

RAPPORT SCIENTIFIQUE



EVALUATION DE LA QUALITE BIOLOGIQUE DES MILIEUX LITTORAUX SEMI-FERMES

EVALUATION OF THE BIOLOGICAL QUALITY OF COASTAL SEMI-SHELTERED ECOSYSTEMS

Programme **LITEAU 2**
Rapport de fin de contrat

Université Bordeaux 1 – CNRS, UMR 5805 EPOC
Xavier de Montaudouin
ation Marine d'Arcachon
rue du Pr Jolyet F-33120 Arcachon
de-montaudouin@epoc.u-bordeaux1.fr

Date : 15/07/09

N° de contrat : CV05000151
Date du contrat : 01/12/2005

Note importante

Cette partie peut être rendue sous forme non modifiable (fichier pdf de préférence).

Son format est laissé à la libre appréciation de ses rédacteurs.

I. Compartiment phytoplancton : Quels indices phytoplanctoniques pour l'évaluation de la qualité écologique des masses d'eau ? Exemples du Bassin d'Arcachon et de l'estuaire de la Gironde

Université Bordeaux 1 – CNRS, UMR 5805 EPOC : Y. Del Amo (MCU, responsable du volet phytoplancton), P. Chardy (PR), A. Amiotte (CDD Liteau 2), F. Poulain (CDD Liteau 2) ; C. Glé (Doctorante), S. Dubois (DES), G. Lamaison (Master), A. Le Bris (Master et CDD Liteau 2).

IFREMER LER Arcachon : I. Auby (CR), D. Maurer (CR), M. Plus (CR)

1. Introduction : Contexte et objectifs

Le phytoplancton a été sélectionné par la DCE comme un indicateur biologique pour évaluer la qualité écologique des masses d'eau. Cependant, la notion d'état écologique est un concept dont la définition reste à établir et dont la mesure pose des problèmes méthodologiques non résolus. Le phytoplancton participe à la majeure partie de la production primaire marine. La disponibilité en éléments nutritifs ainsi que les paramètres environnementaux conditionnent les assemblages phytoplanctoniques, leurs abondances et leurs activités. Ces micro-organismes dépendent donc très fortement du milieu dans lequel ils évoluent. La rapidité de réponse des communautés phytoplanctoniques (en termes de biomasse et de composition) face à un changement environnemental (Sommer 1989) fait du phytoplancton un très bon indicateur de la qualité des masses d'eaux. Cependant, si la mesure de sa biomasse (concentration en chlorophylle *a*) est rapide et fiable, la taxinomie du phytoplancton est une partie de l'étude qui est certes peu coûteuse, mais qui représente néanmoins un travail long et laborieux, parfois subjectif par rapport aux différences d'appréciation et d'interprétation des observateurs vis-à-vis des espèces observées. Par ailleurs, les spécialistes en la matière sont de plus en plus rares en Europe, ce qui risque de limiter à terme ces suivis.

La présente étude, dans le cadre plus spécifique du projet QuaLiF, se positionne dans une perspective de recherche destinée à faire évoluer les concepts et les méthodes indispensables à la qualification de l'état écologique des masses d'eaux. Les objectifs du volet «phytoplancton» étaient, en premier lieu, de tester la pertinence de divers indicateurs phytoplanctoniques en milieu littoral (Bassin d'Arcachon) et dans les eaux à turbidité élevée (Estuaire de la Gironde). Dans un deuxième temps, il était aussi question d'évaluer la qualité de l'information apportée par différentes stratégies d'échantillonnage en termes de fréquence. L'objectif *in fine* étant de proposer des modifications éventuelles des outils et méthodes de mesure, et des outils de classification (stratégie d'échantillonnage, paramètres / indicateurs biologiques, seuils) mais aussi d'adapter les nouveaux suivis aux réseaux de surveillance/observation actuels.

