intérêt communautaire.* Guide méthodologique. DHFF article 17. 2007-2012. Version 1. Février 2012. Rapport SPN 2012-27. Service du Patrimoine Naturel. Muséum National d'Histoire Naturelle. Paris. 76p.

**Best. M., Massey. A., Prior. A. 2007.** Developing a saltmarsh classification tool for the European water framework directive. *Marine Pollution Bulletin.* 55: 205-214.

**Blandin. P. et Lamotte. M. 1985.** *Ecologie des systèmes et aménagements : fondements théoriques et principes méthodologiques.* In Lamotte. M. Fondements rationnels de l'aménagement du territoire. Masson. Paris. 139-162.

**Blandin. P. et Lamotte. M. 1988.** Recherche d'une entité écologique correspondant à l'étude du paysage : la notion d'éco-complexe. *Bulletin d'Écologie.* 19(4) :547-555.

**Borja. A. 2005.** The european water framework directive: a challenge for nearshore, coastal and continental shelf research. *Continental Shelf Research*. 25: 1768-1783.

**Borja. A., Franco. J., Perez. V. 2000.** A Marine Biotic Index to Establish the Ecological Quality of Soft-Bottom Benthos within European Estuarine and Coastal Environments. *Marine Pollution Bulletin*. 46 : 835-845.

**Bouzillé. J.-B. 2014.** *Écologie des zones humides. Concepts, méthodes et démarches.* Lavoisier. Paris. 241p.

**Burel. F. et Baudry. J. 1999.** *Écologie du paysage. Concepts; méthodes et applications.* Techniques & Documentations. Paris. 353p.

**Caffier. G. et Artigas. L. F. 2010.** *Synthèse bibliographique de la composition floristique phytoplanctonique en milieu estuariens.* Rapport de synthèse. Convention CNRS-IFREMER. 162p.

**Callaway. R., Grenfell. S., Lonborg. C. 2014.** Small estuaries: Ecology, environmental drivers and management challenges. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*. 150: 193-195.

**Cantarello. E. et Newton. A.C. 2008.** Identifying cost-effective indicators to assess the conservation status of forested habitats in Natura 2000 sites. *Forest Ecology and Management*. 256(4): 815-826.

**Capo. S. 2006.** *Hydrodynamisme et dynamique sédimentaire en milieu tropical de mangrove. Observations et modélisation de l'estuaire de Konkouré, Nouvelle Guinée.* Thèse de doctorat en géologie marine et océanographie. Université de Bordeaux I. 247p.

**Carnino. N. 2009.** *État de conservation des habitats forestiers d'intérêt communautaire à l'échelle du site.* Méthode d'évaluation et Guide d'application. Service du Patrimoine Naturel. Muséum National d'Histoire Naturelle. Paris. 113p.

**Chalumeau. A. et Bioret. F. 2013.** *Méthodologie de cartographie phytosociologique en Europe: approches symphytosociologiques et géosymphytosociologiques.* Synthèse

bibliographique. Rapport Institut de géoarchitecture. Université de Bretagne occidentale. Ministère de l'Écologie, du Développement Durable et de l'Énergie. 124p.

**Charles. M. et Viry. D. 2015.** État de conservation des mares temporaires méditerranéennes (UE 3170\*), habitat 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. 64p.

**Cicchetti. G. et Greening. H. 2011.** Estuarine Biotope Mosaics and Habitat Management Goals : An application in Tampa Bay, FL, USA. *Estuaries and Coasts*. 34 : 1278-1292.

**Commissariat Général du Développement Durable. 2015.** *Apports du programme LITEAU à la gestion durable de la mer et du littoral : Projet de recherche 2004-2012.* Références. 122p.

**Commission Européenne. 2011.** *Mise en œuvre des Directives "Oiseaux" et "Habitats" dans les estuaires et les zones côtières. Notamment dans le cadre du développement portuaire et des activités de dragage.* Document d'orientation. Luxembourg. 52p.

**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 publié au JO UE du 20.12.2006.

**Costa-Dias. S., Sousa. R., Autunes. C. 2010.** Ecological Quality assessment of the lower Lima Estuary. *Marine Pollution Bulletin*. 61: 234-239.

**Courrat. A., Foussard. V., Lepage. M. 2010.** *Les indicateurs DCE estuariens. États des lieux à l'échelle européenne.* Projet BEEST : Vers une approche multicritère du Bon État écologique des ESTuaires. 89p.

**Cottet. M., Gouillieux. B., Bachelet. G., Blanchet. H., de Montaudouin. X., Lavesque. N., Leconte. M., Sauriau. P.-G. 2007.** *Etude Préliminaire de la macrofaune benthique des masses d'eau côtières et de transition du district hydrographique Adour-Garonne.* Rapport final. 66p.

**Dalrymple. R. W., Zaitlin. B. A., Boyd. R. 1992.** Estuarine facies models: conceptual basis and stratigraphic implications. *Journal of Sedimentology Petrology*. 62 : 1130-1146.

