



HAL
open science

Les indicateurs DCE estuariens : Etat des lieux à l'échelle européenne en avril 2009, mise à jour en décembre 2010 - Rapport

A. Courrat, V. Foussard, Mario Lepage

► To cite this version:

A. Courrat, V. Foussard, Mario Lepage. Les indicateurs DCE estuariens : Etat des lieux à l'échelle européenne en avril 2009, mise à jour en décembre 2010 - Rapport. [Rapport de recherche] irstea. 2010, pp.89. hal-02595156

HAL Id: hal-02595156

<https://hal.inrae.fr/hal-02595156v1>

Submitted on 15 May 2020

HAL is a multi-disciplinary open access archive for the deposit and dissemination of scientific research documents, whether they are published or not. The documents may come from teaching and research institutions in France or abroad, or from public or private research centers.

L'archive ouverte pluridisciplinaire **HAL**, est destinée au dépôt et à la diffusion de documents scientifiques de niveau recherche, publiés ou non, émanant des établissements d'enseignement et de recherche français ou étrangers, des laboratoires publics ou privés.

BEEEST

Les indicateurs DCE estuariens Etat des lieux
à l'échelle européenne en avril 2009
- Mise à jour en décembre 2010 -

- Rapport -



A. Courrat, V. Foussard
et M. Lepage (coord.)
Décembre 2010

Projet BEEEST : Vers une approche multicritère du
Bon Etat écologique des grands ESTUAIRES



Les indicateurs DCE estuariens
Etat des lieux à l'échelle européenne en avril 2009
Mise à jour en décembre 2010
- Rapport -

Auteurs : Anne Courrat¹, Valérie Foussard^{1,7}, Mario Lepage²

Comité de pilotage : Caroline Bagot³, Franck Bruchon⁴, Jean-Claude Dauvin⁵, Nicolas Desroy⁶, Cédric Fisson¹, Mario Lepage², Christian Lévêque¹, Thierry Ruellet⁵, Aldo Sottolichio⁷

¹ : GIP Seine-Aval, 12 avenue Aristide Briand, 76 000 Rouen

² : Cemagref Groupement de Bordeaux – Unité Ecosystèmes Estuariens et Poissons Migrateurs Amphihalins, 50 avenue de Verdun, 33612 Cestas cedex

³ : MEEDDAT, Direction de l'Eau et de la Biodiversité, 20 avenue de Ségur, 75302 Paris 07

⁴ : Agence de l'Eau Seine-Normandie, DEMAA – Service Littoral et Mer, 21 rue de l'Homme-de-Bois, 14600 Honfleur

⁵ : Université des Sciences et Technologies de Lille - Lille 1, Laboratoire d'Océanologie et Géosciences, UMR CNRS 8187 LOG, Station Marine de Wimereux, 28 avenue Foch, BP 80, 62930 Wimereux

⁶ : CRESCO – IFREMER, Laboratoires Environnement Littoral & Ressources Aquacoles Finistère - Bretagne Nord, Station de Dinard, 38 rue du Port Blanc, 35801 Dinard

⁷ : Université Bordeaux 1 - laboratoire EPOC, avenue des facultés, 33405 Talence cedex

Avertissement

Cette synthèse sur les indicateurs DCE estuariens à l'échelle européenne a pour objectifs :
D'identifier les questions clefs sur lesquelles la dynamique française bute ;

- De voir comment ces questions ont été traitées par les autres Etats Membres et si possible d'identifier des pistes de solution et/ou des contacts clefs sur lesquels les équipes françaises qui le souhaitent pourront s'appuyer ;
- De présenter, à l'échelle européenne, une synthèse claire et succincte des démarches d'élaboration des indicateurs DCE estuariens, de leur état d'avancement, ainsi qu'une liste des principaux contacts et références bibliographiques ;
- D'apporter ainsi des éléments au projet Liteau BEEST et plus largement au groupe national DCE eaux littorales pour faire les meilleurs choix en matière d'élaboration d'indicateurs estuariens.

La plupart des travaux en cours en Europe n'ont pas encore été publiés. C'est pourquoi la présente synthèse est en grande partie basée sur des échanges informels (e-mail ou communications orales) avec les personnes sollicitées. Les sources (com. pers. ou références bibliographiques) sont toujours citées.

Il est demandé au lecteur de garder en mémoire que cette étude ne représente pas une synthèse exhaustive des indicateurs DCE estuariens existants ; elle a essentiellement pour vocation de mettre en avant des pistes de travail et de réflexion jugées pertinentes par les auteurs et le comité de pilotage, notamment au vu des obstacles rencontrés en France dans le développement d'indicateurs DCE estuariens. Ces pistes pourront ensuite être approfondies par les experts concernés, s'ils le jugent nécessaire.

Sommaire

Préambule.....	6
INTRODUCTION.....	8
1. CONTEXTE, OBJECTIFS ET CHAMP D'ETUDE	8
1.1. LA DIRECTIVE CADRE SUR L'EAU ET LES EAUX DE TRANSITIONS	8
1.1.1. <i>La Directive Cadre sur l'Eau</i>	8
1.1.2. <i>Les eaux de transition et leurs limites</i>	8
1.2. LE PROJET BEEST	8
1.2.1. <i>Le projet BEEST : présentation</i>	8
1.2.2. <i>Le projet BEEST : zone d'étude</i>	8
1.3. OBJECTIFS DE LA PRESENTE SYNTHESE ET CHAMP D'ETUDE	10
1.3.1. <i>Objectifs</i>	10
1.3.2. <i>Indicateurs considérés</i>	10
1.3.3. <i>Champ d'étude sur le plan géographique : une synthèse européenne limitée aux pays de l'Atlantique Nord-Est</i>	11
2. LES INDICATEURS DCE ESTUARIENS : ETAT DES LIEUX A L'ECHELLE EUROPEENNE EN DECEMBRE 2010	14
2.1. INDICATEURS BASES SUR LE PHYTOPLANCTON	14
2.1.1. <i>Demande DCE (Directive 2000/60/CE, Annexe V)</i>	14
2.1.2. <i>Etat d'avancement en France et problèmes rencontrés (notamment pour les estuaires de Seine, Loire et Gironde)</i>	14
2.1.3. <i>Etat des lieux des démarches adoptées par les autres Etats Membres</i>	15
2.1.4. <i>Conclusion</i>	18
2.2. INDICATEURS BASES SUR LA FLORE AQUATIQUE	19
2.2.1. <i>Demande DCE (Directive 2000/60/CE, Annexe V)</i>	19
2.2.2. <i>Etat d'avancement en France et problèmes rencontrés (notamment pour les estuaires de Seine, Loire et Gironde)</i>	19
2.2.3. <i>Etat des lieux des démarches adoptées par les autres Etats Membres</i>	22
2.2.4. <i>Quelques points de réflexion</i>	27
2.2.5. <i>Conclusion</i>	28
2.3. INDICATEURS BASES SUR LA FAUNE BENTHIQUE INVERTEBREE	30
2.3.1. <i>Demande DCE (Directive 2000/60/CE, Annexe V)</i>	30
2.3.2. <i>Etat d'avancement en France et problèmes rencontrés (notamment pour les estuaires de Seine, Loire et Gironde)</i>	30
2.3.3. <i>Etat des lieux des démarches adoptées par les autres Etats Membres</i>	33
2.3.4. <i>La prise en compte de la variabilité naturelle en estuaire : un point clef pour la construction d'indicateurs benthiques</i>	39
2.3.5. <i>Conclusions et perspectives</i> :	41
2.4. INDICATEURS BASES SUR L'ICHTYOFAUNE.....	43
2.4.1. <i>Demande DCE (Directive 2000/60/CE, Annexe V)</i>	43
2.4.2. <i>Etat d'avancement en France et problèmes rencontrés (notamment pour les estuaires de Seine, Loire et Gironde)</i>	43
2.4.3. <i>Etat des lieux des démarches adoptées par les autres Etats Membres</i>	44
2.4.4. <i>Conclusions et perspectives</i>	46
2.5. INDICATEURS BASES SUR DES PARAMETRES PHYSICOCHIMIQUES.....	47
2.5.1. <i>Demande DCE (Directive 2000/60/CE, Annexe V)</i>	47
2.5.2. <i>Etat d'avancement en France et problèmes rencontrés (notamment pour les estuaires de Seine, Loire et Gironde)</i>	48
2.5.3. <i>Etat des lieux des démarches adoptées par les autres Etats Membres</i>	49
2.5.4. <i>Conclusions et perspectives</i>	52
2.6. INDICATEURS BASES SUR DES PARAMETRES HYDROMORPHOLOGIQUES	52
2.6.1. <i>Demande DCE (Directive 2000/60/CE, Annexe V)</i>	52
2.6.3. <i>Etat des lieux des démarches adoptées par les autres Etats Membres</i>	53
2.6.4. <i>Conclusions et perspectives</i>	56

3. DISCUSSION ET PERSPECTIVES	57
3.1. PRISE EN COMPTE DE LA SALINITE ; UN DECOUPAGE EN MET PARFOIS DISCUTABLE D'UN POINT DE VUE ECOLOGIQUE ET NON HOMOGENE AU NIVEAU NATIONAL	57
3.2. L'ECHANTILLONNAGE : UN ASPECT FONDAMENTAL DE LA CREATION D'INDICATEURS DCE ESTUARIENS	58
3.3. LES INDICATEURS MULTIMETRIQUES : QUELQUES ASPECTS DE LEUR PROCESSUS DE CONSTRUCTION ; PERTINENCE	58
3.3.1. <i>Comment sélectionner les métriques qui composent l'indicateur multimétrique ?</i>	59
3.3.2. <i>Comment assembler les différentes métriques entre elles lors de la constitution de l'indicateur final ? Opacité potentielle des indicateurs multimétriques</i>	60
3.4. VERS L'UTILISATION ACCRUE D'INDICATEURS FONCTIONNELS (PAR OPPOSITION AUX INDICATEURS STRUCTURELS)	60
3.5. EN FRANCE : VERS DES COMPARAISONS INTER-ESTUARIENNES POUR ETABLIR LES ETATS DE REFERENCES ? NOTION DE TYPOLOGIE ESTUARIENNE	61
3.6. PERSPECTIVES : VERS UNE EVALUATION DE L'INCERTITUDE LIEE AUX INDICATEURS	61
3.7. PRINCIPE DU « ONE OUT, ALL OUT » : EVALUATION PARFOIS PESSIMISTE DE L'ETAT ECOLOGIQUE DES EAUX DE TRANSITION	64
CONCLUSION.....	68

Préambule

L'exercice de développement d'indicateur biologique dans le cadre du contrôle de surveillance des masses d'eau de surface pour la Directive Cadre européenne sur l'Eau (DCE) a entraîné de nombreuses équipes de recherche en France et en Europe vers un domaine qui ne leur était pas totalement familier. Bien que des écologistes ont depuis longtemps, développés des outils permettant de porter un jugement sur la qualité de l'eau et des écosystèmes à partir de l'observation de certains éléments biologiques, la DCE a insufflé en Europe une dynamique toute nouvelle pour cette façon d'appréhender les impacts des activités humaines sur les écosystèmes aquatiques. Bien évidemment il ne s'agit pas d'un exercice de style libre mais plutôt d'un exercice entrant dans un programme imposé. De nombreuses règles et exigences imposent un développement d'indicateurs sous contraintes. Il paraît utile donc de rappeler ici quelques unes de ces règles qui sont d'ordres scientifiques, économiques et déontologiques, car ce n'est qu'en acceptant ces conditions que les outils qui seront développés pourront jouer pleinement leurs rôles de bio-indication et d'outils d'aide à la décision de façon à enrayer la dégradation de la qualité des écosystèmes aquatiques et permettre une amélioration de notre qualité de vie.

Tout d'abord rappelons que les indicateurs biologiques développés dans le cadre du contrôle de surveillance DCE ne visent pas à réaliser des inventaires exhaustifs de la biodiversité ni à mettre en évidence l'impact d'une activité particulière. Il est indispensable que le génie des scientifiques réussisse à sélectionner les informations indispensables à l'établissement d'un diagnostic fiable. Comme pour le médecin au chevet de son patient, il est nécessaire de repérer une accumulation de petits signes qui renseignent sur l'état du malade sans pour autant connaître le pedigree complet dudit patient ou son dossier médical depuis la naissance. Les éléments à prendre en compte doivent donc être informatifs sur la qualité de l'écosystème en s'appuyant sur des indices et non sur une connaissance approfondie des processus sous-jacents. La réflexion doit alors porter sur les éléments pouvant fournir une information pertinente sur la qualité en respectant un principe de parcimonie des données à acquérir, de faisabilité en routine et en limitant autant que faire se peut, le recours à un savoir de spécialiste reposant sur un nombre trop restreint d'individus. Le principe est simple et aisé à comprendre s'il n'est pas toujours évident à mettre en œuvre : Le nombre des masses d'eau à suivre est beaucoup trop important pour se permettre d'appliquer des méthodes très complexes et très coûteuses sans compter la difficulté pour un nombre restreint de spécialiste à réaliser un très grand nombre d'analyse. Ces règles devraient être inscrites en lettres capitales devant tous ceux qui entreprennent le développement de bio-indicateur à vocation de suivi à long terme. Cela nous amène à penser en terme de proxy quand l'information souhaitée devient difficile voire impossible à acquérir dans le contexte précité. Cela impose généralement plus de réflexion au développeur pour arriver à ses fins les contraintes financières déjà ressenties dans les laboratoires ne devrait pas aller en s'améliorant. Cela dit, le travail des scientifiques reste de fournir la meilleure science possible avec les éléments dont ils peuvent disposer. C'est à dire que les questions de représentativité de l'échantillonnage permettant de construire les indicateurs n'est pas à négliger ! Si les possibilités d'échantillonnage ne permettent pas d'obtenir un résultat optimum, il est indispensable de quantifier l'erreur commise et l'incidence sur le diagnostic final. Dans le même ordre d'idée, la sélection à dire d'expert d'un certain nombre de métriques jugées pertinentes pour un indicateur multimétriques n'est pas suffisante pour établir un outil solide. Une procédure d'analyse des redondances entre métrique est indispensable pour mieux connaître le poids que pourra représenter chaque métrique dans le résultat final. De plus, puisque les indicateurs doivent permettre de discriminer une masse d'eau en bon état d'une masse d'eau qui ne l'est pas, la sensibilité de l'indicateur face à différentes pressions doit être testée. Des relations pression/impact doivent être recherchées de manière à établir les seuils des classes de qualité.

Introduction

La Directive européenne Cadre sur l'Eau (DCE – Directive 2000/60/CE) vise à atteindre le « bon état » écologique et chimique des masses d'eau souterraine et de surface, ou le « bon potentiel » pour les Masses d'Eau de surface Fortement Modifiées (MEFM), d'ici à 2015. L'évaluation de l'état des masses d'eau de surface dites « de transition », telles que les estuaires, se fait via l'utilisation d'indicateurs biologiques (basés sur le phytoplancton, la flore aquatique, les invertébrés benthiques et l'ichtyofaune), chimiques et hydromorphologiques (Directive 2000/60/CE). Le développement de ces indicateurs est à la charge de chaque Etat Membre et pose aujourd'hui encore de nombreuses questions.

En France, le projet BEEST - « Vers une approche multicritère du Bon Etat/potentiel écologique des grands ESTuaires atlantiques Seine, Loire et Gironde » - est un projet national de recherche appliquée, multipartenarial et interdisciplinaire, qui a pour objectif principal d'appuyer les gestionnaires français dans la mise en place de la DCE sur ces trois estuaires. Il est co-financé par le MEEDDAT (Ministère de l'Energie, de l'Ecologie, du Développement Durable et de l'Aménagement du Territoire), l'ONEMA (Office National de l'Eau et des Milieux Aquatiques) et des partenaires locaux des trois estuaires : le GIP Seine-Aval, le GIP Loire Estuaire et le SMIDDEST.

La présente synthèse, qui porte sur les indicateurs DCE estuariens à l'échelle européenne, se place dans le cadre du projet BEEST et a pour objectifs : (i) d'identifier les questions clés sur lesquelles la dynamique française rencontre encore des problèmes pour la création d'indicateurs DCE en estuaires de Seine, Loire et Gironde, (ii) de rechercher comment ces questions ont été traitées par les autres Etats Membres et si possible d'identifier des pistes de solution et/ou des contacts clés sur lesquels les équipes françaises qui le souhaitent pourront s'appuyer, (iii) de présenter, à l'échelle européenne, une synthèse claire et succincte des démarches d'élaboration des indicateurs DCE estuariens, de leur état d'avancement, ainsi qu'une liste des principaux contacts et références bibliographiques, et enfin (iv) d'apporter ainsi des éléments au projet BEEST et plus largement au groupe national DCE eaux littorales pour faire les meilleurs choix en matière d'élaboration d'indicateurs estuariens.

Afin de répondre au mieux aux questions posées, cette synthèse se focalise sur les pays de l'écorégion Atlantique Nord-Est telle que définie par l'Union Européenne (Anonyme, 2007b), et qui possèdent des masses d'eau de transition estuariennes : Allemagne, Belgique, Pays-Bas, Portugal, Espagne, Irlande, Royaume-Uni et France. L'ensemble des paramètres biologiques cités précédemment, les paramètres physico-chimiques généraux (Directive 2000/60/CE), et les paramètres hydromorphologiques sont étudiés.

Pour chacun d'entre eux, les éléments suivants sont présentés : (i) un bref rappel des exigences DCE vis-à-vis de cet indicateur, (ii) son état d'avancement en France ainsi que les principaux problèmes rencontrés pour sa construction et/ou son utilisation en Seine, Loire et Gironde, (iii) un état des lieux des démarches adoptées par les autres Etats Membres, et éventuellement (iv) un approfondissement sur quelques points jugés pertinents.

Enfin, quelques points de discussion ainsi que des perspectives de travail ressortant de cette étude sont présentés.

1. Contexte, objectifs et champ d'étude

1.1. La Directive Cadre sur l'Eau et les eaux de transitions

1.1.1. La Directive Cadre sur l'Eau

La Directive Cadre sur l'Eau (DCE - Directive 2000/60/CE) est une directive européenne qui vise à atteindre le « bon état » écologique et chimique des masses d'eau souterraine et de surface (Borja et al., 2008), ou le « bon potentiel » pour les Masses d'Eau de surface Fortement Modifiées (MEFM), d'ici à 2015.

Afin d'évaluer l'état des masses d'eau étudiées, la DCE requiert l'utilisation d'indicateurs biologiques, physico-chimiques et hydromorphologiques. Le développement de ces indicateurs est à la charge de chaque Etat Membre. Pour déterminer l'état d'une masse d'eau, la valeur mesurée de ces indicateurs doit être comparée à leur valeur dans des conditions « non perturbées » (Directive 2000/60/CE) ; ils sont ainsi traduits en EQR (Ecological Quality Ratio ; écart à la référence).

1.1.2. Les eaux de transition et leurs limites

La DCE définit différents types d'eau de surface parmi lesquels les « Masses d'Eau de Transition » (MET) : il s'agit « des masses d'eaux de surface à proximité des embouchures de rivières, qui sont partiellement salines en raison de leur proximité d'eaux côtières, mais qui sont fondamentalement influencées par des courants d'eau douce » (Directive 2000/60/CE). En France les eaux de transition correspondent aux lagunes et aux estuaires.

Pour les estuaires, la limite amont de la zone classée comme eau de transition peut être toute limite jugée pertinente d'un point de vue écologique, les plus courantes pour les estuaires étant la limite de salinité et la limite de marée dynamique (McLusky & Elliott, 2007). En France, c'est le choix de la limite de marée dynamique qui a été fait.

1.2. Le projet BEEST

1.2.1. Le projet BEEST : présentation

Le projet BEEST, « Vers une approche multicritère du Bon Etat/potentiel écologique des grands ESTUAIRES atlantiques Seine, Loire et Gironde », est un projet interdisciplinaire et multipartenarial d'une durée de trois ans qui a débuté à la fin de l'année 2008. Il a pour principal objectif d'appuyer les gestionnaires français dans la mise en place de la DCE sur les trois estuaires considérés.

Le projet comprend trois axes de travail (voir beest.seine-aval.fr pour un descriptif détaillé du projet) :

Axe 1 : Contribution à la mise en œuvre de la DCE sur les grands estuaires Seine, Loire et Gironde

Axe 2 : Réflexion sur les notions de « bon état », de « bon potentiel » et de référence pour un estuaire

Axe 3 : Vers une approche multicritère du bon état/potentiel d'un estuaire.

Cette synthèse se place dans le cadre de l'Axe 1.

1.2.2. Le projet BEEST : zone d'étude

Le projet BEEST se focalise sur les trois estuaires français de Seine, Loire et Gironde. Le Tableau 1 et la Figure 1 présentent brièvement leurs principales caractéristiques.

Tableau 1 : Principales caractéristiques en lien avec la DCE des estuaires de Seine, Loire et Gironde (MET : Masse d'Eau de Transition ; MEFM : Masse d'Eau Fortement Modifiée ; MES : Matières En Suspension).
Source : Romaña, 1994 ; MEEDDAT, com. pers., pour les classements en MEFM et le nombre de MET ; Mario Lepage, Aldo Sottolichio, données non publiées, pour la turbidité

Estuaire	Régime de marée	Turbidité	MES (g.L ⁻¹) en surface	Masse sédimentaire du bouchon vaseux (tonnes)	Nombre de MET	Nom des MET	MET classées en MEFM
Seine	Macrotidal	Forte	0,3	20 000 à 400 000	4	FRHT01 FRHT02 FRHT03 FRHT07	Toutes
Loire	Macrotidal	Forte	1	800 000 à 1 000 000	1	FRGT28	Toute
Gironde	Macrotidal	Très forte (supérieure à 10 000 NTU)	5 à 10	4 000 000 à 5 000 000	7	FRFR04 FRFT05 FRFT31 FRFT32 FRFT33 FRFT34 FRFT35	2/7 (FRFT34 et FRFT35)

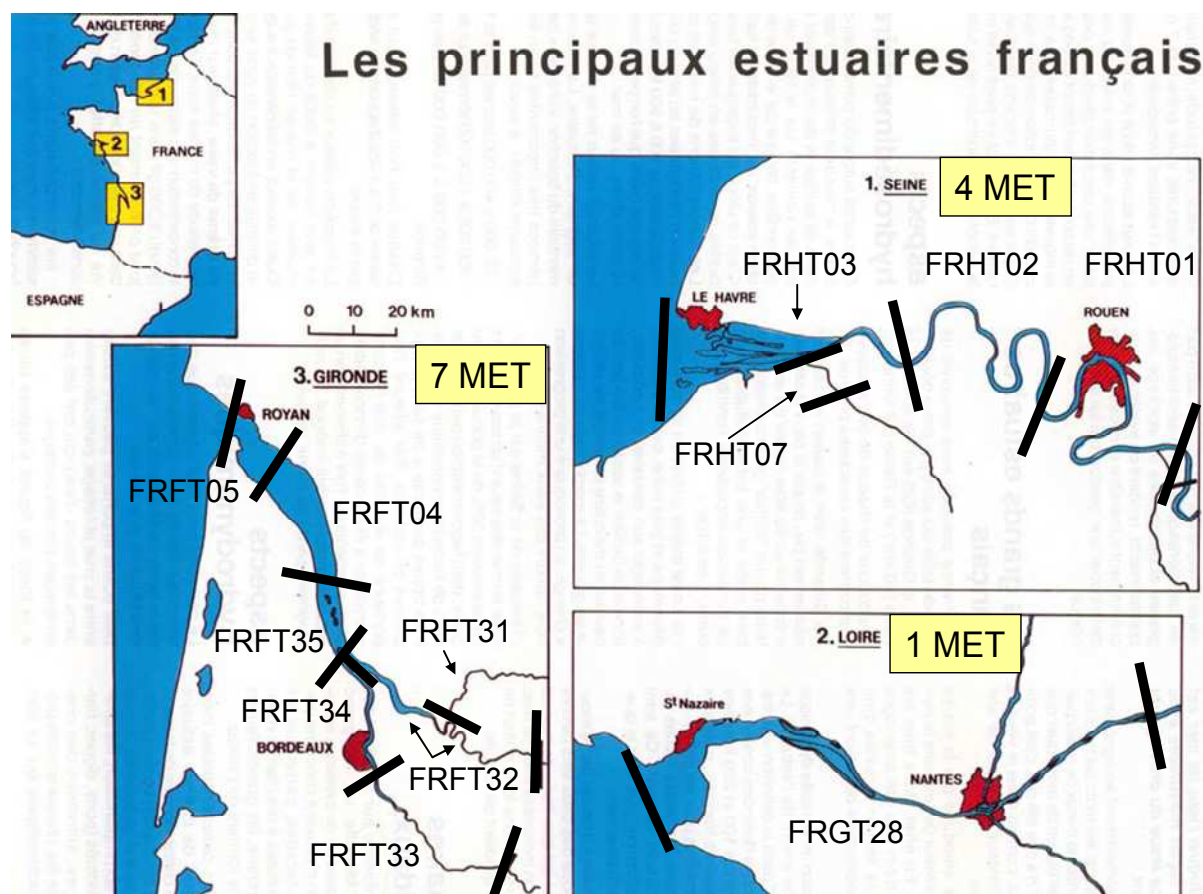


Figure 1 : Les estuaires de Seine, Loire et Gironde (tiré de Romaña, 1994), et les limites des MET (Masse d'Eau de Transition) correspondantes (<http://sandre.eaufrance.fr>)

D'après la DCE (Directive 2000/60/CE), une MEFM est une « masse d'eau de surface qui, par suite d'altérations physiques dues à l'activité humaine, est fondamentalement modifiée quant à son caractère ». Ces masses d'eau doivent répondre à un objectif de « bon potentiel » (et non de « bon état »).

Plusieurs travaux ont cherché à définir ces notions de bon état et de bon potentiel au sens où les entend la DCE (ex. Breine et al., 2008 ; Borja & Elliott, 2007). Ce point ne sera pas traité de manière approfondie dans la présente synthèse. Il est en effet ressorti de l'étude que la plupart des Etats Membres avaient à ce jour peu formalisé la différence entre ces deux notions dans leurs indicateurs estuariens.

On notera de plus qu'à l'échelle européenne il n'existe pas de grand estuaire macrotidal¹ qui présente des conditions « non perturbées » (Meire et al., 2005). La définition des EQR (« Ecological Quality Ratio » - écart à la référence), tels que les demande la DCE, doit donc se faire sur la base d'une référence théorique définie soit par modélisation, soit sur la base de données historiques, soit à dire d'experts (Directive 2000/60/CE ; Nielsen et al., 2003).

1.3. Objectifs de la présente synthèse et champ d'étude

1.3.1. Objectifs

Les objectifs de cette synthèse peuvent être définis comme suit :

Identifier pour chaque indicateur les questions clés sur lesquelles la dynamique française rencontre des problèmes pour une application opérationnelle en estuaire de Seine, Loire et Gironde.

Voir comment ces questions ont été traitées par les autres Etats Membres et si possible identifier des pistes de solution et/ou des contacts clés sur lesquels les équipes françaises qui le souhaitent, pourront s'appuyer.

Présenter, à l'échelle européenne, une synthèse claire et succincte des démarches d'élaboration des indicateurs DCE estuariens, de leur état d'avancement, ainsi qu'une liste des principaux contacts et références bibliographiques.

Apporter ainsi des éléments au projet Liteau BEEST et plus largement au groupe national DCE eaux littorales pour faire les meilleurs choix en matière d'élaboration d'indicateurs estuariens.

1.3.2. Indicateurs considérés

L'Annexe V de la DCE (Directive 2000/60/CE) liste les paramètres à prendre en compte pour évaluer l'état écologique des eaux de transition (Tableau 2). Ces paramètres sont les mêmes pour toutes les MET qu'elles soient classées ou non comme MEFM.

¹ Estuaire macrotidal : estuaire où l'amplitude moyenne de la marée est supérieure à 4 mètres (Directive 2000/60/CE, Annexe II)

Paramètres		Détail	Abordé dans cette synthèse
Paramètres biologiques		Composition, abondance et biomasse du phytoplancton	OUI
		Composition et abondance de la flore aquatique (autre que le phytoplancton)	
		Composition et abondance de la faune benthique invertébrée	
		Composition et abondance de l'ichtyofaune*	
Paramètres hydromorphologiques soutenant les paramètres biologiques	Conditions morphologiques	Variation de la profondeur	OUI mais très brièvement. Cf. la synthèse de Valérie Foussard (2010)
		Quantité, structure et substrat du lit	
		Structure de la zone intertidale	
	Régime des marées	Débit d'eau douce	
		Exposition aux vagues	
Paramètres chimiques et physico-chimiques soutenant les paramètres biologiques	Paramètres généraux	Transparence	OUI
		Température	
		Bilan d'oxygène	
		Salinité	
		Concentration en nutriments	
	Polluants spécifiques	Pollution par toutes substances prioritaires recensées comme étant déversées dans la masse d'eau	NON
		Pollution par d'autres substances recensées comme étant déversées en quantités significatives dans la masse d'eau	

Tableau 2 : Paramètres à prendre en compte pour l'évaluation de l'état écologique des MET (Directive 2000/60/CE)

* : Dans la traduction française de la DCE, il y a une erreur dans la prise en compte de l'ichtyofaune pour les masses d'eau de transition : il faut bien lire « composition et abondance de l'ichtyofaune », et non « composition, abondance et structure de l'âge de l'ichtyofaune ». En effet, la structure de l'âge est à prendre en compte dans les rivières mais pas dans les eaux de transition (source : WFD - Directive 2000/60/EC (version anglaise) ; Marie-Claude Ximenes, ONEMA, com. pers.).

Les paramètres chimiques « polluants spécifiques » ne sont pas abordés dans le cadre de cette synthèse. En effet, les indicateurs pour ce type d'éléments sont très normalisés : des objectifs de qualité (OQ) ont été déterminés à l'échelle européenne pour chaque élément, les éléments à prendre en compte étant listés dans la DCE. Si les concentrations mesurées sont supérieures aux OQ, alors le bon état chimique n'est pas atteint. Si elles sont inférieures, alors l'objectif de « bon état » chimique est atteint (Borja et al., 2008). Bien que cette approche soit discutable, il n'a pas paru pertinent de l'étudier ici compte tenu du temps imparti pour réaliser la présente étude. Ainsi, seuls les paramètres physico-chimiques généraux seront abordés.

Pour ce qui est des paramètres hydromorphologiques, un autre travail de synthèse spécifique à cette thématique a été réalisé par Valérie Foussard (Foussard et al, 2010). Ainsi la présente synthèse liste brièvement les premiers résultats des recherches effectuées sur cette thématique et renvoie à Foussard et al, (2010) pour de plus amples détails.

1.3.3. Champ d'étude sur le plan géographique : une synthèse européenne limitée aux pays de l'Atlantique Nord-Est

Cette synthèse a pour objectif de présenter des travaux des autres Etats Membres qui semblent pertinents pour aider les équipes françaises dans leur démarche de construction d'indicateurs estuariens DCE en Seine, Loire et Gironde. Il convenait donc de cibler les pays à considérer.

Ainsi cette synthèse s'est focalisée sur les Etats Membres de l'écocorégion « Atlantique Nord-Est » (Tableau 3) telle que définie par l'Union Européenne (dans les groupes d'intercalibration notamment – Anonyme, 2007b). Le Tableau 3 montre que la Norvège, la Suède et le Danemark n'ont pas d'eau de transition comparable à celles des autres Etats

Membres (Anonyme, 2007b ; Scholle & Dau, 2007). En fait certains de ces Etats Membres, notamment le Danemark, présentent des estuaires mais ils ont choisi de ne pas les classer comme eaux de transition dans le cadre de la DCE (colloque WISER, 9-13 mars 2009, Majorque). Les indicateurs DCE construits dans ces pays n'ont donc pas été abordés dans cette synthèse. Pour des informations sur ce qui a été fait au Danemark, il est néanmoins possible de contacter Kurt Nielsen (Directeur du département de recherche en écologie des lacs et des estuaires, Institut National de Recherche pour l'Environnement, Danemark). Nielsen et al. (2003) donne un bref aperçu des réflexions menées pour les fjords (masses d'eaux classées comme côtières).

Le Tableau 3 donne également un aperçu des caractéristiques estuariennes liées aux principales questions que l'on se pose en France :

Seuls le Royaume-Uni, la Belgique et les Pays-Bas ont des estuaires macrotidaux et de turbidité comparable à ceux de Seine, Loire et Gironde.

Plusieurs pays ont intégré les zones amont des estuaires (eau douce soumise à la marée) dans leurs eaux de transition. Néanmoins seules la Belgique et l'Allemagne ont développé des indicateurs spécifiques à ces zones. En Belgique deux projets s'intéressent depuis 2004 spécifiquement aux indicateurs DCE pour ces zones. Erika Van Den Bergh (INBO, voir Annexe 2) doit être en mesure de fournir des contacts spécifiques ainsi que de nombreuses informations sur ces projets. Jan Breine (INBO, voir Annexe 2) a réalisé l'indicateur poisson pour ces zones d'eau douces soumises à la marée (Breine et al., 2007, Breine et al., 2010).

On remarque par ailleurs que l'Allemagne a confié la construction des indicateurs DCE aux Länder : il semble qu'il existe une version d'indicateur pour chacun. De même en Espagne le travail a été divisé par Communauté Autonome dont certains travaux seront décrits : ces derniers concernent en grande partie le Pays Basque. L'état d'avancement des différentes Communautés autonomes est variable, les travaux les plus aboutis sont présentés (mise à jour courant 2010).

Tous les indicateurs irlandais ont été harmonisés avec ceux du Royaume-Uni (Mike Elliott, com. pers.) bien que l'Irlande applique une méthode et une stratégie d'échantillonnage un peu différente : ces deux Etats Membres utilisent les mêmes indicateurs. Ainsi les indicateurs irlandais n'ont pas été spécifiquement présentés dans le cadre de cette synthèse.

Tableau 3 : Pays de l'écorégion Atlantique Nord-Est (tels que définis dans les groupes d'intercalibration DCE – Anonyme, 2007b) et quelques caractéristiques majeures de leurs eaux de transition estuariennes. Sources : Jan Breine, Erika Van den Bergh, Mike Elliott, Hanneke Baretta-Bekker, Angel Borja, Joao-Carlos Marques, Gabriele Stiller, Carlos Rodriguez, com. pers. ; colloque WISER, 9-13 mars 2009, Majorque).

Pays		A définit des eaux de transition ?	Possède des estuaires macrotidaux ?	Possède des estuaires très turbides ?	Statut des zones d'eau douce soumises à la marée (zone fluviales tidales à l'amont des estuaires)	Indicateurs spécifiques ou adaptés aux zones d'eau douce soumises à la marée	Etat général d'avancement des indicateurs DCE estuariens	Commentaires	
France		Oui	Oui	Oui. Ex : Seine, Loire et Gironde.	Eau de transition	En cours pour les poissons En attente pour certains indicateurs, des seuils de référence adaptés (ou en cours d'adaptation) pour d'autres	Dépend de l'indicateur	Les équipes qui travaillent sur les indicateurs DCE estuariens sont souvent celles qui travaillent sur les eaux côtières. Les équipes travaillant en eau douce ont été très peu impliquées.	
Allemagne			Oui : 4 : Ems et Weser (Basse-Saxe), Elbe (Basse-Saxe, Hambourg et Schleswig-Holstein) et Eider (Schleswig-Holstein)	Oui. Ex.: l'Ems est turbide même si moins que les estuaires de Seine et de Gironde	La limite amont des masses d'eau de transition est la limite de salinité (0,5 PSU). Les zones amont d'eau douce soumises à la marée situées à l'amont sont étudiées et classées à part : elles sont classées comme rivières ; elles restent néanmoins étudiées avec les eaux de transition.	Oui	Relativement abouti. Pour l'Elbe on peut trouver de nombreux documents en ligne sur http://www.arge-elbe.de/wge/WRR/L/WRR/LS tart.html	Le travail est réalisé par Länder : chacun construit ses propres indicateurs en s'appuyant ou non sur le travail des autres. De plus une grande partie du travail a été réalisée par des bureaux d'études (ex. : indicateurs poisson et plantes). Les contacts sont difficiles à identifier et les références bibliographiques en anglais sont difficiles à trouver, voire inexistantes pour la plupart des indicateurs.	
Belgique			Oui : l'Escaut	Oui : l'Escaut	Ont été rattachées aux rivières depuis peu. Ces zones sont appelées "low land estuary".	Des indicateurs spécifiques ont été développés pour ces zones de "low land estuary" (ex poisson)	Très avancé pour tous les indicateurs - méthodologies originales et très abouties	Tous les rapports sont en flamands. Peu de publications dans des revues scientifiques sauf pour l'indicateur poisson.	
Pays-Bas			Oui : l'Escaut	Oui : l'Escaut	Pour les deux grands estuaires (Escaut et Ems-Dollard), les parties amont d'eau douce se trouvent respectivement en Belgique et en Allemagne. Pour les autres estuaires (trois petits estuaires) elles ont été poolées avec les rivières.	Non	Assez finalisé car ils utilisent globalement les mêmes indicateurs que pour les eaux côtières. Le travail sur l'indicateur macrozoobenthos est très approfondi et abouti.	Pays peu étudié dans le cadre de cette synthèse (involontairement car peu de personnes contact au départ). Les Pays-Bas travaillent en étroite collaboration avec la Belgique et l'Allemagne. Certains de leur indicateurs ont été fait en commun.	
Portugal			Oui (ex. : le Tage)	Non : turbidités moyennes uniquement	Eau de transition	Non, pas d'indicateur spécifique, mais considèrent le problème	Les financements ont été coupés en cours de projet. Un nouveau programme de 3 ans a démarré depuis peu.	Les indicateurs macrophytes et benthos sont bien avancés.	
Espagne	Pays-Basque		Non	Non	Eau de transition mais sont quasi insignifiantes	Non	Très avancé	Seulement de très petits estuaires. La grande majorité ne comprend pas de zones halines distinctes.	
	Autres Communautés Autonomes		Non	Non	Eau de transition	Non pour les quelques indicateurs étudiés dans cette synthèse	pas de vision suffisamment large pour l'affirmer – certains indicateurs sont communs à ceux du Pays Basque pour les masses d'eau les plus proches	La recherche n'a pas été exhaustive pour ces zones, seuls quelques indicateurs ont été décrits pour 2 communautés autonomes : la Cantabrie et l'Asturie	
Irlande			Non : ne dépasse pas le "fortement mésotidal" (ex. : le Shannon)	Non : turbidités moyennes uniquement	Eau de transition	Non	Harmonisé avec le Royaume-Uni, donc bien avancé	Les indicateurs utilisés sont totalement harmonisés avec ceux du Royaume-Uni (Mike Elliott, com. pers.). Le travail irlandais n'est par conséquent pas spécifiquement abordé dans cette synthèse.	
Royaume-Uni			Oui. Ex. : la Tamise et l'Humber	Oui. Ex. : la Tamise et l'Humber	Eau de transition	Non	Bien avancé mais certaines méthodes sont discutables	Près de 170 estuaires mais tous n'ont pas été échantillonnés. Entre autre, la stratégie d'échantillonnage pour les poissons est d'essayer d'en faire 1/3 tous les ans.	
Danemark			Non	Non étudié					Décision souvent politique de ne pas classer leurs estuaires et fjords en eaux de transition. Passage direct des eaux côtières (souvent fjords) aux rivières.
Suède									
Norvège									

* Estuaire où l'amplitude moyenne de la marée est comprise entre 2 et 4 mètres (Directive 2000/60/CE, Annexe II)

2. Les indicateurs DCE estuariens : état des lieux à l'échelle européenne en décembre 2010

Cette partie présente les principaux résultats de cette étude. Pour chaque indicateur, la structure de présentation suivante est adoptée :

Un bref rappel des exigences DCE ;

L'état d'avancement en France pour cet indicateur ainsi que les principaux problèmes rencontrés pour sa construction / son utilisation en Seine, Loire et Gironde ;

Un état des lieux, sous forme de tableau commenté, des démarches adoptées par les autres Etats Membres ;

Eventuellement un approfondissement sur quelques points jugés pertinents.

2.1. Indicateurs basés sur le phytoplancton

2.1.1. Demande DCE (Directive 2000/60/CE, Annexe V)

Pour la classification de l'état écologique des eaux de transition, la DCE demande de prendre en compte les éléments suivants :

« Composition, abondance et biomasse du phytoplancton » selon les définitions normatives de la directive, décrites dans le Tableau 4.