2. Dispositifs méthodologiques mis en œuvre

Le cadre du projet QuaLiF a permis de mettre en place un certain nombre d'actions, soutenues par la création d'un CDD de 18 mois (F. Poulain, janvier à septembre 2006 ; A. Amiotte, décembre 2006 à août 2007) et d'un CDD de 2 mois (A. Le Bris, juillet-août 2007). Ces actions ont concerné :

- La recherche bibliographique sur les indicateurs biologiques basés sur le phytoplancton au niveau européen (EU WFD), et international.
- Le renforcement des missions terrain en 2006 et 2007
- L'aide au traitement d'échantillons en termes d'identification et de dénombrement du phytoplancton (2005 à 2007)

QuaLiF – Evaluation de la qualité biologique des milieux littoraux semi-fermés

- La mise au point d'une méthodologie fiable pour le dénombrement et l'identification du phytoplancton dans les eaux d'un estuaire très turbide.
- Enfin, le traitement des données afin (1) d'établir aux échelles saisonnière et décennale un schéma type des principaux paramètres, (2) de simuler l'état écologique des 2 écosystèmes à l'aide de divers indicateurs biologiques, (3) de déterminer la qualité de l'information apportée selon la stratégie d'échantillonnage adoptée, et (4) d'établir un bilan critique en termes d'indicateurs écologiques et de stratégie d'échantillonnage.

2.1. Sites ateliers

Le projet se concentre sur 2 masses d'eau : une masse d'eau côtière, le Bassin d'Arcachon, et une masse d'eau de transition, l'estuaire de la Gironde.

Le Bassin d'Arcachon (eaux côtières)

Le Bassin d'Arcachon reçoit des influences océaniques et terrestres. Il existe un gradient thermohalin des passes océaniques vers le fond du Bassin qui a permis de définir deux masses d'eau en fonction des caractéristiques hydrologiques (Bouchet 1968, Vincent 2002):

- les eaux néritiques externes ou aval du Bassin, avec des caractéristiques similaires aux eaux océaniques (la température varie de 9,5 à 21°C; la salinité de 34 à 35) ;
- les eaux néritiques internes ou amont du Bassin au fond de la baie, fortement influencées par les apports d'eau douce (1 à 25°C, 22 à 33 unités de salinité).

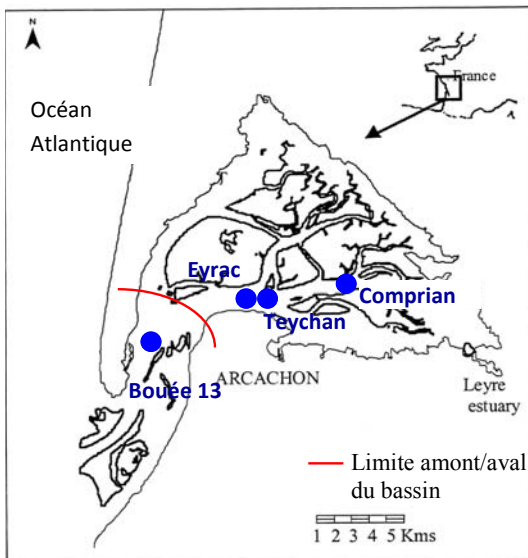


Figure I.1 : Carte du Bassin d'Arcachon et des stations d'échantillonnage.

Quatre stations du Bassin d'Arcachon ont été considérées (Figure I.1).

B13 : (44°38'N, 1°14'W) profondeur à pleine mer de 19 m, sous l'influence océanique (Arcachon aval).

Eyrac : (44°40'N, 1°10'W) profondeur à pleine mer de 6 m, sous l'influence continentale (notamment de la Leyre, Arcachon amont). **Teychan** : (44°39'N, 1°10'W) avec une profondeur à pleine mer de 14 m, elle est située dans la zone Arcachon amont.

Comprian : (44°40'N, 1°05' W) avec une profondeur à pleine mer de 7 m, située dans la zone Arcachon amont.

L'estuaire de la Gironde (eaux de transition)

L'estuaire de la Gironde (45°20'N, 0°45'W), drainant un bassin-versant de 71 000 km² (Maurice, 1994), est situé dans le Sud-ouest de la France entre les régions Aquitaine et Poitou-Charentes. Avec une superficie de 625 km² (Audry *et al.*, 2007), et 75 km qui séparent l'embouchure du Bec d'Ambès (confluence entre la Garonne et la Dordogne), il est considéré comme un des plus vastes estuaires d'Europe Occidentale. La moyenne des débits de la Gironde (1863-1991) est de 989 m³.s⁻¹. Le régime hydraulique annuel est caractérisé par des crues hivernales (janvier-février) et des étiages (août-septembre). Avec un régime de marée semi-diurne (période de 12h25), et des marnages de 1,5 à 5,5 m, l'estuaire de la Gironde constitue l'exemple type d'un estuaire macrotidal.