**Dajoz. R. 2006.** *Précis d'écologie*. 8ème édition. Dunod. Paris. 631p.

**Dauvin. J. -C. 1997.** *Les biocénoses marines et littorales françaises des côtes atlantiques, Manche et mer du Nord. Synthèse, Menaces et Perspectives*. Muséum National d'Histoire Naturel. 359p.

**Dauvin. J. -C. et Ruellet. T. 2007.** Polychaete/Amphipod ration revisited. *Marine Pollution Bulletin*. Vol 55. P215-224.

**Dauvin. J. -C. et Ruellet. T. 2009.** The estuarine quality paradox: Is it possible to define an ecological quality status for specific modified and naturally stressed estuarine ecosystems?. *Marine Pollution Bulletin*. 59: 38-47.

**Dauvin. J.-C., Ruellet. T., Desroy. N., Janson. A.L., 2006.** *Indicateurs benthiques de l'état des peuplements benthiques de l'estuaire marin et moyen et de la partie orientale de la baie de Seine*. Rapport scientifique Seine-Aval 3. 43p.

**Davidson. N. C., d'A. Laffoley. D., Doody. J. P., Way. L. S., Gordon. J., Key. R., Drake. C. M., Pienkowski. M. W., Mitchell. R., Duff. K. L. 1991.** *Nature Conservation and Estuaries of Great Britain*. Nature Conservancy Council. Peterborough. 422p.

**Delassus. L., Magnanon. S., Colasse. V., Glémarec. E., Guitton. H., Laurent. E., Thomassin. G., Bioret. F., Catteau. E., Clément. B., Diquelou. S., Felzines. J.-C., Foucault. B. de, Gauberville. C., Gaudillat. V., Guillevic. Y., Haury. J., Royer. J.-M., Vallet. HJ., Geslin. J., Goret. M., Hardegen. M., Lacroix. P., Reimringer. K., Waynel. J., Zambettakis. C. 2014.** *Classification physionomique et phytosociologique des végétations de Basse-Normandie, Bretagne et pays de la Loire. Les cahiers scientifiques et techniques*. Conservation Botanique National de Brest. 262p.

**Delpech. C., Courrat. A., Pasquaud. S., Lobry. J., Le Pape. P., Nicolas. D., Boët. P., Girardin. M., Lepage. M. 2010.** Development of a fish-based index to assess the ecological quality of transitional waters : The case of French estuaries. *Marine Pollution Bulletin*. Vol 60. P908-918.

**Delpech. C. et Lepage. M. 2012.** *Indicateur ELFI. Agrégation temporelle et incertitudes et état d'avancement de l'intercalibration européenne.* Rapport final. Onema. 36p.

**Ducrotoy. J. -P. 2010.** *La restauration écologique des estuaires.* Lavoisier. Paris. 229p.

**Ducrotoy. J. -P. et Dauvin. J.-C. 2008.** Estuarine conservation and restoration: The Somme and Seine case studies (English Channel, France). *Marine Pollution Bulletin.* 57: 208-218.

**Elliott. M., Burdon. D., Hemingway. K. L., Apitz. S. E. 2007.** Estuarine, coastal and marine ecosystem restoration: Confusing management and science – A revision of concepts. *Estuarine, Coastal and Shelf Science.* 74: 349-366.

**Elliott. M. et McLusky. D. S. 2002.** The Need for definitions in understanding Estuaries. *Estuarine, Coastal and Shelf Science.* 55: 815-827.

**Elliott. M. et Quintino. V. 2007.** The Estuarine Quality Paradox, Environmental Homeostasis and the difficulty of detecting anthropogenic stress in naturally stress areas. *Marine Pollution Bulletin.* 54: 640-645.

**Epicoco. C. & Viry. D. 2015.** État de conservation des habitats tourbeux d'intérêt communautaire. Méthode d'évaluation à l'échelle du site Natura 2000. Rapport préliminaire. Version 1. Service du Patrimoine Naturel. Muséum National d'Histoire Naturelle. Paris. 76p.

**European Commission. 2013.** *Interpretation Manual of European Union Habitats.* EUR 28. 146p.

**Foussard. V. 2014.** *Réseau de Contrôle de Surveillance des masses d'eau de transition de la façade Mer du Nord- Manche –Atlantique.* Bilan sur les programmes de surveillance mis en œuvre du SDAGE 2010-2015. Rapport final. ONEMA. 124p.

**Garcia. A., Desroy. N., Le Mao. P., Miossec. L. 2014.** *Protocole de suivi des macroinvertébrés benthiques des substrats meubles subtidiaux et intertidaux dans le cadre de la DCE.* Façade Manche et Atlantique. Rapport Aquaref. 13p.

**Garcia. P., Zapico. E., Colubi. A. 2009.** An Angiosperm Quality Index (AQI) for Cantabrian estuaries. *Ecological Indicators*. 9: 856-865.

**Garmestiani. A. S., Allen. C. R., Gunderson. L. 2009.** Panarchy : Discontinuities Reveal Similarities in the Dynamic System Structure of Ecological and Social Systems. *Ecology & Society*. 14:1-15.

**Géhu. J. -M. 1979.** Pour une approche nouvelle des groupements végétaux: la symphytosociologie. *Bulletin de la société botanique de France*. Lettres botaniques. 126(2) : 213-223.