Tableau 4 : Définitions normatives des états écologiques « très bon », « bon » et « moyen » pour l'indicateur **phytoplancton** en eau de transition (Directive 2000/60/CE, Annexe V)

Très bon état	Bon état	État moyen
La composition et l'abondance des taxa phytoplanctoniques correspondent totalement ou presque totalement aux conditions non perturbées. La biomasse moyenne du phytoplancton correspond aux conditions physico-chimiques caractéristiques et n'est pas de nature à détériorer sensiblement les conditions de transparence caractéristiques. L'efflorescence planctonique est d'une fréquence et d'une intensité qui correspondent aux conditions physico-chimiques caractéristiques.	Légères modifications dans la composition et l'abondance des taxa planctoniques. Légères modifications dans la biomasse par rapport aux conditions caractéristiques. Ces modifications n'indiquent pas de croissance accélérée des algues entraînant des perturbations indésirables de l'équilibre des organismes présents dans la masse d'eau ou de la qualité physico-chimique de l'eau. La fréquence et l'intensité de l'efflorescence planctonique peuvent augmenter légèrement.	La composition et l'abondance des taxa planctoniques diffèrent modérément des communautés caractéristiques. La biomasse est modérément perturbée et peut être de nature à produire une forte perturbation indésirable des valeurs des autres éléments de qualité biologique. La fréquence et l'intensité de l'efflorescence planctonique peuvent augmenter modérément. Une efflorescence persistante peut se produire durant les mois d'été.

2.1.2. Etat d'avancement en France et problèmes rencontrés (notamment pour les estuaires de Seine, Loire et Gironde)

En France, un travail sur l'indicateur phytoplancton a été réalisé par Ifremer (Belin et al., 2007). Il a permis de dégager des indicateurs phytoplancton pour les eaux côtières et de transition, qui s'appliquent plus difficilement aux estuaires turbides macrotidaux tels que les trois grands estuaires étudiés ici.

Dans le rapport de Soudant et al. (2010) qui constitue une actualisation du travail présenté dans Belin et al. (2007), on peut voir figurer les résultats de classifications préliminaires effectués sur les masses d'eau côtières et de transition. L'évaluation n'a pu être faite pour une majorité des masses d'eau de transition des estuaires turbides. Elle a tout de même été effectuée sur la MET FRFT03 de l'estuaire de la Seine (MET la plus en aval) à l'aide de 29 observations classant la MET avec une probabilité d'appartenance à la classe désignée relativement satisfaisante (pour l'élément phytoplancton complet, biomasse, abondance et

composition). Sur l'estuaire de la Loire, aucune évaluation n'a pu être faite et sur l'estuaire de la Gironde, une masse d'eau (FRFT04 – Gironde centrale) a pu être partiellement évaluée avec une fiabilité des résultats peu concluante. Seul l'indicateur biomasse a été calculé et cela sur la base de seulement 11 observations mettant en doute la validité du résultat. En effet, pour une complète validité des résultats, les indicateurs biomasse, composition et abondance qui constituent l'indicateur global nécessitent au minimum 30 observations fiables pour le calcul.

Deux zones fluviales (Dordogne et Garonne amont en Gironde) sont citées parmi les masses d'eau testées dans les fiches synthétiques mais aucune donnée disponible n'a pu permettre de tester les indicateurs et leur fiabilité (Soudant et al., 2010). Ces cas ne remettent pas en cause l'application en estuaire et la fiabilité de l'indicateur développé mais mettent en avant le manque de données exploitables sur certaines masses d'eau. De plus le caractère très turbide des trois grands estuaires semble ne pas permettre une évaluation très fiable de l'état écologique en se basant sur le phytoplancton tel que l'avaient annoncé les experts avant même d'avoir des données d'observation sauf peut-être pour la partie la plus marine des estuaires.

Dans le cadre du projet BEEST, deux études ont été menées pour déterminer la pertinence du suivi de nouveaux indicateurs basés sur le zooplancton (Souissi S. et Devreker D., 2010) et le microphytobenthos (Lerouxel et al., 2010) en complément ou en remplacement d'un indicateur phytoplancton afin de quantifier et/ou qualifier la production primaire dans les estuaires turbides.

2.1.3. Etat des lieux des démarches adoptées par les autres Etats Membres

Le Tableau 5 présente un aperçu de certaines démarches menées en Europe pour la construction d'un indicateur phytoplancton DCE estuarien.

La Belgique et l'Allemagne ont adopté la même position que la France, mais seulement au niveau des zones saumâtres estuariennes (salinité de 0.5 à 30). En Belgique l'argumentaire conduisant à l'élimination d'un indicateur phytoplancton est un peu plus développé. En plus de la turbidité, ce sont également les fortes et rapides variations de salinité qui justifient la non pertinence d'un indicateur phytoplancton dans ces zones : les conditions du milieu en général y sont telles **qu'aucune communauté locale** de phytoplancton ne s'y développe.

Les équipes belges ont par contre développé un indicateur phytoplancton pour les zones amont d'eau douce (*i.e.* fluviales tidales) de leurs estuaires. La détermination de l'état écologique basée sur le phytoplancton prend alors en compte un certain nombre de paramètres caractéristiques de l'estuaire (temps de résidence, turbidité *via* les conditions lumineuses, composition et teneur en nutriments). Bien que tous ces paramètres puissent être influencés par l'activité humaine, ils présentent de grandes variations naturelles, tant intra-estuariennes (dans le temps et l'espace au sein d'un même estuaire) qu'inter-estuariennes entraînant une grande difficulté pour l'établissement de conditions de référence par type. La considération de ces facteurs dans la détermination de l'état écologique permet ainsi de prendre en compte, au moins en partie, la variabilité naturelle inhérente aux estuaires. Cela permet aussi de considérer une atténuation lumineuse qui pourrait être due à l'activité humaine (si par exemple elle va de paire avec une dégradation de la qualité des communautés phytoplanctoniques).

En Allemagne, un indicateur basé sur le phytobenthos et les diatomées est en cours de création pour les zones fluviales tidales situées à l'amont des estuaires.

Au Royaume-Uni, un outil a été développé pour les zones estuariennes. Cet outil vise à évaluer le facteur risque d'une prolifération algale en prenant en compte la biomasse de

chlorophylle a, calculée sur le percentile 90 des valeurs obtenues. Cinq paramètres sont ensuite calculés et scorés. Il s'agit de la moyenne, de la médiane, du % de valeur en dessous de $10 \mu\text{gl}^{-1}$, du % de valeur en dessous de $20 \mu\text{gl}^{-1}$ et du % de valeur supérieur à $50 \mu\text{gl}^{-1}$. Le deuxième élément permettant de calculer l'indicateur est le nombre d'évènements où les cellules d'une espèce indicatrice d'eutrophisation est supérieur à $500\,000 \text{ l}^{-1}$ et dont le nombre total de cellules phytoplanctoniques est supérieur à $1\,000\,000 \text{ l}^{-1}$ (Devlin, 2010). Un état de référence est obtenu à partir des références calculées pour les eaux côtières.

Au Pays Basque, il y a une volonté de modifier l'indicateur actuel pour aller plutôt vers un indicateur similaire à celui utilisé en eaux côtières (détaillé dans Revilla et al., 2009). Un exemple d'application de l'indicateur est présenté dans un rapport du Centre de recherche AZTI-Tecnalia (Pays Basque) dans le cadre du projet WISER validé en début 2010 et accessible sur le site du projet (<http://www.wiser.eu/download/D4.1-1.pdf>). Néanmoins les indicateurs du Pays Basque ne répondent pas à la problématique française liée à la forte turbidité des estuaires considérés ici. En effet les estuaires basques sont naturellement peu turbides (Angel Borja, com. pers.) et les zones côtières adjacentes sont oligotrophes (Revilla et al., 2009).

Le groupe d'intercalibration du Nord Est Atlantique (GIG NEA) a travaillé sur l'harmonisation des seuils des méthodes construites pour déterminer la qualité des eaux en lien avec le phytoplancton pour les eaux côtières et de transition. Toutes les méthodes considérées sont axées sur la quantification de la chlorophylle a et des blooms phytoplanctoniques. Le rapport d'intercalibration de Carletti et al. (2009) permet d'avoir une vision globale de toutes ces méthodes qui de manière générale concerne les masses d'eau côtières et les masses de transition peu ou pas turbides.

Tableau 5 : Etat des lieux des démarches adoptées par les Etats Membres considérés pour la construction d'un indicateur DCE **phytoplancton** pour les estuaires

Pays / zone	Chercheur / contact(s) clef(s)	Référence(s) principale(s)	Principe	Indicateurs / métriques	Commentaires
Espagne Andalousie		Carletti et al., 2009	Indicateur de qualité des eaux de transition basé sur la chlorophylle a	Biomasse : chlorophylle a (percentile 90) Bloom : fréquence des blooms (%) et nombre de cellules / litre seuls les diatomées, les dinoflagellés et euglenophyceae sont considérés	Méthode intercalibrée avec les autres Etats Membres Seuils fixés pour chaque descripteur et adaptés selon les régions, les pressions anthropiques et les propriétés des estuaires (peu turbides)
Pays Basque	Borja, A.	Borja et al., 2004b	Méthode basée sur un travail Ifremer. Pour le diagnostic final, le plus mauvais résultat obtenu parmi les quatre métriques suivantes fait foi.	Nombre de cas (mesures) au dessus des niveaux de qualité de chlorophylle a en estuaire Nombre de cas (mesures) au dessus des niveaux de qualité de bloom de phytoplancton toxique pour la santé humaine Nombre de cas (mesures) au dessus des niveaux de qualité de bloom de phytoplancton toxique pour la faune et la flore Nombre de cas (mesures) au dessus des niveaux de qualité de blooms d'espèces indicatrices d'eutrophisation	La méthode décrite dans Borja et al. (2004) est celle actuellement en vigueur au Pays-Basque. Néanmoins AZTI (où travaille Angel Borja) est actuellement en train d'essayer de développer une autre méthode, similaire à celle utilisée sur les côtes basques (voir Revilla et al., 2009 pour le détail) (Angel Borja, com. pers.).
GB et Irlande	Best M.	Birk et al., 2010 ; UKTAG, 2009a	Phytoplankton Toolkit pour les zones côtières avec ajout d'indicateurs pour adaptation aux estuaires	Concentration en chlorophylle a (dissociation zone côtière et estuarienne) et percentile 90 Abondance relative de diatomées, dinoflagellés et microflagelles	Méthodologie développée de manière complète dans un rapport du UKTAG accessible sur leur site www.wfduk.org/bio_assessment/
Belgique	Van den Bergh, E.	Com. pers.	Un indicateur pour la zone saline et un autre indicateur pour la zone d'eau douce. Pour la zone saumâtre, aucun indicateur phytoplancton n'est défini car les conditions du milieu n'y permettent pas le développement d'une communauté phytoplanctonique locale (E. Van den Bergh, com. pers.). Les conditions lumineuses, la concentration et la composition des nutriments sont pris en compte. En zone d'eau douce on regarde aussi le temps de résidence. L'état écologique est défini en fonction de l'ensemble de ces paramètres, de la teneur en chlorophylle a et de la nature de la communauté (<i>i.e.</i> dominée par les algues ou les diatomées).		Stefan Van Damme a aussi développé un cadre de travail dans lequel la disponibilité lumineuse pour le phytoplancton est prise en compte via un ratio entre la profondeur de mélange et la profondeur photique
Allemagne	Mischke, U.	Com. pers.	Dans les zones saumâtres (0,5-30 PSU) les experts allemands ont considéré que la turbidité était trop forte pour qu'un indicateur phytoplancton soit pertinent (Scholle et Dau, 2007). Pour la partie fluviale tidale amont de l'Elbe (eau douce), il existe un travail en cours sur le phytobenthos et les diatomées (travail non finalisé à l'heure actuelle)		
Pays-Bas	Baretta-Bekker, H.	Scholle & Dau, 2007 ; H. Baretta-Bekker, com. pers.	2 indicateurs testés : L'un est basé sur la chlorophylle a et ne prend pas en compte la salinité de la station considérée ; L'autre est basé sur le <i>Phaeocystis</i> (fréquence des blooms) mais cette espèce joue un rôle mineur en estuaire à cause des salinités plus faibles qui les caractérisent.		L'indicateur est le même que celui qui est utilisé en eaux côtières
Portugal	Non étudié				
France	Belin, C.	Belin et al., 2007 ; Soudant et al., 2010	Evaluation de la qualité au titre du contrôle de la surveillance des masses d'eau côtières et de transition	Indicateur global calculé par la moyenne des valeurs obtenues pour 3 indices : - indice biomasse : chlorophylle a (percentile 90) - indice abondance : % d'achantillons en « état bloom » - indice composition : dénombrement des espèces nuisibles/% d'achantillons en « état bloom »	Des seuils de qualité et des EQR ont été définis ainsi que des intervalles de confiance et des probabilités d'appartenance d'une ME à la classe de qualité désignée. Méthode peu adaptée aux zones turbides. Elle n'a pas pu être testée sur les zones fluviales tidales par manque de données.
	Souissi, S.	Rapport BEEST	Etude sur la pertinence des éléments zooplancton et microphytobenthos comme indicateur de qualité dans les zones turbides afin de quantifier la production primaire		Cette étude fait partie du volet « propositions / recommandations » au delà du cadre de la DCE du projet BEEST

2.1.4. *Conclusion*

En conclusion, la construction d'un indicateur phytoplancton pour les zones amont et aval des estuaires de Seine, Loire et Gironde semble possible, voire même requise puisque d'autres Etats Membres l'ont fait. Une première méthode a été lancée et validée pour les masses d'eau côtières et de transition par Ifremer et donne lieu à une première évaluation relativement satisfaisante mais pas suffisamment concluante pour les zones très turbides. La justification avancée est que ces grands estuaires macrotidaux sont plutôt des zones d'accumulation temporaire de la biomasse chlorophyllienne d'eau douce en provenance du bassin versant amont et du phytoplancton d'origine marine dans la partie aval, et non une production locale des zones de production interne étant donné leur forte turbidité. La méthode Ifremer pourrait peut être s'appliquer aux zones fluviales tidales sous réserve de disponibilité de données exploitables ce qui n'est actuellement pas le cas.

La sensibilité et la capacité de discrimination des indicateurs entre des masses d'eau perturbées et d'autres non perturbées ne sont pas encore très bien établies dans les indicateurs existants. Les travaux continuent et il est nécessaire de suivre de près les avancées.

Une réflexion a été menée quant à une possible utilisation de l'Indice Biologique Diatomée pour les zones amont. Cette utilisation semble impossible sans de profondes modifications de l'indice car d'une part, l'actuel IBD se base sur les diatomées benthiques (associés au substrat) et non pélagique, d'autre part, étant établi pour le domaine fluvial, la présence d'espèces halines serait interprétée comme signe d'une perturbation du milieu. Il serait peut être plus pertinent de s'intéresser à des méthodes dérivées du phytoplancton en rivière (Juliette Rosebery, com. Pers).

Au niveau européen, une note synthétique faisant état de l'avancement des différents Etats rédigé dans le cadre du programme d'intercalibration montre que seuls le Royaume-Uni, les Pays-Bas et une partie des régions autonomes espagnoles sont en phase finale de construction de l'indicateur phytoplancton (voir même finalisé et rapporté à l'Union Européenne) (Annexe 3). Néanmoins, l'information ne figure pas pour tous les Etats concernés. Pour la France, l'outil est considéré comme non finalisé (soit dans la construction de l'indice lui-même soit au niveau de sa compatibilité avec les exigences de la DCE) (Comité de pilotage ECOSTAT, 2010). L'intercalibration finale de l'élément de qualité « phytoplancton » dans les estuaires doit être rendu en fin d'année 2011. Des modifications de seuils voire même de métriques restent encore possibles d'ici là.

Comme pour la plupart des indicateurs, la démonstration d'une relation pression-impact a rarement été faite clairement à partir des jeux de données d'observation actuellement disponibles. Cependant pour cet élément de qualité biologique, plusieurs travaux ont montré des corrélations entre le niveau des apports en sel nutritifs et l'apparition de blooms côtiers. On peut donc raisonnablement accepter que les indicateurs actuels permettent d'établir un diagnostic écologique vis-à-vis de l'eutrophisation.

2.2. Indicateurs basés sur la flore aquatique

2.2.1. Demande DCE (Directive 2000/60/CE, Annexe V)

Pour la classification de l'état écologique des eaux de transition, la DCE demande de prendre en compte les éléments suivants : « Composition et abondance de la flore aquatique (autre que le phytoplancton) ». La définition des états écologiques « très bon », « bon » et « moyen » est présentée dans le Tableau 6.

Tableau 6 : Définitions normatives des états écologiques « très bon », « bon » et « moyen » pour les indicateurs basés sur la **flore aquatique** en eau de transition (Directive 2000/60/CE, Annexe V)

Élément	Très bon état	Bon état	État moyen
Algues macroscopiques	La composition des taxa de macroalgues correspond aux conditions non perturbées. Pas de modification détectable de la couverture de macroalgues par suite d'activité anthropogénique.	Légères modifications dans la composition et l'abondance des taxa de macroalgues par rapport aux communautés caractéristiques. Ces changements n'indiquent pas de croissance accélérée du phytobenthos ou de formes supérieures de vie végétale entraînant des perturbations indésirables de l'équilibre des organismes présents dans la masse d'eau ou de la qualité physico-chimique de l'eau.	La composition des taxa de macroalgues diffère modérément des conditions caractéristiques et est sensiblement plus perturbée que dans le bon état. Des modifications modérées de l'abondance moyenne des macroalgues sont perceptibles et peuvent être de nature à entraîner une perturbation indésirable de l'équilibre des organismes présents dans la masse d'eau.
Angiospermes	La composition taxonomique correspond totalement ou presque totalement aux conditions non perturbées. Pas de modification détectable dans l'abondance des angiospermes par suite d'activité anthropogénique.	Légères modifications dans la composition des taxa d'angiospermes par rapport aux communautés caractéristiques. L'abondance des angiospermes montre de légers signes de perturbation.	La composition des taxa d'angiospermes diffère modérément de celle des communautés caractéristiques et est sensiblement plus perturbée que dans le bon état. Écarts modérés dans l'abondance des taxa d'angiospermes.

Il y a donc deux éléments à prendre en compte : les macroalgues et les angiospermes.

2.2.2. Etat d'avancement en France et problèmes rencontrés (notamment pour les estuaires de Seine, Loire et Gironde)

Peu de travaux ont été menés en France sur les indicateurs DCE macroalgues et angiospermes en estuaire. Compte tenu des contraintes naturelles fortes dans les estuaires de Seine, de Loire et de Gironde (notamment de la forte turbidité et du marnage), la diversité d'espèces végétales aquatiques est très limitée voir inexistante en certains lieux. Cette caractéristique ne facilite pas la définition d'un indicateur estuarien pertinent basé sur ces éléments biologiques.

Néanmoins quelques travaux peuvent être mentionnés, parmi lesquels on peut distinguer les travaux réalisés en zone fluviale tidale (zone amont d'eau douce) et en zone aval.

Indicateurs liés à la flore aquatique dans les zones estuariennes amont (eau douce soumise à la marée) :

Travail de Christian Chauvin – l'IBMR (Indice Biologique Macrophytique en Rivière) en grands cours d'eau (Chauvin et al., 2006) :

Un travail est actuellement en cours sur une adaptation du protocole de l'IBMR aux grands cours d'eau. Cette adaptation de l'IBMR concerne les fleuves ainsi que les milieux à forte turbidité. Un document, intitulé « IBMR - Indice Biologique Macrophytique en Rivière NFT90-395, Protocole applicable en grands cours d'eau » existe mais il n'est pas diffusable dans sa version actuelle (soumis à copyright ; contacter Christian Chauvin pour y avoir accès). On y trouve une réflexion sur la stratégie d'échantillonnage et sa prise en compte dans l'interprétation des résultats.

L'applicabilité de cette méthode aux zones amont des estuaires (zones d'eau douce soumises à la marée) ne semble pas évidente. La méthodologie IBMR est principalement orientée vers l'évaluation du niveau trophique global du système, ce qui peut paraître peu pertinent dans les milieux estuariens qui présente une forte variabilité des paramètres physico-chimiques et qui sont naturellement très eutrophes (Christian Chauvin, com. pers.). On retrouve ici une problématique commune à tous les indicateurs biologiques estuariens : les estuaires étant des milieux naturellement enrichis, comment faire ressortir l'enrichissement d'origine humaine à partir d'indicateurs biologiques ? De plus dans les milieux à chenal marqué les macrophytes se concentrent sur les bandes rivulaires. Or le marnage (stress naturel) diminue encore la richesse spécifique en ces zones, de telle sorte qu'au final seules subsistent de rares espèces ubiquistes (soit très opportunistes (algues filamenteuses), soit très adaptées (phanérogames amphibies ou d'eau saumâtre)) qui sont peu indicatrices de la qualité biologique, rendant ainsi d'autant plus difficile l'utilisation de l'IBMR.

Travail de Cornier et al. (2006, 2007) sur les MET amont de l'estuaire de la Seine :

Ces auteurs ont réalisé une étude sur les macrophytes (qui regroupent les macroalgues et les angiospermes) dans les deux MET amont de l'estuaire de la Seine. Elle révèle un effet probable des pressions anthropiques sur la richesse des communautés, notamment sur certaines espèces patrimoniales. L'effet peut être direct (batillage, aménagements divers) ou indirect (eutrophisation, augmentation de la turbidité...). On retrouve également une corrélation entre l'augmentation des pressions anthropiques vers l'aval et l'appauvrissement des communautés macrophytiques (vraisemblablement due en grande partie à des pertes d'habitat par aménagement des berges). Les espèces sensibles à la pollution (ex. : renoncules) sont quasi absentes des zones étudiées.

Les rapports concluent au développement possible d'indicateurs liés aux macroalgues et aux angiospermes. Dans cette optique, l'utilisation d'un IBMR adapté est proposée.

Indicateurs liés à la flore aquatique dans les zones estuariennes aval (zones salines) :

Travail de Sandrine Derrien-Courtet et Aodren Le Gal (Derrien-Courtet & Le Gal, 2008a et b) :

Ces auteurs ont développé une méthodologie d'échantillonnage et un indice macroalgues pour les fonds subtidiaux rocheux du littoral Manche-Atlantique. Cet indice concerne plutôt les zones côtières, mais il faudrait voir si son adaptation aux zones d'embouchure de Seine, Loire et Gironde pourrait être envisagée/testée. La turbidité du milieu est prise en compte en deux classes : « peu turbide » ou « turbide ».

Pour faciliter l'inter-calibration des méthodes, l'indice proposé s'inspire du CFR index (Quality of Rocky Bottoms Index) développé pour les masses d'eau côtières espagnoles (Juanes et al., 2008, Guinda et al., 2008). L'indice français proposé se compose des paramètres : (1) limites d'extension en profondeur des différentes ceintures algales, (2) composition et densité des espèces définissant l'étagement, (3) composition spécifique, (4) richesse spécifique totale et (5) stipes de *Laminaria hyperborea* – épibioses (Annexe 6 de l'arrêté du 25 janvier 2010).

Travail de Erwan Ar Gall sur les estuaires bretons :

Erwan Ar Gall et Michel Le Duff (Université de Brest) sont en charge de la coordination nationale pour le suivi DCE des masses d'eau côtières de la façade Manche Atlantique en ce

qui concerne les macroalgues intertidales. Un protocole applicable à ces masses d'eau a été mis en place et intercalibré avec un protocole espagnol.

Ce même travail a été effectué sur les abers bretons donnant lieu à la création d'un indice macroalgues spécifiques à ce type de milieu. Le protocole de récolte des données est en cours de test. Le suivi des abers se poursuivra courant 2011 afin de finaliser le protocole avant de proposer une méthodologie qui puisse être retenue au niveau national et applicable à toutes les masses d'eau de transition semblables (au-delà même de la Bretagne). Pour cela, un second travail est mené en parallèle pour adapter ce protocole aux autres MET en collaboration avec les chercheurs espagnols. Celui-ci concerne à la fois les ceintures de macroalgues de haut niveau sur enrochements et les peuplements algaux sur vases consolidées. Les résultats obtenus sont prometteurs mais le protocole reste à perfectionner à l'heure actuelle (Erwan Ar Gall, com. Pers. 2010). Il faudra contacter Erwan Ar Gall ultérieurement pour avoir une version plus avancée de ce travail. Les premiers résultats montrent que les communautés de Fucales et de *Vaucheria* sont intéressantes pour évaluer le statut des eaux de transition, au moins en Bretagne. Les fucales sont essentiellement ancrées sur des substrats durs, assez peu représentés dans les grands estuaires en dehors des enrochements artificiels (eg. digues). En revanche, les banquettes de *Vaucheria* peuvent se développer sur des substrats aussi bien meubles (vaseux, sableux) que durs et elles semblent présentes au moins dans l'estuaire de la Loire (Anne-Laure Barillé, com. Pers.). Ces espèces remontant jusqu'au 0 de salinité, cet indicateur pourrait peut-être être utilisé sur une large gamme de salinité.

Néanmoins, d'après Erwan Ar Gall (com. pers.), l'indicateur macroalgues pour les eaux côtières semble difficile à adapter aux estuaires de Seine, Loire et Gironde sans plusieurs adaptations voire même des changements radicaux. En l'occurrence, le protocole développé pour les eaux côtières s'appuie idéalement, sur la présence de 5 ceintures algales. D'après Serge Simon de la Cellule de Suivi du Littoral Normand (com.pers.), il est d'ores et déjà difficile de discerner plus d'une ceinture algale dans la MET aval de l'estuaire de la Seine hormis dans les zones limitrophes entre la MET et les MEC. Ainsi, l'application de cet indicateur macroalgues côtiers semble à première vue compromise.

Protocole de suivi des angiospermes sur les masses d'eau côtières et de transition de la façade Manche-Atlantique

Aucune étude relative à la définition d'indicateur de qualité pour les angiospermes n'a été recensée sur les grands estuaires macrotidaux. Seule une méthode de suivi des herbiers de zostères présents dans les masses côtières et certaines masses d'eau de transition a été définie pour la DCE. L'indicateur associé qui permettra de qualifier l'état de ces masses d'eau par rapport à ce compartiment est toujours en cours d'élaboration. Le protocole se base sur la répartition de deux espèces qui se localisent à des niveaux bathymétriques différents : *Zostera marina* et *Zostera noltii* (Hily et al., 2007). Contrairement à *Zostera marina*, *Zostera noltii* peut supporter des eaux saumâtres et ainsi coloniser les milieux de transition possédant des substrats vaseux à sablo-vaseux. Toutefois, elles tolèrent difficilement de fortes variations de l'hydrodynamisme pouvant entraîner un déchaussement des organismes ou à l'inverse, leur ensevelissement par les dépôts sédimentaires fins. Par ailleurs, elle ne peuvent se maintenir dans des milieux très turbides (pénétration de la lumière limitée empêchant la photosynthèse)(Ifremer). Par conséquent, pour les milieux de transition, les herbiers de zostères sont présents principalement dans les lagunes (eg. bassin d'Arcachon) ou dans des estuaires peu ou pas turbides présentant un hydrodynamisme favorable à leur développement. De ce fait, ils ne sont pas rencontrés dans les trois estuaires qui nous intéressent empêchant toute application de cet indicateur potentiel à ces milieux. Les conditions très contraignantes (forte turbidité, hydrodynamisme variable, ...) implique que peu voire aucun angiosperme

aquatique ne se développe de façon significative dans les zones délimitées pour la DCE. Ceci pousse à se demander s'il n'est pas nécessaire d'étendre la réflexion aux zones périphériques des MET (schorres, annexes hydrauliques) au niveau desquelles se trouvent des assemblages floristiques remarquables supportant des contraintes environnementales variables et participant au fonctionnement des écosystèmes estuariens.

2.2.3. Etat des lieux des démarches adoptées par les autres Etats Membres

Les Tableaux 8 et 9 présentent les travaux menés en Europe sur les indicateurs macroalgues et angiospermes respectivement.

Remarque : la terminologie utilisée dans les différentes publications et rapport des Etats Membres est assez hétérogène ; par exemple la France reprend la terminologie de la DCE (« macroalgues et angiospermes ») et utilise parfois aussi le terme de macrophytes, tandis que le Pays Basque (Borja et al., 2004b) parle de « phanérogames » (qui correspondent en réalité à des herbiers de zostères et des spartines).

Au final on peut constater que la plupart des Etats Membres ont basé leurs indicateurs sur :

- Les macroalgues (ex. : Royaume Uni)
- Et/ou les herbiers (angiospermes) (ex. : Allemagne)
- Et/ou la végétation des marais salant (ex. : Belgique)

Angiosperme :

Le plus souvent, les angiospermes étudiés sont des herbiers de zostères : c'est le cas en Allemagne, aux Pays-Bas (Dick de Jong), en Irlande et au Royaume-Uni (Anonyme, Intercalibration report section 5, angiospermes, 2007 ; UKTAG, 2009a) et au Pays Basque. Le rapport d'intercalibration angiospermes (Anonyme, 2007 – section 5) présente en détail les métriques et seuils utilisés dans ce cadre par certains pays européens, y compris dans leurs estuaires. Néanmoins ces indicateurs ne semblent pas utilisables en Seine, Loire et Gironde car il n'y a *a priori* pas d'herbiers dans ces eaux de transitions : les herbiers connus et étudiés sont plutôt localisés à l'embouchure des estuaires et dans les masses d'eau côtières adjacentes ; ils sont par exemple absent dans les trois grands estuaires français (Bernard Prudhomme, Anne-Laure Barillé, Stéphanie Moussard, Jean-Claude Dauvin, com. pers.). On notera que cette absence d'herbier ne semble pas être uniquement due à la forte turbidité des estuaires considérés dans cette étude puisque certaines espèces tolèrent bien d'assez fortes turbidités (notamment *Zostera noltii* qui est présente au moins dans le Bassin d'Arcachon et à l'embouchure de l'estuaire de la Loire).

Une méthode néerlandaise a été développée par D. De Jong pour divers types de masses d'eau. La méthodologie décrite dans De Jong (2004) vise à qualifier le potentiel écologique des masses d'eau de transition considérées. L'outil prend en considération plusieurs types de végétation incluant celles des schorres, les herbiers (avec toutes les macroalgues sur substrats meubles) et les macroalgues sur substrats durs. A chaque type de végétation correspond un indice de qualité composé de plusieurs métriques. Les valeurs obtenues aux trois indices sont combinées pour obtenir une évaluation globale de la qualité des masses d'eau.

Les critères du bon potentiel ont été établis par D. De Jong sur la base des travaux de Dijkema et al. (2005) en prenant en compte les limites géographiques liées aux activités anthropiques (endiguement). Pour déterminer le bon potentiel, il a été considéré (1) les caractéristiques passées des milieux (sur la base de données historiques), (2) les spécificités des milieux (eg. substrat stabilisé, capacité des courants à remodeler les milieux, le temps d'inondation du schorre, ...), (3) les contraintes anthropiques en place (les endiguements et les usages vis-à-vis de la poldérisation), (4) les superficies du schorre spécifiques en fonction des zonations

(végétation pionnière, ...), (5) la qualité de la végétation selon les climax et (6) la classification des autres éléments biologiques hors végétation pour vérifier si les milieux répondent ou non aux besoins des peuplements (nourricerie, zone de repos, ...).

Au Royaume-Uni, Best et al. (2007) ont testé une méthode de classification des schorres en s'inspirant de la méthode néerlandaise de De Jong (2004) et Dijkema et al. (2005).

D'autres Etats membres (Belgique, Allemagne) s'orientent sur une évaluation des schorres ces dernières années au travers de méthodes très semblables. Ces dernières consistent à déterminer à l'aide d'outils accessibles (photographies aériennes ou des données de terrain), des pourcentages de couvertures et des abondances relatives des différents types de végétation par masse d'eau (Birk et al., 2010).

En Espagne, García et al. (2009) se sont tournés vers une analyse par les habitats, choisis à partir de la liste fixée par la Directive Habitat pour mettre en place un indice multi-métriques, le Angiosperm Quality Index (AQI). Leur méthode est basée sur une cartographie fine des différents types d'habitat désignés dans la Directive Habitat européenne, à partir de laquelle des métriques sont calculées (densité, surface, ...). Le AQI se compose de 3 métriques : la diversité des habitats (indice de diversité de Gini-Simpson), la couverture de chaque habitat et l'écart de surface totale des habitats naturels par rapport à la surface optimale définie comme étant la surface totale de la masse d'eau. Ils considèrent que toute la masse d'eau peut être composée d'habitats naturels (vasières, marais salant, ...) et qu'à partir de cette hypothèse, la surface « de référence » est la surface totale de la masse d'eau (il est à noter que dans la liste de référence des habitats de la Directive européenne figure des habitats types vasières non-végétalisées ou avec des macroalgues). Tout habitat perturbé est classé comme étant un habitat anthropogénique influençant la métrique « écart à la surface totale de référence » (García et al., 2009).

Cette approche par les habitats semble intéressante pour déterminer la qualité du milieu et cela notamment dans les zones intertidales présentes dans les estuaires de Seine, de Loire et de Gironde. Il serait en revanche plus difficile de définir une surface de référence comme cela a pu être fait sur les estuaires espagnols. Ces derniers présentent une végétation plus développée que sur les trois estuaires français et une diversité d'habitats plus importante. L'application d'une méthode semblable pourrait être étudiée par les scientifiques en France sur la base du SIG Habitats Fonctionnels en cours de construction dans le cadre du projet BEEST.

Macroalgues :

Certains des indicateurs macroalgues utilisés dans les différents pays étudiés sont décrits de manière détaillée dans le rapport d'intercalibration de 2007 (Anonyme, 2007b) : ce rapport comprend des informations sur les métriques qui les composent et les méthodes de détermination des seuils et des références. On peut distinguer plusieurs approches de travail :

- Travail sur les compositions spécifiques (densités et richesses spécifiques) ; ex. au Pays Basque (Borja et al., 2004b).
- Travail sur des blooms de macroalgues opportunistes ; ex. au Royaume-Uni pour déterminer l'impact d'un enrichissement en nutriments sur les macroalgues (Scanlan et al., 2007 ; UKTAG, 2009c) et au Portugal (Patrício et al., 2007).
- Au Royaume-Uni (Wilkinson et al., 2007), une autre approche originale est fondée sur l'idée que les indices basés sur des compositions spécifiques de macroalgues paraissent peu pertinents en estuaire. En effet, la couverture de macroalgues change tout au long du gradient estuarien (avec la salinité notamment) et par conséquent il est difficile de trouver des sites représentatifs et comparables pour évaluer l'état écologique de l'estuaire ou de la MET dans son ensemble. De plus, les espèces estuariennes sont des espèces très tolérantes voire ubiquistes. Leur étude ne permet

pas aisément de faire la distinction entre stress naturel et stress anthropique. Ainsi, Wilkinson et al. (2007) ont développé un indicateur simple basé sur la pénétration des fucales vers l'amont de l'estuaire. Certaines espèces de fucales sont capables de coloniser des milieux estuariens jusqu'à la zone d'eau douce. Ainsi, cette méthode part du principe que si ces espèces sont absentes dans les zones les plus amont des estuaires, cela signifie qu'une perturbation les empêche de se propager (eg. pollution). Cet indice se base alors uniquement sur la présence/absence de trois espèces : *Fucus ceranoides*, *Fucus spiralis* et *Fucus vesiculosus* et de la présence/absence de toutes autres macroalgues en tenant compte de la valeur moyenne annuelle de salinité du site observé (UKTAG, 2009d). Un estuaire est considéré en Bon Etat si au moins une des espèces de fucales est présente dans la partie amont de l'estuaire (zone d'eau douce à oligohaline) et que plusieurs espèces peuvent être présentes dans la partie la plus aval. Un estuaire classé en Mauvais Etat présenterait une perturbation qui bloque la propagation des fucales vers l'amont (fiche descriptive sur <http://www.wfduk.org>). La référence est définie à dire d'experts et à partir des sites désignés comme les moins perturbés. Un tableau sur le calcul des EQR estimé (EQRE) est diffusé dans la première ébauche de la méthode (Tableau 7) (UKTAG, 2009d). Les valeurs considérées sont celles obtenues sur le site représentant la limite amont d'extension des fucales.

Tableau 7 : Critères d'attribution des EQR estimés, définis pour l'indicateur « Macroalgae (Furoid Extend) » pour les masses d'eau de transition (UKTAG, 2009d)

Valeur observée du paramètre		
Présence ou absence une ou plusieurs espèces de fucales dans la masse d'eau de transition	Salinité moyenne annuelle	EQRE
Présente(s)	De 0 à 5	0,90
Présente(s)	5 à 10	0,70
Présence(s) (ou zone avec des fucales discontinue)	Supérieure ou égale à 10	0,50
Absence ou présence restreinte(s) à la zone délimitant les eaux saumâtres et marines + présence d'autres espèces de macroalgues	Supérieure à 0	0,30
Absence totale de macroalgues (fucales ou non)	Supérieure à 0	0,10

Les indicateurs « macroalgues opportunistes » et « extension des fucales » ont tous deux été développés pour répondre à la demande de qualification du bon état pour les macroalgues dans le cadre de la DCE et cela pour les MET type estuaire. En revanche, aucune information n'indique si les deux indices sont systématiquement employés sur chaque MET (et dans ce cas, comment les résultats sont agrégés) ou si un choix est fait selon la pertinence au cas par cas.

- En Allemagne, les quatre estuaires macrotidaux (voir Tableau 3) sont naturellement très turbides et sont devenus encore plus turbides du fait de l'activité humaine, de sorte que l'on ne trouve presque pas de macrophytes submergés dans ces quatre estuaires. De plus certains de ces estuaires (notamment l'Elbe et l'Eider) contiennent très peu de substrats durs naturels. Pour toutes ces raisons, il n'y a pour le moment pas d'indicateur basé sur les macroalgues pour ces estuaires. La question est néanmoins toujours à l'étude pour l'Ems et le Weser (Gabriele Stiller, com. Pers.).

Tableau 8 : Etat des lieux des démarches adoptées par les Etats Membres considérés pour la construction d'un indicateur DCE **macroalgues** pour les estuaires

Pays / zone	Chercheur(s)/ contact(s) clef(s)	Référence(s) principale(s)	Principe	Indicateurs / métriques	Commentaires
Pays Basque	Borja, A.	Borja et al., 2004b	Se base directement sur ce que demande la DCE	Richesse en macroalgues et angiospermes (<i>Zostera</i> et <i>Spartina</i>) Présence d'espèces indicatrices de pollution Couverture moyenne des espèces Ratio entre algues vertes et autres algues	La méthode présentée dans Borja et al. (2004) est celle utilisée à l'heure actuelle. A. Borja doute de la validité de cette méthode car les évaluations qui en résultent sont plus mauvaises que celles qu'il attendait. Il pense que cela peut-être dû à la petite taille des estuaires basques mais n'en est pas sûr.
GB et Irlande	Wilkes R.	Birk et al., 2010	Opportunistic Green Macroalgal Abundance	Prise en compte de la biomasse moyenne de macroalgues opportunistes, des surfaces intertidales qu'elles recouvrent (en pourcentage de recouvrement).	Méthode développée pour les zones côtières et estuariennes. Un autre indicateur spécifique aux zones côtières a également été développé par Wilkes.
	Scanlan, C.	Scanlan et al., 2007 UKTAG summary, macroalgae 2008 UKTAK, 2009c	Macroalgal Bloom Assessment (Opportunistic macroalgae) Indicateur basé sur les blooms de macroalgues opportunistes (<i>Ulva</i> et <i>Enteromorpha</i>) Méthode développée pour détecter l'impact d'un enrichissement en nutriments	Voir UKTAG, 2009b : règle de décision qui combine, entre autres, la biomasse de macroalgues opportunistes, les surfaces intertidales qu'elles recouvrent (en ha) et le pourcentage de couverture.	Indicateur pour zones côtières abritées et estuaires. Travail important réalisé sur la méthodologie d'échantillonnage et le mode de détermination des seuils. Discussion sur l'effet des paramètres physico-chimiques. Référence définie à l'aide de données historiques et d'experts
	Wilkinson, M.	Wilkinson et al., 2007 UKTAK, 2009d	Les indices basés sur des compositions spécifiques de macroalgues paraissent peu pertinents en estuaire car la composition spécifique change tout au long du gradient estuarien et il est ainsi difficile de savoir en quel point cette composition doit être suivie. De plus les espèces estuariennes sont naturellement très tolérantes à développement d'un indice basé sur la pénétration des fuciales ("fucoides") vers l'amont. Cet indicateur prend en compte la salinité et la turbidité	Basé sur l'observation de 3 espèces de fuciales (<i>Fucus ceranoides</i> , <i>F. spiralis</i> et <i>F. vesiculosus</i>) en partant du principe que s'il n'y a aucune perturbation du milieu, ces espèces sont capables de coloniser l'estuaire jusqu'à la zone d'eau douce. L'indicateur considère la présence/absence des fuciales, la salinité et la présence/absence d'autres macroalgues.	Un estuaire est considéré en Bon Etat si au moins une des espèces de fuciales est présente dans la partie amont de l'estuaire (zone d'eau douce à oligohaline) et que plusieurs espèces peuvent être présentes dans la partie la plus aval. Un estuaire classé en Mauvais Etat présenterait une perturbation qui bloque la propagation des fuciales et même l'installation de tout type de macroalgues..
Belgique	Van den Bergh, E.	Com. pers.	Un indicateur "macrophytes" basé sur la végétation des schorres	Voir angiospermes	
Allemagne	Lander du Schleswig-Holstein (Elbe et Eider)	Stiller, G.	Com. pers. ; Scholle et Dau (2007)	N'utilisent pas les macroalgues car pensent qu'elles ne sont pas un indicateur pertinent pour leurs estuaires. L'une des raisons est qu'il y a peu de substrats durs naturels dans ces deux estuaires, or les substrats durs sont les substrats principaux des macroalgues.	
	Lander de la Basse-Saxe (Ems, Weser)	Heiber, W.; Stiller, G.		Toujours en cours de réflexion pour savoir si les macroalgues sont un élément pertinent pour l'évaluation de l'état écologique de ces milieux (pour les mêmes raisons que pour l'Elbe et l'Eider, voir ci-dessus)	
Pays-Bas	De Jong, D. ; Baretta-Bekker, H.	Com. Pers. : H. Baretta-Bekker De Jong., D.J., 2004	D. de Jong non contacté dans le cadre de cette synthèse. Il semble que les macroalgues aient été considérées comme non pertinentes pour les eaux de transition néerlandaises car elles présentent peu, voire pas, de substrat durs.		
			Des travaux partiellement publiés décrivent une méthodologie (document de travail, son application réelle n'est pas affirmée). L'indice mis en place par De Jong concerne les masses d'eau côtières et de transition et comprend des métriques associées aux angiospermes (schorre pour les estuaires) et les macroalgues (herbiers + macroalgues sur substrats durs pour les masses d'eau côtières). Les références définies dans le cadre de ce travail ciblent l'atteinte du bon potentiel et non du bon état. Cf tableau angiospermes.		
Portugal	Patrício, J.	Patrício et al., 2007	Utilisation de la méthodologie de Scanlan et al., 2007. Ont aussi adapté la méthode pour pouvoir l'utiliser lorsque les données de biomasse ne sont pas disponibles.	Voir Patrício et al. (2007) : règle de décision similaire à celle de Scanlan et al.	Ont déterminé que l'échantillonnage des macroalgues opportunistes doit être réalisé entre avril et juin.
France	Partie saline : une étude de Erwan Ar Gall sur les estuaires bretons en cours. La méthode pourrait être testée sur Seine, Loire, Gironde. Partie eau douce : des tests de l'IBGA (Christian Chauvin) en grands cours d'eau ont été lancés, mais l'application de l'IBGA sur des zones naturellement eutrophes et soumises au marnage paraît peu appropriée (Christian Chauvin, com. pers.)				