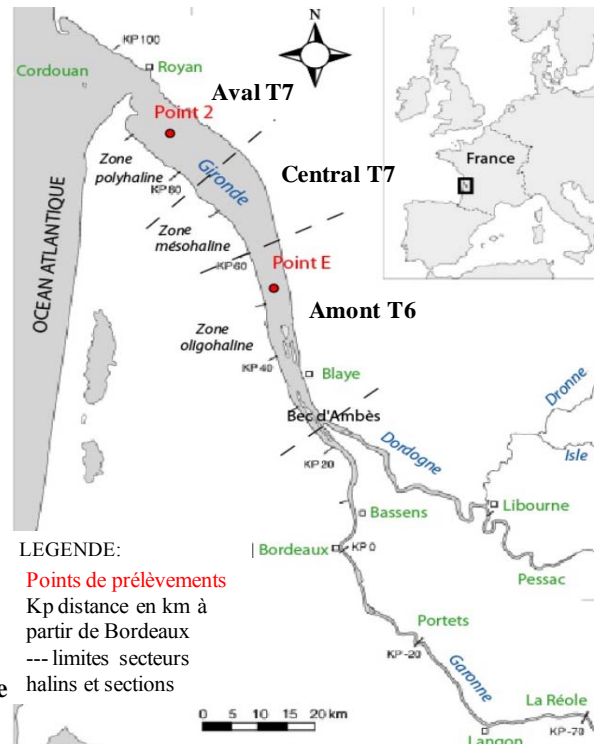
QuaLiF – Evaluation de la qualité biologique des milieux littoraux semi-fermés

Sur les critères d'une typologie des masses d'eaux de transition établie par la DCE, l'estuaire de la Gironde peut être divisé en 3 parties : (1) l'estuaire aval qui comprend l'embouchure, de type 7 (grands estuaires moyennement à fortement salé et à fort débit) où la profondeur moyenne est de 5 m, (2) l'estuaire central de type 7 où la profondeur moyenne est de 8 m, (3) l'estuaire amont localisé au niveau de la centrale de Blaye, de type 6 (grands estuaires très peu salé et à fort débit) où la profondeur moyenne est de 10 m.

Deux stations ateliers ont été retenues : l'estuaire aval (**point 2**) et l'estuaire amont (**point E**) (**Figure I.2**).

L'amplitude thermique des eaux de l'estuaire subit de fortes variations saisonnières (de 6°C en hiver jusqu'à 25°C en été ; Gasparini, 1997) et des gradients de température et de salinité sont observés longitudinalement et verticalement.

Figure I.2 : Carte de l'estuaire de la Gironde et des points de prélèvements



Par ailleurs, la Gironde est connue pour être l'un des estuaires les plus turbides d'Europe, avec une moyenne de matières en suspensions (MES) de 350 mg.L⁻¹ (Abril *et al.*, 2002). Ainsi, la pénétration de la lumière dans la zone de turbidité maximale est réduite, et de ce fait, le développement phytoplanctonique y est limité (Irigoien, 1994), expliquant les faibles biomasses phytoplanctoniques observées (moyenne annuelle ~5 µg.L⁻¹) en comparaison avec d'autres grands estuaires européens (20 µg.L⁻¹ pour l'Escaut, 225 µg.L⁻¹ pour le Sado ; Cabeçadas *et al.*, 1999).

2.2. Organisation interne et coordination avec d'autres programmes nationaux

L'information utilisée est issue de données acquises par la Station Marine d'Arcachon (Univ Bx1 / UMR 5805 EPOC) et le LER Arcachon (Laboratoire Environnement et Ressource) de l'IFREMER dans le cadre de mesures historiques (programmes de recherche, réseaux d'observation et de surveillance) ou de suivis spécifiquement mis en place dans le cadre de Liteau 2 en 2006 et 2007 (**Tableau I.1**). Les données utilisées présentent des fréquences d'échantillonnage variables, allant de bi-hebdomadaire à mensuelle.