**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 Naturel/Office National des Forêts/Conservation Botanique National de Brest. Paris. 67p.

**Gouilleux. B., Bachelet. G., de Montaudouin. X., Blanchet. H., Grémare. A., Lavesque. N., Ruellet. T., Dauvin. J. -C., Sauriau. P. -G., Desroy. N., Olivier. F., Nebout. T., Grall. J., Barillé. A. L., Hacquebart. P., Meirland. A., Jourde. J., Labruno. C., Amouroux. J. -M., Devolez. V., Pelapart. C., Thorin. S. 2010.** *Proposition d'un indicateur benthique pour la qualification des masses d'eau de transition pour la Directive Cadre sur l'Eau.* Rapport scientifique. 113p.

**Grall. J. et Coïc. N. 2006.** *Synthèse des méthodes d'évaluation de la qualité du benthos du milieu côtier.* REBENT Réseau Benthique. Ifremer. 90p.

**Grimes. S. 2010.** *Peuplements benthiques des substrats meubles de la côte algérienne : taxonomie, structure et statut écologique.* Thèse de doctorat en science de l'environnement. Université d'Oran. 362p.

**Gunderson. L. H. et Holling. C. S. 2002.** Panarchy : Understanding Transformations in Human and Natural Systems. Island Press. Washington DC. 450p.

**Harrison. T.D. et Whitfield. A.K. 2004.** A multi-metric fish index to assess the environmental condition of estuaries. *Journal of Fish Biology*. 65: 683-710.

**Hume. T. M., Snelder. T., Weatherhead. M., Liefing. R. 2007.** A controlling factor approach to estuary classification. *Ocean & Coastal Management*. 50: 905-929.

**Ifremer. 2014a.** Macroalgues. Sous élément de qualité. [En ligne]. (Page consultée le 10 Aout 2015). Disponible à l'adresse suivante :

[http://envlit.ifremer.fr/documents/autres\\_documents/fiches\\_descriptives/element\\_de\\_qualite\\_macroalgues](http://envlit.ifremer.fr/documents/autres_documents/fiches_descriptives/element_de_qualite_macroalgues)

**Ifremer. 2014b.** Angiospermes. Sous élément de qualité. [En ligne]. (Page consultée le 10 Aout 2015). Disponible à l'adresse suivante :

[http://envlit.ifremer.fr/documents/autres\\_documents/fiches\\_descriptives/element\\_de\\_qualite\\_angiospermes](http://envlit.ifremer.fr/documents/autres_documents/fiches_descriptives/element_de_qualite_angiospermes)

**JNCC (joint Nature Conservation Committee). 2004.** *Common Standards Monitoring Guidance for Saltmarsh Habitat*. 13p.

**Kennish. M. J. 2002.** Environmental threats and environmental future estuaries. *Environmental Conservation*. 29(1) : 78-107.

**Le Hir. P., Sottolichio. A., Foussard. V. 2013.** *Développement d'indicateurs hydro-morpho-sédimentaires pour l'application de la Directive Cadre Eau dans les eaux de surface et estuariennes*. Onema. Ifremer. 22p.

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

**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*. Guide d'application. Version 1. Rapport SPN 2011-18. Muséum National d'Histoire Naturelle/Service du Patrimoine Naturel. Pôle-relais lagunes méditerranéennes/CEN-LR. Paris. 107p.

**Lévêque. C., Boët. P., Boquéné. G., Etcheber. H., Foussard. V., Just. A., Lepage. M., Lobry. J., Moussard. S., Sirost. S., Sottolichio. A. 2011.** *Projet BEEST : Vers une approche multicritère du bon état écologique des grands estuaires*. Programme LITEAU. 100p.

**Lévêque. C. et Mounolou. J.-C. 2008.** *Biodiversité. Dynamique biologique et conservation*. Dunod. Paris. 259p.

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

**Maciejewski. L., Seytre. L., Van Es. J., Dupont. P., Ben-Mimmoun. K. 2015.** *Etat de conservation des habitats agropastoraux d'intérêt communautaire. Méthode d'évaluation à l'échelle du site. Guide d'application. Version 3.* Rapport SPN 2015-43. Service du Patrimoine Naturel. Muséum National d'Histoire Naturelle. Paris. 193p.

**Maciejewski. L., Lepareur. F., Viry. D., Bensettiti. F., Puissauvre. R., Tourout. J. (à paraître).** État de conservation des habitats : définitions et concepts pour l'évaluation à l'échelle d'un site Natura 2000. *Revue d'Écologie (Terre et Vie)*. 71(1) : 3-20.

**Malavoi. R. et Bravard. J. -P. 2010.** *Éléments d'hydromorphologie fluviale.* Onema. 224p.

**Marques. J.-C., Salas. F.J., Patricio. J., Teixeira. H., Neto. J.-M. 2009.** Ecological indicators for coastal and estuarine environmental assessment. A user guide. WITPress. Bellerica. 208p.

**McLusky. D. S. 1999.** Estuarine Benthic Ecology: A European perspective. *Australian Journal of Ecology*. 24 : 302-311.