Tableau 9 : Etat des lieux des démarches adoptées par les Etats Membres considérés pour la construction d'un indicateur DCE **angiospermes** pour les estuaires

Pays / zone		Chercheur(s)/ contact(s) clef(s)	Référence(s) principale(s)	Principe	Indicateurs / métriques	Commentaires
Pays Basque		Borja, A.	Borja et al., 2004b	Voir macroalgues		Regroupé avec les macroalgues. Prend seulement en compte <i>Zostera</i> et <i>Spartina</i> .
Espagne (Cantabrie)		Garcia P;	Garcia et al., 2009	Angiosperm Quality Index (AQI) : approche multi-métrique	Métrique : Diversité d'habitats (Utilisation de l'indice de Gini-Simpson) Densité ou couverture de chaque habitat Ecart à la surface optimale de tous les types d'habitat naturel	Méthode basée sur une cartographie précise des habitats considérés par la Directive Habitat européenne Distinction entre habitats naturels et anthropogéniques Surface optimale d'habitat : il est considéré que la surface totale de la masse d'eau constitue la surface optimale comme surface max potentielle d'occupation par la végétation
GB et Irlande		Best, M.	Birk S., 2010 UKTAG, 2009a	Seagrass Bed Assessment index : basé sur les herbiers (zostère) pour les masses d'eau côtières et de transition	Indice basé sur la perte de composition taxonomique, de densité de population et de couverture (surface d'herbiers) Calcul fait en comparant les valeurs observées avec les valeurs attendues	Prend en compte <i>Zostera noltii</i> , <i>Z. marina</i> ; <i>Z. marina</i> (var <i>angustifolia</i>), <i>Ruppia</i> spp. Valeurs attendues des métriques définies sur la base de données historiques et d'experts
		Foden, J.	Com. pers.	Indicateur basé sur les herbiers		Indicateur non spécifique aux estuaires (a été construit pour les zones côtières et doit en théorie s'appliquer aux estuaires)
			Best et al., 2007	Caractérisation des schorres basée sur la méthode développée aux Pays-Bas par De Jong (uniquement ce qui concerne le schorre)	Superficie du schorre Structure de la végétation (délimitation des zonations : végétation pionnière, ...) Composition de la végétation (diversité des espèces dans chaque zone)	Références définies à l'aide de modèles pour prédire l'extension du schorre si les endiguements étaient supprimés Qualité considérée plus en terme de diversité (déjà peu élevée dans les milieux estuariens) qu'en terme de présence de taxons sensibles (supportant difficilement les contraintes environnementales)
Belgique		Van den Bergh, E.	Com. Pers. Birk S., 2010	Un indicateur basé sur les schorres Tidal marsh quality index	Index de qualité floristique Richesse spécifique Diversité de végétation % de couverture et abondance relative	Prise en compte de la morphologie de l'estuaire ainsi que de la quantité d'habitat disponible
Allemagne	Lander du Schleswig-Holstein (Elbe et Eider)	Stiller, G.	Stiller, 2005c et com. pers.	Système d'évaluation basé uniquement sur la flore émergée (car il n'y a pas de flore immergée) : roseaux des zones saumâtres et communautés de plantes des eaux polyhalines	Composition spécifique Abondances relatives Caractéristiques de la structure des populations comme par exemple la dispersion spatiale, le nombre de zones où la population est présente et la vitalité de la végétation	L'indicateur est décrit dans Stiller (2005a) et les résultats des premiers tests sont présentés dans Stiller (2005b). Ces deux documents sont en allemands. Le protocole (choix des sites, saison d'échantillonnage) est en partie décrit dans Stiller 2005c (en anglais). La référence est définie par classe de salinité.
	Zones d'eau douce			Indicateur basés sur les macrophytes émergés, comme par exemple les roseaux	Méthode et métriques identiques à celles utilisées pour les zones salines (cf. ci-dessus) ; seules les espèces considérées changent.	
	Lander de la Basse-Saxe (Ems, Weser)	Heiber, W.	Non contacté Birk S., 2010	Utilisation de la méthode de G. Stiller mais avec en plus des ajouts inspirés de la méthode néerlandaise : travaillent aussi sur les marais salants, les herbiers... Marais salants : composition et abondance relative, % de couverture par type d'habitat par rapport à la zone totale de marais et par rapport à la masse d'eau totale		
Pays-Bas		De Jong, D.J.	De Jong, D.J., 2004 Dijkema et al., 2005 Scholte & Dau, 2007	Indicateur basé sur les herbiers, les algues sur substrats durs et les marais salants (méthodes pour zones côtières abritées et estuariennes). Compte tenu du caractère dégradé des masses d'eau, les conditions de référence sont définies pour le bon potentiel et non le bon état	Indices (combinés pour qualifier le milieu) : Métrique « marais salant » = Superficie du schorre (formule de calcul) + Qualité du schorre (selon le type de végétation et abondance) Métrique « herbiers » = Superficie des herbiers (incluant toutes macroalgues sur substrats meubles) + Qualité des herbiers (composé de plusieurs métriques type composition, distribution, ...) Métrique « macroalgues » = Superficie des macroalgues sur substrats durs	Les trois métriques (schorre/herbiers/macroalgues) sont combinées pour obtenir une valeur unique. Référence : définie par Dijkema et al., 2005 pour le schorre. Détermination d'une surface (sur la base de données historiques + prise en compte des activités humaines) et d'une « qualité » de schorre par zonation en fonction de la fréquence d'inondation en rapport avec les habitats nécessaires pour les poissons, les invertébrés benthiques et les oiseaux principalement) – référence aux climax
Portugal		Marques, J-C.	Com. pers.	Un travail sur les herbiers car il a été constaté qu'ils sont impactés par l'anthropisation		Pas de détails sur ce point (contact : J-C Marques)
France		Un travail sur les macrophytes en partie amont de l'estuaire de Seine a été réalisé (Cornier, T.). Pas d'information sur les angiospermes en zones salines.				

2.2.4. *Quelques points de réflexion*

Principaux obstacles à la construction d'indicateurs basés sur la flore aquatique en estuaire

Le travail de synthèse réalisé ici a permis de mettre en avant les quatre problématiques suivantes :

Un manque de données quasi généralisé

Un des principaux problèmes rencontrés pour la construction d'indicateurs angiospermes et macroalgues en estuaire semble être le manque de données et la méconnaissance de la flore aquatique en milieu estuarien. Ce manque de données est en effet relevé à maintes reprises à l'échelle européenne (Cornier et al., 2006, 2007 ; plusieurs communications personnelles parmi les Etats Membres ; Anonyme, Intercalibration report section 5, angiospermes, 2007...)

Un échantillonnage difficile à standardiser

L'échantillonnage de la flore doit être adapté et standardisé (Cornier et al., 2006, 2007) car il faut pouvoir tirer des conclusions à grande échelle à partir de ce que l'on voit en un point. Le choix des stations à échantillonner, ainsi que la période de l'année adéquate, semblent difficiles à déterminer. En effet, les stations échantillonnées doivent être représentatives de la zone étudiée. C'est d'ailleurs pour palier ce problème que Wilkinson et al. (2007) ont développé un autre type d'indicateur (voir 2.2.3). Pour ce qui est de l'échelle temporelle, les communautés algales fluctuent beaucoup au cours de l'année. Ainsi il est parfois difficile de trouver une période de l'année représentative. Plusieurs pays ont travaillé sur cette question de l'échantillonnage (France - Cornier et al. (2006 et 2007), Chauvin et al. (2006) ; Portugal - Patricio et al. (2007), Royaume-Uni – Wilkinson et al. (2007) ; Pays-Bas – De Jonge et al. (2006)...).

Une variabilité géographique importante des communautés algales en termes de composition et de structure des couvertures

Les membres du comité de pilotage de cette étude ont relevé que les peuplements de macroalgues et leurs caractéristiques (ex. ceintures complètes ou pas) varient beaucoup en fonction de la latitude et des zones géographiques. Ainsi un indicateur basé sur des compositions floristiques bretonnes sera difficilement transposable en l'état en Manche ou au sud de la France.

On retrouve là une idée commune à la plupart des indicateurs étudiés : des variations importantes avec la latitude rendent difficile l'utilisation à l'échelle française de métriques reposant sur des listes taxonomiques.

Le concept de « estuarine quality paradox » (Dauvin, 2007 ; Elliott & Quintino, 2007 ; Dauvin & Ruellet, 2009)

Ce concept peut être résumé de la manière suivante : les estuaires sont des milieux naturellement stressés ; on y trouve généralement peu d'espèces, le nombre d'espèces diminue en direction de l'amont dans le gradient de salinité et les espèces présentes le sont en quantité importante (fortes biomasses). Il est par conséquent difficile en milieu estuarien de mettre en relief un stress anthropique, surtout si l'on se base uniquement sur des indicateurs structurels (c'est-à-dire liés à la richesse spécifique, à la composition spécifique et à des densités par espèce).

C'est en partie pour palier ce problème que les scientifiques anglais (Wilkinson et al., 2007 ; Scanlan et al., 2007 et UKTAG, 2008) ont adopté une approche originale mais ne répondant pas directement à la demande DCE (cf. 2.2.3.).

Quelques pistes de travail :

La faible richesse des estuaires turbides en terme de flore aquatique laisse penser que la qualité écologique de ces derniers est principalement conditionnée par les zones amphibies latérales ce qui implique d'intégrer les formations d'hélophytes dans une analyse de la qualité en lien avec ce compartiment. Cet aspect est peu intégré dans les indices conçus pour les cours d'eau. Il peut être intéressant de se concentrer sur des protocoles de relevé type IBMR grands cours d'eau (en cours de réalisation) en y associant des relevés de berges ciblées (zones partiellement ou totalement immergées). Pour être exhaustif, il serait intéressant de concevoir des métriques qui tiennent compte de la présence d'algues filamenteuses (espèces opportunistes) (Christian Chauvin, com. pers.).

Compte tenu des variations longitudinales naturelles des conditions du milieu, il ne semble pas pertinent de définir des indicateurs uniques basés sur ces éléments de qualité pour l'ensemble du système estuarien. La construction d'indicateur spécifique par classe de salinité semble plus judicieuse pour rendre compte de la qualité du milieu.

Pour les indicateurs en zones amont estuariennes, peut-être faudrait-il tester des indicateurs multimétriques mêlant l'IBMR et d'autres métriques (type présence/absence de macroalgues et d'angiospermes). En effet, les conclusions du travail de Cornier et al. (2006 et 2007) suggèrent que certaines métriques simples telles que la présence/absence d'espèces sensibles pourraient permettre de faire ressortir l'effet des impacts anthropiques.

Pour les zones aval, plusieurs pistes existent, comme par exemple le travail réalisé au Royaume-Uni, l'indicateur développé par Erwan Ar Gall en France... qui nécessitent probablement, un important travail d'adaptation au milieu estuarien.

Néanmoins, ce dernier indicateur développé pour les macroalgues dans les eaux côtières par Erwan Ar Gall nécessitera d'importantes adaptations. Ce protocole s'appuie sur l'identification de plusieurs ceintures algales (5 dans l'idéal) et la proportion des espèces entre les espèces caractéristiques et les opportunistes. Dans la partie aval de l'estuaire de la Seine, il est difficile de discerner plus d'une ceinture algale ce qui constitue une des raisons des difficultés d'application de cet indicateur dans ces zones. Serge Simon (CSLN, com. Pers.) propose de partir de l'absence d'espèces caractéristiques comme *Blidingia marginata* (normalement sur les phanérogames du schorre), *Fucus ceranoides* et *F. spiralis*, *Percursaria percursa* et *Vaucheria sp.* Pour la végétation rivulaire en haut d'estran, des nouvelles techniques de quantification d'espace occupé par groupe d'espèce par analyse d'image (orthophoto, images multispectrale, landsat, ...) avec vérité terrain pourrait possiblement permettre un suivi à large échelle pour un coût réduit à condition de développer des indicateurs réactifs à certaines pressions anthropiques.

Ce sera aux experts de se prononcer sur la pertinence (ou non) de ces pistes de travail.

2.2.5. Conclusion

Ce travail de synthèse permet de dégager les conclusions suivantes :

- Le développement d'un indicateur DCE basé sur la flore aquatique pour les estuaires de Seine, Loire et Gironde semble possible malgré la forte turbidité de ces zones.
- Les macroalgues et les angiospermes des estuaires de Seine, Loire et Gironde sont impactés par les activités anthropiques de manière directe ou indirecte (batillage, qualité de l'eau, aménagement des berges, ramassage...).

- Certaines des métriques définies dans les autres Etats Membres pourraient peut-être être adaptées pour une utilisation en estuaire de Seine, Loire et Gironde. Il faudrait que des experts français se prononcent sur ce point. La démonstration de la réponse des métriques par rapport aux pressions est nécessaire pour juger de leurs pertinences.

Un bilan synthétique sur l'avancement des indices construits à l'échelle de l'écorégion Nord-Est Atlantique (suite aux travaux d'intercalibration) montre que les Pays-Bas, la Belgique et une partie des régions autonomes espagnoles sont les plus avancés (indices macroalgues et angiospermes confondus) (Annexe 3). Les indices développés par l'Irlande, le Royaume-Uni, le Portugal et la France semblent moins avancés soit en terme de construction de l'indice lui-même soit en terme de compatibilité de la méthode avec les demandes de la DCE (sur les seuils, la référence, ...). Ce bilan met également en avant les problématiques rencontrées par tous les pays liées aux données disponibles non homogènes à l'échelle européenne, nationale voir même régionale (Comité de pilotage ECOSTAT, 2010)

2.3. Indicateurs basés sur la faune benthique invertébrée

2.3.1. Demande DCE (Directive 2000/60/CE, Annexe V)

Pour la classification de l'état écologique des eaux de transition, la DCE demande de prendre en compte les éléments suivants : « composition et abondance de la faune benthique invertébrée », les états écologiques « très bon », « bon » et « moyen » étant définis comme suit :

Tableau 10 : Définitions normatives des états écologiques « très bon », « bon » et « moyen » pour les indicateurs basés sur la **faune benthique invertébrée** en eau de transition (Directive 2000/60/CE, Annexe V)

Très bon état	Bon état	État moyen
Le niveau de diversité et d'abondance des taxa invertébrés se situe dans la fourchette normalement associée aux conditions non perturbées. Tous les taxa sensibles aux perturbations associés à des conditions non perturbées sont présents.	Le niveau de diversité et d'abondance des taxa d'invertébrés se situe légèrement en dehors de la fourchette normalement associée aux conditions non perturbées. La plupart des taxa sensibles des communautés caractéristiques sont présents.	Le niveau de diversité et d'abondance des taxa d'invertébrés se situe modérément en dehors de la fourchette normalement associée aux conditions non perturbées. Des taxa indicatifs de pollution sont présents. Bon nombre des taxa sensibles des communautés caractéristiques sont absents.

2.3.2. Etat d'avancement en France et problèmes rencontrés (notamment pour les estuaires de Seine, Loire et Gironde)

Pour le développement d'indicateurs DCE basés sur la faune benthique invertébrée, on peut distinguer plusieurs cas de figure en fonction de la salinité. Les travaux français, en cours ou réalisés pour chaque gamme de salinité, sont présentés ci-après.

Pour les zones mésohalines et polyhalines :

Le projet national Onema-Ifremer, animé par Nicolas Desroy a donné lieu à la construction d'un indice de qualité biologique « invertébrés benthiques » sur les zones méso-, poly- et euhalines, mutualisé à 11 systèmes de transition dont les estuaires de Seine, de Loire et de Gironde. La méthodologie ainsi que les choix et hypothèses formulées sont détaillés dans le rapport de Guillieux et al. (2010).

Ce travail s'est fortement inspiré de l'approche MISS (Macrobenthic Index for Sheltered Systems) développé par Lavesque et al. sur le bassin d'Arcachon, qui vise à caractériser la qualité des peuplements benthiques rattachés à un habitat spécifique en milieu abrité (en l'occurrence les lits de macroalgues *Zostera Noltii*) (Lavesque et al., 2009).

La méthode de Guillieux et al. nommée MISS-TW (appliquée aux eaux de transition) étend l'application à un plus grand nombre d'habitats afin d'être le plus exhaustif possible. A l'aide d'analyses multidimensionnelles et d'une base de données construite grâce à un protocole d'échantillonnage standardisé, Guillieux et al. ont ainsi défini 11 types d'habitats classés selon : (1) le type de zones (intertidales ou subtidales), (2) l'exposition aux vagues (zones abritées ou exposées), (3) la classe de salinité (polyhaline, mésohaline ou euhaline) et (4) la nature du substrat (sables, vases ou sables envasés).

Pour chaque habitat, des peuplements benthiques sont associés, définis à partir de ceux présents dans les échantillons prélevés au niveau de multiples stations réparties sur les 11 systèmes de transition. La méthode nécessite la définition d'un état de référence. Ne possédant pas de données historiques sur cet état de référence, il a été fait le choix de sélectionner parmi

les stations échantillonnées, celles jugées non perturbées (d'après des critères en lien avec la méthode de détermination des habitats) et de les considérer en état suffisamment « acceptable » pour les classer en bon ou très bon état. Pour cela, 9 métriques ont été choisies (cf Tableau 12) à partir desquelles les percentiles 5 et 95 % ont été calculés : toutes les valeurs situées en dehors de cet intervalle sont jugées comme étant au-delà de la variabilité naturelle observée sur les stations utilisées comme références et donc perturbées.

Un « scoring » est ensuite effectué puis une moyenne des notes obtenues par chaque station pour les 9 métriques détermine la valeur finale de l'indicateur biologique sous forme d'EQR compris entre 0 (mauvais état) et 1 (très bon état).

Cette méthode testée sur 11 milieux de transition donne des résultats très optimistes pour la majorité des stations échantillonnées ce qui semble normal étant donné que l'état de référence a été défini en fonction des sites préexistants s'avérant être proches d'un grand nombre de stations étudiées. Cependant, les résultats obtenus semblent être en accord avec l'avis des experts impliqués, d'après leurs connaissances des sites. Néanmoins, l'état de référence choisi est un état « acceptable » basé sur les espèces actuellement présentes sur l'ensemble des milieux considérés mais cela préjuge que l'état actuel soit peu perturbé par les activités anthropiques et cela représente une hypothèse forte dans le contexte actuel.

Pour les zones oligohalines :

Les zones oligohalines (ex : partie amont de la MET FRHT03 (aval) de l'estuaire de la Seine) sont des milieux présentant un fort stress halin. Elles sont ainsi naturellement caractérisées par de faibles richesses spécifiques et de faibles abondances. La définition d'indicateurs DCE basés sur la faune benthique invertébrée et applicables en milieu oligohalin pose donc de nombreux problèmes. Les espèces présentes sont surtout des oligochètes ; ainsi une utilisation de l'IOBS (Indice Oligochètes de Bioindication des Sédiments) pourrait être envisagée.

Un groupe de travail sur ce thème a été lancé dans le cadre du projet BEEST, animé par Jean-Claude Dauvin dont l'objectif a été de réfléchir à un indicateur « invertébrés benthiques » adapté à ce type de zones. La première phase de travail a consisté à tester les indices préexistants, développés en domaine marin principalement, en vue d'analyser leur pertinence et leur faisabilité sur ces zones spécifiques. Les conclusions de ces tests sont rassemblées dans le rapport de Ruellet et al. (2009). De cette analyse, il en est ressorti l'impossibilité d'utiliser ces indicateurs pour les zones oligohalines, sans une adaptation au préalable des indices et en l'état actuel des données disponibles. Sur les 30 indicateurs testés, peu d'entre eux ont pu être réellement testés en raison de données insuffisantes ou inexploitable selon les protocoles définis et peu d'entre eux ont permis d'obtenir des résultats exploitables (cas des indicateurs non adaptés à des milieux présentant une faible richesse spécifique).

Le facteur « données » a été déterminant dans cette étude en raison de :

- la caractérisation des principaux taxa insuffisante (oligochètes et insectes en l'occurrence) : sur les données BOMET analysées, moins de 3 % des oligochètes ont été identifiés au niveau de la famille ou de l'espèce ;
- l'absence de données complémentaires du milieu pour certains relevés (température, salinité, profondeur, ...).

En l'absence d'utilisation de protocoles d'échantillonnages standardisés, des grands manques sont à déplorer dans certains jeux de données.

Par ailleurs, parmi les scientifiques impliqués dans ce groupe de travail, aucun d'entre eux n'est spécialiste des peuplements benthiques rencontrés (oligochètes et insectes), limitant ainsi leur capacité à définir un indicateur spécifique aux zones oligohalines. De plus, il apparaît que très peu de personnes ont la compétence en France pour travailler sur les oligochètes, ce qui

représente un sérieux frein supplémentaire pour développer un indicateur basé sur ces organismes pour les eaux de transition.

A l'issue de ces constats, il a été choisi de ne pas poursuivre le travail dans le seul cadre de BEEST (décision du comité de pilotage du projet).

Pour les zones fluviales tidales situées en amont (eaux douces) :

- Sur les grands fleuves, une adaptation de l'IBGN est en cours par le Cemagref de Lyon en collaboration avec l'Université de Metz, pour obtenir un Indice Invertébrés Multimétrique (I2M2). Ce dernier devrait prendre en compte des métriques taxonomiques et des métriques fonctionnelles. Afin de développer cet indice, il a été nécessaire de définir dans un premier lieu, un nouveau protocole d'échantillonnage (Cemagref, 2007). Pour cela, ils se sont intéressés aux méthodes d'échantillonnage de l'IBGA (Indice Biologique Global Adapté) et à son adaptation aux grands fleuves (Usseglija-Polatera et al., 2008). La finalisation de cet indice est prévue courant 2010 mais au jour où nous écrivons cette synthèse nous n'avons pas connaissance d'un outil finalisé.

Néanmoins, les spécificités des zones fluviales tidales rendent complexe l'adaptation de l'IBGN et de l'IBGA à ces milieux en raison d'une typologie d'habitats et de peuplements associés qui doit leur être propre (Philippe Usseglija-Polatera, com. pers.).

- Une ancienne version de l'IBGA adapté aux grands cours d'eau (Anonyme, 1996) a été testée dans les MET FRHT01 et FRHT02 (soit dans les deux MET amont) de l'estuaire de la Seine par Bij de Vaate et al. (2007). Ce travail étudie d'abord le macrozoobenthos dans les zones considérées, puis révèle certaines limites de cette version de l'IBGA adapté pour ces secteurs : il apparaît que l'indicateur ne fonctionne pas bien lorsque les espèces sont en limite de zone de répartition. Dans cette même étude, les auteurs ont également analysé d'autres indicateurs européens appliqués aux cours d'eau : un indice allemand nommé Aestuar-Typie-Index (AeTI), un belge et un dernier indice néerlandais. Les indices allemand et belge ne semblent pas adaptables en l'état à la zone fluviale tidale (absence d'espèces à « valeur biologique » pour l'un et non adapté aux grands fleuves pour le second). En revanche, l'indice néerlandais est potentiellement applicable sous condition de définir des références précises. En effet, l'indice est basé sur la quantification de 3 « types d'espèces » : les espèces caractéristiques de la masse d'eau étudiée, les « espèces positives dominantes » (présentes en majorité sur un site dit de référence) et les « espèces négatives dominantes » (présentes en majorité sur un site classé en moyen ou mauvais état). La méthode de calcul de cet indice est développée dans Bij de Vaate et al. (2007).

- Klink A. (2010) a récemment poussé cette réflexion et étendu les tests à 6 indicateurs « grands fleuves » défini en France et dans d'autres pays européens : IBGN (France), BMWP (Royaume-Uni), Perlodes (intercalibration européenne - programme ASTERICS), QBWat (Pays-Bas), BBI (Belgique), AQEM (Allemagne - incorporé ensuite dans le système d'évaluation du programme ASTERICS). Klink A. a effectué ces tests sur tout le bassin de la Seine et sélectionné quelques stations comprises dans la zone fluviale tidale, s'étendant de Pitres à Vieux-Port. La majorité des indicateurs ne donnent pas de résultats satisfaisants en raison d'un unique protocole d'échantillonnage utilisé non adaptés aux indices possédant chacun une méthodologie spécifique et/ou d'une typologie des tronçons inadaptées à la Seine donnant lieu à des sur-estimations ou sous-estimations de la qualité biologique.

- Un rapport sur l'IOBS (Indice Oligochète de Bioindication des Sédiments) de Lafont & Bernoud (2002) mentionne que cet indicateur serait, *a priori*, utilisable dans des zones estuariennes tant que les chlorures ne dépassent pas la concentration de 5000 mg.l⁻¹. Une utilisation de l'IOBS pourrait donc être envisagée dans les zones d'eau douces et dans les zones oligohalines estuariennes. Des tests en ce sens ont été envisagés mais jamais réalisés par manque de financement (M. Lafont, com. pers.). L'IOBS est un indicateur intéressant

dans son principe puisqu'il est sensible à des contaminations par des micropolluants toxiques type métaux, PCB ou HAP. D'autre part les taxons sur lesquels il s'appuie sont dits « sans zonation ni distribution régionale dans les eaux courantes européennes », ce qui rend cet indicateur en théorie applicable quelque soit la latitude ; ceci permettrait de comparer des estuaires situés à des latitudes différentes. Cet indicateur présente néanmoins un inconvénient : les oligochètes sont particulièrement difficiles à déterminer et peu d'équipes ont cette compétence en France à l'exception de (liste non exhaustive) Michel Lafont du Cemagref de Lyon, Stéphanie Bernoud et Mélanie Laluc du bureau d'étude BURGEAP à Lyon. Comme ils connaissent bien la question, il serait intéressant de les contacter afin de définir le niveau de détermination idéal pour la création de métriques utilisables dans le cadre de la DCE. Il est à signaler que le problème de disponibilité de spécialiste sur les oligochètes semble récurrent sur l'ensemble des états membres car ces niveaux de spécialisation ont été mis de côté depuis au moins vingt ans et les spécialistes actuels sont souvent près de la retraite quand il n'y sont pas déjà depuis quelques années.

- Une version revisitée du ratio "polychètes opportunistes/ amphipodes », le BOPA (Benthic Opportunistic Polychaetes Amphipods index), a été proposée et testée en estuaire de Seine par Dauvin & Ruellet (2007), puis améliorée en intégrant les oligochètes parmi les opportunistes. Ce nouvel indicateur BO2A (Benthic Opportunistic Annelida Amphipods index) a été testé sur tout le gradient de salinité, y compris eaux douces (Dauvin & Ruellet, 2009).

D'autre part, plusieurs tests des indicateurs DCE existants basés sur le macrozoobenthos ont déjà été réalisés sur des jeux de données disponibles en France (Ruellet & Dauvin, 2007 ; Blanchet et al., 2008).

Néanmoins la méthodologie appliquée apparaît discutable et discutée, en particulier en ce qui concerne la traduction des métriques testées (valeur chiffrée) en état écologique. Cette traduction s'est faite sur la base de seuils calculés, établis et testés dans un autre contexte et donc inadaptés. De nombreux auteurs (Borja et al., 2004b ; Pontil et al., 2007 ; Teixeira et al., 2007, 2008a, 2008b ; Van Hoey et al., 2007a ; Chainho et al., 2008 ; Puente et al., 2008 ; De Paz et al., 2008 ; Blanchet et al., 2008 ; Erika Van den Bergh, Mike Elliott, Joao-Carlos Marquez, com. pers.) ainsi que la DCE (Directive 2000/60/CE) recommandent pourtant d'adapter les seuils et les références au type de milieu et/ou à l'habitat étudié. En particulier plusieurs auteurs considèrent qu'en milieu estuarien les seuils voire l'indicateur lui-même doivent tenir compte du gradient de salinité lorsqu'il est présent (Borja et al., 2004b ; De Paz et al., 2008 ; Erika Van den Bergh, Graham Phillips, com. pers.).

2.3.3. Etat des lieux des démarches adoptées par les autres Etats Membres

Il existe de très nombreux indicateurs invertébrés benthiques pour les zones côtières et estuariennes en Europe et dans le monde. Des synthèses ont déjà été réalisées (ex. : Diaz et al., 2004 ; Grall & Coïc, 2005 ; Salas et al., 2006b ; Dauvin, 2007 ; WKBEMET, 2008 ; Pinto et al., 2009). Elles donnent un bon aperçu des (nombreux !) indicateurs existants, de leurs caractéristiques ainsi que de leurs conditions d'utilisation. Néanmoins la plupart ne sont pas spécifiques aux estuaires. D'autre part, une partie des indicateurs invertébrés benthiques spécifiquement créés pour la DCE dans les Etats Membres étudiés ici n'a pas fait l'objet de publication en langue anglaise. Cette partie est donc essentiellement basée sur des communications personnelles. Le Tableau 12 résume l'information collectée.

On peut remarquer que tous les pays étudiés ici s'orientent vers l'utilisation d'indicateurs multimétriques qui sont considérés comme plus robustes, plus sensibles et plus représentatifs

(Blanchet et al., 2008 ; Chainho et al., 2008 ; Dauvin et Ruellet, 2009). La manière de combiner les métriques (moyenne pondérée ou non par exemple) est alors une question récurrente qui revient quelque soit l'indicateur biologique considéré. Aubry & Elliott (2006) ont notamment eu un début de réflexion sur la pondération et son influence.

Le M-AMBI de A. Borja (AZTI, Pays Basque) est en partie basé sur une classification des espèces en fonction de leur tolérance à des pollutions organiques donc sur l'idée qu'un enrichissement en matière organique correspond à une dégradation de l'habitat. Les estuaires étant des milieux naturellement enrichis, l'utilisation en milieu estuarien de l'AMBI (et donc du M-AMBI) sans modification paraît peu pertinente sur le principe (Teixeira et al., 2007, 2008a, 2008b ; Puente et al., 2008 ; Jean-Claude Dauvin, Thierry Ruellet, Mario Lepage, com. pers.). Néanmoins pour vérifier la validité de leur indicateur, Borja and Tunberg (2011) ont testé l'effet de différentes pressions anthropiques sur le M-AMBI. Les résultats de cette étude sont plutôt en faveur de l'indicateur car ils montrent que les valeurs du M-AMBI sont fortement corrélées à plusieurs types de pressions anthropiques : apports industriels et urbains mais aussi dragage et clapage de sédiments, ainsi que construction de marina. Evidemment, les pressions corrélées, même si elles ne sont pas directement liées à un enrichissement en matière organique, le sont indirectement car souvent les apports industriels et urbains correspondent souvent à des effluents contenant une part importante de matière organique.

En Cantabrie (région autonome espagnole), un indice Quality Soft Bottom index (QSB), a récemment été développé par Puente et al. (2010) pour définir spécifiquement la qualité écologique des zones intertidales des estuaires. Il est basé sur une comparaison entre les espèces présentes pour chaque habitat et des cortèges faunistiques dit de référence, déterminés grâce aux données acquises sur des sites peu perturbés. Tel qu'il a été conçu, le QSB devrait rendre compte d'une perturbation du milieu au travers de la régression des espèces sensibles face à une perturbation hydromorphologique et du développement croissant des populations tolérantes lors d'un enrichissement organique. En l'état actuel, les résultats obtenus sont prometteurs. Ces travaux sont toujours en cours pour déterminer si l'indice répond de manière fiable en testant différentes pressions anthropiques (Puente et al., 2010).

La Belgique et les Pays-Bas ont adopté une démarche très différente des autres Etats Membres étudiés car elle prend en compte trois échelles (voir Tableau 11) : l'écosystème (ex. l'estuaire), l'échelle inter-habitats (ex. complexité et intégrité des habitats présents) et l'échelle intra-habitats (échelle des communautés : nombre d'espèces, densités, biomasse et changements dans la composition spécifique). L'objectif est de donner une indication sur la structure de l'écosystème et son fonctionnement. La demande DCE se retrouve dans la troisième échelle (échelle des communautés) (BEWG, 2007, p. 86-88). Le BEQI, contrairement au M-AMBI par exemple, n'est pas basé sur des listes de taxons classés en fonction de leur tolérance à des pressions (Van Hoey et al., 2007a). Ceci en fait un indicateur particulièrement intéressant pour les zones estuariennes car ainsi il n'est pas ou est peu sensible à la problématique du « estuarine quality paradox » (Elliott & Quintino, 2007).

Le travail de ces deux pays comprend également une étude très approfondie de l'effet de l'effort d'échantillonnage sur les paramètres demandés par la DCE. Un effort d'échantillonnage minimal par type d'habitat pour que le diagnostic soit fiable a ainsi pu être déterminé. Dans le même ordre d'idée, des études de fiabilité des diagnostics ont été menées.

Les références sont définies à chaque échelle (écosystème, habitat, communauté), et donc par type d'habitat (voir Tableau 12).

Le rapport de Van Hoey et al. (2007a) présente cette démarche, qui a le mérite d'être très complète et aboutie, de manière détaillée. Cette méthode est la plus complète par son intégration des différents niveaux d'organisation des communautés et par toutes les précautions prises sur la représentativité en lien avec la méthode d'échantillonnage.

Tableau 11 : Présentation des bases de l'approche adoptée aux Pays-Bas et en Belgique : trois échelles d'étude sont considérées, chacune ayant ses propres types d'indicateurs. Ce tableau présente la méthodologie initiale telle que proposée par Ysebaert et Herman (2005) et est tiré de Van Hoey et al. (2007a).

Level	Evaluation for macrobenthos	Used to assess	Links to
Whole water body	Functional: biomass, feeding types, ...	System integrity, functions performed in land-ocean interaction, functions for carbon and nutrient dynamics, production for higher trophic levels	Other quality elements (chemical, phytoplankton, ...): aims at integrating view. Provide constraints for functions related to nature conservation, relevant to Bird and Habitat Directives
Habitat	Spatial organization: surface area, connectivity	System completeness in terms of habitats and community development. Possible developments under appropriate management. Morphodynamic equilibrium and impact of physical stressors	Morphodynamic information Evaluation of habitats and their persistence /conservation (Habitat directive)
Community (within- habitat)	Community structure, based on density, biomass, species number and species composition changes	Completeness and full development of the biological communities within habitats. Occurrence of stress symptoms, comparing species indicator value to expectations valid for the specific habitat	Local stressors Biogeochemical stressors Effects of invasive species

Au Royaume-Uni et en Irlande, la référence est déterminée par modélisation, une fois encore en fonction du type d'habitat, ce qui inclut notamment la salinité et sa variabilité, la granulométrie du substrat et la profondeur (Graham Phillips, com. pers. ; voir Tableau 12).

A noter que le Royaume-Uni a aussi développé une approche pour évaluer le risque d'erreur dans l'attribution d'un état à une masse d'eau.

Les équipes portugaises ont testé des indicateurs originaux comme par exemple :

- un indice dit « d'éco-exergie » basé sur des principes thermodynamiques : l'éco-exergie peut être définie comme le montant maximal de travail que peut accomplir le système pour un retour à état d'équilibre thermodynamique avec son environnement (Salas et al., 2006a).
- des indices basés sur les principes de « taxonomic distinctness ».

Ces indicateurs ont été testés et comparés à des indicateurs de richesse spécifique classiques (Margalef, Shannon-Wiener) sur la base de leur réponse à différents degrés d'eutrophisation. Leur corrélation avec des paramètres du milieu (salinité, substrat...) a aussi été testée.

Les résultats sont pour le moment mitigés : ni les indicateurs basés sur la « taxonomic distinctness » ni l'indice d'éco-exergie ne semblent à eux tous seuls permettre de discriminer entre les 5 états écologiques définis par la DCE. Néanmoins la « taxonomic distinctness » totale et l'indice d'éco-exergie fournissent des informations sur l'état écologique du milieu. L'approche d'éco-exergie est particulièrement intéressante car elle permet d'introduire dans le système de calcul, l'énergie nécessaire y compris en investissement économique pour atteindre un objectif de restauration.

En France, deux indicateurs, le BOPA et le BO2A (cf. 2.3.2) ont été proposés. Ils sont basés sur l'idée qu'il n'est pas nécessaire d'identifier les macroinvertébrés benthiques jusqu'à l'espèce (Dauvin, 2007 ; Dauvin et al., 2009).

Enfin, la Belgique et la France réfléchissent à l'établissement d'indicateurs pertinents pour les zones amont estuariennes (zones d'eaux douces soumises à la marée). La Belgique travaille depuis 2004 sur cette thématique. En Allemagne une méthode a été développée pour les zones oligohaline et fluviale tidale en complément de l'utilisation du M-AMBI dans les estuaires. Il s'agit de l' AeTI (Ästuartypieindex) qui tient compte de la composition en oligochètes et chironomidés dans la communauté benthique. Cet indice utilise une très longue liste d'espèces potentiellement présentes (entre 700 et 1000, Jörg Scholle com pers) en guise de référence sans pour autant rechercher à avoir toutes les espèces pour atteindre le bon état. L'indice est complété par deux autres métriques obtenues à dire d'expert et la note finale est une forme de pondération de la note biologique par le dire d'expert. Cette méthode, toujours actuellement en développement, ne permet pas aujourd'hui d'établir une relation pression-impact. Toutefois il semble que les experts locaux soient engagés dans un exercice d'intercalibration.

Au final, on constate que l'approche la plus couramment adoptée pour la définition d'indicateurs DCE estuariens basés sur les macroinvertébrés benthiques a été de transposer les méthodologies développées pour les zones côtières. Or les estuaires présentent un certain nombre de particularités (fortes variabilité et hétérogénéité du milieu, milieu naturellement enrichi...) qui peuvent rendre cette transposition difficile. Elle semble néanmoins être parfois possible moyennant quelques adaptations.

On peut ainsi identifier les problématiques suivantes dans la définition d'un indicateur macroinvertébrés benthiques pour les estuaires français afin d'adapter les métriques existantes, créées la plupart pour les zones côtières, aux zones estuariennes, il reste à :

- Définir des références et des seuils pertinents permettant de tenir compte des principales spécificités estuariennes (Teixeira et al., 2008a)
- Standardiser rigoureusement le protocole de récolte des données et plus généralement assurer la représentativité des métriques calculées à partir des données récoltées, ce qui permettra de tenir compte de la forte variabilité spatiale et temporelle intrinsèque aux estuaires (WKBEMET, 2008).
 - Ceci doit se faire *a priori* par la définition d'un protocole standardisé rigoureux ; ce point est d'ailleurs au centre des différentes démarches menées en eau douce, par exemple l'IBGN et l'IOBS pour lesquels des protocoles standardisés NF ont été développés ou sont en cours de développement.
 - D'autre part cette standardisation doit également se faire *a posteriori*, par une étude des variables naturelles influençant la valeur des métriques utilisées et leur prise en compte, notamment dans la définition des seuils et des références.