QuaLiF – Evaluation de la qualité biologique des milieux littoraux semi-fermés

Données*	Station	Années	Frqce	Paramètres	Indices phyto
ARCHYD/ RNO (IFREMER)	Bouée13 Comprian	1988 - 2005	2 / mois	[Chl <i>a</i>] [NID, P, Si]**	Moyenne, P ₉₀ , P _{97.5} de Chl <i>a</i>
BDD interne (thèse C. Glé, UMR EPOC)	Bouée13 Comprian	2003	2/ sem	[Chl <i>a</i>]	P ₉₀ , P _{97.5} de Chl <i>a</i>
SOMLIT (UMR EPOC)	Eyrac Points 2 et E	1997 - 2007	1 ou 2 / mois	[Chl <i>a</i>] [Oxygène], [NID], [P]	TRIX
REPHY (IFREMER)	Teychan	1987 - 2005	2 / mois	Abondances [Chl <i>a</i>]	Nbre et frqce blooms P _{97.5} de abondance P ₉₀ Log(1+(nd/d))*** P ₉₀ Log(1+(dino/d))
PNEC (UMR EPOC)	Bouée13 Comprian	2005 - 2006	2/ sem à 2 / mois	Abondances [Chl <i>a</i>]	
Liteau 2	Bouée13 Comprian Points 2 et E	2006-2007	1 ou 2 / mois	Abondances	

Tableau I.1 : Récapitulatif des bases de données utilisées et des indices phytoplanctoniques correspondants. Voir Tableau I.2 pour les indices.

* ARCHYD (« Arcachon Hydrologie »), IFREMER. RNO (« Réseau National d'Observation de la qualité du milieu marin »), IFREMER. SOMLIT (« Service d'Observation du Milieu LITtoral »), INSU/CNRS, Bordeaux/Arcachon. REPHY (« Réseau de Surveillance du PHYtoplancton et des Phycotoxines ») IFREMER. PNEC (Chantier Littoral Atlantique), EPOC, Arcachon

** NID: azote inorganique dissous (NO₃⁻ + NO₂⁻ + NH₄⁺) ; P: phosphate ; Si: silicate

*** nd : non diatomées ; d : diatomées, dino : dinoflagellés.

P₉₀ : Percentile 90. P_{97.5} : Percentile 97.5. [Chl *a*] : concentration en Chl *a*.

2.3. Prélèvements destinés à l'observation du phytoplancton

Dans le cadre de Qualif (LITEAU2), le paramètre « phytoplancton » a été ajouté aux 13 paramètres du SOMLIT (missions SOGIR et SOARC) sur la période 2006-2007. Pour le Bassin d'Arcachon, les prélèvements ont été réalisés de façon hebdomadaire grâce à l'alternance des missions Qualif et PNEC avec celles du SOMLIT. Pour l'estuaire de la Gironde, les prélèvements ont été calqués sur ceux du service d'observation SOMLIT (tous les mois) aux points E et 2.

L'eau de mer est prélevée à pleine mer en subsurface (- 1 m) à l'aide d'une bouteille Niskin, puis échantillonnée dans des flacons de 50 mL contenant 15% de lugol acide. Les échantillons sont stockés à 4°C à l'obscurité jusqu'à leur traitement en laboratoire. Le dénombrement et l'identification taxinomique du phytoplancton s'effectuent jusqu'au genre (parfois l'espèce) par la méthode classique d'Utermöhl (1931, 1958). Celle-ci consiste à faire sédimenter un volume précis de l'échantillon d'eau dans une cuve, avant l'observation au microscope inversé.

2.4. Indices phytoplanctoniques testés

Selon la DCE, les indices basés sur le compartiment phytoplanctonique comprennent sa composition, son abondance cellulaire et sa biomasse. Des indices supplémentaires issus de la bibliographie existante ont été également testés, chacun étant associé à une grille de classification (Tableau I.2). Ces indices sont calculés à partir de différents paramètres (Chl *a*, abondances cellulaires, sels nutritifs, % oxygène) et sont regroupés ici en diverses catégories (biomasse, nombre et fréquence de blooms, multiparamétrique et groupes fonctionnels).