**MEDDE. 2005.** *Directive-cadre européenne sur l'eau.* Typologie nationale relative aux eaux de surface (cours d'eau, plans d'eau, eaux de transition et eaux côtières). 18p.

**Meddour. R. 2011.** *La méthode phytosociologique sigmatiste ou Braun-Blanqueto-Tüxenienne.* Université Mouloud Mammeri de Tizi Ouzou. Département des sciences agronomiques. 40p.

**Meire. P., Ysebaert. T., Van Damme. S., van den Bergh. E., Maris. T., Struyf. E. 2005.** The Scheldt estuary: a description of changing ecosystem. *Hydrobiologia*. 540 : 1-11.

**Mialet. B. 2010.** *Réponse du zooplancton à la restauration de l'estuaire de l'Escault et test d'un modèle de sélectivité trophique.* Thèse de doctorat en écologie fonctionnelle. Université de Toulouse. 213p.

**MNHN (Muséum National d'Histoire Naturelle). 2015.** Inventaire National du Patrimoine Naturel. [en ligne]. (Page consultée le : 22 Juillet 2015). Disponible à l'adresse suivante : <http://inpn.mnhn.fr/informations/glossaire/liste/i>

**Mouquet. C., Coubard. C., Courtial. C., Picard. L. 2015.** *Protocole de suivi simplifié des invertébrés des lasses de mer.* Fiche technique du GRETIA. GRETIA. 4p.

**Muxika. I., Borja. A., Bonne. W. 2005.** The suitability of the marine biotic index (AMBI) to new impact sources along European coasts. *Ecological Indicators*. 15: 19-31.

**Muxika. I., Borja. A., Bald. J. 2007.** Using historical data, expert judgement and multivariate analysis in assessing reference conditions and benthic ecological status, according to the European Water Framework Directive. *Marine Pollution Bulletin*. 5: 16-29.

**Noss. R. F. 1990.** Indicators for Monitoring Biodiversity : A Hierarchical Approach. *Conservation Biology*. 4: 355-364.

**Oldeman. R.A.A. 1990.** *Forests : elements of sylvology.* Springer-Verlag. Berlin. 624p.

**Paul. J. F., Scott. F. J., Campbell. D. E., Gentile. J. H., Strobel. C. S., Valente. R. M., Weisberg. S. B., Holland. A. F., Ranasinghe. J. A. 2001.** Developing and applying a benthic index of estuarine condition for the Virginian Biogeographic Province. *Ecological Indicators*. 1: 93-99.

**Pasquaud. S. 2006.** *Les relations trophiques : éléments de structuration des peuplements ichtyologiques en milieu estuarien. Application à l'estuaire de la Gironde.* Thèse de doctorat en Science du vivant – Géoscience – Science de l'environnement. Université de Bordeaux I. 369p.

**Pearson. T.H. et Rosenberg. R. 1978.** Macrobenthic succession in relation to organic enrichment and pollution of the marine environment. *Oceanography and Marine Biology*. 16: 229-311.

- Perillo. G. M. E. 1995.** Definitions and geomorphologic classifications of estuaries. *Geomorphology and Sedimentology of Estuaries*. Elsevier Science. P17-47.
- Pinto. R., Patricio. J., Baeta. A., Fath. B., Neto. J. M., Marques. J. C. 2008.** Review and evaluation of estuarine biotic indices to assess biotic condition. *Ecological Indicators*. 9(1): 1-25.
- Pritchard. D.W. 1967.** What is an estuary: physical viewpoint. *In* Lauff. G.H. Estuaries. AAAS. Pub. N°33: 3-5.
- Pye. K. et Blott. J.S. 2014.** The geomorphology of UK estuaries: The role of geological controls, antecedent conditions and human activities. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*. 150: 196-214.
- Rey. F., Gosselin. F., Doré. A. (coord). 2014.** *Ingénierie écologique. Action par et /ou pour le vivant?*. Quae. 174p.
- Rosenberg. R., blomqvist. M., Nilsson. H.C., Cederwall. H., Diming. A. 2004.** Marine quality assessment by use of benthic species-abundance distributions: a proposed new protocol within the European Union Water Framework Directive. *Marine Pollution Bulletin*. 49: 728-739.
- Rossi. N. 2012.** *Développement d'outils de classement de qualité des eaux côtières et de transition pour la DCE. Élément de qualité « schorre »*. Rapport final. Onema. Ifremer. 26p.
- Telesh. I. V. et Khlebovich. V. V. 2010.** Principal process within the estuarine salinity gradient: A review. *Marine Pollution Bulletin*. Vol. 61. P149-155.
- Valle-Levinson. A. 2010.** *Contemporary Issues in Estuarine Physics*. Cambridge University Press. Cambridge. 326p.
- Viry. D. 2013.** *État de conservation des habitats humides et aquatiques d'intérêt communautaire. Méthode d'évaluation à l'échelle du site*. Rapport d'étude. Version 1. Rapport SPN 2013-12. Service du Patrimoine Naturel. Muséum National d'Histoire Naturelle/Office National de l'Eau et des Milieux Aquatiques. Paris. 83p.
- Von Bertalanffy. L. 1993.** *Théorie générale des systèmes*. Dunod. Paris. 308p.