Tableau 12 : Etat des lieux des démarches adoptées par les Etats Membres considérés pour la construction d'un indicateur DCE basé sur la faune invertébrée benthique pour les estuaires

Pays / zone	Chercheur(s) /contact(s) clef(s)	Référence(s) principale(s)	Principe	Métriques	Seuils et références	Commentaires
Espagne (Cantabrie)	Puente, A.	Puente et al., 2010	Quality Soft Bottom index développé pour définir la qualité écologique des zones intertidales	Richesse Changement de composition et de structure des peuplements Abondance taxonomique Abondance des espèces opportunistes Abondance totale	Référence définie selon des communautés de référence pour chaque type d'habitat sur la base de l'abondance relative des espèces calculée sur des sites peu perturbés, du dire d'experts et de la modélisation. Seuils définis et convertis en EQR	Prise en compte des pressions anthropiques (e.g. Enrichissement, modification hydromorphologique du milieu) Etude en cours pour évaluer si l'indice est sensible à des pressions anthropiques et donne des résultats fiables.
Pays Basque	Borja, A.; Muxika, I.; Franco, J.	Borja et al., sous presse	Multimetric AZTI Marine Biotic Index (M-AMBI)	Shannon-Wiener (index de diversité) Nombre d'espèces AMBI	Sites virtuels définis à dire d'experts + données historiques, puis ACP (Analyse en Composante Principale) incluant les sites réels et les sites virtuels (méthodologie de Bald et al.(1999 et 2001)); une référence par type, les types étant entre autres basés sur la salinité (Borja et al., 2004)	Borja et al. (sous presse) montre que le M-AMBI ne répond pas seulement à un enrichissement en matière organique mais aussi à d'autres pressions (ex : construction de marina et dragage)
GB et Irlande	Phillips, G.	UKTAG, 2008c ; UKTAG, 2008d ; autres documents en cours de rédaction et disponibles courant 2010. Les documents actuels, qui décrivent notamment la définition des références, ne sont plus à jour.	IQI : Infaunal Quality Index. Les métriques ont été sélectionnées en fonction de la demande DCE. Leur sensibilité à des pollutions organiques et chimiques a été testée.	Trois métriques combinées en un indice multimétrique : Nombre de taxa Indice de diversité de Simpson (Simpson's Evenness) AMBI	La référence est définie pour un type d'habitat (qui inclut la salinité moyenne et sa variabilité, la profondeur et la granulométrie du substrat), initialement sur la base de données historiques et d'avis d'experts, maintenant aussi par modélisation (en cours). Elle est aussi définie en fonction de la surface échantillonnée et de la taille de maille du tamis. Une référence est définie pour chacune des trois métriques qui composent l'indicateur. Un EQR (écart à la référence) est donc calculé pour chacune des trois métriques. Puis une équation permet de combiner ces trois EQR (avec pondération). La définition des seuils est en cours (méthodologie en cours de développement).	L'indicateur est encore en cours de développement. Il est le même en eaux côtières et estuariennes, mais les références changent, ce qui permet de prendre en compte le stress naturel inhérent aux estuaires. Pour le moment il n'y a pas eu de réflexion sur les zones amont (eau douce ou oligohaline) - Mike Elliott, com. pers. L'IQI actuel n'est valable que pour des salinités supérieures à 20 car les données pour des salinités plus faibles manquent et par conséquent les références pour des salinités inférieures n'ont pas encore pu être définies. Néanmoins de nouvelles données sont actuellement ajoutées aux modèles et à terme l'IQI devrait être utilisable dans des gammes de salinités inférieures (Graham Phillips, com. pers.)
Belgique	Eau douce	Van den Bergh, E.	Com. pers.	Ont testé plusieurs indicateurs existants en essayant de peser le pour et le contre de chacun		Toujours en cours d'étude : cet indicateur n'est pas finalisé pour le moment
	Zones saumâtres (0,5-30 PSU) et salines	Van Hoey, G.	Van Hoey et al. 2007 a et b ; Ysebaert et Herman, 2004 ; Birk S., 2010	BEQI (Benthic Ecosystem Quality Index) : un indicateur multimétrique qui a pour objectif d'évaluer le fonctionnement de l'écosystème en intégrant les informations à trois échelles : la communauté, l'habitat et l'écosystème.	Des métriques sont définies à chaque échelle. Voir Van Hoey et al. (2007a) pour en avoir le détail.	Les références sont définies à chaque échelle (écosystème, habitat, communauté). Ainsi on obtient des références définies notamment par type d'habitat, c'est-à-dire en fonction de la salinité, de la teneur en matière organique, de la vitesse du courant, du type de substrat... D'autre part le ratio entre les différents types d'habitats (ex : surface de vase à dynamique forte / milieux à dynamique faible) par rapport à la situation de référence (définie ici avec des données historiques) est aussi pris en compte.
Pays-Bas	Ysebaert, T.; Herman, P.M.J.					
	Knoben R., Willem van Loon	Birk et al., 2010	□ WFD metrics for natural watertypes	3 échelles : Ecosystème : ratio biomasse benthique sur production primaire totale : référence : ratio = 1/10 Habitat : évolution des surfaces d'habitats / à une référence ; référence différente selon masse d'eau considérée Communauté : Nombre d'espèces, densité, biomasse, composition spécifique ; référence = situation des années 1970		Le détail des valeurs de références est donné dans un document rédigé en néerlandais uniquement [STOWA (2009) Referenties en maatlaten voor natuurlijke watertypen. Report 2007 32]
Allemagne	Peu étudié par manque de temps. Des premiers contacts pourraient être : Karin Heyer (HeyerKarin@t-online.de) et Jan Witt (Jan.Witt@NLWKN-OL.Niedersachsen.de) qui sont membres du groupe d'intercalibration et Ingrid Kröncke (ingrid.kroencke@senckenberg.de). Ils testent l'indicateur néerlandais (le BEQI) sur les zones côtières et estuariennes allemandes. Deux autres méthodes ont été testées auparavant ; elles sont brièvement décrites dans Scholle & Dau (2007), page 50.					

Tableau 12 (suite) : Etat des lieux des démarches adoptées par les Etats Membres considérés pour la construction d'un indicateur DCE basé sur la faune invertébrée benthique pour les estuaires

Pays / zone	Chercheur(s) /contact(s) clef(s)	Référence(s) principale(s)	Principe	Métriques	Seuils et références	Commentaires
Portugal	Chainho, P.	Chainho et al., 2008	Comparaison d'approches multimétriques (B-IBI et TICOR) pour déterminer l'état écologique de plusieurs estuaires portugais présentant différents niveaux de stress naturel et anthropique		Préconise de les définir par type d'habitat afin de prendre en compte le stress naturel	Ont testé la sensibilité de ces deux indicateurs à un certain nombre de paramètres : oxygène dissous, nutriments, métaux lourds...
	Salas, F.	Salas et al., 2006a	Test de certains indicateurs de richesse spécifique (Margalef, Shannon-Wiener) et comparaison avec les résultats donnés par des indicateurs basés sur la notion de "taxonomic distinctness" et un indice d'éco-exergie		Ont comparé des zones soumises à des pressions anthropiques d'ampleur différente	Approche novatrice qui révèle néanmoins que ni l'indice d'éco-exergie, ni les indices basés sur la "taxonomic distinctness" ne permettent à eux seuls de discriminer entre les 5 états écologiques définis par la DCE
	Teixeira, H.	Pinto et al., 2009; Teixeira et al., 2007, 2008a, 2008b	P-BAT (Portuguese Benthic Assessment Tool) qui est un indicateur multimétrique	Shannon-Wiener Margalef AMBI	Préconisent de les définir par type d'habitat après avoir étudié l'effet de différents paramètres de l'environnement sur les valeurs observées des indicateurs testés. La référence est déterminée par une analyse factorielle et la détermination à dire d'experts de deux sites virtuels : l'un correspondant à un site "non impacté" et l'autre au pire scénario imaginable.	L'indicateur benthique portugais est le même en zone côtière et estuarienne, mais les seuils et les références diffèrent entre ces deux types de masse d'eau. De manière générale les seuils et références sont adaptés par type d'habitat (ce qui inclut la salinité). Le travail de Teixeira et al. comprend une étude approfondie de l'effet de paramètres environnementaux (salinité, profondeur, sédiment...) sur les métriques macroinvertébrés benthiques.
France	Eau douce	Archaimbault, V.	Doc. de travail protocole IBGA "grands cours d'eau"	Le protocole de l'IBGA a été adapté aux grands cours d'eau. 2009 est une année test. Un bilan et un retour d'expérience seront réalisés à la fin de l'année pour une version finale de l'IBGA grands cours d'eau courant 2010.		Il n'y a pas actuellement d'adaptation de l'IBGA aux très grands cours d'eau, néanmoins le protocole actuel est aussi prévu pour les fleuves
		Bij de Vaate, B.	Bij de Vaate et al., 2007	Test d'une ancienne version de l'IBGA adapté aux grands cours d'eau en zone amont de l'estuaire de la Seine		
		Klink, A.	Klink A., 2010	Test de 6 indicateurs adaptés aux grands fleuves sur la zone fluviale tidale de la Seine : IBGN (Fr), BMWP (RU), Perloides (intercalibration européenne - programme ASTERICS), QBWAT (Pays-Bas), BBI (B), AQEM (All - incorporé ensuite dans le système d'évaluation du programme ASTERICS)		IBGN semble ressortir mais les résultats qu'il donne sont à prendre avec précaution. Les méthodes d'application de ces indices sont controversées notamment le protocole d'échantillonnage non adapté pour une application fiable de ces indices
	Eau douce & oligohalin	Lafont, M.	Lafont & Bernoud, 2002	L'IOBS serait adaptable aux zones estuariennes d'eau douce et oligohalines (Lafont & Bernoud, 2002) mais ceci n'a jamais été testé par manque de financement (M. Lafont, com. pers.)		
	Eau douce & oligohalin	Dauvin, J.-C.	Dauvin & Ruellet, 2009 ; Dauvin et al., sous presse	BO2A : adaptation du BOPA aux zones oligohalines et d'eau douce créée par ajout des annélides à la liste des espèces de polychètes opportunistes		
	Oligohalin	Dauvin, J.-C.	Ruellet et al., 2009	Travail effectué dans le cadre de BEEST : tests de 30 indicateurs développés pour le domaine marin principalement. Résultats peu concluants en raison d'un manque de données fiables et/ou d'indices non adaptés aux milieux possédant une faible richesse spécifique et une faible abondance.		Aucun des indicateurs testés n'a été adaptés au milieu oligohalin et aux espèces qui y sont rencontrés. La présence prédominante des oligochètes et insectes impliquent de s'orienter vers des indicateurs fluviaux type IOBS
	Mésohalin et polyhalin	Dauvin, J.-C.	Dauvin & Ruellet, 2007	BOPA : une version revisitée du ratio "polychètes opportunistes/ amphipodes" basée sur le principe de "taxonomic sufficiency" : il n'est pas nécessaire d'identifier les individus jusqu'à l'espèce, le genre peut suffire	Nombre total d'individus collectés Fréquence de polychètes opportunistes Fréquence d'amphipodes (excepté le genre <i>Jassa</i>)	Basé sur les seuils de l'AMBI définis dans Borja et al. (2004a), eux-mêmes basés sur ceux définis dans Borja et al. (2000) validés sur des données des zones estuariennes et côtières du Pays-Basque. Les seuils ne sont pas définis par type d'habitat.
Desroy, N.		Gouillieux et al., 2010	Adaptation aux eaux de transition du MISS (Macrobenthic Index Sheltered Systems) de Lavesque et al.	Indice d'équitabilité de Piéou Indice de Shannon-Wiener AMBI ITI (Infauna Trophic Index) % en abondance des Amphipodes Sensibles % en abondance des Bivalves % en abondance d'annélides Polychètes	Analyse par type d'habitats, mutualisée à 11 systèmes de transition. La référence de chaque habitat est définie à partir de sites préexistants jugés non perturbés et dans un état « acceptable » associé au bon état. Un calcul des percentiles 5 et 95 % est effectué. Dans cet intervalle, les sites sont jugés conformes aux variabilités naturelles soit non dégradés. Un scoring attribué pour chaque métrique permet d'avoir une unique note (moyenne) par site comprise entre 0 et 1 convertie en EQR. Les seuils de classe de qualité sont définis de manière homogène (1 = TBE puis saut de classe tous les 0.2).	Méthode donnant des résultats très optimistes du fait de la définition de la référence par rapport à des sites existants. Les experts engagés dans ce travail semblent confirmer les résultats d'après leurs connaissances terrain.

2.3.4. La prise en compte de la variabilité naturelle en estuaire : un point clef pour la construction d'indicateurs benthiques

L'inventaire succinct des différentes démarches en cours dans les pays étudiés montre que la grande majorité d'entre eux a choisi de prendre en compte les particularités estuariennes (milieux naturellement enrichis et présentant une grande variabilité, notamment spatiale) en définissant des références et éventuellement les seuils correspondants par « type d'habitat ». Ce point a été pris en compte au moins partiellement en France avec une stratification de l'échantillonnage par type d'habitat.

La standardisation du protocole de récolte des données, ainsi que la prise en compte de la variabilité naturelle temporelle et spatiale inhérente aux estuaires sont fondamentales si l'on veut pouvoir interpréter ce que l'on observe (Baan & van Buuren, 2003 ; Bij de Vaate et al., 2007 ; Van Hoey et al., 2007a ; Teixeira et al., 2008a, 2008b ; WKBEMET, 2008 ; Guy Bachelet, Mike Elliott, Angel Borja, com. pers.). Par exemple, Teixeira et al. (2008a, 2008b) ont étudié l'effet de différents paramètres de l'environnement sur les valeurs observées de certains indicateurs et argumentent en fonction de l'établissement des seuils par type d'habitat. Les travaux néerlandais et belge sur ces aspects sont aussi très complets (cf. Van Hoey et al., 2007a). De nombreux travaux sur cette thématique (analyses de variances) ont aussi été réalisés en eau douce, par exemple pour les invertébrés dans les lacs au Royaume-Uni. Il pourrait être intéressant de s'en inspirer d'un point de vue méthodologique. Un contact sur cette thématique est Ralf T. Clarke (CEH Dorset, Winfrith Technology Centre, Winfrith Newburgh, Dorchester, Dorset, DT2 8ZD, U.K. E-mail: rtc@ceh.ac.uk, nombreuses publications).

Au vu des résultats de cette synthèse, les principaux paramètres à prendre en compte *a priori* (car tous ont un effet sur les résultats de l'échantillonnage, *i.e.* sur ce que l'on observe) sont les suivants :

- Le type sédimentaire :

C'est un facteur majeur dans la détermination des peuplements benthiques.

- La salinité :

Elle aussi détermine en grande partie les peuplements benthiques (Ysebaert et al., 2002) ainsi que des paramètres qui les caractérisent tels que la richesse spécifique. Par exemple, A. Borja définit les seuils et références de ses indicateurs benthiques en fonction (entre autres) de la salinité. D'autre part, il serait également intéressant de tester si l'effet de la variation de salinité sur une station, c'est-à-dire si l'étendue de la gamme de salinité subie par les organismes benthiques en un point fixe, est significatif sur les métriques utilisées pour caractériser les peuplements benthiques (Guy Bachelet, com. pers. ; Ritter et al., 2005). Cette notion de variabilité de la salinité a d'ailleurs été prise en compte dans l'IQI au Royaume-Uni (Graham Phillips, com. pers.).

- La vitesse du courant :

Elle va souvent de paire avec la granulométrie en substrat meuble. Il serait également intéressant de regarder l'effet des variations naturelles de courant (gamme subie par les macroinvertébrés benthiques, vitesse max, durée d'exposition à une vitesse supérieure à un certain seuil, etc.) sur les peuplements benthiques (Guy Bachelet, com. pers.) et sur les métriques qui les caractérisent.

- L'étage et la profondeur :

La profondeur apparaît également comme une variable majeure déterminant les peuplements de macroinvertébrés benthiques (Ysebaert et al., 2002 ; Ysebaert et al., 2003 ; Baan & van Buuren, 2003 ; Harbasins, 2008a).

- La saison d'échantillonnage :

Elle peut avoir un effet sur la composition du peuplement, la richesse spécifique et les niveaux d'abondance. Par exemple, Dauvin et al., (2007) ont montré que la valeur des indicateurs benthiques varie d'un mois à l'autre. Ces variations traduisent en fait des variations saisonnières naturelles.

- L'engin d'échantillonnage utilisé (Baan & van Buuren, 2003 ; Van Hoey et al., 2007a), le choix des sites, et l'effort d'échantillonnage (par habitat/site et à l'échelle de l'estuaire)

A priori il est méthodologiquement incorrect de comparer des données issues de différents modes d'échantillonnage, qui plus est de différents engins. Certaines standardisations semblent parfois possibles, par exemple en ramenant les données de densités à une surface ou à un volume échantillonné. Néanmoins, il semble nécessaire de tester la validité de cette hypothèse avant de l'utiliser. Les différents habitats sont parfois échantillonnés avec des engins différents et cette standardisation par unité de surface ou de volume apparaît alors insuffisante si le type d'habitat n'est pas pris en compte. Pour les mêmes raisons il semble peu pertinent de comparer des données issues d'engins différents en termes de richesse et de composition spécifique. Certains auteurs (Ruellet T., com. pers.) considèrent néanmoins qu'il revient à chacun de ne valider que les données dont la représentativité a été vérifiée mathématiquement et que par conséquent il peut être permis de comparer des données collectées avec des engins différents ou sur des surfaces différentes ; il incombe notamment à chacun de vérifier que la maille de tamisage utilisée est en adéquation avec la granulométrie du sédiment prélevé et que tous utilisent les mêmes maillages dans les mêmes conditions.

L'effort d'échantillonnage, à l'échelle estuarienne mais aussi à l'échelle du site (surface échantillonnée) doit être pris en compte car il a un effet sur la fiabilité du diagnostic qui en découle (Van Hoey et al., 2007a). Van Hoey et al. (2007a) ont réalisé une étude très complète sur l'effort d'échantillonnage : ils ont notamment cherché à déterminer, par type d'habitat, quel est l'échantillonnage minimal à effectuer pour obtenir un diagnostic fiable à x %. D'autre part, le nombre de sites échantillonnés doit être suffisant et de manière générale important compte tenu de la grande variabilité spatiale et temporelle des estuaires (Ferreira, 2000). Enfin, le choix des sites échantillonnés doit être pertinent : il faut en effet que ce que l'on observe en un point soit représentatif à plus grande échelle (par exemple à l'échelle d'un type d'habitat) (De Jonge et al., 2006 ; Chainho et al., 2008). Ce point est par exemple mentionné dans les travaux de Borja et dans le cas de l'adaptation IBGA aux grands cours d'eau (Usseglio-Polatera et al., 2008). La méthode de choix des sites (aléatoire, sites jugés représentatifs à dire d'expert...) doit être clairement explicitée.

On remarquera que le nombre de stations à échantillonner pour la surveillance DCE n'a pas encore été fixé officiellement. Les résultats des campagnes en cours permettront de vérifier l'incertitude dans les diagnostics obtenus avec les efforts d'échantillonnage actuels. Il reste donc possible de réajuster au besoin si les équipes françaises argumentent en fonction d'un nombre minimal de stations (Franck Bruchon, com. pers.).

- La latitude (par exemple *via* une notion d'écorégion) :

Elle peut avoir un effet sur la nature des peuplements notamment sur la composition spécifique ainsi que sur la tolérance des espèces (Baan & van Buuren, 2003 ; Chainho et al., 2008) : une espèce aura tendance à être plus fragile (moins tolérante) lorsqu'elle se trouve en limite de sa zone de répartition que lorsqu'elle se trouve au coeur de sa zone de répartition. Or la plupart des indicateurs benthiques utilisés à l'heure actuelle sont construits sur des bases taxonomiques (listes faunistiques, espèces indicatrices...). Il faut s'assurer de la validité de ces listes en tout point (Salas et al., 2004), notamment lorsqu'une même liste est utilisée à l'échelle européenne. Une autre solution serait de s'orienter vers la définition d'indicateurs fonctionnels (par opposition aux indicateurs structurels actuels) (Mouillot et al., 2006 ; Elliott & Quintino, 2007).

Quelques pistes de réflexion pour la définition d'indicateur basé sur les invertébrés benthiques en zone fluviale tidale :

Selon Philippe Usseglio-Polatera (Université de Metz, com. pers.), la définition d'un indicateur pertinent basé sur les macroinvertébrés en zone fluviale tidale ne semble pas pouvoir être envisagée sans une analyse fine de la dynamique spatio-temporelle des assemblages sur cette zone et sans la mise à disposition de données suffisantes et fiables. Il paraît primordial de mettre en relation ces données avec les données faunistiques acquises sur la zone strictement fluviale, en amont immédiat de l'estuaire et celles disponibles dans la zone saumâtre ; en tenant compte également des caractéristiques physico-chimiques de l'eau et du sédiment associées. Toutes ces données doivent permettre :

- de comparer la composition taxonomique et fonctionnelle de la zone fluviale tidale avec les deux autres zones qui la cernent en vue d'estimer l'influence de la marée dynamique et de la salinité sur les structures des peuplements ;
- d'appréhender l'impact des fluctuations de la limite entre ces différents secteurs (e.g. compte tenu des variations du débit fluvial) sur la dynamique spatio-temporelle des peuplements invertébrés autochtones ;
- de déterminer les valeurs des caractéristiques physico-chimiques à partir desquelles d'importants changements dans les cortèges sont observés.

En tout état de cause, une recherche scientifique aboutissant à la définition d'un tel indicateur ne peut être efficace sans l'acquisition d'une base de données exhaustive construite à l'aide des données existantes ou par de nouvelles acquisitions sur le terrain.

2.3.5. Conclusions et perspectives :

Il existe de très nombreux indicateurs basés sur les macroinvertébrés benthiques pour les zones littorales et marines (Diaz et al., 2004), certains ayant par ailleurs été combinés pour former des indicateurs multimétriques. L'adaptation de ces indicateurs (pour la plupart définis en milieu marin) au milieu estuarien n'est à ce jour pas encore finalisée. Elle paraît néanmoins possible.

Les quelques points suivants peuvent être relevés :

- Les seuils et/ou les états de référence doivent être définis en fonction d'un ensemble de paramètres jugés pertinents (Borja et al., 2004b ; Pontil et al., 2007 ; Van Hoey et al., 2007a ; Teixeira et al., 2007, 2008a, 2008b ; De Paz et al., 2008 ; Chainho et al., 2008 ; Puente et al., 2008 ; Erika Van den Bergh, Mike Elliott, Joao-Carlos Marquez, com. pers.) c'est-à-dire par combinaison de variables jugées comme ayant un effet majeur sur les peuplements benthiques et/ou sur les valeurs des métriques calculées à partir des données récoltées. Dans le cas contraire, il y a un risque de confondre des variations géographiques ou temporelles naturelles

avec des variations d'état écologique, ce qui est incorrect. Sur ce point on pourra par exemple s'appuyer sur les travaux du Royaume-Uni, du Portugal, du Pays-bas et de la Belgique.

- Une bonne standardisation du protocole, *a priori* et *a posteriori* (via des analyses de variances) doit pouvoir permettre de prendre en compte, en partie au moins, la forte variabilité inhérente aux milieux estuariens. Sur ce plan il serait intéressant de s'inspirer du travail des belges et des néerlandais.

- Le développement d'indicateurs benthiques basés sur des guildes fonctionnelles pourrait permettre de dépasser la comparaison basée sur des listes taxonomiques uniquement et introduirait une part d'interprétation de la présence/absence de certaines fonctions. Ce type de guildes existe déjà pour le benthos, par exemple aux USA ; il faudrait tester ces guildes en Europe (Mike Elliott, com. pers.).

- En France, comme il sera impossible de trouver des sites de référence au sens DCE du terme, pour les trois grands estuaires considérés et que les données historiques sont très rares et/ou peu exploitables (*i.e.* protocoles très variables), il pourrait être intéressant de réaliser des comparaisons inter-estuariennes (une base de données sur différentes pressions anthropiques qui s'exercent sur les estuaires, est disponibles au Cemagref de Bordeaux, Mario Lepage) pour l'établissement de seuils et de valeurs de référence appropriés. Ceci encourage à travailler sur des indicateurs fonctionnels (Mouillot et al., 2006).

- Il faut évaluer les risques d'erreur de classification, entre les états bons et moyens notamment. Dans les estuaires qui sont des milieux caractérisés par une grande variabilité temporelle et spatiale (y compris des peuplements benthiques), il est possible que les risques d'erreur liés aux indicateurs benthiques (évalués ponctuellement dans le temps, mais aussi et surtout dans l'espace) soient importants. Dans ce cas la pertinence d'un indicateur benthique en milieu estuarien pourra être remise en cause.

- Pour la zone fluviale tidale, si une adaptation d'indicateurs « eau douce » est envisagée, il serait préférable de suivre l'évolution des travaux effectués dans ce type de milieu compte tenu du fait que les métriques de l'IBGN et de l'IBGA vont être prochainement modifiées voire remplacées (d'ici fin 2011) afin que ces indices soient « DCE-compatible » (Philippe Usseglio-Polatera, com. Pers.).

- Le bilan synthétique récent sur l'avancement des indices construits à l'échelle de l'écorégion Atlantique Nord-Est (suite aux travaux d'intercalibration) montre que tous les pays impliqués sont très avancés, sur le point d'être finalisés et/ou rapportés à la Commission européenne (Annexe 3). Hormis quelques communautés autonomes espagnoles où aucun indice régional n'a été présenté, seule l'indice développé par la France est jugé à un stade moins avancé soit en terme de construction de l'indice lui-même soit en terme de compatibilité de la méthode avec les demandes de la DCE (sur les seuils, la référence, ...) (Comité de pilotage ECOSTAT, 2010).

2.4. Indicateurs basés sur l'ichtyofaune

2.4.1. Demande DCE (Directive 2000/60/CE, Annexe V)

Pour la classification de l'état écologique des eaux de transition, la DCE demande de prendre en compte les éléments suivants :

« Composition et abondance de l'ichtyofaune ».

Comme mentionné au 1.3.2, il n'y a pas lieu pour les eaux de transition de considérer la structure en âge de l'ichtyofaune ; il y a en effet une erreur de traduction dans la version française de la DCE.

La définition des états écologiques « très bon », « bon » et « moyen » donnée par la DCE est présentée dans le Tableau 13.

Tableau 13 : Définitions normatives des états écologiques « très bon », « bon » et « moyen » pour les indicateurs basés sur l'ichtyofaune en eau de transition (Directive 2000/60/CE, Annexe V)

Très bon état	Bon état	État moyen
La composition et l'abondance des espèces correspondent aux conditions non perturbées.	L'abondance des espèces sensibles aux perturbations montre de légers écarts par rapport aux conditions caractéristiques, dus aux influences anthropogéniques sur les éléments de qualité physico-chimique ou hydromorphologique.	Une proportion modérée des espèces caractéristiques sensibles aux perturbations est absente suite aux influences anthropogéniques sur les éléments de qualité physicochimique ou hydromorphologique.

2.4.2. Etat d'avancement en France et problèmes rencontrés (notamment pour les estuaires de Seine, Loire et Gironde)

Le Cemagref de Bordeaux (contact : Mario Lepage) a défini un indicateur poisson multimétrique pour l'ensemble des estuaires français.

Cet indicateur a été construit à partir de données de pêche DCE récoltées selon un protocole standardisé (Lepage, M., Girardin, M. & Bouju, V., 2008). L'indicateur poisson du Cemagref est basé sur des modèles pressions/impacts et sur une comparaison inter-estuaire à l'échelle française. L'approche de modélisation est décrite dans Courrat et al., 2009, et Delpech et al. 2010a . Deux documents présentent cet indicateur poisson : Girardin et al. (2009)a pour la méthodologie générale et Girardin et al. (2009)b pour une description plus détaillée. L'impact des pressions anthropiques sur un certain nombre de métriques a été modélisé en se basant sur une comparaison entre les différents estuaires français, ces derniers étant soumis à divers degrés de pressions anthropiques. Cette approche (*i.e.* modélisation) permet de prendre en compte la variabilité des métriques due au protocole de récolte des données ainsi qu'à des paramètres naturels (ex. taille des estuaires, écorégion). Elle utilise des indices de pression anthropique comme proxy de la pression anthropique globale impactant les estuaires considérés. Les seuils et les références ont été définis à partir des prédictions des modèles pour chaque combinaison des facteurs suivants : une saison d'échantillonnage, une classe de salinité, une écorégion, une taille d'estuaire (grand ou petit). Les métriques composant l'indicateur final ont été sélectionnées sur la base de leur sensibilité aux pressions anthropiques d'une part et en évitant la redondance entre les métriques d'autre part.

L'indicateur DCE poisson français pour les estuaires est donc quasi finalisé. La version actuelle fonctionne pour toutes les zones des estuaires de la mer jusqu'à la limite amont de la marée dynamique. Cependant, pour la partie oligohaline et fluviale tidale, des améliorations seront encore nécessaires pour bien appréhender les particularités de ce secteur. Il reste donc à

travailler sur une sélection de métriques plus adaptées aux espèces et fonctionnalités de ces zones. A noter aussi un autre travail du Cemagref de Bordeaux sur un indicateur anatomomorphologique et parasitaire pour l'évaluation de l'état de santé des poissons (voir Girard & Elie, 2009). Cet outil, bien que ne répondant pas directement à la demande DCE, présente néanmoins une approche novatrice et comporte de nombreuses informations sur les liens entre pollution et atteinte à la santé des poissons.

2.4.3. Etat des lieux des démarches adoptées par les autres Etats Membres

Le Tableau 14 présente les différentes approches européennes pour la construction d'un indicateur DCE estuarien basé sur l'ichtyofaune.

Un travail portugais constitue déjà une synthèse intéressante sur les indicateurs ichtyologiques estuariens publiés : il s'agit de l'étude de Martinho et al. (2008) qui ont testé les indicateurs belge, anglais et basque sur l'estuaire du Mondego.

On peut remarquer que tous les indicateurs sont multimétriques et que tous comprennent des métriques basées sur les guildes écologiques définies initialement par Elliott & Dewailly (1995) et revues par Franco et al. (2008). L'évaluation de l'état écologique des estuaires est donc ici principalement basée sur une approche fonctionnelle : on cherche à voir si les estuaires remplissent leurs fonctions écologiques vis-à-vis des poissons. Cela va dans le sens de la nécessité d'utiliser des critères fonctionnels.

En termes de gamme de validité, tous les indicateurs présentés ici sont valables pour les zones saumâtres (0.5-30 PSU) et salines (> 30 PSU) des estuaires. Leur utilisation en eaux douces (très en amont) semble plus difficile car ils comprennent une ou des métriques liées plus spécifiquement aux espèces marines.

Pour le moment, seules la France et la Belgique ont cherché à définir des métriques spécifiques pour les zones d'eau douce estuarienne. En Belgique, les travaux sont plus avancés. Jan Breine et al. (2010) ont conçu un indicateur basé sur l'ichtyofaune applicable de la zone mésohaline à la zone fluviale tidale de l'Escaut (et quelques affluents) en vue de caractériser le bon potentiel écologique. Cet indice constitue une version améliorée de l'indice poisson développé précédemment en Belgique (Breine et al., 2007). Sa construction a nécessité : (1) une évaluation de la qualité des habitats (sous forme de score en fonction des pressions exercées), (2) une sélection des espèces à analyser en fonction des « espèces de référence » pour chaque zone haline et habitat, (3) une sélection des métriques pertinentes par espèce et par zone haline se référant à des fonctions biologiques qui ont ensuite été (4) discriminées statistiquement en fonction de leur réponse face à une classe de pression anthropique et de leur redondance. Un calcul d'erreur a également été fait à deux niveaux : sur la fiabilité des données et sur l'indice lui-même. La méthodologie ainsi que les résultats obtenus sont détaillés dans Breine et al. (2010).

Tableau 14 : Etat des lieux des démarches adoptées par les Etats Membres considérés pour la construction d'un indicateur DCE basé sur l'ichtyofaune pour les estuaires

Pays / zone	Chercheur(s)/contact(s) clé(s)	Référence(s) principale(s)	Principe	Indicateurs / métriques	Seuils et références	Commentaires
Pays Basque	Borja, A.	Borja et al., 2004b ; Uriarte & Borja, 2009	Multimétrique, basé sur la demande DCE + utilisation de guildes écologiques et trophiques	9 métriques : Nombre d'espèces Présence/absence d'espèces indicatrices de pollution Présence/absence d'espèces introduites Santé des poisson (% affection) Présence de poissons plats (%) % omnivores % piscivores Nombre d'espèces résidentes (ER) Pourcentage d'espèces résidentes	Seuils définis en utilisant des séries de données et en testant des corrélations entre des teneurs en oxygène et la valeur correspondante de l'indicateur poisson. La référence correspond à la situation où chacune des neuf métriques obtiendrait le meilleur score espéré, déterminé à partir d'avis d'expert, de données historiques et actuelles.	Basé sur Whitfield & Elliott, 2002 (GB) et Goethals et al., 2002 (Belgique). Comme les estuaires basques sont très petits, les crustacés ont été inclus pour parer au faible nombre d'espèces ER et pouvoir adapter ces deux méthodes. Le Pays Basque utilise des séries de données récentes, la référence étant plutôt proche de l'état actuel : certains estuaires du Pays Basque comptaient il y a peu parmi les plus dégradés du monde et ont connu une forte amélioration de leur état écologique ces dernières années.
Espagne (Asturie/Cantabrie)	Nores Quesada, C.	Nores Quesada et al., 2010	Adaptation de l'indice TFCI développé au Royaume-Uni par Coates et al.	Cf métriques de l'indice de Coates et al. sauf « abondance relative des espèces et nombre de taxa se nourrissant de macrobenthos » qui ont été mises de côté en raison de résultats peu satisfaisants sur leurs estuaires	Valeurs de référence pour chaque type d'estuaire (classés selon leur taille) EQR obtenus en divisant la note par le score maximal pouvant être atteint Références définies à l'aide des échantillonnages qui ont fait récemment donc ces conditions sont susceptibles d'être modifiées	Pour le moment, pas de prise en compte de la salinité, un seul point de prélèvement dans la même gamme de salinité pour les 9 estuaires échantillonnés. Indice calculé sur la base de la totalité des données obtenues en 6 ans (durée d'un plan de gestion) pour éviter une sous-évaluation due à une pêche infructueuse une année
GB et Irlande	Coates, S.	Coates et al., 2007	Transitional Fish Classification Index (TFCI) Multimétrique, basé sur la demande DCE + utilisation de guildes écologiques et trophiques	10 métriques : Diversité et composition spécifique 1/ Composition spécifique 2/ Présence d'espèces indicatrices Abondance des espèces 3/ Abondance relative des espèces 4/ Nombre de taxa qui représentent 90 % de l'abondance totale Fonction de nourricerie 5/ Nombre d'espèces résidentes 6/ Nombre d'espèces marines dépendant des estuaires Intégrité trophique 7/ Composition en guildes fonctionnelles 8/ Nombre de taxa se nourrissant d'invertébrés benthiques 9/ Nombre de taxa piscivores 10/ Composition en guildes	Référence définie par type d'estuaire (typologie nationale) Seuils définis de manière empirique en % d'EQR.	Basé en partie sur Harrison & Whitfield, 2004. L'échantillonnage est fait à l'aide de plusieurs engins (chalut à perche, senne de plage, verveux, chalut à panneaux)
Belgique	Breine, J.	Breine et al., 2007	Multimétrique, basé sur la demande DCE + utilisation de guildes écologiques et trophiques	5 métriques : Nombre d'espèces <i>Osmerus eperlanus</i> (%) Juveniles marins (%) Espèces omnivores (%) Espèces piscivores (%)	Comparaisons intersites intra-estuariens et d'experts sur la qualité écologique des sites considérés	Ont réalisé un travail de sélection des métriques : les métriques entraînant le plus de risques d'erreur n'ont pas été conservées (Breine et al., 2006; Quataert et al., 2007)
	Breine, J.	Breine et al., 2010	Multimétrique pour définir le bon potentiel écologique sur la base de l'indice décrit ci-dessus	6 métriques variables selon la zone haline considérée (mésohaline, oligohaline et eaux douces soumises à la marée)	Méthode de qualification du bon potentiel écologique Référence définie par zone haline en fonction des pressions anthropiques exercées et d'avis d'experts	Sélection des métriques selon leur pertinence d'un point de vue écologique et de leur réponse face à une pression (les plus réactives étant conservées) Quantification de la marge d'erreur
Allemagne	Scholle, J.	Com. pers. lors du NEAGIG Fish Meeting 2009, Edinburgh.	Multimétrique, basé sur la demande DCE + utilisation de guildes écologiques	7 métriques : Nb. d'espèces diadromes Nb. d'espèces résidentes Nb. d'espèces de juvéniles marins Nb. d'espèces saisonnières	Références définies pour chaque métrique, à partir de données historiques, d'avis d'experts et de données récentes	Travail commun entre ces deux Etats Membres
Pays-Bas	Jager, Z.	Scholle et Dau (2007)	Multimétrique, basé sur la demande DCE + utilisation de guildes écologiques	Densités de diadromes Densités de résidents Densités de juvéniles		
Portugal	Cabral, H.	Cabral et al. (soumis)	Multimétrique		Références définies pour chaque classe de salinité	Travaux en cours de finalisation et d'intercalibration Echantillonnage stratifié par classes de salinité
France	Lepage, M.	Cemagref de Bordeaux, 2009 ; Courrat et al., 2009 ; Girardin et al., 2009	Multimétrique, basé sur des guildes écologiques et de position	7 métriques : Richesse taxonomique Densité totale Densité des espèces migratrices amphihalines Nb. d'espèces marines juvéniles Densités d'espèces marines juvéniles Nb. d'espèces benthiques Densités d'espèces benthiques	Prédictions des modèles pressions/impacts réalisés à partir de comparaisons inter-estuariennes	Comprend un travail de sélection des métriques : seules les métriques apparaissant comme sensibles aux pressions anthropiques ont été conservées, et les métriques corrélées ont été éliminées pour éviter les redondances Métriques calculées en fonction des zones halines

L'Annexe 1 présente une description plus complète des méthodologies adoptées par les différents pays étudiés, notamment en termes de méthode d'échantillonnage, standardisation (ou non) du protocole d'échantillonnage, méthode de définition des seuils et des références, processus (ou non) de sélection des métriques et méthode d'agrégation.

On peut y relever les points suivants :

- Dans la plupart des pays, la sélection des métriques à inclure dans l'indicateur final s'est faite de manière empirique, comme par exemple au Royaume-Uni (Coates et al., 2007). Seules la France et la Belgique (Breine et al., 2006) ont testé (sur la base de données réelles) la sensibilité de leurs métriques aux pressions anthropiques et donc leur pertinence.
- De même, la définition des seuils est très fréquemment effectuée de manière empirique. C'est par exemple le cas au Royaume-Uni où les seuils sont fixés de manière à obtenir 5 classes de qualité équidistantes. Deux pays, la France et le Pays Basque, ont choisi de définir les seuils à partir de l'analyse statistique de données anthropiques et des valeurs correspondantes de l'indicateur (Uriarte & Borja, 2009 ; Girardin et al., 2009, Delpéch et al 2010b). La France a choisi de vérifier la réponse de chaque métrique, prise individuellement, de son indicateur multimétrique face aux pressions anthropiques, alors que le Pays Basque a réalisé cet exercice sur le classement final obtenu avec son indicateur.
- Plusieurs pays ont basé leur(s) état(s) de référence sur des données historiques. C'est notamment le cas de l'Allemagne et des Pays-Bas par exemple. Lors du NEAGIG TW Fish meeting à Edinburgh (2008), il a été relevé que l'utilisation de données historiques en ichthyologie peut être problématique car les dégradations observées peuvent être dues à des facteurs extérieurs aux estuaires. Par exemple, le réchauffement observé de la température de l'eau, très probablement dû au réchauffement global, entraîne des modifications des espèces présentes dans les estuaires. De même, l'origine du déclin de certaines espèces, comme par exemple l'anguille, demeure encore très contestée de sorte qu'une diminution du nombre d'anguille dans un estuaire est difficilement reliée à une dégradation de son état écologique (NEAGIG TW Fish, 2008 ; Angel Borja, com. pers.).
- Les engins utilisés pour la récolte des données ichthyologiques varient très fortement d'un pays à l'autre : verveux (engins passifs), chalut et senne (engins actifs) ont notamment été utilisés, de manière combinée ou exclusive. Cette hétérogénéité a conduit le groupe d'intercalibration à ne pas chercher à définir un indicateur unique à l'échelle européenne : chaque pays conservera son propre indicateur (NEAGIG TW Fish, 2008).
- La plupart des pays ont défini des références par type selon des typologies nationales. Le type inclut fréquemment la salinité (*i.e.* : une référence par classe de salinité), la latitude ou l'écorégion, la taille et/ou la morphologie de l'estuaire. D'autre part les conditions de références sont aussi étroitement liées au protocole d'échantillonnage (Anonyme, 2007b ; NEAGIG TW Fish, 2008) : elles sont définies, entre autre, par engin.