Il est à noter que dans le cadre de la DCE, il est préconisé de calculer les indices sur la période de croissance phytoplanctonique. Cette période de croissance varie beaucoup d'un auteur à l'autre passant de 8 mois (mars à octobre) (Durand *et al.* 2007) à 4 mois (mai à août), (Carstensen *et al.* 2004). Les résultats présentés ci-après sont basés sur les données annuelles.

QuaLiF – Evaluation de la qualité biologique des milieux littoraux semi-fermés

Métrique	Très bon état	Bon état	Etat moyen	Etat médiocre	Etat mauvais	Référence
A Moyenne [chl <i>a</i>] µg.L ⁻¹	0 - 2,5	2,5 - 5	5 - 7,5	7,5 - 10	> 10	Daniel, 2004
B P ₉₀ [chl <i>a</i>] µg.L ⁻¹	0 - 5	5 - 10	10 - 20	20 - 40	> 40	Devlin <i>et al.</i> 2007, Durand <i>et al.</i> , 2007
C Abondance > 10 ⁵ cell.L ⁻¹	0 - 15	15 - 30	30 - 45	45 - 60	> 60	Durand <i>et al.</i> , 2007
D Abondance > 2,5.10 ⁵ cell.L ⁻¹	0 - 15	15 - 30	30 - 45	45 - 60	> 60	Durand <i>et al.</i> , 2007
E [chl <i>a</i>] > P _{97,5} [chl <i>a</i>] µg.L ⁻¹	0 - 15	15 - 30	30 - 45	45 - 60	> 60	Carstensen <i>et al.</i> , 2004
F Abondance > P _{97,5} abondance cell.L ⁻¹	0 - 15	15 - 30	30 - 45	45 - 60	> 60	Adapté de Carstensen <i>et al.</i> , 2004
G [chl <i>a</i>] > 8 (ou 16) µg.L ⁻¹ selon masse eau	0 - 2 (ou 4)	2 - 5 (ou 4-10)	5-10 (ou 10-20)	10-15 (ou 20-30)	>30	Borja <i>et al.</i> , 2004
H Abondance > 10 ⁵ cell.L ⁻¹	0 - 20	20 - 40	40 - 70	70 - 90	> 90	Devlin <i>et al.</i> 2007, Durand <i>et al.</i> , 2007
J Abondance > 2,5.10 ⁵ cell.L ⁻¹	0 - 30	30 - 50	50 - 70	70 - 90	> 90	Durand <i>et al.</i> , 2007
K [chl <i>a</i>] > P _{97,5} [chl <i>a</i>] µg.L ⁻¹	0 - 20	20 - 40	40 - 70	70 - 90	> 90	Carstensen <i>et al.</i> 2004
L Abondance > P _{97,5} abondance cell.L ⁻¹	0 - 30	30 - 50	50 - 70	70 - 90	> 90	Adapté de Carstensen <i>et al.</i> , 2004
N TRIx (unité TRIx)	0 - 4	4 - 5	5 - 6	6 - 8	> 8	Vollenweider <i>et al.</i> , 1998, Penna <i>et al.</i> 2004
O P ₉₀ Log ₁₀ (1 + (nd/d))	0 - 0,01	0,01 - 0,05	0,05 - 0,1	0,1 - 0,5	> 0,5	Daniel, 2004
P P ₉₀ Log ₁₀ (1 + (dino/d))	0 - 0,01	0,01 - 0,05	0,05 - 0,1	0,1 - 0,25	> 0,25	Daniel, 2004

Tableau I.2 : Récapitulatif des indices phytoplanctoniques testés et de leur grille de classification associée.
nd : non diatomées ; d : diatomées ; dino : dinoflagellés ; P 90 : percentile ; P 97,5 : percentile 97,5

Les indices

➤ Indices de biomasse phytoplanctonique

La [Chl *a*] (µg.L⁻¹), simple à doser et complémentaire des informations données par le dénombrement phytoplanctonique, permet de traduire la biomasse phytoplanctonique dans les eaux, par le dosage des pigments chlorophylliens dans les matières en suspension. Les recommandations pour la mise en place de la DCE du groupe de travail piloté par IFREMER préconisent d'évaluer cette biomasse d'une part avec la moyenne des [Chl *a*] (Daniel, 2004), et d'autre part avec le percentile 90 (P90) de la [Chl *a*] (Durand *et al.*, 2007) sur une période annuelle.