**Weisberg. S.B., Dauer. D.M., Schaffner. L.C., Frithsen. J. B. 1997.** An Estuarine Benthic Index of Biotic Integrity (B-IBI) for Chesapeake Bay. *Estuaries*. 20(1): 149-158.

# **Annexes**

Annexe 1 : Cartographie de l'estuaire de la Somme (Source : GEMEL)

Annexe 2 : Représentation et description de chaque type géomorphologique

Annexe 3 : Tableau récapitulatif de la typologie DCE

Annexe 4 : Valeurs seuils de la typologie DCE

Annexe 5 : Taxons cibles de l'indicateur « Laisses de mer » (Source : GRETIA)

Annexe 6 : Tableau des indicateurs utilisés dans le contexte des estuaires

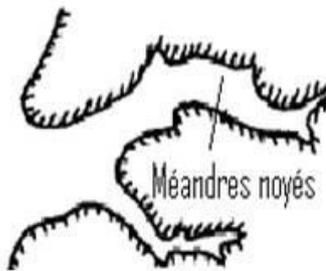
Annexe 7 : Tableau synthétique des indicateurs utilisés pour l'évaluation de l'état de conservation du complexe dunaire

Annexe 8 : Tableau synthétique des indicateurs utilisés pour l'évaluation de l'état de conservation des lagunes côtières atlantiques

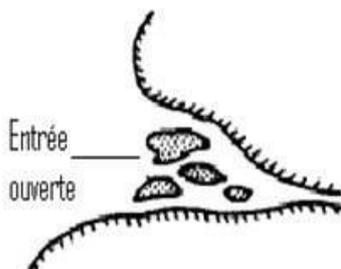
**Annexe 1 : Image satellite de l'estuaire de la Somme (source : GEMEL)**



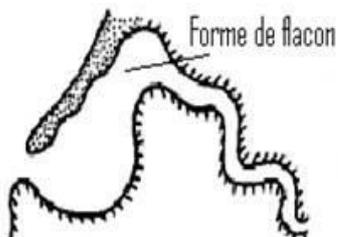
## Annexe 2: Représentation et description de chaque type géomorphologique



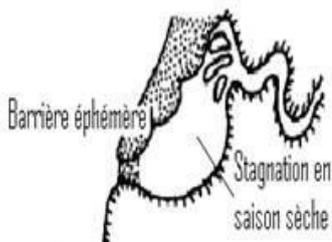
**Ria, Aber:** estuaire à reliefs modérés avec un profil de vallée en forme de V



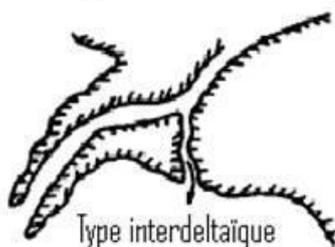
**Estuaire de plaine côtière ouverte:** estuaire à bas reliefs, relié à une vallée en forme d'entonnoir



**Estuaire « barrière »:** estuaire à bas reliefs, en forme de L et parallèle à la côte



**Estuaire aveugle:** estuaire à bas reliefs, blocage saisonnier par des courants longshore et/ou dunes, avec/sans barrière



**Estuaire deltaïque:** présence d'un delta à l'embouchure de l'estuaire

### Annexe 3 : Tableau récapitulatif de la typologie DCE

Type		Caractéristiques des masses d'eau associées au type							
N°	Libellé	Salinité	Marnage	Mélange	Zone intertidale	Débit	Surface bassin versant	Surface estuaire	Turbidité
A	Petit estuaire à grande zone intertidale, moyennement à fortement salé, faiblement à moyennement turbide	Mésohalin à polyhalin	Mésotidal à macrotidal	Mélangé	>50%	Faible	Petite	Petite	Faible à moyenne
B	Grand estuaire macrotidal	Polyhalin	Macrotidal	Partiellement stratifié	<50%	Faible	Moyenne	Petite	Faible
C	Petit estuaire à petite zone intertidale et à faible turbidité	Mésohalin à polyhalin	Mésotidal	Mélangé	<50%	Faible	Petite	Petite	Faible
D	Estuaire mésotidal, très peu salé à débit moyen	"Eau douce"	Mésotidal	Mélangé	<50%	Moyen	Moyenne	Petite à grande	Faible à fort
E	Estuaire, petit ou moyen, macrotidal, fortement salé, à débit moyen	Polyhalin	Macrotidal	Partiellement stratifié	>50%	Moyen	Petite à moyenne	Petite à moyenne	Faible à moyenne
F	Grand estuaire très peu salé et à fort débit	"Eau douce"	Mésotidal	Mélangé	<50%	Fort	Grande	Grande	Forte à très forte
G	Grand estuaire moyennement à fortement salé et à fort débit	Mésohalin à polyhalin	Mésotidal	Partiellement stratifié	<50%	Fort	Grande	Grande	Fort à très forte
H	Petit estuaire à petite zone intertidale et à turbidité moyenne à forte	Mésohalin à polyhalin	Mésotidal	Mélangé à partiellement stratifié	<50%	Faible	Petite	Petite	Moyenne à forte
I	Petit estuaire à grande zone intertidale, fortement salé et peu turbide	Polyhalin	Mésotidal à macrotidal	Mélangé	>50%	Faible	Petite	Petite	Faible