2.4.4. Conclusions et perspectives

L'indicateur poisson apparaît très abouti dans la plupart des pays étudiés. Les indices développés par les différents Etats de l'écorégion Atlantique Nord-Est sont finalisés ou sur le point de l'être et rapportés à la Commission européenne (Annexe 3). Ainsi, les recherches en cours concernent des analyses de variance (en lien avec les protocoles de récolte des données ou des facteurs environnementaux, comme par exemple les variations interannuelles naturelles – ex. Martinho et al. (2008)) et des analyses de fiabilité des diagnostics découlant des indicateurs. Le projet européen WISER (www.wiser.eu) devrait fournir des résultats de calcul d'incertitude sur les métriques pour fournir des probabilités

liées au diagnostic fournit par les indicateurs. L'application de l'indicateur poisson dans les zones fluviales tidales (eau douce) estuariennes est actuellement possible mais une adaptation de l'indicateur dans ce secteur semble nécessaire pour mieux cerner la particularité de cette zone de transition. La confrontation des résultats obtenus sur le secteur fluvial tidal et la zone fluviale amont où s'applique l'indicateur poisson rivière pourrait permettre d'apporter les modifications nécessaires pour la partie amont des eaux de transition.

Concernant l'utilisation de l'indicateur poisson dans une perspective de gestion, la remarque suivante peut être faite : les poissons sont des organismes situés généralement au sommet du réseau trophique. Ce sont donc des organismes fortement intégrateurs. Par conséquent, les résultats de l'indicateur poisson seront influencés par la qualité de l'eau, la qualité des sédiments, la qualité des habitats, la disponibilité en proies (phytoplancton, zooplancton, invertébrés benthiques, poissons). Il paraît donc difficile de mettre en évidence des liens directs de cause à effet entre des pressions anthropiques précises (ex : une teneur en métaux lourds) et une valeur de l'indicateur poisson. Des pistes pourraient être proposées pour restaurer des fonctionnalités perdues mais les délais de réponse du peuplement et donc de l'indicateur pourraient être visible à l'échelle de la décennie. Ce point pourra à l'avenir poser problème aux gestionnaires lorsqu'il s'agira d'entreprendre des actions de gestion concrète pour améliorer le score d'un indicateur poisson, car en effet identifier les actions à mener pourrait se révéler difficile.

2.5. Indicateurs basés sur des paramètres physicochimiques

2.5.1. *Demande DCE (Directive 2000/60/CE, Annexe V)*

On s'intéresse ici uniquement aux paramètres physico-chimiques généraux (voir 1.3.2). Pour ces paramètres, la DCE demande de prendre en compte les éléments suivants :

« Paramètres généraux :

- Transparence
- Température
- Bilan d'oxygène
- Salinité
- Concentration en nutriments »

La définition des états écologiques « très bon », « bon » et « moyen » donnée par la DCE est la suivante :

Tableau 15 : Définitions normatives des états écologiques « très bon », « bon » et « moyen » pour les indicateurs basés sur les paramètres **physico-chimiques généraux** en eau de transition (Directive 2000/60/CE, Annexe V)

Très bon état	Bon état	État moyen
Les éléments physico-chimiques correspondent totalement ou presque totalement aux conditions non perturbées. Les concentrations de nutriments restent dans la fourchette normalement associée aux conditions non perturbées. La température, le bilan d'oxygène et la transparence n'indiquent pas de signe de perturbation anthropogénique et restent dans la fourchette normalement associée aux conditions non perturbées.	La température, le bilan d'oxygène et la transparence ne dépassent pas les normes établies pour assurer le fonctionnement de l'écosystème et pour atteindre les valeurs indiquées [précédemment] pour les éléments de qualité biologique. Les concentrations de nutriments ne dépassent pas les niveaux établis pour assurer le fonctionnement de l'écosystème et pour atteindre les valeurs indiquées [précédemment] pour les éléments de qualité biologique.	Conditions permettant d'atteindre les valeurs indiquées [précédemment] pour les éléments de qualité biologique.

2.5.2. Etat d'avancement en France et problèmes rencontrés (notamment pour les estuaires de Seine, Loire et Gironde)

En France, la physico-chimie est considérée par rapport à la biologie uniquement. Il a surtout été décidé qu'elle ne doit pas être « déclassante », c'est-à-dire qu'on la considère uniquement comme un paramètre de soutien aux paramètres biologiques pour établir le diagnostic d'une masse d'eau. Ainsi, les grilles de qualité physico-chimique doivent être élaborées en cohérence avec les grilles des éléments de qualité biologique en considérant comme base d'analyse, le compartiment biologique le plus sensible pour chaque indicateur physico-chimique définis (Franck Bruchon, com. pers.). En d'autres termes, la qualité physico-chimique définie sur une masse d'eau doit refléter la qualité des éléments biologiques les plus sensibles aux conditions physico-chimiques du milieu.

La France est le seul pays de l'Union Européenne à avoir adopté cette démarche. Ainsi il paraît difficile de comparer l'approche française aux autres approches européennes. D'autre part, la présente étude n'a pas permis de faire ressortir de réelles problématiques dans la construction de cet indicateur physico-chimie en France.

Des travaux sont en cours voire quasiment terminés et ils s'appliquent aux estuaires de Seine, Loire et Gironde.

Ifremer a été mandaté pour définir un certain nombre d'indicateurs physico-chimiques donnant lieu à l'établissement de méthodes de caractérisation de la qualité du milieu, à des seuils de qualité et à des classements provisoires, de 110 masses d'eau côtières et de transition. Parmi les paramètres pour lesquels des indicateurs ont été définis figurent l'oxygène dissous et les nutriments dont voici un bref descriptif :

- Daniel et al. (2009) ont défini un indicateur « bilan d'oxygène » pour qualifier la qualité physico-chimique vis-à-vis de ce paramètre, accompagné de seuils de qualité et d'intervalles de confiance sur les résultats obtenus. Cet indicateur est constitué d'une seule métrique qui est le percentile 10 des concentrations en oxygène dissous. Parmi les masses d'eau testées figurent la MET aval des estuaires de la Seine et celle de la Loire. Ces tests ont été faits à partir des données disponibles auprès des réseaux de suivi existants. Ainsi, les données exploitables pour ces deux masses d'eau testées étant limitées (7 et 8 observations contre 30 nécessaires), les EQR obtenus peuvent être discutés en raison du nombre d'observations faible par rapport Il est à noter que les zones fluviales tidales n'ont pas été testées dans le cadre de ce travail. Ceci ne remet pas en cause l'indicateur mais l'insuffisance de données fiables disponibles actuellement.
- Un indicateur basé sur les nutriments a été mis en place par Daniel et al. (2010) en considérant l'azote inorganique dissous (NID) qui lui-même regroupe les nitrates, les nitrites et l'ammonium. Le NID variant en fonction de la salinité, des écotypes représentatifs de chaque bassin hydrographique ont été définis pour lesquels les seuils sont différents. La métrique utilisée est la concentration en NID normalisée à 33 de salinité de l'ensemble des mesures effectuées dans un écotype pendant 6 ans (durée d'un plan de gestion). Des apports en nutriments excessifs peuvent entraîner la formation de bloom phytoplanctonique (perturbation d'origine anthropique majeure) et de ce fait, les seuils délimitant les différentes classes de qualité pour le NID ont été fixées en relation avec les seuils choisis pour la chlorophylle a (biomasse en phytoplancton, cf Soudant et al., 2010).

En parallèle, Taverny et al. (2009) se sont penchés sur la définition de seuils pour les paramètres physico-chimiques en lien avec l'ichtyofaune. Ce travail présente les résultats

d'une recherche bibliographique sur les seuils de tolérance des poissons par rapport à différents paramètres (teneur en oxygène et température, turbidité,...). Il comprend également une réflexion sur le protocole de récolte des données physico-chimiques : l'effet de l'effort d'échantillonnage (fréquence et nombre de stations) sur les paramètres observés a notamment été testé.

La société Bio-Littoral (2007) a réalisé des fiches pour les espèces d'invertébrés benthiques de l'estuaire de la Loire, pour le compte du GIP Loire-Estuaire. Ces fiches renseignent, entre autres, sur la sensibilité des espèces considérées à un certain nombre de facteurs physico-chimiques et hydromorphologiques : température et ses variations, salinité et ses variations, teneur en oxygène, vitesse du courant, turbidité, nature du sédiment... Ce travail n'est pas encore finalisé. Ce même type de fiche synthétique a été réalisées ou est en cours de réalisation selon l'état d'avancement pour les estuaires de la Seine et de la Gironde dans le cadre du SIG Habitats fonctionnels développés dans l'axe 3 du projet BEEST.

Dans le cadre de BEEST, une étude menée par Henri Etcheber est en cours ayant pour objectif la définition d'une stratégie de surveillance des paramètres physico-chimiques sur la base des enseignements tirés des réseaux de suivi en continu et locaux préexistants sur les estuaires de la Seine, de la Loire et de la Gironde. Dans le rapport Foussard V. et Etcheber H. (2011) figure une analyse des différents paramètres physico-chimiques à suivre dans le cadre de la DCE, des liens qui les relient entre eux et entre les paramètres hydro-morpho-sédimentaires et biologiques et enfin une analyse critique des seuils préalablement fixés au niveau national (cf travaux Ifremer et Taverny et al., 2009). A partir des acquis issus des réseaux de surveillance en continu, une stratégie de suivi (minima à respecter) a été identifiée pour chaque paramètre. Par ailleurs, un nouvel indicateur complémentaire a été proposé et analysé : la teneur en chlorophylle a qui est un témoin de la production primaire et de perturbation du milieu.

2.5.3. Etat des lieux des démarches adoptées par les autres Etats Membres

Compte tenu de la démarche particulière adoptée par la France et de l'absence de question clef ayant pu être identifiée dans le cadre de cette synthèse, il a été réalisé un rapide tour d'horizon des méthodes développées par les autres pays européens (Tableau 16).

De l'analyse des méthodes européennes, sont ressortis un certain nombre de points communs. De manière générale, la salinité et la turbidité (sauf Pays basque) ont été principalement utilisées comme facteurs discriminant pour délimiter les différents types de milieu en raison de leur variabilité naturelle. La définition de classe de qualité pour ces paramètres n'a donc pas été jugée pertinente pour éviter de pénaliser les zones turbides et salines sans lien direct avec une perturbation anthropique. La qualification de l'état physico-chimique des masses d'eau de transition a alors été menée en ciblant les impacts des activités anthropiques sur le milieu et la biologie et ainsi mettre en avant deux problématiques principales que sont l'eutrophisation des eaux et les proliférations végétales.

En revanche, les bases utilisées pour y parvenir ne sont pas systématiquement semblables.

L'indicateur physico-chimique du Pays Basque est présenté dans Borja et al., 2004b et Bald et al., 2005. Cette méthode n'a pas été développée en vue d'une application DCE. Elle est fonction des estuaires impactés par des rejets excessifs industriels et urbains. L'accent a été mis sur l'enrichissement en nutriment et le déficit en oxygène. Cet indice considère les paramètres suivants : la saturation en oxygène (%), les nutriments (ammonium, nitrate et phosphate) et la transparence (profondeur avec disque de Secchi). La salinité (critère de délimitation des zones) et la température n'ont pas été prises en compte dans cet indicateur, contrairement à ce qui est demandé par la DCE, car il a été considéré que les variations de ces

deux paramètres ne sont pas directement imputables à des impacts anthropiques à l'échelle de l'estuaire bien que le creusement de chenal de navigation ou la gestion des débits amont peuvent avoir des effets directs sur la salinité en un point de l'estuaire. A chaque zone haline distinguée est associée une référence. La méthode de définition des références est basée sur Bald et al. (1999 et 2001) : des estuaires « virtuels », en bon état et en mauvais état, ont été définis à partir des données sur les estuaires existants, d'avis d'experts, des normes de qualité en vigueur pour les éléments considérés et de modèles de dilution calés en fonction de la salinité des zones considérées. En l'occurrence, pour le paramètre transparence, le seuil de bon état a été défini selon des normes fixées par la Directive 76/160/EEC (décembre 1975) correspondant à la limite de turbidité autorisée pour les eaux de baignades. Ces normes sont surtout valables pour les zones oligo- et mésohalines et constituent une des limites de cette méthode. L'objectif est malgré tout de tempérer l'influence de ce paramètre dans l'analyse complète pour ne pas léser à tort les zones plus turbides. Une ACP (Analyse en Composante Principale) est ensuite réalisée : le diagnostic est basé sur les distances euclidiennes entre les estuaires réels et les estuaires virtuels. L'application de cette méthode aux estuaires basques s'est révélée prometteuse et les résultats s'avèrent corrects globalement. Elle constitue un début de démarche applicable à la DCE mais reste perfectible.

En Espagne, la méthodologie utilisée est axée sur l'influence des pressions anthropiques (García et al., 2010). Elle se concentre donc sur les notions d'enrichissement en nutriments et d'oxygénation des eaux (les autres paramètres étant affectés par des processus globaux liés au milieu estuarien). Les conditions de références ont été définies à l'aide de modèles de dilution pour les nutriments et de sites préexistants subissant le moins de rejets anthropiques possibles. Des seuils de qualité ont pu être choisis à partir des percentiles pour cibler les événements les plus perturbants et cela en fonction du type de milieu défini à partir des classes de salinité (enrichissement en nutriments ou hypoxie). L'état physico-chimique est déterminé d'après le principe du « one out, all out », ainsi l'état « final » correspond à l'état le plus mauvais enregistré par les indicateurs physico-chimiques.

Le Portugal n'a pour le moment pas développé son propre indicateur physico-chimique (Chainho et al., 2008).

Au Royaume-Uni, les concentrations en nutriments ont été considérées par rapport à un risque d'eutrophisation. En effet, les apports continus en nutriments depuis l'amont sont à l'origine de la forte productivité des milieux estuariens (Meire et al., 2005). Par conséquent un enrichissement en nutriment n'est pas nécessairement négatif en lui-même. Le risque d'eutrophisation dépend principalement de la combinaison de la teneur en nutriments avec la disponibilité lumineuse (elle-même liée à la turbidité). Les seuils pour les concentrations en nutriments ont donc été définis en fonction de la turbidité des estuaires (trois classes de turbidité sont distinguées). Ce travail est présenté dans UKTAG (2007). Ces seuils prennent également en compte l'impact d'apports excessifs en nutriments sur la biologie (proliférations phytoplanctoniques et macrophytiques, écotoxicité pour la faune benthique et l'ichtyofaune) (UKTAG, 2004).

Pour les autres paramètres physico-chimiques, des seuils de qualité ont été définis en lien avec la biologie, les perturbations anthropiques ou avec les Directives préexistantes (eaux de baignades, rejets de traitement, ...) (Best et al., 2007). Les seuils sont principalement reliés à la biologie et à l'oxygène dissous :

- La salinité et la température sont analysées par rapport à leur influence sur la solubilité de l'oxygène dissous dans l'eau (Turnpenny et al., 2007) mais également sur les populations de poisson et leur préférendum (Turnpenny et al., 2004) ;

- La teneur en chlorophylle a (biomasse totale du phytoplancton) est suivie par rapport au risque d'hypoxie des eaux (production primaire insuffisante) ou à l'inverse de sursaturation en oxygène (développement de blooms algaux) (Carvalho et al., 2002) ;
- La turbidité est mise en relation avec la disponibilité lumineuse et la possibilité de développement de production primaire (UKTAG, 2007).

Tableau 16 : Etat des lieux des démarches adoptées par les Etats Membres considérés pour la construction d'un indicateur DCE basé sur la **physico-chimie** pour les estuaires

Pays / zone	Chercheur(s) / contact(s)	Référence(s) principale(s)	Principe	Indicateurs / métriques	Seuils et références	Commentaires
Pays Basque	Borja, A.	Borja et al., 2004b ; Bald et al., 2005	Chaque paramètre à considérer constitue un indicateur au sens propre.	Turbidité (disque de Secchi) Saturation en oxygène (%) Nutriments (ammonium, nitrate et phosphate)	Sites virtuels définis à dire d'experts puis ACP incluant les sites réels et les sites virtuels (méthodologie de Bald et al.(1999 et 2001)) ; une référence par type, les types étant basés sur la salinité.	Salinité et température non incluses car leur variabilité ne sont pas directement reliées à des impacts anthropiques. La salinité est utilisée comme facteur discriminant pour délimiter des zones d'études (oligo- à euhaline)
Espagne (NW)		Pilar García et al., 2010	Méthode centrée sur les notions d'oxygénation des eaux et d'enrichissement en nutriments suite à des pressions anthropiques	Nutriments (en fonction des rejets anthropiques) Bilan d'oxygène	Seuils définis à partir de modèles de dilution et des percentiles disponibles pour mettre en avant les événements extrêmes (eutrophisation, hypoxie ...)	Les autres paramètres non pris en compte sont considérés comme affecté par des processus globaux (changement climatique) et non par des pressions anthropiques locales
Royaume-Uni	UKTAG	UKTAG, 2007 ; Turnpenny et al., 2004 ; Best et al., 2008	Analyse par rapport au risque d'eutrophisation du milieu	Nutriments Chlorophylle a Turbidité en lien avec la « disponibilité lumineuse »	Seuils reliés principalement à la biologie et à l'oxygène dissous et définis en prenant en compte les impacts sur la biologie et les Directives et normes en vigueur (eg. eaux de baignades, ...)	Salinité et température analysés par rapport aux préférences et tolérances des espèces piscicoles et par rapport à l'oxygène et sa solubilité dans l'eau
Portugal		Chainho et al., 2008	Le Portugal n'a pour le moment pas développé son propre indicateur physico-chimique			
France	Daniel, A.	Daniel et al., 2009	Méthode de calcul et de qualification pour le paramètre bilan d'oxygène au travers du percentile 10 des concentrations mesurées au fond de la colonne d'eau		Valeur seuil définie à partir d'une valeur de référence définie par un groupe d'experts	Méthode développée pour les eaux côtières et a priori extensible aux estuaires.
	Lepage, M.	Taverny et al., 2009	Définition de seuils en lien avec l'ichtyofaune Proposition d'un protocole d'échantillonnage	Concentration en oxygène Température de l'eau Salinité Turbidité	Seuils de qualité définis pour les 4 paramètres selon les exigences d'espèces caractéristiques sélectionnées (tolérance, optimum, mortalité, ...)	Seuils basés sur une bibliographie détaillée, jugés valables pour tout type de MET. Les seuils attribués à la turbidité pour les estuaires sont donnés à titre indicatif et doivent être testés (invalidité probable pour les estuaires très turbides.
	Barillé, A.L.	Bio-Littoral, 2007	Construction de fiches écologiques regroupant des informations sur la sensibilité et les tolérances des invertébrés benthiques vis-à-vis des conditions physico-chimiques et hydromorphologiques. Sélection des espèces étudiées en fonction de leur fréquentation de l'estuaire de la Loire (les espèces rares n'ont pas été considérées).			Travail en cours Ce même type de fiches est prévu pour l'ichtyofaune.

2.5.4. *Conclusions et perspectives*

La France a adopté une approche qui lui est propre pour la construction d'un indicateur estuarien basé sur des paramètres physico-chimiques généraux : la physico-chimie est considérée par rapport à la biologie uniquement et surtout il a été décidé qu'elle ne doit pas être « déclassante » (cf 2.5.2). Les travaux menés dans le cadre du projet BEEST permettront de proposer une stratégie de surveillance des paramètres physico-chimique en estuaire. Il n'a pas été identifié de question clef sur ce thème dans le cadre de cette synthèse.

2.6. Indicateurs basés sur des paramètres hydromorphologiques

2.6.1. Demande DCE (Directive 2000/60/CE, Annexe V)

Pour la classification de l'état écologique des eaux de transition, la DCE demande de prendre en compte les éléments suivants :

« Paramètres hydromorphologiques soutenant les paramètres biologiques :

Conditions morphologiques :

Variation de la profondeur

Quantité, structure et substrat du lit

Structure de la zone intertidale

Régime des marées :

Débit d'eau douce

Exposition aux vagues »

La définition des états écologiques « très bon », « bon » et « moyen » donnée par la DCE est présentée dans le Tableau 17.

Tableau 17 : Définitions normatives des états écologiques « très bon », « bon » et « moyen » pour les indicateurs basés sur les paramètres **hydromorphologiques** en eau de transition (Directive 2000/60/CE, Annexe V)

Élément	Très bon état	Bon état	État moyen
Régime des marées	Le débit d'eau douce correspond totalement ou presque totalement aux conditions non perturbées.	Conditions permettant d'atteindre les valeurs indiquées [précédemment] pour les éléments de qualité biologique.	Conditions permettant d'atteindre les valeurs indiquées [précédemment] pour les éléments de qualité biologique.
Conditions morphologiques	Les variations de profondeur, l'état du substrat ainsi que la structure et l'état des zones intertidales correspondent totalement ou presque totalement aux conditions non perturbées.	Conditions permettant d'atteindre les valeurs indiquées [précédemment] pour les éléments de qualité biologique.	Conditions permettant d'atteindre les valeurs indiquées [précédemment] pour les éléments de qualité biologique.

Pour le « bon état » et « l'état moyen » les paramètres hydromorphologiques sont considérés en rapport avec la biologie : ils doivent permettre aux éléments de qualité biologique d'atteindre les valeurs correspondant au bon état ou à l'état moyen respectivement.

2.6.2. Etat d'avancement en France et problèmes rencontrés (notamment pour les estuaires de Seine, Loire et Gironde)

Un travail de Robert Lafite (Lafite et al., 2004, 2005) sur les indices morphodynamiques / indices de qualité physique d'un estuaire a été réalisé dans le cadre du programme scientifique

Seine-Aval, phase 2 et 3. Ce travail a permis de dégager un certain nombre de métriques pertinentes pour évaluer l'état physique d'un estuaire. Cependant il ne fait pas de lien entre les paramètres hydromorphologiques identifiés et les éléments biologiques présents dans l'estuaire comme le demande la DCE.

Pour répondre à la demande DCE, un groupe de travail coordonné par Aldo Sottolichio a démarré en janvier 2009 dans le cadre du projet BEEST. Ces travaux ont abouti à :

- l'élaboration d'une synthèse sur les différentes démarches européennes liées à l'indicateur hydromorphologie (Foussard V., Sottolichio A., 2010). Par conséquent la présente synthèse aborde l'aspect hydromorphologie de manière superficielle.
- La définition d'indicateurs de qualité hydro-morpho-sédimentaire potentiels qu'il reste à présent à tester et valider sur les grands estuaires. Toute la démarche et les résultats sont synthétisés dans le rapport de Foussard V., Sottolichio A. (2011)

Par ailleurs, un autre groupe de travail national, coordonné pour la façade Atlantique-Manche-Mer du Nord par Charlotte Vinchon du BRGM (Bureau de Recherches Géologiques et Minières), a aussi été lancé en janvier 2009 afin de répondre aux exigences de la DCE, mais cette fois pour les eaux côtières et de transition dans leur ensemble. Ce groupe a pour objectifs :

- (1) d'identifier les paramètres hydro-morpho-sédimentaires (HMS) permettant de définir le très bon état morphologique des eaux côtières et de transition en lien avec les éléments de qualité biologique définis par la DCE ;
- (2) de définir les masses d'eau en très bon et en bon état hydromorphologique (Vinchon et al., 2009) et ;
- (3) de proposer des paramètres HMS de suivi de la morphologie pour les programmes de suivi des Agences de l'Eau (Thiébot et al., 2010).

Dans ce cadre, une analyse bibliographique de la méthode anglaise (TraC-MImAS – UKTAG, 2008a) a été effectuée (Vinchon et al., 2009). Cette analyse a abouti au choix d'une approche par les pressions anthropiques amenant à définir deux types de liens : (1) lien pressions anthropiques – paramètres HMS et (2) lien paramètres HMS – biologie.

La concordance des objectifs des groupes BEEST et BRGM a conduit à une collaboration entre les experts impliqués : le groupe BEEST a apporté sa contribution pour la caractérisation des liens entre l'évolution des paramètres HMS et chaque compartiment biologique (l'influence que l'un aura sur l'autre). En revanche, il n'intervient pas pour le lien entre pressions anthropiques et paramètres HMS où la méthodologie retenue requiert de fixer des seuils limites acceptables pour certaines pressions (exercice que les experts impliqués dans le groupe BEEST ne souhaitaient pas réaliser du fait du caractère évolutif des masses d'eau et plus particulièrement des estuaires).

2.6.3. Etat des lieux des démarches adoptées par les autres Etats Membres

La majorité des travaux européens traitant des paramètres hydromorphologiques estuariens en lien avec la DCE qui ont pu être relevés dans le cadre de la présente synthèse sont basés sur une approche par les pressions anthropiques : l'impact des pressions anthropiques sur l'hydromorphologie est décrit et parfois quantifié (Tableau 18).

Au Pays Basque, un autre travail basé sur une démarche de modélisation est en cours de démarrage. Il faudra contacter Angel Borja dans quelques mois pour plus d'information. Ce travail aborde lui aussi les paramètres hydromorphologiques par l'entrée « pressions anthropiques » (Angel Borja, com. pers.). Les bases de cette nouvelle approche sont posées dans deux autres publications : Borja et al. (2006) et Borja & Elliott (2007).

Au Royaume-Uni la démarche nationale est basée sur une approche par les pressions anthropiques (Department for Environment, Food and Rural Affairs – Defra, 2007 ; UK Technical Advisory Group, 2008a). Deux outils ont ainsi été développés :

Le TraC-MImAS (Transitional and Coastal Waters Morphological Impact Assessment System) qui est un outil permettant d'évaluer le risque écologique découlant de changements morphologiques.

Pour les apports d'eau douce en milieu estuarien (débit d'eau douce), un groupe de travail réunissant des ichtyologues, des benthologues et des spécialistes des macroalgues a tout d'abord déterminé des critères de sensibilité estuarienne aux variations de débit (à dire d'experts). Ensuite des normes (perte de débit au-delà de laquelle on change de statut écologique) ont été définies en fonction de la sensibilité du système telle que déterminée ci-avant et de l'état écologique supposé du système (UK Technical Advisory Group, 2008a, p. 52-59).

Une autre démarche traitant des paramètres hydromorphologiques a été construite par Aubry & Elliott (2005, 2006). Cette méthode testée en premier lieu sur l'estuaire de l'Humber (Angleterre) est une méthode plus réfléchie avec des indicateurs spécifiques intégrant aussi bien des informations sur l'hydromorphologie, la biologie et les usages (méthode détaillée et analysée de manière critique dans Foussard et al., 2011). Là encore, il s'agit d'une approche par les pressions anthropiques : ces deux auteurs ont développé des indicateurs de pressions pouvant affecter l'hydromorphologie des zones côtières et estuariennes. En Mer du Nord (Pays-Bas, Belgique, Royaume-Uni, Allemagne) le projet Harbasins (2008a et b) a repris la méthode de Aubry & Elliott (2005, 2006) basée en partie sur les pressions anthropiques.

Les néerlandais (Van Dam et al., 2009) ont par ailleurs lancé une étude qui vise la définition d'un programme de suivi pour mesurer des paramètres morphologiques de manière homogène sur toutes les masses d'eau côtières et de transition. Le lien entre la qualité hydromorphologique et la biologie n'a pas été prise en compte dans le choix des paramètres mais le « manuel hydromorphologie » est évolutif en fonction des résultats obtenus et des études faites en parallèle. Les paramètres choisis sont directement liés à la morphologie mais certains d'entre eux sont définis par des descripteurs se référant à des activités anthropiques (ex. occupation du sol des zones intertidales).

Les paramètres de Van Dam et al. ont été choisis selon les caractéristiques de 17 masses d'eau réparties sur 3 types de milieu : R-type (rivières et rivières tidales), M-type (lacs et canaux) et K&O-types (eaux côtières). Un groupe d'experts a sélectionné 9 paramètres potentiels de suivi associés pour le « R-type », selon leur pertinence pour qualifier le milieu et la disponibilité et la fiabilité des données disponibles. Par rapport aux mesures observées, des seuils de qualité ont été dérivés. Des classes d'état hydromorphologique ont donc été définies pour chaque paramètre cependant, une majorité des « bons états » sont établis comme étant « valeur proche de l'état naturel » non déterminé dans le document. Il est à noter que cette méthode correspond avant tout à un programme de suivi de la morphologie et non à la qualification du bon état selon la DCE.

Peu de travaux, en cours ou finalisé, n'ont pu être trouvés dans le cadre de la présente synthèse. Pour plus d'information, il est conseillé de se rapporter à la synthèse de Valérie Foussard (GIP Seine-Aval).

Tableau 18 : Etat des lieux des démarches adoptées par les Etats Membres considérés pour la construction d'un indicateur DCE basé sur des **paramètres hydromorphologiques** pour les estuaires

Pays / zone	Chercheur(s)/ contact(s) clef(s)	Référence(s) principale(s)	Principe	Indicateurs / paramètres	Commentaires
Pays Basque	Borja, A.	Borja et al., 2006	Détermination du risque de non atteinte du bon état écologique demandé par la DCE en tenant compte des pressions exercées sur le milieu. Méthode basée sur l'approche DPSIR - Driver Pressure State Impact Response : identification des pressions exercées et quantification de 4 niveaux de pression et impacts puis du risque de non atteinte à l'aide de seuils limites	Basé sur les pressions anthropiques 8 paramètres (liés aux pollutions, régime hydraulique, modifications morphologiques et biologie) choisis pour les estuaires basques : Pollution de l'eau (%) Sédiments pollués (%) Prélèvements en eau (104 m3 par jour) Sédiments dragués (104 m3 par an) Protection des berges (%) Perte de zones intertidales (%) Aménagements ponctuels (n) Espèces introduites (n)	La méthode décrite dans Borja et al. (2006) évalue le risque de non atteinte du bon état mais pas le bon état lui-même. Elle a été testée sur l'ensemble des estuaires basques espagnols et a été jugée efficace. Elle demande une grande quantité de données (réseau de suivi régulier depuis une dizaine d'années sur les estuaires basques) Elle est basée sur un système de notation défini sur avis d'experts Problème de redondance/amplification des pressions
Royaume-Uni	Elliott, M.	Aubry & Elliott, 2005, 2006	Méthode basée sur une comparaison à un état de référence jugé peu ou non perturbé + avis d'experts à l'aide de systèmes de notation d'intensité des pressions anthropiques et de pondération de chacune d'elles	Trois axes de travail : "Changements de l'hydromorphologie observés" - incluant 7 paramètres "Impacts liés aux usages de la ressource" - incluant 16 paramètres "Qualité environnementale et sa perception" - incluant 10 paramètres	Méthodologie en phase de test mise au point selon les caractéristiques de l'estuaire de l'Humber. Elle a été appliquée sans adaptation aux estuaires de l'Ems (Pays-Bas) et de l'Escaut (Belgique) donnant des résultats parfois non conforme à la réalité (notamment sur l'Ems). Système de notation à dire d'experts pouvant entraîner une subjectivité non négligeable (ex. l'intensité des pressions est définie selon la perception des experts qui peut varier si on considère les impacts locaux ou à l'échelle de la masse d'eau - variabilité visible en comparant les notes attribuées). Problème de redondance/amplifications des pressions
		UKTAG, 2008a	TrAC-MmAS : outil d'évaluation de l'impact d'un aménagement sur le milieu estuarien selon un principe de capacité du milieu à supporter des pressions anthropiques. Outil complété par deux outils détaillés d'évaluation du risque de dégradation de la morphologie (RBC2) et d'évaluation des apports en eau douce.	Centré sur 15 pressions anthropiques (dragage, épi, ...) Divisé en modules type sensibilité écologique du milieu, étendue de la zone d'impact, ... Les pondérations sont modulées en fonction du type de milieu (estuaire, masse d'eau côtière) et en fonction de l'habitat (zone intertidale, profonde, ...)	Cette méthode est un "outil de gestionnaire" automatisé créé essentiellement à dire d'experts avec système de notation et pondération. Elle comprend par conséquent un biais potentiel lié à la subjectivité. La cohérence des résultats est toutefois vérifiée selon les connaissances terrains et selon les résultats obtenus via d'autres outils. TrAC-MmAS est assimilé à une étude d'impact plutôt qu'à une méthode de définition du bon état telle que demandée par la DCE.
Pays-Bas	Van Dam O.	Van Dam et al., 2009	Outil développé en tant que programme de suivi pour les masses d'eau de transition et côtières (étude réalisée sur 17 masses d'eau) Valeurs des paramètres comparées à un état de référence (généralement déterminé à l'aide de données anciennes ou avis d'experts).	9 paramètres (provisoire) en lien avec : - Régime tidal : Amplitude la marée, salinité, « classes de vagues », direction et vitesse des courants dominants - Morphologie : distribution des profondeurs en eau, composition du substrats (naturels /artificiels et distribution granulométrique), type de berge, type de Zone Intertidale, occupation du sol des ZI,	Les documents explicitant cette approche sont principalement en néerlandais. La méthode est en perpétuelle actualisation en fonction des méthodologies testées et des études faites en parallèle. Une mise à jour est prévue courant 2010.
France	Sottolichio, A.	Foussard & Sottolichio, 2010, 2011	Définition d'indicateurs morphologiques pertinents caractérisant le bon état physique de trois grands estuaires (Seine, Loire, Gironde) en lien avec la biologie. Caractérisation de paramètres pertinents représentatifs du bon fonctionnement des masses d'eau. Qualification et quantification de l'influence de ces paramètres sur la biologie.	Indicateurs potentiels retenus : - Etendue des zones halines - Surface des zones intertidales et continuité longitudinale - Connectivité, gradients de vitesse sur l'axe de l'estuaire - Turbidité (et état d'oxygénation) - Faciès sédimentaires - Durée des étiages/crues	- Etude en réponse à la DCE mais le groupe se laisse la possibilité d'étendre l'analyse à des éléments non pris en compte dans la DCE. - Méthode basée sur les liens biologie/hydromorphologie sans considérer les pressions anthropiques comme indicateurs en tant que tel (cf méthode du BRGM) Les indicateurs retenus sont à tester, à valider et à hiérarchiser pour limiter les interdépendances. Certains d'entre eux sont classés dans la physico-chimie par la DCE mais sont (indirectement) liés à la morphologie.
	Vinchon, C. et Thiébot J. (BRGM)	Vinchon & Delattre, 2009 Thiébot & Vinchon, 2010	Caractérisation d'indicateurs physiques pour qualifier l'état hydromorphologique des masses d'eau côtières et de transition (groupe de travail national pour répondre aux demandes de la DCE) en lien avec les éléments de qualité biologique définis par la DCE	Méthode axée sur les pressions anthropiques (dragage, digues, ...) pour qualifier et quantifier deux types de liens : (1) lien pressions anthropiques - hydromorphologie (2) lien hydromorphologie - biologie	Travail en cours. La première phase est de définir quelles sont les masses d'eau côtières et de transition en très bon état écologique. A terme, l'objectif est de définir des paramètres hydromorphosédimentaires de suivi de la morphologie afin de maintenir le très bon et le bon état hydromorphologique.

2.6.4. *Conclusions et perspectives*

Il semble que peu de travaux aient été menés en Europe sur le thème des indicateurs hydromorphologiques DCE estuariens et surtout qu'aucune démarche n'aborde les paramètres hydromorphologiques en lien avec la biologie comme le demande la DCE (mis à part le travail en cours dans le cadre du projet BEEST).

Une étude bibliographique sur les liens entre paramètres hydromorphologiques et paramètres biologiques du type de celle réalisée par Bio-Littoral (2007) – cf. 2.5.2 – pour les macroinvertébrés benthiques, pourrait fournir des bases pour la création d'indicateurs hydromorphologiques et notamment pour déterminer des seuils pertinents en lien avec la biologie.

Le chapitre 2 du rapport Harbasins (Harbasins, 2008a) fournit également un grand nombre de données sur les facteurs hydromorphologiques clefs influant sur les paramètres biologiques.

3. Discussion et perspectives

A la lumière des informations récoltées et présentées précédemment, plusieurs points de discussion peuvent être relevés. Des perspectives de travail à venir peuvent aussi être dégagées.

3.1. La prise en compte de la salinité et le découpage en MET des estuaires

La très grande majorité des démarches, tous indicateurs confondus, est basée sur un raisonnement par classe de salinité. Les classes de salinité communément utilisées sont liées à la classification de Venise (Anonyme, 1959) souvent simplifiée en quatre classes : eaux polyhalines (>18), mésahalines (5-18), oligohalines (0,5-5) et eaux douces ($< 0,5$).

La salinité est un des facteurs structurants majeurs des communautés estuariennes et il a été montré qu'elle explique une très grande part de variabilité dans les systèmes estuariens. D'autre part, même si elle peut-être impactée par l'homme, la salinité dans un estuaire et sa variabilité sont en grande partie naturelles et peuvent souvent être considérées comme des paramètres intrinsèques au système. D'ailleurs la salinité entre en compte dans les critères préconisés par la DCE pour la caractérisation des eaux de surface (Directive 2000/60/CE, Annexe II).

En France, le découpage en masses d'eau des estuaires a parfois été réalisé en prenant en compte la salinité (ex. en Seine et en Gironde) souvent en raison d'enjeu de gestion locale, mais ceci n'a pas toujours été le cas : par exemple en estuaire de Loire une seule MET a été définie pour toute la zone estuarienne, depuis la limite de marée dynamique (eau douce) jusqu'aux eaux côtière salines. L'hétérogénéité engendrée par ces découpages complique l'application des différents indicateurs à l'échelle de la masse d'eau (parfois un estuaire entier, parfois une partie d'estuaire).

En considérant les zones halines lors de la construction des indicateurs, cela permettrait de s'affranchir des limites de MET (excepté les limites amont et aval définissant la zone d'eau de transition) pour ensuite revenir à l'échelle de la MET lors du diagnostic final. Ceci n'exclut pas la possibilité de pouvoir raisonner à l'échelle de l'estuaire dans son ensemble si cela est jugé plus pertinent.

Un autre point découlant de ce découpage en masses d'eau est que deux des grands estuaires français étudiés ici, la Seine et la Gironde, présentent au final des MET qui sont entièrement constituées d'eau douce. Si dans une masse d'eau représentant un estuaire entier, il n'est pas obligatoire de fournir une évaluation pour chaque partie de l'estuaire, l'évaluation doit tout de même correspondre à la masse d'eau concernée lorsqu'il n'y a qu'une seule classe de salinité. Ceci implique qu'il faut disposer d'indicateurs pour évaluer l'état écologique de chaque zone haline lorsque des estuaires ont été découpés en plusieurs biefs. Or il est ressorti de cette synthèse que les indicateurs utilisés en zones salines sont inadaptés pour évaluer l'état écologique des zones fluviales tidales. D'autre part la construction d'indicateurs spécifiques à ces zones pose certains problèmes en raison de la méconnaissance générale de ces secteurs des estuaires (Meire et al., 2005). Peu de pays s'y sont spécifiquement intéressés, soit parce que dans leurs estuaires les zones amont d'eau douce représentent des surfaces trop petites (ex. Pays Basque), soit parce qu'ils ont choisi d'étudier ces zones comme des rivières (ex. Pays-Bas), soit enfin parce qu'ils n'ont pas encore pu travailler sur cette question par manque de données (ex. Royaume-Uni). Au final, seules la Belgique, la France et l'Allemagne semblent travailler sur la définition d'indicateurs spécifiques pour les zones fluviales tidales situées dans la partie amont des estuaires.

En France, il est à noter qu'à ce jour les équipes de recherche travaillant sur les eaux douces ont été peu sollicitées sur cette question et elles ont déjà beaucoup à faire sur les rivières et

grands fleuves où la marée ne se fait pas sentir. Elles ont pourtant développé un certain nombre d'outils pour les rivières qui pourraient éventuellement être adaptés aux zones fluviales tidales amont des estuaires. Généralement le principal obstacle à cette adaptation est la nécessité d'adapter le protocole de récolte des données en petits cours d'eau à des cours d'eau de type fluvial. Des travaux sont en cours dans ce sens (ex. IBGA adapté au grands cours d'eau).

Pour avoir des informations sur les travaux réalisés en cours d'eau à l'échelle européenne dans le cadre de la DCE, il peut être intéressant d'aller consulter le moteur de recherche créé par Birk et al. (cf. Annexe 2) à l'adresse Internet suivante : <http://starwp3.eu-star.at>.

3.2. L'échantillonnage : un aspect fondamental de la création d'indicateurs DCE estuariens

Comme cela a été mentionné à maintes reprises dans cette synthèse, les estuaires sont des milieux qui présentent naturellement une très forte variabilité spatiale et temporelle. Il faut pouvoir prendre en compte cette variabilité, faute de quoi les différences observées entre prélèvements, stations ou estuaires ne sont pas interprétables car alors leur origine anthropique ou naturelle ne peut pas être déterminée.

Il existe deux méthodes principales pour prendre en compte la variabilité naturelle intrinsèque aux estuaires :

1/ Définir des indicateurs qui n'y sont pas ou peu sensibles. On peut relever ici l'approche des anglais qui, pour s'affranchir de ces questions de protocole, ont créé un indicateur macroalgues original (Wilkinson et al., 2007 ; voir 2.2.3).