➤ Indices « nombre de blooms »

Afin de calculer un nombre de blooms par an, il est nécessaire d'établir un seuil au-delà duquel la mesure est considérée comme « bloom ». Celui-ci peut être déterminé soit à partir des [Chl *a*], soit à partir des abondances cellulaires.

Carstensen *et al.* (2004) ont proposé de calculer ce seuil par le percentile 97,5 (P97,5) à partir des données de [Chl *a*]. Il a été déterminé sur les 6 premières années d'échantillonnage (1997-2002). Chaque échantillon dont l'abondance est supérieure à cette valeur est retiré du jeu de données. L'opération est répétée sur la nouvelle série de données jusqu'à ce qu'aucune valeur ne dépasse le nouveau seuil. Le dernier P97,5 calculé est alors utilisé comme valeur seuil pour qualifier un bloom. Ce seuil est appliqué au

QuaLiF – Evaluation de la qualité biologique des milieux littoraux semi-fermés

jeu de données complet afin de déterminer un nombre de blooms par an sur la totalité de la durée d'échantillonnage (1997-2007).

D'après IFREMER, un bloom est défini par une concentration supérieure à 10^5 cell.L⁻¹ ou $2,5 \cdot 10^5$ cell.L⁻¹ (seuil en discussion Durand *et al.*, 2007). Borja *et al.* (2004) ont établi pour les eaux de transition un seuil fixe de $16 \mu\text{g.L}^{-1}$. Par ailleurs, nous avons adapté la méthode de calcul de seuil de Carstensen *et al.* (2004) aux abondances. Comme précédemment, un seuil de bloom est calculé, par le P97,5 des abondances de 2006, au delà duquel nous qualifions un bloom.

► Indices « fréquence de blooms »

A partir de l'indicateur « nombre de blooms » ($> 10^5$ cell.L⁻¹, $> 2,5 \cdot 10^5$ cell.L⁻¹, $> \text{P97,5}$ abondances et $> \text{P97,5}$ [Chl *a*]), il est possible de calculer une fréquence en se rapportant sur le nombre total d'échantillons.

► Indice multi-paramétrique

L'indice TRIX (Vollenweider *et al.*, 1998) a été défini afin de caractériser l'état trophique des eaux évaluant la qualité écologique des masses d'eau. Il se calcule en intégrant simultanément les paramètres environnementaux et biologiques. Celui-ci prend en compte le taux de saturation en O₂, la chlorophylle *a*, l'azote inorganique dissous (NID) et le phosphate (P). Variant de 1 à 10 (unité TRIX) il a été calculé sur 10 ans :

$$\text{TRIX} = \frac{\log_{10}[(\text{Chl } a \times \text{D}\%O_2 \times \text{NID} \times \text{P}) + k]}{m}$$

Chl *a* : concentration annuelle moyenne en chlorophylle *a* ($\mu\text{g.L}^{-1}$)

D%O₂ = [abs |100 - %O₂|]: déviation absolue du taux de saturation annuel moyen en oxygène (%)

NID : concentration annuelle moyenne azote inorganique dissous (NO₃⁻ + NO₂⁻ + NH₄⁺) ($\mu\text{g.L}^{-1}$)

P : concentration annuelle moyenne en phosphate ($\mu\text{g.L}^{-1}$)

k, m : coefficients fixés (Vollenweider *et al.*, 1998) pour une valeur limite d'indice (k=1,5 et m=1,2)

► Indices « groupes fonctionnels »