## Annexe 4 : Valeurs seuils de la typologie DCE

### 1. Salinité (PSU: Unité pratique de salinité)

Eau douce	<0,5	très peu salé
Oligohaline	0,5 à 5/6	peu salé
Mésohaline	5/6 à 18/20	moyennement salé
Polyhaline	18/20 à 30	fortement salé
Euhaline	>30	totalement salé

### 2. Marnage

Microtidal	<1m
Mesotidal	1 à 5m
Macrotidal	>5m

### 3. Profondeur

Faible	<30m
Moyenne	30 à 50m
Grande	>50m

### 4. Débit moyen

Faible	<30m <sup>3</sup> /h
Moyen	30 à 50m <sup>3</sup> /h
Fort	>500m <sup>3</sup> /h

### 5. Surface du bassin versant

Petite	<5000km <sup>2</sup>
Moyenne	5000 à 50 000km <sup>2</sup>
Grande	>50 000km <sup>2</sup>

### 6. Surface de l'estuaire

Petite	<50km <sup>2</sup>
Moyenne	50km <sup>2</sup> à 100km <sup>2</sup>
Grande	>100km <sup>2</sup>

### 7. Turbidité

Faible	<200 NTU
Moyenne	200 à 800 NTU
Forte	>800 NTU

## Annexe 5 : Taxons cibles de l'indicateur « Laises de mer »

(Source : GRETIA)



*Cafius xantholoma* (Gravenhorst, 1806)

©Nimal. F



*Cercyon* sp. (Leach, 1817)

©Nimal. F



*Hypocacus dimidiatus maritimus* (Stephens,

1830) ©Courtial. C



*Phaleria cadoverina* (Fabricius, 1792)

©Courtial. C

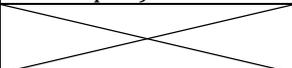


*Armadillidium album* (Dollfus, 1887)

©Courtial. C

## Annexe 6 : Tableau des indicateurs utilisés dans le contexte des estuaires

Paramètre	Critère	Indicateur	Commentaires	Compétences	Echelle	Code
Surface couverte	Evolution de la surface du trait de côte	<b>Changement morphologique du trait de côte</b>	Indication sur la nature du changement du trait de côte par les activités anthropiques ou les processus naturels.		Estuaire	UE 1130
Structure et fonctionnement	Composition floristique	<b>Phytoplancton</b> <sup>DCE</sup> Biomasse et abondance du phytoplancton	. La biomasse et l'abondance du phytoplancton traduisent les bonnes conditions physicochimiques ou non du milieu. . Non applicable aux estuaires turbides macrotidaux	Naturalistes (mesure de biomasse et d'abondance).	Colonne d'eau	
		<b>ABER</b> <sup>DCE</sup> Présence de ceintures algales	. Présence d'algues spécifiques : algues rouges et brunes sur substrat dur et <i>Vaucheria</i> , <i>Chlorophyceae</i> et cyanobactérie sur substrat meuble . Applicable uniquement sur les abers bretons mais des tests se poursuivent hors Bretagne.	Naturalistes (identifications des algues).	Chenal <i>Slikke</i>	1140-1 UE1170 1210-1 1210-2
		<b>TW-OGA</b> <sup>DCE</sup> Présence de macroalgues opportunistes	. Proportion d'algues opportunistes lors de blooms macroalgales, qui entraînent le colmatage direct de la surface du sédiment et des herbiers de phanérogames. . Applicable uniquement sur substrat vaseux (une variante a été créée pour les substrats vaseux retrouvés en Seine-Normandie).	Naturalistes (identifications des algues opportunistes).		1140-1 1210-1 1210-2
		<b>Angiospermes</b> <sup>DCE</sup> Composition, extension et développement des herbiers	. Vitalité et extension des herbiers qui sont très sensibles aux pressions naturelles ou anthropiques. . Les herbiers ne se développent que dans les estuaires pas ou peu turbides avec de faibles variations hydrodynamiques (3 grands estuaires français exclus).	Naturalistes (identifications des deux espèces de zoostères).		1110-1 1130-1 1140-3
		<b>Indicateur de la JNCC</b> Présence d'espèces caractéristiques	Composition des communautés floristiques des 4 zones définies et surface des prés-salés	Naturaliste (identifications des espèces selon leur communauté floristique).	Schorre	1310-2 1320-1 1330-1 1330-2 1330-3 1330-4
		<b>AQI</b> Diversité et couverture des habitats	Composition, couverture et extension des habitats estuariens contenant des angiospermes	Naturaliste (identifications des espèces selon leur communauté floristique).		
	Composition faunistique	<b>ELFI</b> <sup>DCE</sup> Diversité des communautés de poissons	Communautés de poissons indiquent l'impact des activités anthropiques	Naturaliste (identifications de l'ichtyofaune)	Colonne d'eau	
		<b>BOPA</b> <sup>DCE</sup> Présence de polychètes opportunistes	. Réponse des communautés d'espèces opportunistes (polychètes) selon un gradient d'enrichissement en matière organique (repose sur les seuils de l'AMBI). . Applicable pour les zones méso et polyhalines.	Naturalistes (identifications de la faune benthique).	Chenal <i>Slikke</i>	1140-3 1140-4 1140-5 1140-6
		<b>MISS-TW</b> <sup>DCE</sup> Abondance et diversité des communautés benthiques	. Réponse des communautés benthiques aux pressions anthropiques. . Indicateur non validé.	Naturalistes (identifications de la faune benthiques). Statistiques.		
		<b>BO2A</b> <sup>DCE</sup> Présence de polychètes opportunistes et du genre <i>Clitellata</i>	. Réponse des communautés d'espèces opportunistes (polychètes et <i>Clitellata</i> ) selon un gradient d'enrichissement en matière organique (repose sur les seuils de l'AMBI). . Applicable pour les zones méso et oligohalines.	Naturalistes (identifications de la faune benthique).		