Ou :

2/ Définir un protocole de récolte des données qui soit standardisé et suffisant (Ferreira, 2000 ; De Jonge et al., 2006) pour tester l'effet de la variabilité résiduelle sur les métriques considérées. La question de l'échantillonnage est donc fondamentale pour la création d'indicateurs DCE estuariens. Elle est d'ailleurs mise en avant dans tous les indicateurs considérés. Pourtant peu de pays semblent avoir testé l'effet de l'échantillonnage et de la variabilité naturelle (spatiale et temporelle) sur les métriques et/ou les indicateurs qu'ils utilisent : il ressort de cette synthèse que seules la France et la Belgique ont pour le moment réalisé des travaux en ce sens.

3.3. Les indicateurs multimétriques : quelques aspects de leur processus de construction

Cette synthèse montre que la très grande majorité des indicateurs DCE estuariens créés dans les Etats Membres sont des indicateurs dits multimétriques : il s'agit en effet d'indicateurs composites qui ont pour avantage d'intégrer plusieurs facettes en lien avec le peuplement. Ceci est tout particulièrement vrai pour les indicateurs basés sur l'ichtyofaune et la macrofaune invertébrée benthique (Tableau 12 et Tableau 14).

Dans le cadre du projet européen WISER, des documents accessibles à l'adresse internet <http://www.wiser.eu/programme-and-results/deliverables/> ont été édités afin de proposer des pistes pour le développement d'indicateurs en se basant sur l'analyse des méthodes européennes d'ores et déjà mises au point et incluses dans le programme d'intercalibration. Un premier document destiné prioritairement aux scientifiques impliqués dans WISER constituent une sorte de guide donnant les étapes de développement d'un indicateur DCE-compatible en vue d'une intercalibration européenne (University of Duisburg-Essen et al., 2010 avec une annexe corrective). Ce document ne décrit pas une méthode « clé en main » mais il informe sur certains aspects à ne pas négliger dès les prémices de la construction d'un indicateur.

Un second document plus technique décrit la démarche à suivre pour développer un indice multimétrique en se basant sur l'expérience des différents Etats membres ayant développés un indice de ce type pour l'ichtyofaune (faisant l'objet d'une intercalibration). Ce document relate les avantages et difficultés liés à cette approche ainsi que les phases de construction d'un indice multimétrique : analyse des pressions anthropiques impactant le milieu, sélection d'un protocole d'échantillonnage, sélection des métriques, scoring, définition des limites de classes de qualité, évaluation du milieu et évaluation des incertitudes et enfin validation de l'outil (Hering et al., 2006).

Néanmoins la construction de ce type d'indicateurs pose un certain nombre de questions.

3.3.1. Comment sélectionner les métriques qui composent l'indicateur multimétrique ?

Un indicateur multimétrique est généralement plus performant pour définir la qualité des habitats et des peuplements qu'un indicateur basé sur une seule métrique. Ceci est vrai à condition que cet indice soit composé d'un ensemble de métriques cohérentes et complémentaires répondant à une dégradation des conditions du milieu mais non ou peu sensibles aux variations naturelles de ce milieu ou du moins dont on peut évaluer la part du naturelle et la part due aux pressions anthropiques (Perez-Dominguez et al., 2010, Hering et al., 2006).

Sensibilité des métriques aux pressions anthropiques

La plupart des auteurs ont sélectionné les métriques qui composent leur indicateur de manière intuitive, logique mais néanmoins empirique : les métriques sélectionnées sont supposées, sur la base de dires d'experts ou de la bibliographie, être sensibles et donc répondre à des pressions anthropiques (ex. Coates et al., 2007, Harrison & Whitfield, 2004). Néanmoins ce postulat devrait être systématiquement vérifié car parfois les métriques qui réagissent le plus ne sont pas celles que nous aurions sélectionnées de façon intuitive !

Cette sensibilité peut être testées par des analyses de la variance, analyses discriminantes ou autres approches statistiques à partir du moment où les données sont suffisantes. Ce type d'analyse permet également de voir les corrélations entre les métriques et de détecter les métriques redondantes et celles sujettes à de grandes incertitudes. Elle ne supprime pas l'analyse par les experts qui parfois aboutie à la conservation de métriques exclues par les analyses statistiques les plus discriminantes (Perez-Dominguez et al., 2010) ; une métrique biologique peut avoir un véritable sens écologique facilement interprétable avec une significativité moindre par rapport à un jeu de données. Dans bien des cas, nous ne possédons pas de jeu de données très complet qui intégrerait l'ensemble des possibles. Il faut donc garder un libre arbitre et juger de la pertinence des métriques à conserver.

Seuls quelques pays ont pour le moment cherché à tester la sensibilité aux pressions anthropiques des métriques composant leur indicateur, parmi lesquels la France (Girardin et al., 2009a ; Courrat et al., 2009) et la Belgique (TMAP ad hoc working group fish, 2006 ; Jan Breine, com. pers.). Il est ressorti de ces études que toutes les métriques supposées sensibles aux pressions anthropiques ne discriminent pas nécessairement entre des sites non impactés et des sites impactés (Quataert et al, 2007). Ce type de test a également été réalisé pour les indicateurs DCE des cours d'eau tels que l'IBGM, l'IOBS et l'IBGA (Grac et al., 2007). On remarquera qu'il semble souvent plus opportun de réaliser ces tests par type d'habitat. A titre d'exemple pour l'indicateur poisson les métriques basées sur les juvéniles marins sont très

pertinentes et sensibles aux pressions anthropiques en aval des estuaires, mais elles ne le sont plus du tout dans les parties fluviales tidales (amont) (Breine et al., 2010).

Redondance entre métriques

D'autre part il est également nécessaire de tester et prendre en compte les redondances éventuelles entre les différentes métriques pour éviter de donner involontairement plus de poids à certaines qu'à d'autres (Aubry & Elliott, 2006). Ceci peut se faire simplement en testant la corrélation entre les métriques et en ne conservant qu'une seule métrique par pool de métriques fortement corrélées entre elles (Perez-Dominguez et al., 2010). Ce travail a par exemple été réalisé par Henriques et al. (2008) et Girardin et al. (2009)a.

3.3.2. Comment assembler les différentes métriques entre elles lors de la constitution de l'indicateur final ? Opacité potentielle des indicateurs multimétriques

L'assemblage final des métriques semble toujours discutable et le choix de la méthode adoptée est rarement justifié. Les méthodes d'agrégation les plus utilisées sont la somme, la moyenne ou la pondération des métriques (Perez-Dominguez et al., 2010). Comme relevé par Brind'Amour & Lobry (soumis à Aquatic Living Resources) sur l'exemple des indicateurs poissons, le choix du mode d'assemblage fait toujours appel à des avis d'experts, de manière implicite au moins.

L'Annexe 1 présente quelques unes des méthodes de combinaison de métriques choisies pour les indicateurs poissons dans les pays étudiés : ces méthodes diffèrent grandement d'un indicateur à l'autre et sont basées sur des hypothèses qui ne sont pas toujours clairement explicitées. Néanmoins l'impact du mode de combinaison des métriques sur les valeurs finales de l'indicateur a rarement été testé.

Ainsi, il peut exister une certaine opacité dans les valeurs prises par un indicateur multimétrique en lien avec les méthodes de pondération qui font souvent intervenir le dire d'experts ou plus simplement par une certaine forme de lissage des résultats obtenus pour chaque métrique prise individuellement. Il peut alors être difficile d'identifier les processus sous-jacents lorsque l'on observe une variation de score global de l'indicateur multimétrique (Alberto Basset, University of Lecce, Italie, com. pers.) ; et inversement, considérer les métriques individuellement pourrait faciliter la compréhension des processus en cours.

Enfin, quelques articles donnant des clés pour la construction d'indicateurs multimétriques existent (Hering et al., 2006 ; Whittier et al., 2007 ; Stoddard et al., 2008 ; Perez-Dominguez et al., 2010) et il semble nécessaire de s'en inspirer pour éviter certains écueils.

3.4. Vers une plus grande utilisation d'indicateurs fonctionnels

Les estuaires apparaissent comme des milieux naturellement stressés : stress physiologique (par les fortes variations de salinité, d'oxygène dissous et de température) et stress physique (par les mouvements de l'eau, marnage et la turbidité) se combinent de telle sorte que les caractéristiques naturelles de ces milieux sont proches de celles d'un milieu soumis à de fortes pressions anthropiques (Meire et al., 2005 ; Elliott & Quintino, 2007). Les estuaires présentent généralement des richesses spécifiques inférieures à celles des milieux d'eau douce en amont et des milieux marins en aval. Par contre les abondances et les biomasses des organismes présents y sont généralement très élevées (Meire et al., 2005). Afin de pouvoir faire la distinction entre stress naturel et stress anthropique, et ainsi évaluer l'état écologique des estuaires *via* l'utilisation d'indicateurs comme le demande la DCE, certains auteurs

préconisent d'adopter des approches fonctionnelles plutôt que structurelles (Elliott & Quintino, 2007 ; Perez-Dominguez et al., 2010).

Cette synthèse montre qu'en ce qui concerne l'indicateur poisson, élément biologique placé en haut de la chaîne alimentaire dans les écosystèmes estuariens, tous les pays étudiés ont utilisé des guildes écologiques qui permettent de rendre compte du fonctionnement de l'écosystème. Par contre, en ce qui concerne les autres indicateurs, on peut constater que peu de métriques faisant état du « bon » fonctionnement de l'estuaire ont été utilisées.

3.5. En France : vers des comparaisons inter-estuariennes pour établir les états de références ? Notion de typologie estuarienne

Par rapport à la plupart des autres Etats Membres, la France a la particularité de présenter une grande variété de MET estuariennes, et ce sur une large gamme de latitudes. La France est ainsi, avec le Royaume-Uni, le seul pays de l'écorégion Atlantique Nord-Est (au sens DCE) à avoir cherché à définir des indicateurs estuariens DCE valables sur une si large gamme d'estuaires. Ceci est un point fort de la démarche française qui mérite d'être relevé.

L'une des difficultés qui découle de ce travail à grande échelle est qu'il est difficile de baser les indicateurs français sur des métriques taxonomiques (du fait de la répartition géographique des espèces). D'autre part, la création de protocoles de récolte des données standardisés à l'échelle nationale peut se révéler ardue. Le protocole pour la récolte des données poisson DCE, décrit dans Lepage, Girardin & Bouju (2008), est un bon exemple de protocole standardisé à l'échelle nationale.

3.6. Perspectives : vers une évaluation de l'incertitude liée aux indicateurs

La DCE demande aux Etats Membres d'évaluer la fiabilité de leurs indicateurs et des classements au travers de calculs sur la précision et les intervalles de confiance de chaque évaluation. Cet exercice permet à différents niveaux de l'évaluation : de privilégier les métriques les plus fiables, d'évaluer la robustesse de l'indice dans sa globalité et en dernier lieu, d'aider les gestionnaires dans la mise en place de programmes de mesure en fonction de la probabilité qu'une masse d'eau soit classée ou pas en bon état.

Ces aspects ont pour le moment été peu abordés en eaux de transition (Figure 2). Sur la totalité des indicateurs répertoriés dans cette présente synthèse, seul 24 % d'entre eux sont accompagnés de calculs d'incertitudes. Il est néanmoins important de noter que parmi les indicateurs étudiés, un certain nombre d'indices n'ont pas été développés dans le cadre de la DCE, donc sans obligation d'étude sur les incertitudes.

Mis à part les Pays-Bas, la majorité des Etats Membres sont confrontés aux difficultés liées à la quantification des incertitudes (Figure 3). Ce type de calcul pour les outils de bio-évaluation reste un exercice relativement récent auquel se prête difficilement les scientifiques en raison entre autres, d'un manque de compétences et/ou de connaissances statistiques. Dans certains cas, ceci nécessite de faire appel à des biostatisticiens pour appliquer les méthodes statistiques adéquates et obtenir des calculs fiables pouvant être interprétés.

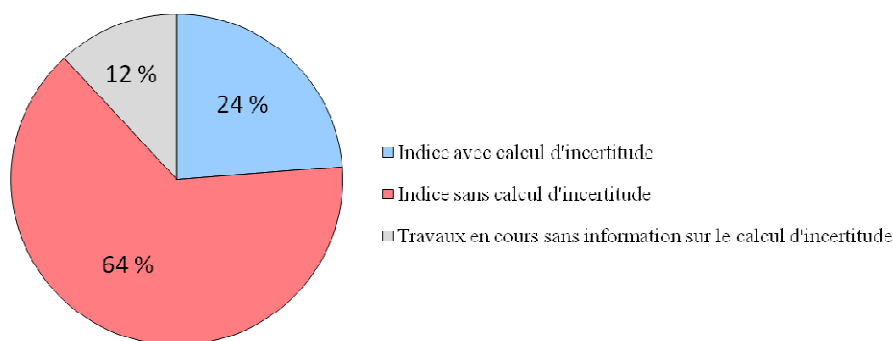


Figure 2 : Proportion des indicateurs de qualité possédant un calcul d'incertitudes (sources des données : WISER et publications diverses citées dans cette synthèse)

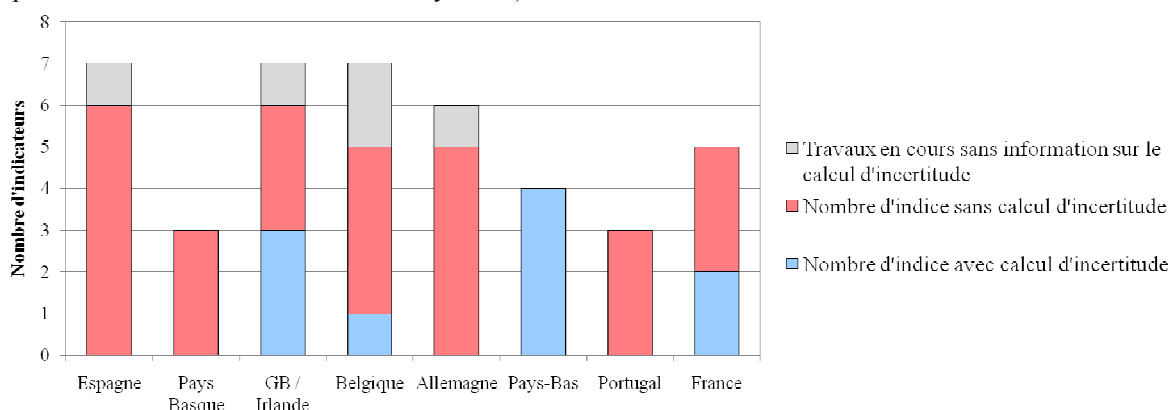


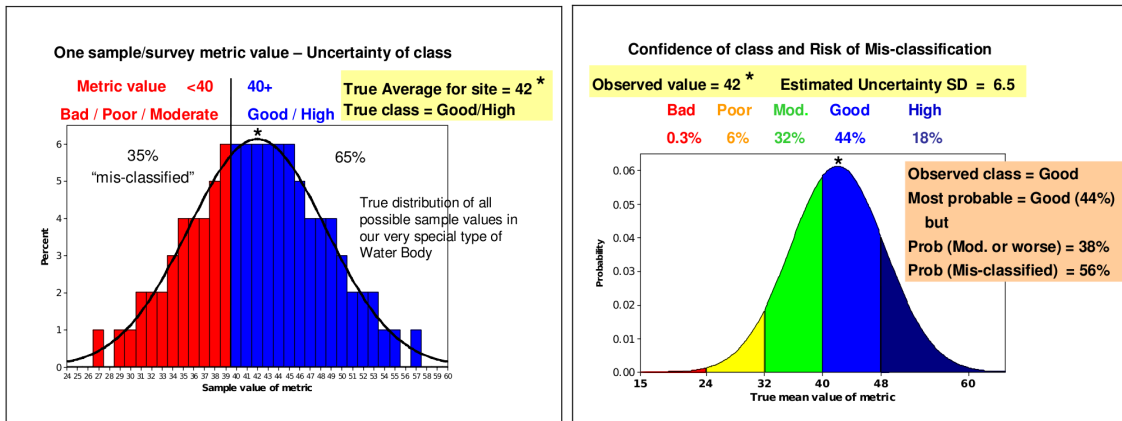
Figure 3 : Proportion des indicateurs de qualité possédant un calcul d'incertitudes par pays européen (sources des données : WISER et publications diverses citées dans cette synthèse)

Les incertitudes qui ont pu être évaluées jusqu'à présent, l'ont été à différents niveaux sur la base d'analyses statistiques : sur la représentativité de l'échantillonnage, sur les scores des métriques et/ou sur les classes d'appartenance.

Dans la littérature, peu d'informations sont données sur les méthodes employées pour calculer ces incertitudes et impliquent de contacter les chercheurs associés à la construction de l'indice. Néanmoins, d'après le rapport édité dans le cadre de WISER (Perez-Dominguez et al., 2010), certains déterminent le taux de classement erroné par comparaison à des pré-classifications à dire d'experts (estimation du pourcentage d'accord entre les résultats de l'indicateur et les dires d'experts sur les mêmes masses d'eau). Un calcul d'incertitude sur le diagnostic par une approche bayésienne est actuellement en cours sur l'indicateur poisson en France. Cette approche consiste à établir les probabilités d'appartenance à une classe de qualité en fonction de la note obtenue et du niveau de pressions subis par la masse d'eau.

Pour leurs indicateurs multimétriques, le Royaume-Uni, la Belgique et les Pays-Bas ont mesuré la variabilité des scores de chaque métrique en rapport avec l'échantillonnage. Pour cela, des écarts types ont été définis afin de prendre en compte les variations des scores obtenus liés aux variations spatio-temporelles des échantillons. En France, pour l'indicateur basé sur l'ichtyofaune, un protocole standardisé a été mis en place et testé afin de calculer l'effort de pêche minimum à réaliser pour obtenir des données représentatives de la masse d'eau et ainsi limiter l'influence de ces variations sur les résultats.

La figure 4 illustre un exemple de résultat obtenu sur le calcul d'incertitude sur la probabilité d'appartenance à une classe de qualité (basé sur un cas fictif) (CEH et al., 2009).



True Average for site : valeur moyenne par site la plus rencontrée ; Observed value : valeur de la métrique calculée ou mesurée ; SD : standard deviation

Figure 4 : Exemples de distribution de résultats influençant le classement final (un centré sur la limite Bon état/état moyen à gauche et le second sur l'ensemble des classes de qualité à droite) sur la base de cas fictifs (CEH et al., 2009)

Pour limiter les incertitudes sur les résultats, la première étape est de vérifier la représentativité de l'échantillonnage. Il est nécessaire d'avoir une quantité suffisante de données pour réduire les écart-types et le risque de mauvais classement (Figure 5).

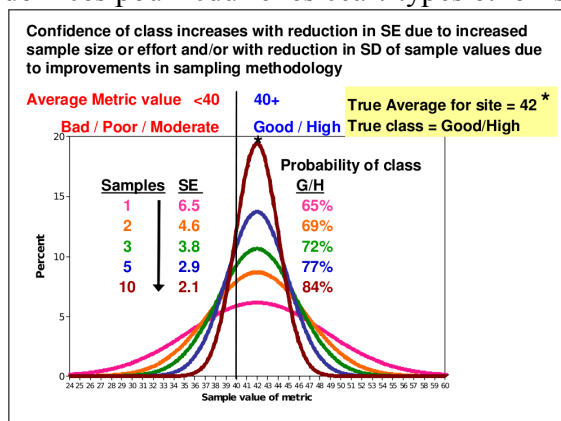


Figure 5 : Influence du nombre d'échantillons sur l'écart type lors d'une évaluation de la qualité et sur l'intervalle de confiance du classement (CEH et al., 2009)

Les sources d'incertitudes ne se limitent évidemment pas au nombre d'échantillons. On les retrouve à différents niveaux de l'évaluation (CEH et al., 2009 ; colloque WISER, Majorque, 9-13 mars 2009) :

- (1) au niveau des observations faites sur le terrain et leur traitement liées :
 - aux variations naturelles : spatiales (eg. dans une même masse d'eau) et temporelles (saisonniers, inter-annuelles, ...) selon l'élément de qualité considéré ;
 - à l'échantillonnage (type d'engin, stratégie d'échantillonnage, effet « opérateur ») ;
 - à des erreurs de traitement des échantillons (identification des espèces, quantification, saisie...)
 - à la différenciation entre stress naturels et effets d'une pollution ou d'une pression (point de l'évaluation difficile à mettre en œuvre dans certains cas dont celui des estuaires macrotidaux) ;
- (2) dans l'établissement des conditions de référence :
 - connaissances insuffisantes ou inadéquates des conditions de référence : par absence de sites non perturbés ou d'informations qui y sont relatives, effet du changement global par

rapport aux données historiques, erreurs possibles lors de l'utilisation de la modélisation pour déterminer les conditions de référence ;

- si quelques sites de référence existent : nombre de sites souvent insuffisant pour réduire les incertitudes lié à l'échantillonnage et à la détermination des conditions de référence ;
- incohérences possibles des données/conditions de référence : données issues de différentes méthodes d'échantillonnage ou d'analyse ;

(3) au niveau de l'évaluation de la qualité liées :

- au choix des métriques ;
- au calcul des métriques à partir des données disponibles ;
- à la méthode de combinaison des métriques (cf. 3.3.2) ;
- à la définition des EQR (intervalles homogènes de 0.2 par classe ou hétérogènes) ;
- au choix de la méthode pour comparer la valeur observée avec les conditions de référence (eg. EQR = valeurs observées / conditions de réf. ou probabilité que la valeur observée soit proche de la référence, ...) ;
- au choix des limites de classes de qualité auxquelles seront associées les EQR ;

Les perspectives de recherche en cours semblent s'orienter vers des études de fiabilité des indicateurs DCE. Plusieurs personnes travaillent sur cette thématique, comme par exemple Dominique Soudant (Ifremer), Ralf Clarke (Univ. Bournemouth), Iwan Jones (NERC), Jacob Carstensen (Aarhus University), Jannicke Moe et Thronnd Haugen (NIVA). Le projet européen WISER (www.wiser.eu) qui a débuté en 2009 aborde aussi cette thématique de recherche.

3.7. Principe du « one out, all out » : évaluation parfois pessimiste de l'état écologique des eaux de transition

Le principe du « one out, all out » est la règle d'agrégation imposée par l'union européenne pour la détermination de l'état écologique des masses d'eau.. Ce dernier consiste à attribuer à une masse d'eau la note la plus mauvaise parmi les différents éléments de qualité biologique participant à l'évaluation. Ainsi, pour tous les éléments considérés, si un seul d'entre eux est qualifié en « état moyen » et que les autres sont classés en « bon ou très bon état », la masse d'eau sera systématiquement déclassée en « état moyen ».

Borja et al. (2010) ont comparé les classements obtenus en utilisant les mêmes indicateurs, les mêmes procédures sur l'ensemble des masses d'eau testées au Pays Basque mais en appliquant deux méthodes de classement différentes pour la définition de l'état écologique final : la méthode du « one out, all out » et des méthodes plus intégratives associées aux outils d'évaluation. Leurs conclusions indiquent que dans le cas des masses d'eau de transition, le principe du « one out, all out » dégrade systématiquement la qualité définie pour chaque masse d'eau, sans justification que le fait qu'un élément de qualité biologique n'apparaisse pas dans un bon état. Les analyses effectuées sur chaque année avec des données de 1995 à 2008 montrent que l'application du principe du « one out, all out » permet de classer moins de 10 % des masses d'eau en « bon état » contre environ 30 % avec des méthodes intégratives. Ces incohérences peuvent être dans certains cas, contrastées par la fiabilité des méthodes parfois faible ou modérée (58 % des résultats contradictoires contre 32 % en écartant les méthodes jugées peu fiables). Néanmoins, l'application de ce principe « One out all out » peut engendrer des sous-évaluations de l'état écologique plus ou moins fortes constatées par les experts selon le nombre de métriques composant l'outil d'évaluation et la précision de la méthode. Ceci est d'autant plus gênant si la valeur de l'élément le moins favorable est proche de la limite supérieure d'une classe et cela en considérant les éventuelles marges d'erreurs liées aux différentes incertitudes citées dans le paragraphe 3.6. Etant donné que ce principe est imposé par la DCE pour le classement final et que chaque élément de qualité (phytoplancton, poisson, etc...) est évalué indépendamment des autres, il est donc important d'obtenir des évaluations

fiables avec des niveaux de confiance élevés pour limiter le risque de mauvais classement d'une masse d'eau (Borja et al., 2010).

Il faut garder à l'esprit que des sous-évaluations impliquent la mise en place de programmes de mesure différents pour atteindre le bon état qui pourraient être disproportionnés par rapport aux besoins réels.

Conclusion

Tout d'abord il est important de rappeler que les travaux sur les indicateurs estuariens DCE sont récents et encore en cours de développement ou en phase de test. Cette synthèse en présente un état des lieux au début de l'année 2009 mis à jour fin 2010 ; elle n'est donc pas exhaustive et ne tient pas compte des derniers développements de 2011.

Le présent travail a permis de mettre en avant les points suivants :

- Pour les zones d'eau douce situées dans la partie amont des masses d'eau de transition estuariennes (zones dites « fluviales tidales »), peu d'indicateurs existent. Seules la Belgique, l'Allemagne et la France semblent pour le moment avoir travaillé sur cette thématique pour l'élément poisson et partiellement pour les macroinvertébrés benthiques.
- Dans les pays de l'écorégion Atlantique Nord-Est (telle que définie par l'Union Européenne, dans les groupes d'intercalibration notamment – Anonyme, 2007b), aucun indicateur DCE estuarien ne semble véritablement finalisé à ce jour : tous sont en cours de développement ou du moins reste en évolution. Toutefois, il existe des indicateurs nationalement validés et stabilisés pour lesquels les équipes de recherche continuent à apporter des améliorations. Certains pays semblent plus avancés que d'autres dans la construction de leurs indicateurs, comme par exemple la Belgique, ou la Région autonome Basque.
- Les indicateurs n'ont pas tous, à ce jour, fait l'objet de publication les présentant dans leur version définitive, qu'il s'agisse de publication scientifique ou de publication sous forme de rapport dans la langue nationale. Ainsi, pour avoir accès au détail d'une grande partie des travaux en cours, il faut directement en contacter les auteurs. Le questionnaire WISER qui a été rempli pour chaque indicateur développé a parfois été renseigné très succinctement mais aussi parfois avec force détail. Il n'a clairement pas été possible d'avoir un état de l'art précis à partir du dépouillement de ces questionnaires.

Cette synthèse a aussi permis de mettre en avant l'existence de problématiques communes aux différents indicateurs DCE estuariens étudiés :

- Difficultés liées à la représentativité de l'échantillonnage et, plus généralement, à la construction d'indicateurs devant fournir une évaluation dans des milieux naturellement très variables pouvant être interprété comme des stress..
- Détermination d'un ou plusieurs états de référence en l'absence de données historiques ou d'estuaire pouvant jouer ce rôle de référence.
- Choix de la ou des métriques pour composer indicateur multimétrique, les règles d'agrégation des métriques, l'évaluation et la quantification de la fiabilité de l'indicateur.

Ainsi cette synthèse argue en faveur de plus d'interdisciplinarité entre les équipes impliquées dans la construction d'indicateurs DCE estuariens et plus largement dans la construction des différents indicateurs DCE quelque soit le milieu (rivière, lac, estuaire, zone côtière). En effet, il semble par exemple que les équipes ayant travaillé sur les cours d'eau ont développé des méthodes pour quantifier les incertitudes d'un indicateur (demandée par la DCE). Il serait bon que les différentes équipes puissent partager ces outils.

Enfin, il est à noter que d'autres indicateurs, non mentionnés par la DCE et donc non étudiés dans le cadre de la présente synthèse, pourraient également se révéler pertinents pour évaluer l'état écologique des masses d'eau de transition estuariennes. C'est par exemple le cas d'indicateurs basés sur le zooplancton (Souissi S., Devreker D., 2010) et le microphytobenthos (Lerouxel et al., 2010) qui pourraient apporter une information importante en particulier pour les estuaires turbides. Ces éléments biologiques sont d'ailleurs étudiés dans le cadre de l'Axe 3 du projet BEEST.

Références bibliographiques

- Anonyme, 1959. The final resolution of the symposium on the classification of brackish waters. Venice 8–14th April 1958. *Archivio di Oceanografia e Limnologia* 11, 243–248.
- Anonyme, 1996. Indice biologique global adapté aux grands cours d'eau et aux rivières profondes, protocole expérimental. Rapport du Cabinet Gay Environnement, Grenoble.
- Anonyme, 2000. Directive 2000/60/CE of the European Parliament and of the Council of 23 October 2000 establishing a framework for Community action in the field of water policy. *Official Journal of the European Communities* L327, 1–72.
- Anonyme, 2005. Circulaire DCE 2005/11 relative à la typologie nationale des eaux de surface (cours d'eau, plans d'eau, eau de transition et eaux côtières). 18 p.
- Anonyme, 2007a. Circulaire DCE 2007/22 du 11 avril 2007 relative au protocole de prélèvement et de traitement des échantillons des invertébrés pour la mise en oeuvre du programme de surveillance sur cours d'eau (<http://texteau.ecologie.gouv.fr/textes/2-11042007.html>)
- Anonyme, 2007b. WFD Intercalibration Technical Report - Part 3 : Coastal and transitional waters, 2007. Disponibles en ligne sur : http://circa.europa.eu/Public/irc/jrc/jrc_eewai/library/=milestone_reports/milestone_reports_2007/coastaltransitional/coast_nea_gig&vm=detailed&sb=Title
- Anonyme, 2008. Le programme de surveillance du bassin Loire-Bretagne, chapitre 2, (http://www.eau-loire-bretagne.fr/sdage_et_sage/programme_de_surveillance): 13 p.
- Anonyme, Harbasins - Estuarine Ecosystem Functioning, Restoration and Health (WP2), 2008. Chapter 2 : The links between hydromorphology, ecology and management. 32 pp.
- Aubry, A., Elliott, M., 2005. The use of Environmental Integrative Indicators to assess anthropogenic disturbance in estuaries and coasts; Application to the Humber Estuary, UK. Institute of Estuarine and Coastal Studies University of Hull, YBB094-F-2005, 215 p.
- Aubry, A., Elliott, M., 2006. The use of environmental integrative indicators to assess seabed disturbance in estuaries and coasts: Application to the Number Estuary, UK. *Marine Pollution Bulletin* 53: 175-185.
- Baan, P. J. A., van Buuren, J. T., 2003. Testing of indicators for the marine and coastal environment in Europe Part 3: Present state and development of indicators for eutrophication, hazardous substances, oil and ecological quality. European Environment Agency, Technical report 86: 64 p.
- Bald, J., Borja, A., Franco, J., Castro, R., Puig, J., 1999. El Analisis de Componentes Principales como herramienta de calculo cuantitativo del impacto ambiental en el medio marino. Libro de Resumenes de las V Jornadas Espanolas de Ingenieria de Puertos y Costas. A Coruna, 1999. Eds. Gregorio Iglesias and Juan R. Acinas. 169–170.
- Bald, J., Borja, A., Franco, J., Castro, R., 2001. Calculo cuantitativo del impacto ambiental en la calidad de las aguas litorales de la CAPV mediante el empleo de tecnicas de analisis multivariante. In: *Océanographie du Golfe de Gascogne. VII Colloque International*, Biarritz, Elbeee, J. (d0) & Prouzet, P. (coord.). Ed. Ifremer, Actes du Colloque 31, 55–59.
- Bald, J., Borja, A., Muxika, I., Franco, J., Valencia, V., 2005. Assessing reference conditions and physico-chemical status according to the European Water Framework Directive : a case-study from the Basque Country (Northern Spain). *Marine Pollution Bulletin* 50: 1508–1522.
- Blandin P., 1986. Bioindicateurs et diagnostic des systèmes écologiques. *Bull. Ecol.*, 17 : 215-307.
- Belin, C., Durand, G., Daniel, A., Pellouin-Grouhel, A., 2007. DCE : indicateurs phytoplancton, chlorophylle, et hydrologie. Simulations de classement des masses d'eau. Comparaison des classements obtenus avec différents critères. Ifremer, 158 p.

- Best, M.A., Wither, W.A., Coates, S., 2007. Dissolved oxygen as a physico-chemical supporting element in the Water Framework Directive. *Marine Pollution Bulletin* 55: 53-64.
- Best, M., Massey, A., Prior, A., 2004. Developing a saltmarsh classification tool for the European Water Framework Directive. *Marine Pollution Bulletin* 55 : 205–214.
- BEWG, 2007. Report of the Benthos Ecology Working Group (BEWG). ICES Marine Habitat Committee. 99 p.
- Bij de Vaate, B., Klink, A., Paalvast, P., 2007. Macrozoobenthos in the Lower Seine: a survey from the perspective of the European Water Framework Directive. *Rapport Scientifique Seine-Aval 3, GPS-SA*, 144 p.
- Bio-Littoral, 2007. Fiches écologiques des principales espèces aquatiques de l'estuaire de la Loire. Benthos/poisson. (Version non finalisée ne comprenant que le benthos). GIP Loire Estuaire.
- Birk, S., Strackbein, J., Hering, D., 2010. WISER methods database. Version: september 2010. Available at : <http://www.wiser.eu/programme-and-results/data-and-guidelines/method-database/>
- Blanchet, H., Lavesque, N., Ruellet, T., Dauvin, J-C., Sauriau, P.G., Desroy, N., Desclaux, C., Leconte, M., Bachelet, G., Janson, A-L., Bessineton, C., Duhamel, S., Jourde, J., Mayot, S., Simon, S., de Montaudouin, X., 2008. Use of biotic indices in semi-enclosed coastal ecosystems and transitional waters habitats – Implications for the implementation of the European Water Framework Directive. *Ecological indicators* 8: 360-372.
- Borja, A., Franco, J., Pérez, V., 2000. A Marine Biotic Index to Establish the Ecological Quality of Soft-Bottom Benthos Within European Estuarine and Coastal Environments. *Marine Pollution Bulletin* 40(12): 1100-1114.
- Borja, A., Franco, J., Muxika, I., 2004a. The biotic indices and the Water Framework Directive: the required consensus in the new benthic monitoring tools. *Marine Pollution Bulletin* 48: 405–408.
- Borja, A., Franco, J., Valencia, V., Bald, J., Muxika, I., Belzunce, M.J., Solaun, O., 2004b. Implementation of the European Water Framework Directive from the Basque country (Northern Spain): a methodological approach. *Marine Pollution Bulletin* 48, 209–218.
- Borja, A., Muxika, I., 2005. Guidelines for the use of AMBI (AZTI's Marine Biotic Index) in the assessment of the benthic ecological quality. *Marine Pollution Bulletin* 50: 787–789.
- Borja, A., Galparsoro, I., Solaun, O., Muxika, I., Tello, E.M., Uriarte, A., Valencia, V., 2006. The European water Framework Directive and the DPSIR, a methodological approach to assess the risk of failing to achieve a good ecological status. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 66, 84–96.
- Borja, A. & M. Elliott, 2007. What does 'good ecological potential' mean, within the European Water Framework Directive? *Marine Pollution Bulletin* 54: 1559-1564.
- Borja, A., Bricker, S.B., Dauer, D.M., Demetriades, N.T., Ferreira, J.G., Forbes, A.T., Hutchings, P., Xiaoping, J., Kenchington, R., Marques, J.C., Zhu, C., 2008. Overview of integrative tools and methods in assessing ecological integrity in estuarine and coastal systems worldwide. *Marine Pollution Bulletin* 56: 1519-1537.
- Borja, A., Muxika, I., Rodriguez, J.G., 2009 (in press). Paradigmatic responses of marine benthic communities to different anthropogenic pressures, using M-AMBI, within the European Water Framework Directive. *Marine Ecology*.
- Borja, A., Rodríguez, J.G., 2010. Problems associated with the “one out, all out” principle, when using multiple ecosystem components in assessing the ecological status of marine waters. *Marine Pollution Bulletin* 60: 1143-1146.
- Borja, A. & Tunberg, B. G. (2011). Assessing benthic health in stressed subtropical estuaries, eastern Florida, USA using AMBI and M-AMBI. *Ecological Indicators* 11, 2, 295-303.

- Breine, J., Maes, J., Quataert, P., Van Den Bergh, E., Simoens, I., Van Thuyne, G., Belpaire, C., 2006. A new approach to develop a fish-based assessment tool for the ecological quality of the brackish Schelde estuary in Flanders (Belgium). Séminaire “Indicateurs estuariens”, Mont Saint Aignan, 19-20 juin 2006. Séminaire Seine-Aval, <http://seine-aval.crihan.fr/web/page.jsp?currentBlocId=5¤tNodeId=141>.
- Breine, J., Maes, J., Quataert, P., Van den Bergh, E., Simoens, I., Van Thuyne, G., Belpaire, C., 2007. A fish-based assessment tool for the ecological quality of the brackish Scheldt estuary in Flanders (Belgium). *Hydrobiologia* 575: 141-159.
- Breine, J., Stevens, M., Simoens, I., Van Den Bergh, E., 2008. A reference list of fish species for a heavily modified estuary and its tributaries: the River Schelde. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, 2008(4). Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek: Brussel: Belgium. 26 p.
- Breine, J., Quataert, P., Stevens, M., Ollevier, F., Volckaert, F.A.M., Van den Bergh, E., Maes, J., 2010. A zone-specific fish-based biotic index as a management tool for the Zeeschelde estuary (Belgium). *Marine Pollution Bulletin* 60: 1099-1112.
- Brind’Amour, A., Lobry, J. Fish indicators in coastal-estuarine ecosystems: Main approaches along the French coasts. Submitted to *Aquatic Living Resources*.
- Cabral, H.N, Fonseca V.F., Gamito R., Gonçalves C.I., Costa J.L. , Erzini K. , Gonçalves J. , Martins J., Leite L., Andrade J.P., Ramos S., Bordalo A., Amorim E., Neto J.M., Marques J.C., Rebelo J.E., Silva C., Castro N., Almeida P.R., Domingos I., Gordo L.S. & Costa M.J., (submitted). Ecological quality assessment of transitional waters based on fish assemblages: the Estuarine Fish Assessment Index (EFAI)
- Carletti, A., Heiskanen, A.-S., 2009. Water Framework Directive Intercalibration technical report Part 3. Coastal and transitional waters, JRC Scientific and Technical Reports. EUR 23838 EN/3. 244p.
- Carvalho, L., Bennion, H., Dawson, H., Furse, M., Gunn, I., Hughes, R., Johnston, A., Maitland, P., May, L., Monteith, D., Luckes, S., Taylor, R., Trimmer, M., Winder, J. , 2002. Nutrient Conditions for Different Levels of Ecological Status and Biological Quality in Surface Waters (Phase I). Environment Agency report, 289p.
- Cemagref de Lyon, Service Communication, 2007. La qualité des systèmes écologiques aquatiques DCE : du diagnostic à la restauration des milieux aquatiques . Extrait de *Le Cemagref, Avancées et Perspectives scientifiques 2006-2008*, 2p.
- Centre for Ecology and Hydrology (CEH) (lead contractor), Clarke, R., Jones, I. (contributors), 2009. Deliverable D6.1-1: Report on a workshop to bring together experts experienced with tool development and uncertainty estimation. Wisser report, 34p.
- Chainho, P., Chaves, M.L., Costa, J.L., Costa, M.J., Dauer, D.M., 2008. Use of multimetric indices to classify estuaries with different hydromorphological characteristics and different levels of human pressure. *Marine Pollution Bulletin* 56: 1128–1137.
- Chauvin, C., Haury, J., Peltre, M.-C., Laplace-Treytore, C., Breugnot, E., Dutartre, A., 2006. Évaluer la qualité de l’hydrosystème par la végétation aquatique. De l’approche fonctionnelle à l’Indice Biologique Macrophytique en Rivière et son application en grands cours d’eau. Journée CETMEF-MEDD Suivi Environnemental des aménagements et travaux maritimes et fluviaux, Paris. 12 p.
- Coates, S., Anwar, A., Colclough, S., Robson, M., Harrison, T., 2006. Water Framework Directive Transitional Fish Classification Scheme. TMAP Ad Hoc Group FISH, Final Minutes, 29 - 30 March 2006, BFA Fisheries, Hamburg (<http://www.waddensea-secretariat.org/workshops/TMAP-revision/Fish/fish-workshop-March06.html>).
Présentation PowerPoint, 34 p.