Afin de rendre compte des différences de composition dans les populations phytoplanctoniques, des rapports entre les groupes fonctionnels (diatomées, dinoflagellés et/ou non-diatomées) sont calculés (Daniel, 2004) sur les données d'abondances de 2006 et 2007. La métrique calculée est le P90 selon les formules suivantes :

$$r_{\text{nd}/\text{d}} = P_{90} \text{Log}_{10} \left(1 + \left(\frac{\text{nd}}{\text{d}} \right) \right) \quad r_{\text{dino}/\text{d}} = P_{90} \text{Log}_{10} \left(1 + \left(\frac{\text{dino}}{\text{d}} \right) \right)$$

Avec nd : non-diatomées (concentration annuelle moyenne en cell.L⁻¹), d : diatomées (concentration annuelle moyenne en cell.L⁻¹) et dino : dinoflagellés (concentration annuelle moyenne en cell.L⁻¹).

3. Résultats

3.1. Bassin d'Arcachon

a. Classification obtenue

Etant donnée l'importance de la période de floraison au niveau du Bassin d'Arcachon, les résultats présentés ci-après sont basés sur les données annuelles (Figure I.3).

QuaLiF – Evaluation de la qualité biologique des milieux littoraux semi-fermés

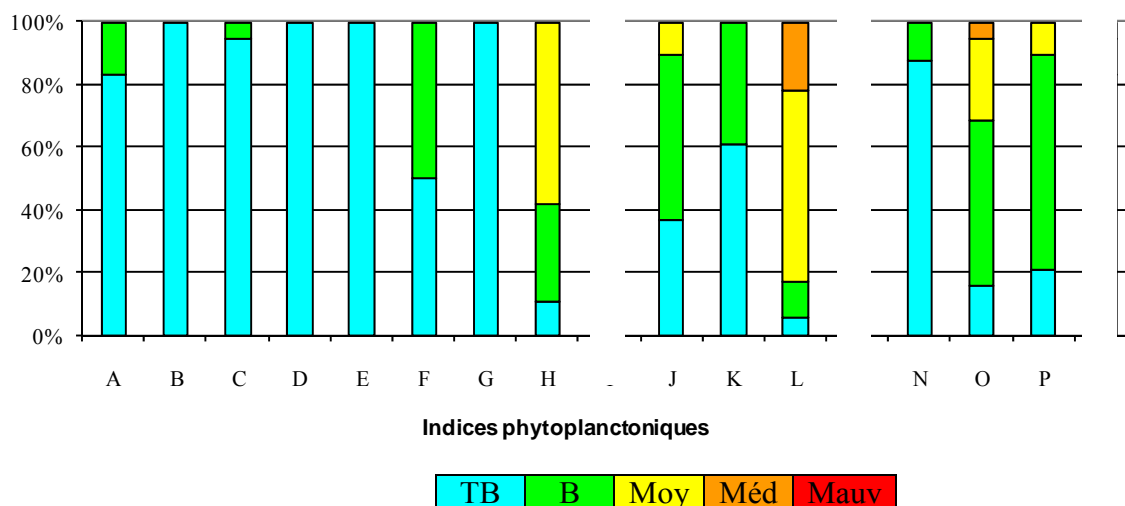


Figure I.3 : Pourcentage des différentes qualités écologiques obtenues pour chaque indice phytoplanctonique testé année par année, au niveau du Bassin d’Arcachon amont. [Pour les abscisses, se référer au Tableau I.2]. Les indices A, B, E, G et K concernent la station Comprian. L’indice N concerne la station Eyrac. Les autres indices concernent la station Teychan.

➤ Indice biomasse (concentration en Chl a)

En se basant sur les concentrations moyennes annuelles en Chl a, les eaux d’Arcachon (B13 et Comprian) sont classées en très bon et bon état écologique (Figure I.3., indice A). Avec le percentile 90 (P₉₀) de la concentration en Chl a comme métrique, les eaux d’Arcachon (B13 et Comprian) sont classées en très bon état écologique (Figure 1.3, indice B).