Paramètre	Critère	Indicateur	Commentaires	Compétences	Echelle	Code
Structure et fonctionnement	Composition faunistique	<b>AMBI<sup>DCE</sup></b> Répartition des communautés benthiques	. Réponse des communautés benthiques aux perturbations naturelles ou anthropiques.	Naturalistes (identifications de la faune benthique).	Chenal <i>Slikke</i>	1140-3 1140-4 1140-5 1140-6
		<b>M-AMBI<sup>DCE</sup></b> Répartition des communautés benthiques	. Réponse des taxons sensibles aux perturbations combinée à la richesse spécifique et à la diversité	Naturaliste (identifications de la faune benthique). . Statistiques.		
		<b>ITI</b> Répartition des groupes trophiques benthiques	. Réponse des communautés benthiques à la dégradation de l'environnement. . Détermination du mode d'alimentation des espèces qui repose soit sur des références bibliographiques ou sur l'analyse des pièces buccales.	Naturalistes (identifications de la faune benthique).		
		<b>I-IBI</b> Abondance et diversité des communautés benthiques	. Réponse des communautés benthiques aux perturbations naturelles ou anthropiques. . Utilisation de plusieurs métriques selon la zone estuarienne en question. . Succès sur les estuaires outre-atlantique (Baie de Chesapeake).	Naturaliste (identifications de la faune benthique).		
		<b>BIEC</b> Abondance et diversité des Spionidés et des vers tubicoles	. Réponse des deux communautés benthiques aux perturbations. . Intégration de l'indice de diversité de Gleason normalisé avec la salinité. . Utilisation de l'indice dans une large gamme de salinité. . Non applicable à grande échelle.	Naturaliste (identifications de la faune benthique).		
		<b>BQI</b> Abondance des espèces tolérantes	. Réponse des communautés benthiques aux perturbations. . Avant le calcul du BQI, il y a une catégorisation des espèces selon leur sensibilité aux perturbations	Naturaliste (identifications de la faune benthique).		
		<b>Laisse de mer</b> Présence de taxons spécifiques	. Présence des 5 taxons auxquels un poids relatif est attribué selon leur rareté et leurs capacités de dispersion. . Protocoles d'échantillonnage et identification des taxons simples.	Naturalistes (identifications des taxons d'invertébrés);		
	Altérations	Atteintes des activités anthropiques	<b>Qualité de l'environnement et sa perception</b>	Présence des communautés benthiques et de mollusques	Naturalistes (identifications de la faune benthique et des mollusques)	Estuaire
<b>Utilisation des ressources</b>			Recouvrement des activités anthropiques (marina, aquaculture,...)			

## Annexe 7 : Tableau synthétique des indicateurs utilisés pour l'évaluation de l'état de conservation du complexe dunaire

### Dunes mobiles embryonnaires (2110-1)

Paramètres	Critères	Indicateurs	
Surface couverte	Surface couverte par l'habitat	1 - Evolution de la surface (tendance)	
Structure et fonctionnement	Processus morphodynamique	2 - Evaluation visuelle, points GPS	
		3 - Observation directe	
	Composition floristique	Choix A	4 - Degré d'érosion marine
			5 - Présence d'espèces indicatrices de l'habitat
6 - Recouvrement d'espèces nitrophiles (liste d'espèces nitrophiles)			
Altérations	Atteintes lourdes	Choix B	7 - Recouvrement d'espèces allochtones envahissantes de l'habitat en % (liste d'espèces allochtones envahissantes)
	Atteintes diffuses		8 - Recouvrement des atteintes au niveau du site en % (→Urbanisation, parking, route, équipement sportif de loisir...)
			9 - Atteintes dont l'impact est difficilement quantifiable en surface (→ Surfréquentation, surpiétinement, ramassage des laisses de mer, traces de circulation, pâturage...)