- Coates, S., Waugh, A., Anwar, A., Robson, M., 2007. Efficacy of a multi-metric fish index as an analysis tool for the transitional fish component of the Water Framework Directive. *Marine Pollution Bulletin* 55: 225-240.
- Comité de pilotage ECOSTAT, 2010. Information note for ECOSTAT - Intercalibration Phase 2 (2008-2011) - State of play (August 2010). 4p. Document accessible à l'adresse : http://circa.europa.eu/Public/irc/jrc/jrc_eewai/library?l=/intercalibration_3/transitional_2010doc/_EN_1.0_&a=d
- Cornier, T., Mora, F., Buchet, J., Housset, P., Basso, F., Hauguel, J-C., Hendoux, F., 2006. Caractérisation phytoécologique des communautés de macrophytes de la partie amont de l'estuaire de la Seine : identification et hiérarchisation des facteurs écologiques structurant ces communautés et quantification de la productivité en biomasse. Programme Seine-Aval 3, GIP Seine-Aval. 65 p.
- Cornier, T., Mora, F., Buchet, J., Martinez, I., Basso, F., Hauguel, J-C., Hendoux, F., 2007. Caractérisation phytoécologique des communautés de macrophytes de la partie amont de l'estuaire de la Seine : estimation de la productivité en biomasse. Programme Seine-Aval 3, GIP Seine-Aval. 75 p.
- Courrat, A., Lobry, J., Nicolas, D., Laffargue, P., Amara, R., Lepage, M., Girardin, M., Le Pape, O., 2009. Anthropogenic disturbance on nursery function of estuarine areas for marine species. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 81: 179–190.
- Daniel, A., Soudant, D., 2009. Evaluation DCE avril 2009 – Elément de qualité : bilan d'oxygène. Etude Ifremer. 73p.
- Daniel, A., Soudant, D., 2010. Evaluation DCE mai 2010 – Elément de qualité : nutriments. Etude Ifremer. 99p.
- Dauvin J.C. (Ed.), 2006. Estuaires Nord-Atlantiques : problèmes et perspectives. Bulletin spécial Seine-Aval, septembre 2006, 80 p.
- Dauvin, J-C., 2007. Paradox of estuarine quality: Benthic indicators and indices, consensus or debate for the future. *Marine Pollution Bulletin* 55: 271-281.
- Dauvin, J-C., Ruellet, T., 2007. Polychaete/amphipod ratio revisited. *Marine Pollution Bulletin* 55: 215-224.
- Dauvin, J-C., Ruellet, T., Desroy, N., Janson, A-L., 2007. The ecological quality status of the Bay of Seine and the Seine estuary: Use of biotic indices. *Marine Pollution Bulletin* 55: 241-257.
- Dauvin, J.C., 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, Bachelet, G., Barillé, A-L., Blanchet, H., de Montaudouin, X., Lavesque, N., Ruellet, T., in press. Benthic indicator and index approaches in the three main estuaries along the French Atlantic coast (Seine, Loire and Gironde). *Marine Ecology*.
- De Jong, D.J., 2004. Water Framework Directive: determination of the reference condition and potential-ref/potential-gees and formulation of indices for plants in the coastal waters CW_NEA3 (K1), CW-NEA4 (K2), CW- NEA1 (K3), transitional waters, TW-NEA11 (o2) and large saline lakes, NEA26 (M23), in the Netherlands. Working document RIKZ/OS/2004.832.x.
- De Jonge, V.N., Elliott, M., Brauer, V.S., 2006. Marine monitoring: its shortcomings and mismatch with the EU Water Framework Directive's objectives. *Marine Pollution Bulletin* 53: 5-19. assessment in the lower Eo estuary (Spain). The challenge of habitat heterogeneity integration: A benthic perspective. *Marine Pollution Bulletin* 56: 1275-1283.
- De Paz, L., Patricio, J., Marques, J-C., Borja, A., Laborda, A.J., 2008. Ecological status assessment in the lower Eo estuary (Spain). The challenge of habitat heterogeneity integration: A benthic perspective. *Marine Pollution Bulletin* 56: 1275–1283.

- Defra, 2007. Consultation on mechanisms to deliver Water Framework Directive Requirements on Hydromorphology. 62 p.
- Delpech, C., Courrat, A., Pasquaud, S., Lobry, J., Le Pape, O., Nicolas, D., Boet, P., Girardin, M. & Lepage, M. (2010)a. Development of a fish-based index to assess the ecological quality of transitional waters: The case of French estuaries. *Marine Pollution Bulletin* **60**, 6, 908-918.
- Delpech, C., Drouineau, H. & Lepage, M. (2010)b. Amélioration des performances de la méthode ELFI pour l'évaluation de la qualité des eaux de transition. Convention de partenariat ONEMA-Cemagref 2009. (Cemagref) Cemagref, Bordeaux, France, 95 p.
- Derrien-Courtel, S., Le Gal, A., 2008a. Proposition de calcul d'un indice de qualité pour le suivi des macroalgues des fonds subtidiaux rocheux dans le cadre de la DCE. 1 : Protocole d'observation in situ. MNHN. 8 p.
- Derrien-Courtel, S., Le Gal, A., 2008b. Proposition de calcul d'un indice de qualité pour le suivi des macroalgues sur les fonds subtidiaux rocheux dans le cadre de la DCE. 2. Protocole de calcul d'un indice de qualité pour le suivi des macroalgues des fonds subtidiaux rocheux. MNHN. 4 p.
- Devlin, M. (2010). Water Framework Directive development of classification tools for ecological assessment: Phytoplankton assessment tools. (Report for Environment Agency), 112 p.
- Diaz, RJ, Solan, M, Valente, RM, 2004. A review of approaches for classifying benthic habitats and evaluating habitat quality. *Journal of environmental Management* 73:165-181.
- Dijkema, K.S., De Jong, D.J., Vreeken-Buijs, M.J., van Duin, W.E., 2005. Saltmarshes in the Water Framework Directive : development of Potential Reference Conditions and Potential Good Ecological Statuses. 67p.
- Elliott, M., Dewailly, F., 1995. The structure and components of European estuarine fish assemblages. *Netherlands Journal of Aquatic Ecology* 29(2-3): 397-417.
- Elliott, M., Quintino, V., 2007. The Estuarine Quality Paradox, Environmental Homeostasis and the difficulty of detecting anthropogenic stress in naturally stressed areas. *Marine Pollution Bulletin* 54: 640–645.
- Escaravage, V., Ysebaert, T., Herman, P., 2004. Description of the maximal and good ecological potentials (MEP/GEP) for the benthic macrofauna for the European Water Framework Directive (WFD) the Westerschelde. *Nederlands Instituut voor Ecologie*. Yerseke, Nederland. 60 p. + Appendix.
- Ferreira, J.G., 2000. Development of an estuarine quality index based on key physical and biogeochemical features. *Ocean & Coastal Management* 43: 99-122.
- Ferreira, J.G., Nobre, A.M., Simas, T.C., Silva, M.C., Newton, A., Bricker, S.B., Wolff, W.J., Stacey, P.E., Sequeira, A., 2006. A methodology for defining homogeneous water bodies in estuaries – application to the transitional systems of the EU water Framework Directive. *Estuarine, Coastal & Shelf Science* 66: 468-482.
- Foussard V., Sottolichio A., 2010. Caractérisation d'indicateurs hydromorpho-sédimentaires de Bon Etat écologique des estuaires de la Seine, de la Loire et de la Gironde – Partie 1 : Synthèse bibliographique des méthodes européennes. *Projet BEEST*, 59p.
- Foussard V., Etcheber H., 2011. Proposition d'une stratégie de surveillance des paramètres physico-chimiques pour les estuaires de la Seine, de la Loire et de la Gironde. *Projet BEEST*, 70p.
- Foussard V., Sottolichio A., 2011. Caractérisation d'indicateurs hydromorpho-sédimentaires de Bon Etat écologique des estuaires de la Seine, de la Loire et de la Gironde – Partie 2 : Synthèse de la démarche et des résultats. *Projet BEEST*, 55p
- Franco, A., Elliott, M., Franzoi, P., Torricelli, P., 2008. Life strategies of fishes in European estuaries: the functional guild approach. *Marine Ecology Progress Series* 354: 219–228.

- García, P., Zapico, E., Colubi, A., 2009. An angiosperm quality index (AQI) for Cantabrian estuaries. *Ecological Indicators*, Vol. 9, pp 856-865.
- García, P., Santín, C., Colubi, A., Gutiérrez, L.M., 2010. Nutrient and oxygenation conditions in transitional and coastal waters: Proposing metrics for status assessment. *Ecological Indicators*, Vol. 10, pp 1184-1192.
- Girard, P., Elie, P., 2009. Indice anatomo-morphologique et parasitaire pour l'évaluation de l'état de santé des poissons. Les mécanismes d'induction de stress chez les poissons des eaux douces, estuariennes et marines et leurs répercussions. Programme Seine-Aval 3, GIP Seine-Aval. 106 p.
- Girardin, M., Lepage, M., Boët, P., 2009. Développement d'un indicateur poisson pour les estuaires français. Programme Seine-Aval 3, GIP Seine-Aval. 45 p.
- Girardin, M., Lepage, M., Boët, P., Amara, R., Le Pape, O., Courrat, A., Lobry, J., Durozoi, B., Parlier, E., Delpech, C., Laffargue, P., Pasquaud, S. & Guibert, A. (2009)a. Développement d'un indicateur poisson pour les estuaires français. Seine Aval 3 : l'analyse et la gestion environnementale, thème III Tableau de bord et indicateurs opérationnels, actions III-2006-02, 263 p.
- Girardin, M., Lepage, M., Amara, R., Boët, P., Courrat, A., Delpech, C., Durozoi, B., Laffargue, P., Le Pape, O., Lobry, J., Parlier, E. & Pasquaud, S. (2009)b. Développement d'un indicateur poisson pour les eaux de transition : programme LITEAU2 2005. 75 p.
- Goethals, P.L.M., Adriaenssens, V., Breine, J., Simoens, I., Van Liefferinghe, C., Ercken, D., Maes, J., Verhaegen, G., Ollevier, F., de Pauw, N., Belpaire, C., 2002. Developing an index of biotic integrity to assess fish communities of the Scheldt estuary in Flanders (Belgium). *Aquatic Ecology*.
- Grac, C., Lafont, M., Le Ber, F., Nobelis, P., Trémolières, M. (2007). Response of biological indices to pressures in the running waters of the Alsace floodplain (Eastern France). Towards a proposal of a new tool to assess ecological status of waterbodies. *Symposium for European Fresh Water Sciences*.
- Grall, J., Coïc, N., 2005. Une synthèse des méthodes d'évaluation de la qualité du macrobenthos en milieu côtier. *Rebent*. 65 p.
- Greenwood, M.F.D., 2007. Nekton Community Change Along Estuarine Salinity Gradients: Can Salinity Zones be Defined? *Estuaries and Coasts* 30 (3): 537–542.
- Gouillieux, B., Bachelet, G., de Montaudouin, X., Blanchet, H., Grémare, A., Lavesque, N., Ruellet, T., Dauvin, J.-C., Sauriau, P.-G., Desroy, N. (coord.), et al. (2010). Proposition d'un indicateur benthique pour la qualification des masses d'eaux de transition pour la directive cadre sur l'eau..Projet national. 109 p.
- Harbasins - Estuarine Ecosystem Functioning, Restoration and Health (WP2), 2008a. Chapter 2: The links between hydromorphology, ecology and management, 32 p.
- Harbasins - Estuarine Ecosystem Functioning, Restoration and Health (WP2), 2008b. Chapter 5: Pressures on habitat and transitional waters, 75 p.
- Harrison, T.D., Whitfield, A.K., 2004. A multi-metric fish index to assess the environmental condition of estuaries. *Journal of Fish Biology* 65: 683–710.
- Hering, D., Feld, C. K. , Moog, O., Ofenböck, T., 2006. Cook book for the development of a Multimetric Index for biological condition of aquatic ecosystems: Experiences from the European AQEM and STAR projects and related initiatives. *Hydrobiologia* 566: 311-324.
- Hily, C., Sauriau, P.-G. Auby, I., 2007. Protocoles suivi stationnel des herbiers à zostères pour la Directive Cadre sur l'Eau (DCE). Ifremer. 10p. <http://envlit.ifremer.fr/surveillance/>
- Karr, J.R., 1981. Assessment of Biotic Integrity Using Fish Communities. *Fisheries* 6 (6): 21-27.
- Klink, A., 2010. Macroinvertebrates of the Seine Basin. Rapport Seine Aval, 164p.

- Lafite, R., Deloffre, J., Verney, R., 2004. Construction d'un indice de qualité physique d'un estuaire. Programme Seine-Aval 2, GIP Seine-Aval. 28 p.
- Lafite, R., Deloffre, J., Verney, R., Lebot, S., 2005. Indices morpho-dynamiques. Programme Seine-Aval 3, GIP Seine-Aval. 22 p.
- Lafont, M., Bernoud, S., 2002. Indices oligochètes de bioindication des sédiments (IOBS) NF T 90-390 Guide méthodologique. Agence de l'Eau Artois-Picardie. 28 p.
- Lavesque, N., Blanchet, H., de Montaudouin, X., 2009. Development of a multimetric approach to assess perturbation of benthic macrofauna in *Zostera noltii* beds. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 368: 101-112.
- Lepage, M., Girardin, M. & Bouju, V. (2008). Inventaire Poisson dans les eaux de transition. Mise à jour du protocole d'échantillonnage de la façade Atlantique et Manche. Procédure EPBX_801_3, Cemagref - groupement de Bordeaux, Cestas, 29 p.
- Lerouxel, A., Blandini, E., Rosa, P., Launeau, P., Rincé, L., Barillé, L., 2010. Cartographie du microphytobenthos de l'estuaire de la Loire par télédétection visible infra-rouge. *Projet BEEST*, 100p.
- Martins, I., Pardal, M.A., Lillebø, A.I., Flindt, M.R., Marques, J.C., 2001. Hydrodynamics as a Major Factor Controlling the Occurrence of Green Macroalgal Blooms in a Eutrophic Estuary: A Case Study on the Influence of Precipitation and River Management. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 52: 165–177.
- Martinho, F., Viegas, I., Dolbeth, M., Leitão, R., Cabral, H.N., Pardal, M.A., 2008. Assessing estuarine environmental quality using fish-based indices: Performance evaluation under climatic instability. *Marine Pollution Bulletin* 56: 1834-1843.
- McLusky, D.S., Elliott, M., 2007. Transitional waters: A new approach, semantics or just muddying the waters? *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 71: 359-363.
- Meire, P., Ysebaert, T., Van Damme, S., Van den Berg, E., Maris, T., Struyf, E., 2005. The Sheldt estuary: a description of a changing ecosystem. *Hydrobiologia* 540: 1-11.
- Meleder-Tard, V., 2007. Protocole de distribution des habitats benthiques côtiers par modélisation prédictive. Application aux forêts denses de laminaires subtidales du littoral breton. *Ifremer*. 57 p.
- Mouillot, D., Spatharis, S., Reizopoulou, S., Laugier, T., Sabetta, L., Basset, A., Do Chi, T., Alternatives to taxonomic-based approaches to assess changes in transitional water communities. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 16 (5): 469-482.
- Muxika, I., Borja, A., Franco, J., 2003. The use of a biotic index (AMBI), to identify spatial and temporal impact gradients on benthic communities in an estuarine area. *ICES CM* 2003/Session J-01. 9 p.
- NEAGIG Transitional Water (TW) Fish, 2008. Draft minutes NEAGIG TW Fish meeting, Herriot-Watt University, Edinburgh, 10-12th November 2008. 5 p.
- Nielsen, K., Sømod, B., Ellegaard, C., Krause-Jensen, D., 2003. Assessing Reference Conditions According to the European Water Framework Directive Using Modelling and Analysis of Historical Data: An Example from Randers Fjord, Denmark. *Ambio* 32(4): 287-294.
- NLWKN (2010). Umsetzung der EG-WRRL - Bewertung des ökologischen Zustands der niedersächsischen Übergangs- und Küstengewässer (Stand: Bewirtschaftungsplan 2009). Küstengewässer und Ästuare 1/2010., Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz, Brake/Oldenburg, 59 p.
- Nores Quesada, C., García Manteca, P., Cano Parra, M., Gutiérrez Pesquera, L.M., Finat Saez, A., 2010. Caracterización de las poblaciones de peces en los estuarios cantábricos. *Rapport de l'Indurot – non diffusé*, 59p.

- Patrício, J., Neto, J.C., Teixeira, H., Marques, J.C., 2007. Opportunistic macroalgae metrics for transitional waters. Testing tools to assess ecological quality status in Portugal. *Marine Pollution Bulletin* 54: 1887-1896.
- Perez-Domínguez, R., Maci, S., Courrat, A., Borja, A., Neto, J., Elliott, M., 2010. Deliverable D4.4-1: Review of fish-based indices to assess ecological quality condition in transitional waters. *Wiser report*, 31p.
- Pinto, R., Patrício, J., Baeta, A., Fath, B.D., Neto, J.M., Marques, J.C., 2009. Review and evaluation of estuarine biotic indices to assess benthic condition. *Ecological indicators* 9: 1-25.
- Pontil, M., Pinna, M., Trayanova, A., Basset, A., Abbiati, M., 2007. Taxonomic benthic biotic indices in transitional waters: study cases from northern Adriatic and Black Sea. *Transitional Waters Bulletin* 3: 29-32.
- Puente, A., Juanes, J.A., García, A., Ivarez, C. A., Revilla, J.A., Carranza, I., 2008. Ecological assessment of soft bottom benthic communities in northern Spanish estuaries. *Ecological Indicators* 8: 373-388.
- Puente, A., Juanes, J. A., Echavarri-Erasun, B., Galván, C., Ondiviela, B., 2010. A proposal for the assessment of the composition and community structure of benthic macroinvertebrates in transitional waters – The QSB index. Abstract, ICES Congress, 2010, 7p.
- Quataert, P., Breine, J., Simoens, I., 2007. Evaluation of the European Fish Index: false-positive and false-negative error rate to detect disturbance and consistency with alternative fish indices. *Fisheries Management and Ecology* 14: 465–472.
- Ritter, C., Montagna, P.A., Applebaum, S., 2005. Short-term succession dynamics of macrobenthos in a salinity-stressed estuary. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 323: 57– 69.
- Revilla, M., Franco, J., Bald, J., Borja, A., Laza, A., Seoane, S., Valencia, V., 2009. Assessment of the phytoplankton ecological status in the Basque coast (northern Spain) according to the European Water Framework Directive. *Journal of Sea Research* 61: 60–67.
- Romaña, L-A., 1994. Les Grands Estuaires Français. *Equinoxe, spécial environnement littoral, Ifremer* : 47-48. 6 p.
- Ruellet, T., Dauvin, J-C., 2007. Benthic indicators: Analysis of the threshold values of ecological quality classifications for transitional waters. *Marine Pollution Bulletin* 54: 1707–1714.
- Ruellet, T., Bachelet, G., Barillé, A-L., Dauvin, J-C. (Coord.), Desroy, N., Ducrotoy, J-P., 2009. Le macrobenthos en zone oligohaline dans les grands estuaires de la façade Manche-Atlantique. *Rapport projet Liteau III, BEEST*. 48 p.
- Stiller, G., 2005a. Bewertungsverfahren für die Qualitätskomponenten Makrophyten und Angiospermen in der Tideelbe gemäß EU-Wasserrahmenrichtlinie. 51 p.
- Stiller, G., 2005b. Erprobung des Bewertungsverfahrens für die Qualitätskomponenten Makrophyten und Angiospermen in der Tideelbe im Rahmen des vorläufigen Monitorings gemäß EG-Wasserrahmenrichtlinie. 50 p.
- Stiller, G., 2005c. Monitoring of macrophytes in the river Tideelbe. 3 p.
- Stoddard, J. L., Herlihy, A. T., Peck, D.V., Hughes, R.M., Whittier, T.R., Tarquinio, E., 2008. A process for creating multimetric indices for large-scale aquatic surveys. *Journal of the North American Benthological Society* 27(4): 878-891.
- Souissi, S., Devreker, D., 2010. Le zooplancton peut-il être utilisé comme indicateur de la qualité des eaux estuariennes ? - Synthèse de l'enquête. *Rapport Projet BEEST*, 103p.

- Teixeira, H., Salas, F., Pardal, M.A., Marques, J.-C., 2007. Applicability of ecological evaluation tools in estuarine ecosystems: the case of the lower Mondego estuary (Portugal). *Hydrobiologia* 587:101–112.
- Teixeira, H., Salas, F., Borja, A., Neto, J.M., Marques, J.C., 2008a. A benthic perspective in assessing the ecological status of estuaries: The case of the Mondego estuary (Portugal). *Ecological indicators* 8(4): 404-416.
- Teixeira H., Salas, F., Neto, J.M., Patrício, J., Pinto, R., Veríssimo, H., García-Charton, J., Marcos, C., Pérez-Ruzafa, A., Marques, J.C., 2008b. Ecological indices tracking distinct impacts along disturbance-recovery gradients in a temperate NE Atlantic Estuary – Guidance on reference values. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 80: 130–140.
- Teixeira, H., Magalhães Neto, J., Patrício, J., Veríssimo, H., Pinto, R., Salas, F., Carlos Marques, J., 2009. Quality assessment of benthic macroinvertebrates under the scope of WFD using BAT, the Benthic Assessment Tool. *Marine Pollution Bulletin* 58: 1477-1486.
- Salas, F., Neto, J.M., Borja, A., Marques, J.C., 2004. Evaluation of the applicability of a marine biotic index to characterize the status of estuarine ecosystems: the case of Mondego estuary (Portugal). *Ecological Indicators* 4: 215–225.
- Salas, F., Patrício, J., Marcos, C., Pardal, M.A., Pérez-Ruzafa, A., Marques, J.C., 2006a. Are Taxonomic Distinctness measures compliant to other ecological indicators in assessing ecological status? *Marine Pollution Bulletin* 52: 817–829.
- Salas, F., Marcos, C., Neto, J.M., Patrício, J., Pérez-Ruzafa, A., Marques, J.C., 2006b. User-friendly guide for using benthic ecological indicators in coastal and marine quality assessment. *Ocean & Coastal Management* 49: 308–331.
- Scanlan, C.M., Foden, J., Wells, E., Best, M.A., 2007. The monitoring of opportunistic macroalgal blooms for the Water Framework Directive. *Marine Pollution Bulletin* 55: 162-171.
- Scholle, J., Dau, K., 2007. Reference conditions of biological quality components in accordance with the EU Water Framework Directive in coastal and transitional waters in NL? D and DK. Status of development and comparison with the Targets of the trilateral Wadden Sea Plan. *Harbasins*, 65 p.
- Soudant, D., Belin, C., 2010. Evaluation DCE janvier 2010 – Elément de qualité : phytoplancton. Etude Ifremer. 199p.
- Taverny, C., Elie, P., Boët, P., 2009. La vie piscicole dans les masses d'eau de transition : Proposition d'une grille de qualité pour la température, l'oxygène dissous, la salinité et la transparence de l'eau. Etude Cemagref Bordeaux n°131, France, mars 2009, Convention Cemagref-Onema. 51 p.
- TMAP (Trilateral Monitoring and Assessment Program) ad hoc working group fish, 2006. Report of the TMAP ad hoc working group fish. *Harbasins*. 18 p.
- Turnpenny, A.W.H., Clough, S.C., Holden, S.D.J., Bridges, M., Bird, H., O'Keeffe, N.J., Johnson, D., Edmonds, M., Hinks, C., 2004. Thames tideway strategy: experimental studies on the dissolved oxygen requirements of fish. Technical report, 137 p.
- Turnpenny, A.W.H., Liney, K.E., 2007. Review and development of temperature standards for marine and freshwater environments. Technical report, 70 p.
- UK Technical Advisory Group (UKTAG) on the Water Framework Directive, 2007. Nutrient Thresholds Related to Turbidity (Public Working Draft). www.wfduk.org. 6 p.
- UK Technical Advisory Group (UKTAG) on the Water Framework Directive, 2008a. UK Environmental Standards and Conditions (Phase 2), Final. WFD UK TAG, www.wfduk.org. 84 p.
- UK Technical Advisory Group (UKTAG) on the Water Framework Directive, 2008b. Summary Proforma, Macroalgae –Macroalgal Blooming Tool, Transitional and Coastal Waters. WFD UK TAG, www.wfduk.org. 2 p.

- UK Technical Advisory Group (UKTAG) on the Water Framework Directive, 2008c. Summary Proforma, Benthic Invertebrates – Infaunal Quality Index Transitional and Coastal Waters. NIEA. 2 p.
- UK Technical Advisory Group (UKTAG) on the Water Framework Directive, 2008d. UKTAG Coastal water assessment method, benthic invertebrate fauna; Invertebrates in soft sediments (Infaunal Quality Index (IQI)). WFD UK TAG, www.wfduk.org. 17 p.
- UK Technical Advisory Group (UKTAG) on the Water Framework Directive, 2009a. Phytoplankton multi-metric tool kit. WFD UK TAG, www.wfduk.org. 22 p
- UK Technical Advisory Group (UKTAG) on the Water Framework Directive, 2009b. Angiosperms –Seagrass (*Zostera*) bed assessment. WFD UK TAG report, 10 p.
- UK Technical Advisory Group (UKTAG) on the Water Framework Directive, 2009c. Macroalgae –Macroalgal Bloom Assessment (opportunistic macroalgae). WFD UK TAG report. 9 p.
- UK Technical Advisory Group (UKTAG) on the Water Framework Directive, 2009d. Macroalgae – Furoid Extend. Draft, WFD UK TAG report. 9 p.
- University of Duisburg-Essen (lead contractor), Hering, D., Birk, S., Lyche Solheim, A., Moe, J., Carvalho, L., Borja, A. et al. (contributors), 2010. Deliverable D2.2-2: Guidelines for indicator development. Wiser report, 27p.
- Uriarte, A., Borja, A., 2009. Assessing fish quality status in transitional waters, within the European Water Framework Directive: Setting boundary classes and responding to anthropogenic pressures. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 82: 214–224
- Usseglija-Polatera, P., Wasson, J-G., Archaimbault, V., 2008. Adaptation du protocole RCS aux grands cours d'eau. Proposition de note méthodologique – document de travail. 12 p.
- Van Dam, O., de Groot, B., 2009. Coastal and Transitional hydro-morphological parameters in the Netherlands. RPS BCC report. 24 p.
- Van Hoey, G., Drent, J., Ysebaert, T., Herman, P., 2007a. The Benthic Ecosystem Quality Index (BEQI), intercalibration and assessment of Dutch Coastal and Transitional Waters for the Water Framework Directive. NIOO rapport 2007–02, 243 p.
- Van Hoey, G., Ysebaert, T., and Herman, P., 2007b. Update of the assessment of the Belgian coastal waters with level 3 of the BEQI (Benthic ecosystem quality index)-method. 25 p.
- Vinchon C., Delattre M., 2009. Mise en place du volet « hydro-morphologie » des eaux côtières et de transition dans le cadre de la Directive cadre sur l'eau – Phase 1 : Méthodologie de la définition du « très bon état » et identification préliminaire des paramètres hydromorphologiques à suivre dans le programme de surveillance. Etude BRGM, 84p.
- Thiébot J., Vinchon C., 2010. Mise en place du volet « hydro-morphologie » des eaux côtières et de transition dans le cadre de la Directive cadre sur l'eau – Phase 2 : Définition des paramètres à suivre. Etude BRGM, 116p.
- Whittier, T. R., Hughes, R. M., Stoddard, J.L., Lomnický, G.A., Peck, D.V., Herlihy, A.T., 2007. A Structured Approach for Developing Indices of Biotic Integrity: Three Examples from Streams and Rivers in the Western USA. *Transactions of the American Fisheries Society* 136(3): 718-735.
- Wilkinson, M., Wood, P., Wells, E., Scanlan, C., 2007. Using attached macroalgae to assess ecological status of British estuaries for the European Water Framework Directive. *Marine Pollution Bulletin* 55: 136-150.
- Whitfield, A.K., Elliott, M., 2002. Fishes as indicators of environmental and ecological changes within estuaries: a review of progress and some suggestions for the future. *Journal of Fish Biology* 61 (Supplement A): 229–250.
- WKBEMET, 2008. Report of the Workshop on Benthos Related Environment Metrics (WKBEMET). ICES Marine Habitat Committee. 53 p.

- Ysebaert, T., Meire, P., Herman, P.M.J., Harmen, V., 2002. Macrobenthic species response surfaces along estuarine gradients: prediction by logistic regression. *Marine Ecology Progress Series* 225: 79-95.
- Ysebaert, T., Herman, P.M.J. Meire, P., Craeymeersch, J., Verbeek, H. & C.G.R. Heip, 2003. Large scale spatial patterns in estuaries: estuarine macrobenthic communities in the Schelde Estuary, NW. Europe. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 57: 335–355.
- Ysebaert, T., Herman, P.M.J., 2004. The assessment of the ecological status of coastal and transitional waters based on benthic macroinvertebrates: classification and Intercalibration within the Water Framework Directive. Report No. NIOO-CEME report 2004-01.

ANNEXE 1

Tableaux comparatifs des différentes méthodologies adoptées par les pays étudiés pour la construction d'un indicateur poisson. Source : Coates et al., 2007; Anonyme, 2007b ; Uriarte & Borja, 2009 ; NEAGIG Transitional Water Fish Meeting, 10-12 novembre 2008, com. pers.

Contact details

Country	Name	Institution	E-mail
Belgium	J. Breine	INBO	Jan.breine@inbo.be
France	M. Lepage & M. Girardin	Cemagref	mario.lepage@bordeaux.cemagref.fr ; michel.girardin@bordeaux.cemagref.fr
Netherlands	H. Baretta-Bekker	National Institute for Coastal and Marine Management (RIKZ)	hanneke.baretta-bekker@rws.nl
	Z. Jager	Ziltwater advies	info@ziltwater.eu
Germany	J. Scholle	Bioconsult	scholle@bioconsult.de
Ireland	T. Harrison & P. Moorehead	DOENI - Department of Environment Northern Ireland	Trevor.Harrison@doeni.gov.uk ; Peter.Moorehead@doeni.gov.uk
	J. King	CFB - Central Fisheries Board	jimmy.king@cfb.ie
United Kingdom	S. Coates, A. Waugh & S. Colclough	Environment Agency UK	steve.coates@environment-agency.gov.uk ; adam.waugh@environment-agency.gov.uk ; steve.colclough@environment-agency.gov.uk
	A. Pearce	SEPA - Scottish Environment Protection Agency	apearce@sepa.org.uk
Spain - Basque Country	A. Borja & A. Uriarte	AZTI-Tecnalia	aborja@pas.azti.es ; aiuriarte@pas.azti.es
Other teams identified (but who have not really gone far in the indicator design)			
Portugal	H. Cabral & M-J. Costa	Instituto de Oceanografia, Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa	hncabral@fc.ul.pt ; mjcosta@fc.ul.pt
Spain - Asturias	C. Rodriguez	University of Oviedo - INDUROT Institute, Aquatic Ecology Research	carlosrv@indurot.uniovi.es
Spain - Cantabria	A. Puente	UNICAN	
Spain - Galicia	P. Perez	SIAM - Sistema de Información Ambiental de Galicia	ppperez@siam-cma.org

Fish indicator's main characteristics

Country	Multimetric indices (see Table 13 for detail)	Level of calculation	Metric sensitivity to anthropogenic pressures has been tested ?	Redundancy between the various metrics has been tested ?	Estuarine typology
Belgium	Yes	Site level	Yes	Yes	No (very few estuaries)
France		Sampling level (beam trawl)	Yes	Yes	Have built their own classification based on estuarine size (2 types, limit = 200 m ³ /s) and ecoregion
Netherlands		?	No	No	?
Germany		?	No	No	German national typology
United Kingdom & Ireland		Estuary or water mass (data are aggregated by sampling gear)	No	No	Have built their own classification based on estuarine size and latitude. Water masses have been determined for big estuaries (<i>i.e.</i> upper, mid and lower estuary)
Spain - Basque Country		The sampling station (all replicates being pooled)	No	No	Have built their own classification (3 types)

Reference and thresholds

Country	Reference	Single reference	Threshold / scoring system	Metrics scores combination
Belgium	Less impacted sites: intra-estuarine comparisons	Yes for the brackish part of the Scheldt estuary (where the indicator was developed). Another indicator and thus another reference has been designed for the freshwater tidal part	Based on crossing sites status and fish metric results. Chosen so that the false positive error is less than 10 %.	Average
France	Fitted results of the models for the lowest values of the anthropic indices that can be found in France on the last 30 years - <i>i.e.</i> inter-estuarine comparisons	No : one reference per estuarine size (big or small), season (spring or autumn), gear type, salinity class	By modelling : fitted results from statistical models are used to determine what should be the values of the metrics for each level of anthropogenic pressures	Average, no weighting
Netherlands	Historical data + expert knowledge + current data (intra-estuarine and/or inter-estuarine comparisons)	No : one reference per estuarine type	?	Average with final adjustment (for example if one metric is really bad while all the others are good)
Germany			?	Average
United Kingdom & Ireland	Mainly historical	Reference is habitat specific thus there are several references. Take salinity into account	Based on Karr methodology (Karr, 1981): Score 5 - deviate slightly from reference Score 3 - deviate somewhat from reference Score 1 - deviate strongly from reference Modified (similar to FAME) and Belgium classification scheme (Jan Breine and Peter Goethals et al ., 2005) - Scores now are on a 5, 4, 3, 2, 1 scale	Combine the ten metrics by a simple sum (total score) expressed as a relative score (RS) : $RS = (Total\ score - minimum\ score\ possible) / Maximum\ score\ possible$ $0 < RS < 1$
Spain - Basque Country	Combination of the best possible score (from expert knowledge and historical data) of each of the 9 metrics that compose the fish indicator	One reference only	Thresholds determined by testing correlation between indicator values and oxygen data (see Uriarte & Borja, 2009). Each of the 9 metrics that compose the fish indicator has a score of 1 or 3 or 5. The addition of the score provide the final value of the indicator. This value is then converted in a EQR.	Combination with weighting the metrics according to ecological reasons

Sampling characteristics

Country	Sampling gear	Method for taking salinity into account	Seasons	Standardization method	Salinity range sampled	Sampling effort
Belgium	Fyke nets	Fixed geographical limit for salinity areas	?	Fyke-nets at fixed locations	From fresh water to marine water	5 sites
France	Beam trawl (2 types : big and small)	Salinity measure at each trawl haul	Spring and Autumn	Modelling at the beam trawl scale	From fresh water to marine water	Depending on estuarine size. A minimum required sampling effort has been defined for each salinity class.
Netherlands	Anchor net	Fixed geographical limit for salinity areas	Spring and Autumn	Standardised gear (only one used) and sampling effort	From oligo to polyhaline	3 to 4 stations per estuary
Germany						
United Kingdom & Ireland	Multi-method sampling regime (Seine netting + beam trawls + otter trawling + kick sampling)	Salinity is partly taken into account but only for big estuaries where three water masses - upper, mid and lower - are distinguished	Spring and Autumn	Unclear - not really standardised (<i>i.e.</i> far less standardised than other countries)	From fresh water to marine water	45 transitional water bodies (from ~ 160) were sampled; 406 stations; 8800 samples
Spain - Basque Country	Beam trawl (1 type)	Fixed geographical limit for salinity areas	Autumn	Standardised gear (only one used) and sampling effort	From fresh water (when applicable) to marine water	3 trawl hauls (replicates) per station, 3 stations

Human impacts

Country	Human impact used in the design of the indicator ?	Parameters used to describe human impacts
Belgium	Yes, used for testing the metrics and the indicator <i>via</i> intersites (<i>i.e.</i> intra-estuarine) comparisons	Land claim, % of dissolved oxygen, industries...
France	Yes : indices of anthropogenic pressures used to select relevant metrics, and define thresholds and reference, <i>via</i> inter-estuarine comparisons	Contaminations by heavy metals and organic contaminants + land use (from Corinne Land Cover)
Netherlands		?
Germany		
United Kingdom & Ireland	Only <i>a posteriori</i> to test the final indicator ; still under study	Dissolved oxygen
Spain - Basque Country	Yes, used <i>a posteriori</i>	Significant pressures such as urban and industrial discharge, number of pressures affecting the studied estuaries, measures of related environmental variables such as oxygen saturation

ANNEXE 2

Liste des principaux contacts identifiés dans le cadre de cette étude. Se rapporter également aux tableaux par indicateur (Tableaux 5, 8, 9, 12, 14) et à l'Annexe 1 pour plus de détails

Pays	Thématique en rapport avec l'étude	Nom	Organisme	Adresse	Email	Tél.	Commentaires
Europe	Indicateurs biologiques, toutes masses d'eau confondues	Sebastian Birk	Institut of Biology Applied Zoology/Hydrobiology	Universitätsstr. 5 D-45141 Essen Germany	sebastian.birk@uni-due.de	00 49 201 183 3113	Réalise une synthèse européenne sur les indicateurs biologiques DCE dans le cadre du projet WISER (www.wiser.eu). Prend en compte plusieurs types de masses d'eau (y compris côtières et estuariennes). Démarrage de la synthèse courant 2009.
France	DCE, tous indicateurs	Marie-Claude Ximenes	ONEMA - Direction de l'Action Scientifique et Technique	La Nadar Hall C 5 square Felix Nadar 94300 Vincennes	marie-claude.ximenes@onema.fr	01 45 14 36 00	Suit la mise en place de la DCE sur les eaux côtières et estuariennes françaises (coordinatrice DCE eaux littorales à l'ONEMA)
France	DCE, tous indicateurs	Caroline Bagot	MEEDDAT - Direction de l'Eau et de la Biodiversité	20 avenue de Ségur 75007 Paris	caroline.bagot@developpement-durable.gouv.fr	01 42 19 25 69	Suit la mise en place de la DCE sur les eaux côtières et estuariennes françaises (chargée de mission qualité des milieux marins- DCE)
France	DCE, tous indicateurs	Franck Bruchon	Agence de l'Eau Seine-Normandie, DEMAA - Service Littoral et Mer	21 rue de l'Homme-de-Bois 14600 Honfleur	bruchon.franck@aesn.fr	02 31 81 90 00	Suit la mise en place de la DCE sur les eaux côtières et estuariennes françaises
France	Tous indicateurs	Cédric Fisson	GIP Seine-Aval	12 avenue Aristide Briand 76000 Rouen	cfisson@seine-aval.fr	02 35 98 09 77	Travaille sur les indicateurs biologiques, chimiques et hydromorphologiques pour le suivi de l'état de l'estuaire de Seine et son évolution (tableau de bord de la situation environnementale de l'estuaire de Seine : http://seine-aval.crihan.fr/web/SystObstdb.jsp?currentBlocId=4)
France	DCE en eaux de transition et indicateur poisson	Mario Lepage	Cemagref Bordeaux, Ecosema	50 avenue de Verdun 33612 Cestas Cedex	mario.lepage@cemagref.fr	05 57 89 08 10	Coordonne le développement de l'indicateur DCE poisson français pour les eaux de transition et participe aux groupes d'intercalibration Méditerranée et Atlantique, suit la mise en place de la DCE en eaux de transition françaises depuis plusieurs années, coordonne l'axe 1 du projet BEEST.
France	Hydromorphologie	Sarah Jung	MEEDDAT - Direction de l'Eau et de la Biodiversité	20 avenue de Ségur 75007 Paris	sarah.jung@developpement-durable.gouv.fr	01 42 19 18 16	Suit le volet hydromorphologie de la DCE sur les eaux côtières et estuariennes françaises
France	Hydromorphologie	Aldo Sottolichio	Université de Bordeaux 1, laboratoire EPOC	avenue des facultés 33405 Talence Cedex	a.sottolichio@epoc.u-bordeaux1.fr	05 40 00 88 49	Coordonne un groupe de travail sur les indicateurs hydromorphologiques DCE pour les estuaires français dans le cadre du projet BEEST
France	Hydromorphologie	Valérie Foussard	GIP Seine-Aval	12 avenue Aristide Briand 76000 Rouen	vfoussard@seine-aval.fr	02 35 98 08 55	Dans le cadre du projet BEEST, travaille à la construction d'un indicateur hydromorphologie pour les eaux de transition estuariennes et réalise une synthèse sur les indicateurs DCE estuariens basés sur l'hydromorphologie à l'échelle européenne
France	Hydromorphologie & poissons	Delphine Nicolas	Cemagref Bordeaux, Ecosema	50 avenue de Verdun 33612 Cestas Cedex	Delphine.Nicolas@bordeaux.cemagref.fr	05 57 89 09 98	Travail de description à macroéchelle (UE) des paramètres hydromorphologiques structurant les communautés ichtyologiques. Publication en cours, pas encore acceptée. A contacter pour obtenir la publication.
France	Benthos, hydromorphologie et physico-chimie	Anne-Laure Barille	Bio-Littoral	Université de Nantes Faculté des Sciences et Techniques 2 rue de la Houssinière 44 322 Nantes cedex 3	al.barille@bio-littoral.fr	02 51 12 57 60	Travaille sur l'indicateur benthos. A aussi réalisé une étude sur le lien entre paramètres physiques et benthos + est en train de réaliser une étude sur le lien entre paramètres chimiques et benthos dans le cadre de BEEST
France	Eau douce, tous indicateurs	Fabrice Martinet	AESN -Agence de l'Eau Seine Normandie	51, rue Salvador Allende 92027 NANTERRE CEDEX	martinet.fabrice@aesn.fr	01 41 20 16 30	Travaille sur l'eau douce. Connaît très bien les différents indicateurs DCE en eau douce ainsi que les gens qui travaillent dessus
France	Benthos	Hugues Blanchet	Université Bordeaux1	UMR 5805 EPOC - OASU Station Marine d'Arcachon 2 Rue du Professeur Jolyet 33120 ARCACHON CEDEX	h.blanchet@epoc.u-bordeaux1.fr	05 56 22 39 35	Travaille sur le macrozoobenthos en estuaire
France	Benthos partie oligohaline	Martial Ferreol Virginie Archambault	Cemagref de Lyon	3 bis quai Chauveau - CP 220 F-69336 Lyon Cedex 09	martial.ferreol@cemagref.fr	04 72 20 89 29	Travaillent sur un projet d'adaptation du protocole IBGA dans les grands fleuves
					virginie.archambault@cemagref.fr	04 72 20 87 73	
France	Benthos eau douce et oligohaline	Michel Lafont	Cemagref de Lyon	UR BELY, 3 bis quai Chauveau, C.P. 220, F-69336 Lyon Cedex 09 (France)	michel.lafont@cemagref.fr	04 72 20 87 21	Auteur du protocole IOBS (concerne les rivières uniquement, éventuellement applicable aux grands cours d'eau ; l'adaptation aux estuaires est encore à tester).
France	Benthos mésohalin et polyhalin	Nicolas Desroy	CRESCO - Ifremer	Laboratoires Environnement Littoral & Ressources Aguacoles Finistère - Bretagne Nord, Station de Dinard, 38 rue du Port Blanc, 35801 Dinard	nicolas.desroy@ifremer.fr	02 23 18 58 62	Animateur du projet national ONEMA & Ifremer pour le développement d'un indicateur benthique pour les zones mésohalines et polyhalines des eaux de transition
France	Benthos	Jean-Claude Dauvin & Thierry Ruellet	Université des Sciences et Technologies de Lille	Lille 1, Laboratoire LOG (UMR CNRS 8187), Station Marine de Wimereux, 28 avenue Foch, BP 80, 62930 Wimereux	jean-claude.dauvin@univ-lille1.fr thierry.ruellet@univ-lille1.fr	03 21 99 29 20	Indicateurs BOPA et BOZA ; en charge du groupe de travail "indicateur benthos en zone oligohaline" du projet BEEST.
France	Benthos en domaine fluvial	Philippe Usseglio-Polatera	Université de Metz	Laboratoire LIEBE - UMR CNRS 7146 Campus Bridoux, Avenue Général Delestraint 57070 Metz-Borny	usseglio@univ-metz.fr	+ 33 (0)3 87 37 84 30	Hésite à se prononcer sur les zones fluviales tidales par manque de connaissance de ces milieux mais a une approche sur ce qu'il faudrait commencer par faire avant de définir un indicateur
France	Phytoplancton	Catherine Belin	Ifremer Nantes	Rue de l'Ile d'Yeu B.P. 21105 44311 Nantes Cedex 03	catherine.belin@ifremer.fr	02 40 37 41 10	A réalisé l'indicateur DCE phytoplancton eaux côtières et de transition
France	Phytoplancton en domaine fluvial	Michel Coste Juliette Roseberry	Cemagref Bordeaux	50 avenue de Verdun 33612 Cestas Cedex	michel.coste@cemagref.fr juliette.roseberry@bordeaux.cemagref.fr		Travaille sur les indices diatomiques. Ces indices pourraient éventuellement être utilisés en partie fluviale tidale des estuaires. D'après J Roseberry IIBD ne serait pas adapté
France	Hydromorphologie en milieu fluvial principalement	André Chandesis Yves Souchon	Cemagref de Lyon	3 bis quai Chauveau - CP 220 F-69336 Lyon Cedex 09	andre.chandesis@cemagref.fr	04 72 20 87 59	Dans les cours d'eau : hydromorphologie, approche multi-échelle des habitats aquatiques...
					yves.souchon@cemagref.fr	04 72 20 87 30	