### Dunes mobiles à *Amnophila arenaria* subsp. *Arenaria* (2120-1)

Paramètres	Critères	Indicateurs	
Surface couverte	Surface couverte par l'habitat	1 - Evolution de la surface	
Structure et fonctionnement	Processus morphodynamique	2 - Largeur de la dune blanche (seuils à adapter selon les régions)	
		3 - Degré d'érosion éolienne	
	Couverture végétale	Choix A	4 - Recouvrement de la strate herbacée (%)
			5 - Recouvrement des jeunes espèces ligneuses (%)
	Composition floristique	Choix A	6 - Présence d'espèces indicatrices de l'habitat (liste d'espèces indicatrices)
			7 - Recouvrement d'espèces nitrophiles en % (liste d'espèces nitrophiles)
Composition faunistique	Choix A	8 - Recouvrement d'espèces allochtones envahissantes de l'habitat en % (liste d'espèces allochtones)	
Altérations	Altérations lourdes	Choix B	9 - Entomofaune (liste d'espèces caractéristiques à définir)
	Altérations diffuses		10 - Recouvrement des atteintes au niveau du site en % (→ Urbanisation, parking, route, équipement sportif de loisirs...)
			11 - Atteintes dont l'impact est difficilement quantifiable (→ Surfréquentation, surpiétinement, ramassage des laisses de mer, traces de circulation, pâturage...)

### Dunes grises (2130\*-1/2130\*-2)

Paramètres	Critères	Indicateurs	
Surface couverte	Surface couverte par l'habitat	1 - Evolution de la surface (tendance)	
Structure et fonctionnement	Processus morphodynamique	2 - Largeur de la dune grise (seuils à adapter selon les régions)	
		3 - Degré d'érosion éolienne	
	Couverture végétale	Choix A	4 - Recouvrement de jeunes espèces ligneuses en %
	Composition floristique		5 - Présence d'espèces indicatrices de l'habitat (liste d'espèces indicatrices)
		Choix A	6 - Recouvrement d'espèces nitrophiles (liste d'espèces nitrophiles)
Altérations	Atteintes lourdes	Choix B	7 - Recouvrement d'espèces allochtones envahissantes de l'habitat en % (liste d'espèces allochtones envahissantes)
	Atteintes diffuses		8 - Recouvrement des atteintes au niveau du site en % (→ Urbanisation, parking, route, équipement sportif de loisirs...)
			9 - Atteintes dont l'impact est difficilement quantifiable en surface (→ Surfréquentation, surpiétinement, ramassage des laisses de mer, traces de circulation, pâturage...)

## Annexe 8 : Tableau synthétique des indicateurs utilisés pour l'évaluation de l'état de conservation des lagunes côtières atlantiques

### Lagunes côtières (1150\*-1)

Paramètres	Critères	Indicateurs	
Surface couverte	Surface couverte par l'habitat	1 - Evaluation de la surface	
Structure et fonction de l'écosystème	Mosaïque d'habitats	2 - Diversité des structures physiques	
Structure et fonctionnement	Berges	Composition floristique	3 - Etat des berges
		Espèces exotiques envahissantes	4 - Présence d'EEE, tous taxons confondus
	Bassin	Composition floristique	5 - Macrophytes caractéristiques <i>Microphytes (bonus)</i>
			6 - Isolement du réseau salé
			7 - Enrichissement
		8 - Eutrophie	
Composition faunistique	9 - Invertébrés benthiques et phytophiles caractéristiques		
Espèces exotiques envahissantes	10 - Présence d'EEE, tous taxons confondus		
Altérations	Diffuses	11 - Pollution et déversements diverses	
		12 - Activités de loisirs	
	Lourdes	13 - Décharges sauvages	
		14 - Aménagements divers	



Le but du réseau Natura 2000 est de maintenir ou restaurer les habitats et espèces listés dans les annexes I et II de la Directive « Habitats-Faune-Flore » dans un état de conservation favorable. Pour aider à remplir cette exigence, le Muséum National d'Histoire Naturelle (MNHN) a été chargé de l'élaboration de méthodes standardisées pour évaluer l'état de conservation de tous les habitats de l'annexe I en France. Depuis 2009, plusieurs habitats ont fait l'objet de méthodes en mettant l'accent sur des protocoles simples, pragmatiques et reproductibles qui ont pour but d'être accessibles aux gestionnaires de sites Natura 2000.

Ici, l'étude porte sur l'habitat « Estuaires - UE 1130 » de la façade Manche/Atlantique. Les estuaires, en plus d'être un habitat au sens de la DHFF, sont également des écosystèmes où s'associent d'autres habitats. Cette nouvelle approche méthodologique d'évaluation sera donc abordée de façon particulière. En effet, la méthode s'appliquera, comme les précédentes, à l'échelle du site Natura 2000, mais portera également sur l'ensemble des habitats d'intérêt communautaire ou non, constitutifs des estuaires.

La méthode d'évaluation de l'état de conservation des estuaires est actuellement en phase préliminaire. Le présent rapport se concentre sur l'habitat de l'Annexe I « Estuaires » (UE 1130) de la façade Manche/Atlantique, et établit une typologie potentielle des différentes variantes de cet habitat. Il développe également les questions clés liées à l'évaluation de l'état de conservation d'un complexe d'habitats au niveau du site, et énumère les indicateurs possibles qui peuvent être appropriés pour l'évaluation de cet habitat.