Pays	Thématique en rapport avec l'étude	Nom	Organisme	Adresse	Email	Tél.	Commentaires
France	Macroalgues	Simon SERGE	Cellule de Suivi du Littoral Normand	53, rue de Prony 76600 Le Havre	serge.simon@csln.fr		A une connaissance de l'indice macroalgue en milieu côtier et une connaissance de la végétation aquatique à l'embouchure de l'estuaire de la Seine
France	Macroalgues	Erwan Ar Gall & Michel Le Duff	LEBHAM IUEM - UBO	76600 Le Havre	erwan.argall@univ-brest.fr	02 98 49 87 92	Travaille sur un indicateur macroalgues pour les abers bretons. Travail non finalisé : le recontacter dans quelques mois.
		Sandrine Derrien-Coutel	MNHN	Concarneau	derrien@mnhn.fr		Travaille sur un indice macroalgues en fonds subtidiaux rocheux sur le littoral Manche-Atlantique. Zones côtières surtout.
France	Macrophytes en eau douce	Thierry Cornier	Centre Régional de Phytosociologie - Conservatoire Botanique National de Bailleul	Hameau des Haendries 59270 BAILLEUL	t.cornier@cbnbl.org	03 28 49 00 83	A réalisé une étude sur les macrophytes en MET T1 et T2 de la Seine. Met notamment en évidence un effet probable des impacts anthropiques sur la richesse des communautés, notamment sur certaines espèces patrimoniales.
France	Macrophytes en eau douce (méthodologie IBMR)	Christian Chauvin (et Jacques Hauray à Agrocampus Ouest - Rennes)	Cemagref Bordeaux	50 avenue de Verdun 33612 Cestas Cedex	christian.chauvin@bordeaux.cemagref.fr	05 57 89 27 27	Christian Chauvin travaille sur une adaptation du protocole IBMR en grands cours d'eau.
France	Angiospermes	Philippe Housset	Antenne de Haute-Normandie – Conservatoire Botanique National de Bailleul	Mairie de Rouen - Direction des espaces publics et naturels Place du Général de Gaulle 76037 Rouen cedex 1	p.housset@cbnbl.org	02 35 03 32 79	Peut fournir des renseignements sur la végétation de la réserve naturelle de l'estuaire de la Seine
France	Phytoplancton et macroalgues	Christophe Laplace-Treytore	Cemagref Bordeaux	50 avenue de Verdun 33612 Cestas Cedex	christophe.laplace@bordeaux.cemagref.fr	05 57 89 08 53	A réalisé des études de macroalgues sur la Gironde
GB et Irlande	Benthos	Graham Phillips Alison Miles	Environment Agency	NMMT, Kingfisher House, Goldhay Way, Orton Goldhay, Peterborough, PE2 5ZR	graham.phillips@environment-agency.gov.uk alison.miles@environment-agency.gov.uk	44 (0) 173 346 4136	Encadrent le travail sur l'indicateur benthique du Royaume-Uni et de l'Irlande (IQI - Infaunal Quality Index)
GB et Irlande	Macroalgues (partie saline)	Martin Wilkinson	School of Life Sciences	Heriot-Watt University Riccarton, Edinburgh, EH144AS, UK	M.Wilkinson@hw.ac.uk	44 (0) 131 451 3468	Ont créé un indicateur macroalgues pour les estuaires au Royaume-Uni. Cet indicateur est basé sur les fucoides, et prend en compte la salinité et la turbidité.
GB et Irlande		Emma Wells	Wells Marine Surveys	1 North Lynn Business Village, Bergen Way, King's Lynn, Norfolk, PE30 2JG, UK	emma@wellsmarine.org	44 (0) 155 377 0444	
GB et Irlande	Angiospermes (herbiers)	Jo Foden	School of Environmental Sciences	University of East Anglia, Norwich, Norfolk, NR4 7TJ, UK	jo.foden@cefas.co.uk ; jo.foden@uea.ac.uk	44 (0) 160 3 59 1343	J. Foden ne fait plus partie de l'équipe aujourd'hui. L'indicateur a été construit pour les zones côtières mais doit en principe aussi s'appliquer aux estuaires
GB et Irlande	Indicateur basé sur les marais salants (angiospermes)	Mike Best	Environment Agency, Environmental Monitoring and Assessment Process	Kingfisher House, Goldhay Way, Orton Goldhay, Peterborough, PE2 5ZR	mike.best@environment-agency.gov.uk	44 (0) 173 346 4559	Indicateur en développement. Conçu pour les zones côtières et estuariennes.
	Marine Plants Task Team						Coordonne tout le travail sur les indicateurs marins et estuariens liés aux plantes (macroalgues, angiospermes et phytoplancton)
GB et Irlande	Macroalgues	Clare Scanlan	Scottish Environment Protection Agency	Greyhope Road, Aberdeen AB11 9RD, UK	clare.scanlan@sepa.org.uk		Indicateur basé sur les blooms de macroalgues opportunistes.
GB et Irlande	Phytoplancton	Rick Park	Scottish Environment Protection Agency	Edinburgh	Richard.park@sepa.org.uk		Un contact direct pour le phytoplancton
GB et Irlande	Poisson	Steve Coates, Adam Waugh & Steve Colclough	Environment Agency UK		steve.coates@environment-agency.gov.uk ; adam.waugh@environment-agency.gov.uk ; steve.colclough@environment-agency.gov.uk		Indicateur poisson pour le Royaume-Uni
GB (Ecosse)	Poisson	A. Pearce	SEPA - Scottish Environment Protection Agency		apearce@sepa.org.uk		Indicateur poisson pour l'Ecosse
Irlande	Poisson	Jimmy King	CFB - Central Fisheries Board	Swords Business Campus, Swords, Co. Dublin	jimmy.king@cfb.ie	+353 1 8843600	Responsable des échantillonnages DCE poisson
		Trevor Harrison & Peter Moorehead	DOENI - Department of Environment Northern Ireland		Trevor.Harrison@doeni.gov.uk ; Peter.Moorehead@doeni.gov.uk		Indicateur poisson pour l'Irlande du Nord
Pays Basque	Tous indicateurs	Angel Borja	AZTI-Tecnalia, Marine Research Division	Herrera Kaia Portualdea s/n 20110 Pasaia Spain	aborja@pas.azti.es		Contact clef pour le Pays Basque : a suivi le développement de tous les indicateurs DCE du Pays-Basque pour les eaux côtières et de transition, en particulier les indicateurs invertébrés benthiques et poissons dont il a la charge ; très bonne connaissance de la DCE, nombreuses publications sur ce thème.
Pays Basque	Benthos	Ifigo Muxika			imuxika@pas.azti.es		Travaille sur le M-AMBI (indicateur benthos) avec Angel Borja
Pays Basque	Poisson	Ainhize Uriarte			aiuriarte@pas.azti.es		Travaille sur l'indicateur poisson avec Angel Borja
Espagne Cantabrie	Benthos	Araceli Puente	Universidad de Cantabria		puentea@unican.es		Suit les études faites en Cantabrie et a fourni des informations sur les autres indicateurs développés
Espagne Asturie	Poisson	Carlos Nores	INDUROT – universidad de Oviedo	Mieres 33600 Asturias – Spain	cnores@uniovi.es		Indicateur poisson testé en Cantabrie – Ont participé à l'intercalibration de l'indice poisson
Portugal	Tous indicateurs sauf poisson	Joao-Carlos Marques	IMAR – Institute of Marine Research, c/o Department of Zoology	IMAR-Institute of Marine Research "Centro Interdisciplinar de Coimbra" Faculty of Sciences and Technology, University of Coimbra, 3004-517 Coimbra, Portugal	Jcmimar@cygnus.ci.uc.pt		Son laboratoire a en charge le développement des indicateurs DCE portugais, sauf le poisson. Les financements ont été obtenus au printemps 2009.
Portugal	Macroalgues	Joana Patrício			jpatricio@ci.uc.pt		A travaillé sur une indicateur macroalgues pour les eaux de transition portugaises.
Portugal	Benthos	Heliana Teixeira			helianateixeira@ci.uc.pt		Travaille sur le P-BAT (Portuguese Benthic Assessment Tool)
Portugal	Poisson	Henrique Cabral	Departamento de Biologia Animal / Instituto de Oceanografia	Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa, Campo Grande, 1749-016 Lisboa, Portugal	hncabral@fc.ul.pt	351 21 750 08 26	Contact direct pour l'indicateur poisson portugais (eaux côtières et de transition)

Pays	Thématique en rapport avec l'étude	Nom	Organisme	Adresse	Email	Tel.	Commentaires
Belgique	Poisson	Jan Breine	INBO - Instituut voor Natuur en Bosonderzoek	Duboislaan 14 B 1560 Groenendaal	Jan.BREINE@inbo.be		A construit des indicateurs poissons pour les zones estuariennes salines et les zones estuariennes d'eau douce soumises à la marée
Belgique	Phytoplancton	Stefan Van Damme	University of Antwerp (UIA)	Department of Biology, Ecosystem Management Research Group, University of Antwerp (UIA), Universiteitsplein 1, B-2610 Wilrijk, Belgium			A développé un cadre de travail dans lequel la disponibilité lumineuse pour le phytoplancton est prise en compte via un ratio entre la profondeur de mélange et la profondeur photique (Md/Pd)
Belgique	Tous indicateurs (sauf poisson)	Erika Van den Bergh	Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek	Research Institute for Nature and Forest - Kliniekstraat 25 1070 Brussels - Belgium	erika.vandenbergh@inbo.be	32 2 558 18 20	Excellent contact sur tous les indicateurs belges sauf l'indicateur poisson (pour lequel il faut contacter Jan Breine)
Pays-Bas et Belgique	Benthos	Gert Van Hoey	ILVO-Fisheries	Ankerstraat 1 8400 Oostende Belgium	gert.vanhoey@ilvo.vlaanderen.be	(32) 59 56 98 47	Nombreuses publications. Ex : Van Hoey, G. et al. (2007). The Benthic Ecosystem Quality Index (BEQI), intercalibration and assessment of Dutch coastal and transitional waters for the Water Framework Directive: Final report. NIOO Rapporten, 2007-02. NIOO: The Netherlands. 244 pp.
Pays-Bas	Macroalgues et angiospermes (partie saline)	Dick de Jong	National Institute for Coastal and Marine Management/RIKZ	PO Box 8039, NL-4330 EA Middelburg, The Netherlands			Un travail sur les zostères.
Pays-Bas	Poisson	Zwanette Jager	Ziltwater Advies	http://www.ziltwater.eu/	info@ziltwater.eu		A réalisé l'indicateur poisson pour les Pays-Bas, en collaboration avec Jorg Scholle (Allemagne)
Pays-Bas	Phytoplancton et autres indicateurs	Hanneke Baretta-Bekker	RIKZ	Kortenaerkade 1, PO Box 20907, 2500 EX Den Haag, Netherlands	hanneke.baretta-bekker@rws.nl ; J.G.Baretta- Bekker@rikz.rws.minvenw.nl	31 (0) 70 3114 439	Responsable de l'indicateur phytoplancton pour la partie aval (saline) de l'Escaut (Westerschelde) et le reste des Pays-Bas
Danemark	Macroalgues et angiospermes	Dorte Krause-Jensen et Karsten Dahl	National Environmental Research Institute,	Vejlsøvej 25, PO Box 314, DK- 8600 Silkeborg, Denmark	dkj@dmu.dk ; kda@dmu.dk		Ont développé l'indicateur macroalgues et angiospermes
Danemark	Tous indicateurs	Kurt Nielsen	Department of Lake and Estuarine Ecology	Vejlsøvej 25, PO Box 314, DK- 8600 Silkeborg, Denmark	kni@dmu.dk		A travaillé sur la définition des références et typologies. Ces travaux concernent tous les indicateurs (sauf poisson car les estuaires danois sont classés en eau côtières dans la DCE)
Allemagne - Lander du Schleswig-Holstein (Elbe et Eider)	Macroalgues et angiospermes (partie saline)	Rolf Karez	Landesamt für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume des Landes Schleswig-Holstein (LLUR, formerly LANU)	State Agency for Agriculture, Environment and Rural Areas Hamburger Chaussee 25, D- 24220 Flintbek, Germany	Rolf.Karez@llur.landsh.de	49 (0) 4347 704 479	Responsable des indicateurs macroalgues et angiospermes à l'échelle fédérale.
Allemagne - Lander du Schleswig-Holstein (Elbe et Eider)	Macroalgues et angiospermes (partie saline)	Gabriele Stiller	Biologische Kartierungen und Gutachten	Jagurstieg 6 22527 Hamburg	gabriele.stiller@t-online.de	040 / 40 18 80 95	Système d'évaluation basé sur la flore émergée (car il n'y a pas de flore immergée)
Allemagne - Lander de la Basse-Saxe (Ems, Weser)	Macroalgues et angiospermes (partie saline)	Wilfried Heiber	NLWKN	Wilhelmshaven	Wilfried.Heiber@NLWK-N- BRA.Niedersachsen.de		Utilisation de la méthode de G. Stiller mais avec en plus des ajouts inspirés de la méthode hollandaise : travaillent aussi sur les marais salants, les herbiers...
Allemagne	Benthos	Karin Heyer Jan Witt Ingrid Kroencke			HeyerKarin@t-online.de; Jan.Witt@NLWK-N- OL.Niedersachsen.de; Ingrid.kroencke@senckenberg.de		Non contactés. Sont membres du groupe d'intercalibration benthos. Testent l'indicateur néerlandais (le BEQI) sur les zones côtières et estuariennes allemandes
Allemagne	Phytoplancton, zones amonts (zones fluviales tidales)	Ute Mischke	IGB	Abt 2, Limnologie von Flussseen 12587 Berlin, Müggelseedamm 310	mischke@igb-berlin.de	49 (030) 64 181 690	Travaille sur le phytoplancton dans la partie fluviale tidale
Allemagne	Poisson	Jörg Scholle	Bioconsult	BioConsult Schuchardt & Scholle GbR Reeder-Bischoff-Straße 54 26757 Bremen http://www.bioconsult.de/	scholle@bioconsult.de	49 (0421) 6207108	A réalisé l'indicateur poisson pour l'Allemagne
Allemagne	Benthos	Markus A. Wetzel	Federal Institute of Hydrology	Federal Institute of Hydrology Am Mainzer Tor 1 56068 GERMANY	markus.wetzel@bafg.de		Réalise une étude en cours d'adaptation d'un indicateur benthique aux grands estuaires allemands en ciblant la zone fluviale tidale. Est intéressé pour une collaboration avec les chercheurs français pour les indicateurs benthiques

ANNEXE 3

Etat d'avancement synthétique des différents indicateurs proposés à l'intercalibration par les tous les Etats Membres en date d'août 2010 (sur la méthode, les données et la participation à l'intercalibration) (Comité de pilotage ECOSTAT, 2010 – <http://circa.europa.eu>).

Légende pour l'écorégion Atlantique Nord-Est :

FR : France ; ES : Espagne ; UK : Royaume-Uni ; IR : Irlande ; DE : Allemagne ; BE : Belgique ; PT : Portugal ; NL : Pays-Bas ; SE : Suède ; NO : Norvège ; DK : Danemark.

Correspondance des codes couleurs :

Methods	Green	National assessment method finalized (or in the final stage of development) and reported
	Yellow	Assessment method under development / not WFD compliant / not reported
	Red	No national assessment method
	Split Split	Different situations in different regions of a MS. It only applies where regional methods, not covering the whole country, are submitted.
Data	Green	Data provided to the common dataset according to the IC requirements
	Yellow	Data provided do not fulfil intercalibration requirements (e.g. very few sites, not appropriate sampling methods, only chemical data) or do not cover the full geographic area where the national method is going to be applied.
	Green	Data not provided
	Split Split	Different situations in different regions of a MS. It only applies where regional methods, not covering the whole country, are submitted.
Participation	Green	Active participation, also in between meetings, and clear communication with IC BQE leads
	Yellow	Participation could be improved (e.g. not participating in the meetings)
	Red	MS not contributing to the IC process
	Split Split	Different situations in different regions of a MS. It only applies where regional methods, not covering the whole country, are submitted.

TRANSITIONAL WATERS											
BQE		Baltic Sea		North-East Atlantic				Mediterranean Sea			Black Sea
Phytoplankton	Methods	EE	DE	SE	DE	ES	ES	ES	ES	GR	RO
		LV	DK	IR	NL	PT	FR	CY	BG		
		LT	SE	UK	BE	NO	IT	MT			
		PL	FI	DK	FR	SI	HR				
	Data	EE	DE	SE	DE	ES	ES	ES	ES	GR	RO
		LV	DK	IR	NL	PT	FR	CY	BG		
		LT	SE	UK	BE	NO	IT	MT			
		PL	FI	DK	FR	SI	HR				
	Participation	EE	DE	SE	DE	ES	ES	ES	ES	GR	
LV		DK	IR	NL	PT	FR	CY				
LT		SE	UK	BE	NO	IT	MT				
PL		FI	DK	FR	SI	HR					
Macroalgae and Angiosperms	Methods	EE	DE	SE	DE	ES	ES	ES	ES	GR	RO
		LV	DK	IR	NL	PT	FR	CY	BG		
		LT	SE	UK	BE	NO	IT	MT			
		PL	FI	DK	FR	SI	HR				
	Data	EE	DE	SE	DE	ES	ES	ES	ES	GR	RO
		LV	DK	IR	NL	PT	FR	CY	BG		
		LT	SE	UK	BE	NO	IT	MT			
		PL	FI	DK	FR	SI	HR				
	Participation	EE	DE	SE	DE	ES	ES	ES	ES	GR	RO
LV		DK	IR	NL	PT	FR	CY	BG			
LT		SE	UK	BE	NO	IT	MT				
PL		FI	DK	FR	SI	HR					

TRANSITIONAL WATERS												
BQE		Baltic Sea		North-East Atlantic				Mediterranean Sea			Black Sea	
Phytoplankton	Methods	EE	DE	SE	DE	ES	ES	ES	ES	GR	RO BG	
		LV	DK	IR	NL	PT		FR		CY		
		LT	SE	UK	BE		NO	IT		MT		
		PL	FI	DK	FR			SI		HR		
	Data	EE	DE	SE	DE	ES	ES	ES	ES	GR	RO BG	
		LV	DK	IR	NL	PT		FR		CY		
		LT	SE	UK	BE		NO	IT		MT		
		PL	FI	DK	FR			SI		HR		
	Participation	EE	DE	SE	DE	ES	ES	ES	ES	GR		
LV		DK	IR	NL	PT		FR		CY			
LT		SE	UK	BE		NO	IT		MT			
PL		FI	DK	FR			SI		HR			
Macroalgae and Angiosperms	Methods	EE	DE	SE	DE	ES	ES	ES	ES	GR	RO BG	
		LV	DK	IR	NL	PT		FR		CY		
		LT	SE	UK	BE		NO	IT		MT		
		PL	FI	DK	FR			SI		HR		
	Data	EE	DE	SE	DE	ES	ES	ES	ES	GR	RO BG	
		LV	DK	IR	NL	PT		FR		CY		
		LT	SE	UK	BE		NO	IT		MT		
		PL	FI	DK	FR			SI		HR		
	Participation	EE	DE	SE	DE	ES	ES	ES	ES	GR	RO BG	
LV		DK	IR	NL	PT		FR		CY			
LT		SE	UK	BE		NO	IT		MT			
PL		FI	DK	FR			SI		HR			

ANNEXE 4

Détails de quelques références bibliographiques clés étudiées dans cette synthèse. Cette liste est **complémentaire** de ce qui a été cité dans le texte de ce rapport : elle comprend des références intéressantes, pas toujours citées dans le reste du rapport.

Thématique	Référence	Contenu (description succincte, non exhaustive)
Général	Baan, P. J. A., van Buuren, J. T., 2003. Testing of indicators for the marine and coastal environment in Europe Part 3: Present state and development of indicators for eutrophication, hazardous substances, oil and ecological quality. European Environment Agency, Technical report 86: 64 pp.	Spécifique aux eaux côtières. Un listing des indicateurs biologiques DCE, quelques exemples de chacun (notamment TRIX pour le phytoplancton) ainsi que test de certains indicateurs benthiques
Général	HARBASINS - Estuarine Ecosystem Functioning, Restoration and Health (WP2), 2008. Prepared by: Institute of Estuarine & Coastal Studies (IECS), University of Hull, UK Research Institute for Nature and Forest, Belgium Rijkswaterstaat, Centre for Water Management, RWS WD, Lelystad, The Netherlands (http://www.harbasins.org/index.php?id=100)	Mine d'informations. C'est un document essentiel.
Général	Borja, A., 2009. AZTI's Marine research within the Basque Monitoring Network, for the Water Framework Directive.	Liste de toutes les publications de AZTI en relation avec la DCE. Version à jour reçue de Angel Borja mi-février 2009.
Général - écologie estuarienne	Elliott, M., Quintino, V., 2007. The Estuarine Quality Paradox, Environmental Homeostasis and the difficulty of detecting anthropogenic stress in naturally stressed areas. Marine Pollution Bulletin 54: 640-645.	Présentation détaillée du concept de "Estuarine Quality Paradox"
Méthodologie - modélisation	Meleder-Tard, V., 2007. Protocole de distribution des habitats benthiques côtiers par modélisation prédictive. Application aux forêts denses de laminaires subtidales du littoral breton. Ifremer. 57 pp.	Exemple de méthodologie pour modéliser une métrique biologique (ex. présence / absence de laminaires) dans le cadre d'une comparaison intersites et prenant en compte les caractéristiques naturelles de chaque site.
Echantillonnage	De Jonge, V.N., Elliott, M., Brauer, V.S., 2006. Marine monitoring: its shortcomings and mismatch with the EU Water Framework Directive's objectives. Marine Pollution Bulletin 53: 5-19.	Critique l'insuffisance (quantitative et qualitative) de l'échantillonnage en zones estuariennes et côtières dans certains pays. Propose de revoir cet échantillonnage, notamment vis-à-vis de la DCE.
DCE	Circulaire DCE 2007/20 du 5 mars 2007 relative à la constitution et la mise en oeuvre du programme de surveillance pour les eaux littorales en application de la directive 2000/60/CE du 23 octobre 2000 du Parlement et du Conseil établissant un cadre pour une politique communautaire dans le domaine de l'eau + annexes. (Récupéré en ligne sur http://texteau.ecologie.gouv.fr/texteau/ServletUtilisateurAffichageTexte?origine=nouvelles&idTexte=818)	Décrit les différents types de contrôles (surveillance, opérationnel... etc.) pour les eaux côtières et de transition. Le choix des sites ainsi que les principaux points de protocole (nombre de sites, fréquence) par indicateur et par type de masse d'eau sont également précisés.
Indicateurs DCE rivière	http://starwp3.eu-star.at	Moteur de recherche réalisé par Sebastian Birk sur les indicateurs biologiques pour les rivières à travers l'Europe. On peut y trouver de nombreux contacts clés dans les différents pays européens, des références bibliographiques, et les principaux points méthodologiques des différents indicateurs...
Général	Dauvin J.C. (Ed.), 2006. Estuaires Nord-Atlantiques : problèmes et perspectives. Bulletin spécial Seine-Aval, septembre 2006, 80 p.	Donne des informations générales sur les principaux estuaires Nord-Atlantiques européens.
Typologie	Anonymous, 2005. Circulaire DCE 2005/11 relative à la typologie nationale des eaux de surface (cours d'eau, plans d'eau, eau de transition et eaux côtières). 18 p.	Décrit la typologie estuarienne actuellement en vigueur en France (9 types estuariens pour la zone Atlantique, Manche, Mer du Nord)
Tous indicateurs Pays-Basque	Borja, A., Franco, J., Valencia, V., Bald, J., Muxika, I., Belzunce, M.J., Solau, O., 2004. Implementation of the European Water Framework Directive from the Basque country (Northern Spain): a methodological approach. Marine Pollution Bulletin 48, 209-218.	Présente la méthodologie adoptée au Pays Basque pour les différents indicateurs DCE estuariens. Papier qui date de 2004 mais qui reste néanmoins très "up to date" (vérifié avec Angel Borja)
Tous indicateurs, Allemagne	http://www.arge-elbe.de/wge/WRRL/WRRLStart.html	Description des procédures d'évaluation de l'état écologique de l'Elbe. NB : en allemand uniquement.
Tous indicateurs Royaume-Uni	www.wfduk.org	Nombreux documents et rapports en ligne présentant les différents indicateurs utilisés ou en cours de construction.
Tous indicateurs, Allemagne et Pays Bas	Scholle, J., Dau, K., 2007. Reference conditions of biological quality components in accordance with the EU Water Framework Directive in coastal and transitional waters in NL? D and DK. Status of development and comparison with the Targets of the trilateral Wadden Sea Plan. Harbasins, 65 p.	Document qui donne un très bon aperçu de ce qui a été fait en matière d'indicateurs biologiques en Allemagne et aux Pays-Bas.
Tous indicateurs	WFD Intercalibration Technical Report - Part 3 : Coastal and transitional waters, 2007. Disponible en ligne sur http://circa.europa.eu/Public/irc/jrc/jrc_ewai/library?l=milestone_reports/milestone_reports_2007/coastaltransitional/coast_nea_gig&vm=detailed&sb=Title	Présente les résultats des exercices d'intercalibration pour les différents indicateurs en eaux côtières et de transition. La place des eaux de transition dans ce rapport est minime (leurs particularités ne sont pas prises en compte), sauf pour le poisson. Il donne néanmoins des informations sur les différentes approches adoptées par les pays concernés.
Tous indicateurs	Anonymous, 2008. HARBASINS - Estuarine Ecosystem Functioning, Restoration and Health (WP2), Chapter 2: The links between hydromorphology, ecology and management. 32 pp.	Identification des relations connues entre les pressions et processus hydrogéomorphologiques et les éléments biologiques DCE pour les eaux côtières et de transition. Liste pour chaque indicateur bio les paramètres hydromorphologique qui le conditionnent en partie

Thématique	Référence	Contenu (description succincte, non exhaustive)
Hydromorphologie	Anonymous, 2007. Consultation on Mechanisms to deliver Water Framework Directive Requirements on Hydromorphology. Defra (www.defra.gov.uk), 62 pp.	Comprend un tableau sur les pressions anthropiques impactant l'hydromorphologie dans les estuaires, leurs impacts environnementaux (y compris sur la biologie), la robustesse des connaissances scientifiques sur ces impacts ainsi que les mécanismes permettant de les atténuer ou de les éviter.
Hydromorphologie	Anonymous, 2008. UK Environmental Standards and conditions (Phase 2). UK Technical Advisory Group on the Water Framework Directive (www.wfd.uk.org), 83 pp.	Présentation d'un outil anglais d'évaluation de risque qui aide à déterminer si des modifications morphologiques peuvent avoir des risques écologiques pour les lacs (Lake-MImAS), les estuaires et les eaux côtières (TraC-MImAS).
Hydromorphologie	Harbasins - Estuarine Ecosystem Functioning, Restoration and Health (WP2), 2008b. Chapter 5: Pressures on habitat and transitional waters, 75 p.	Utilisation de la méthode de Aubry & Elliott (2005, 2006). Etude des relations entre hydrogéomorphologie, pressions anthropiques, et les indicateurs biologiques DCE.
Hydromorphologie et physicochimie	Martins, I., Pardal, M.A., Lillebø, A.J., Flindt, M.R., Marques, J.C., 2001. Hydrodynamics as a Major Factor Controlling the Occurrence of Green Macroalgal Blooms in a Eutrophic Estuary: A Case Study on the Influence of Precipitation and River Management. Estuarine, Coastal and Shelf Science 52: 165-177.	Effet des courants, de la quantité de lumière disponible, de la salinité, du rapport N/P... sur des blooms de macroalgues vertes dans l'estuaire du Mondego (Portugal)
Méthode de combinaison des métriques, indicateurs de pressions anthropiques	Aubry, A., Elliott, M., 2006. The use of environmental integrative indicators to assess seabed disturbance in estuaries and coasts: Application to the Number Estuary, UK. Marine Pollution Bulletin 53: 175-185.	Combinent des indicateurs de pression et de qualité selon une moyenne arithmétique pondérée, les poids étant définis à dire d'expert (sondage). En déduisent une évaluation de l'Humber.
Pressions anthropiques	Borja, A., Galparsoro, I., Solau, O., Muxika, I., Tello, E.M., Uriarte, A., Valencia, V., 2006. The European water Framework Directive and the DPSIR, a methodological approach to assess the risk of failing to achieve a good ecological status. Estuarine, Coastal and Shelf Science 66, 84-96.	Rappel de la méthode DPSIR (Driver, Pressure, State, Impact, Response) et application aux zones estuariennes et côtières du Pays Basque : listing des différentes pressions qui impactent la zone, quantification de ces pressions et évaluation du risque que les masses d'eau étudiées n'atteignent pas les objectifs DCE.
Phytoplancton	Belin, C., Durand, G., Daniel, A., Pellouin-Grouhel, A., 2007. DCE : indicateurs phytoplancton, chlorophylle, et hydrologie. Simulations de classement des masses d'eau. Comparaison des classements obtenus avec différents critères. Ifremer, 158 pp.	Présentation de l'indicateur phytoplancton pour les eaux côtières et de transition. Travail qui exclut les grands estuaires Seine, Loire et Gironde car l'indicateur phytoplancton est considéré non pertinent du fait de leur forte turbidité.
Macroinvertébrés benthiques	Ducrot, J.P., Mazic, C., 2008. Review of indicators and identification of gaps for intertidal and subtidal sediment habitats. In press, JNCC (England).	Je n'ai pas réussi à le récupérer (car "under review"). Contacter le JNCC pour l'obtenir.
Macroinvertébrés benthiques - Mésosalin et Polyhalin	Anonymous. Proposition d'étude des eaux de transition en vue de la définition d'une méthode indicatrice pour le macrobenthos, dans le cadre du contrôle de surveillance imposé par la Directive Cadre sur l'Eau	Description du projet pour la construction d'un indicateur benthos en mésosalin et polyhalin. Onema & Ifremer. On y trouve en particulier la description du protocole de récolte des données.
Macroinvertébrés benthiques eau douce	Dauvin, J.C., 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.	BOPA
Macroinvertébrés benthiques eau douce - IBGA grands cours d'eau	Ussegla-Polatera, P., Wasson, J.-G., Archambault, V., 2008. Adaptation du protocole RCS aux grands cours d'eau. Proposition de note méthodologique - document de travail. 12 p.	Document de travail (non finalisé) qui propose une méthodologie d'adaptation de l'IBGA aux grands cours d'eau.
Macroinvertébrés benthiques eau douce	Bij de Vaate, B., Klink, A., Paalvast, P., 2007. Macrozoobenthos in the Lower Seine: a survey from the perspective of the European Water Framework Directive. Rapport Scientifique Seine-Aval 3, GPS-SA, 144 pp.	Etude du macrozoobenthos dans les zones T1 et T2 de l'estuaire de la Seine (zones d'eau douce). Ont testé une ancienne version de l'IBGA adapté aux grands cours d'eau et ont montré ses limites : il fonctionne mal lorsque les espèces sont en limite de zone de répartition. Travailler à l'échelle de l'espèce (au lieu de la famille) permet de conserver des informations importantes. Comprend une réflexion sur le protocole d'échantillonnage et sa standardisation.
Macroinvertébrés benthiques	Salas, F., Marcos, C., Neto, J.M., Patricio, J., Pérez-Ruzafa, A., Marques, J.C., 2006b. User-friendly guide for using benthic ecological indicators in coastal and marine quality assessment. Ocean & Coastal Management 49: 308-331.	Synthèse sur les indicateurs benthique ; liste les pour et les contre de chacun et les cas pour lesquels ils sont pertinents ou non.
Macroinvertébrés benthiques	Borja, A., Muxika, I., Rodriguez, J.G., 2009. Paradigmatic responses of marine benthic communities to different anthropogenic pressures, using M-AMBI, within the European Water Framework Directive. Marine Ecology, in press.	Publication qui montre que le M-AMBI ne répond pas seulement à un enrichissement en matière organique mais aussi à d'autres pressions (ex : construction de marina et dragage).
Macrophytes eau douce	Cornier, T., Mora, F., Buchet, J., Housset, P., Basso, F., Hauguel, J.-C., Hendoux, F., 2006. Caractérisation phytocéologique des communautés de macrophytes de la partie amont de l'estuaire de la Seine : identification et hiérarchisation des facteurs écologiques structurant ces communautés et quantification de la productivité en biomasse. Programme Seine-Aval 3, GIP Seine-Aval. 65 pp.	Ont étudié les macrophytes sur les MET T1 et T2 de la Seine. Concluent à une possible utilisation d'indices macrophytes (type IBMR adapté aux grands cours d'eau) pour caractériser l'état écologique des masses d'eau de transition. Ils démontrent notamment que les communautés de macroalgues en T1 et T2 semblent très appauvries, notamment du fait de l'activité humaine. Certaines espèces patrimoniales semblent impactées par l'activité humaine, de manière directe (batillage) ou indirecte (turbidité accrue). Définition d'une méthodologie précise de caractérisation, de cartographie et d'échantillonnage des communautés végétales concernées (y compris mesure de biomasse basée sur une approche phytosociologique).
Macrophytes eau douce	Cornier, T., Mora, F., Buchet, J., Martinez, I., Basso, F., Hauguel, J.-C., Hendoux, F., 2007. Caractérisation phytocéologique des communautés de macrophytes de la partie amont de l'estuaire de la Seine : estimation de la productivité en biomasse. Programme Seine-Aval 3, GIP Seine-Aval. 75 pp.	Application de la méthodologie d'échantillonnage de biomasse définie dans le rapport 2006. N'ont pas pu comparer leurs résultats avec d'autres estuaires car absence de données. Beaucoup de macroalgues dans la Seine. Corrélation entre augmentation des pressions anthropiques vers l'aval et appauvrissement des communautés macrophytiques.
Macroalgues partie saline	Wilkinson, M., Wood, P., Wells, E., Scanlan, C., 2007. Using attached macroalgae to assess ecological status of British estuaries for the European Water Framework Directive. Marine Pollution Bulletin 55: 136-150.	Les indices basés sur des compositions spécifiques de macroalgues paraissent peu pertinents en estuaire car la composition spécifique change tout au long du gradient estuarien et il est ainsi difficile de savoir en quel point cette composition doit être suivie. De plus les espèces estuariennes sont très tolérantes. => développement d'un indice basé sur la pénétration des fucales vers l'amont. Prend en compte la salinité et la turbidité
Macroalgues	Patricio, J., Neto, J.C., Teixeira, H., Marques, J.C., 2007. Opportunistic macroalgae metrics for transitional waters. Testing tools to assess ecological quality status in Portugal. Marine Pollution Bulletin 54: 1887-1896.	Ont testé la méthodologie de Scanlan et al., 2007 (GB). Ont aussi adapté la méthode pour pouvoir l'utiliser lorsque les données de biomasse ne sont pas disponibles. Trouvent que l'échantillonnage des macroalgues opportunistes doit être réalisé entre avril et juin.
Macroalgues	Scanlan, C.M., Foden, J., Wells, E., Best, M.A., 2007. The monitoring of opportunistic macroalgal blooms for the Water Framework Directive. Marine Pollution Bulletin 55: 162-171.	Description de l'indicateur anglais basé sur les blooms de macroalgues opportunistes (<i>Ulva</i> et <i>Enteromorpha</i>). La méthodologie d'échantillonnage et le mode de détermination des seuils sont abordés de manière approfondie. Discussion sur l'effet des paramètres physico-chimiques.
Macroalgues	UKTAG SUMMARY PROFORMA Macroalgae -Macroalgal Blooming Tool Transitional and Coastal Waters 22nd December 2008, 2 p.	Décrit l'indicateur basé sur les blooms de macroalgues opportunistes ainsi que son timing d'application
Macrophytes eau douce	Chauvin, C., Haury, J., Peltre, M.-C., Laplace-Treytore, C., Breugnot, E., Dutartre, A., 2006. Évaluer la qualité de l'hydrosystème par la végétation aquatique. De l'approche fonctionnelle à l'Indice Biologique Macrophytique en Rivière et son application en grands cours d'eau. Journée CETMEF-MEDD Suivi Environnemental des aménagements et travaux maritimes et fluviaux. Paris. 12 p.	Document présentant le principe de l'IBMR ainsi que ses intérêts et limites pour une utilisation en milieu fluvial.
Macroalgues subtidal zones salines	Derrien-Courtet, S., Le Gal, A., 2008a. Proposition de calcul d'un indice de qualité pour le suivi des macroalgues des fonds subtidiaux rocheux dans le cadre de la DCE. 1 : Protocole d'observation in situ. MNHN. 8 p. Derrien-Courtet, S., Le Gal, A., 2008b. Proposition de calcul d'un indice de qualité pour le suivi des macroalgues sur les fonds subtidiaux rocheux dans le cadre de la DCE. 2 : Protocole de calcul d'un indice de qualité pour le suivi des macroalgues des fonds subtidiaux rocheux. MNHN. 4 p.	Travail sur un indice macroalgues en fonds subtidiaux rocheux du littoral Manche-Atlantique. Concerne plutôt les zones côtières. Prend en compte la turbidité en deux classes : "peu turbide" ou "turbide".