➤ Indice « nombre » et « fréquence de blooms » (abondance et concentration en Chl a)

A partir des abondances phytoplanctoniques, un bloom a d’abord été défini lorsque l’abondance d’un taxon¹ (au moins) dépasse un seuil fixé à 10⁵ cell.l⁻¹ (indice C) ou 2.10⁵ cell.L⁻¹ (Indice D) pour les eaux du Nord Est Atlantique (Durand *et al.* 2007). Outre l’année 1990 (bon état), ces indices donnent toujours une classification des eaux de Teychan de très bon état (Figure I.3, indices C et D). Cependant, un nombre de blooms seul est peu représentatif de la réalité puisqu’il ne tient pas compte du nombre de données et donc de la fréquence d’échantillonnage. Dans ce contexte, il est possible de considérer la fréquence de blooms, à savoir le pourcentage d’échantillons pour lequel un taxon dépasse le seuil fixé pour un bloom, rapporté au nombre total d’échantillons (Carstensen *et al.* 2004, Durand *et al.* 2007). En testant cette métrique, les résultats sont plus mitigés, classant les eaux de Teychan avec un état moyen (11 années) à très bon selon les années (indices H et J). En conclusion, il semble évident que la classification en termes de fréquences de blooms soit bien plus appropriée qu’un nombre de blooms brut. Par ailleurs, ces simulations sont plutôt pessimistes, alors que le groupe des cryptophycées n’est pas pris en compte ici. Il serait certainement souhaitable dans cette optique soit d’effectivement augmenter le seuil de 10⁵ cell.l⁻¹ si l’on veut considérer toutes les espèces, dont le nanophytoplancton dont les abondances sont toujours bien plus élevées ; soit de considérer les deux classes de tailles séparément, nano- et microphytoplancton.

Carstensen *et al.* (2004) proposent de déterminer le percentile 97,5 (P_{97,5}) à partir de la base de données de l’état de référence (ici 6 ans). Ce P_{97,5} correspond au seuil au-delà duquel est défini un bloom. Le raisonnement s’effectue en nombre (indice E) ou en fréquence (indice K) de blooms. Ce calcul permet de définir un seuil caractéristique pour chaque site. Cette méthode de calcul est donc plus représentative du

¹ liste des taxons responsables de blooms (> 10⁵ cell.l⁻¹) : *Asterionella* sp., *Cerataulina* sp., *Chaetoceros* spp., *Cocconeis* sp., *Cylindrotheca* spp., *Leptocylindrus* spp., *Nitzschia* spp., *Pseudo-nitzschia* spp., *Rhizosolenia* spp., *Skeletonema* sp., *Thalassionema* sp.

QuaLiF – Evaluation de la qualité biologique des milieux littoraux semi-fermés

site étudié que la généralisation d'un seuil fixe pour une multitude de sites. Pour B13 et Comprian, les seuils $P_{97.5}$ calculés à partir de l'état de référence (de 1988 à 1993) sont 2,46 et 2,50 $\mu\text{g.L}^{-1}$ respectivement. Ces valeurs semblent tout à fait réalistes et leur ressemblance reste cohérente avec la similitude des 2 stations. L'indice E « nombre de blooms » ainsi calculé nous permet d'obtenir une très bonne classification des eaux (Figure I.3). L'indice correspondant « fréquence de blooms » (indice K, Figure I.3), classe les eaux avec des qualités variant de très bon à bon état écologique.

Suite à ces résultats encourageants basés sur un seuil de Chl $a = P_{97.5}$, nous avons adapté la méthode afin de calculer un seuil d'abondance totale (et non par taxon) qui soit spécifique de notre base de données. Le $P_{97.5}$ a donc été calculé sur les données d'abondances cellulaires totales (hors cryptophycées) des 6 premières années (1987 à 1992) et est égal à $1,4 \cdot 10^5 \text{ cell.l}^{-1}$. Cette valeur sera donc le seuil au-delà duquel on considèrera avoir un bloom. En terme de nombre de blooms (indice F), la qualité des eaux varie d'un très bon à un bon état écologique. En termes de fréquence des blooms (indice L), les états écologiques varient de très bon à médiocre (Figure I.3).

Enfin, pour comparaison, les résultats obtenus à partir d'un seuil de concentration en Chl a fixe égal à 16 $\mu\text{g.l}^{-1}$ et de sa grille de classification correspondante pour les eaux du Pays Basque (Borjà *et al.* 2004), montrent que les eaux de B13 et Comprian sont toujours de très bonne qualité (Figure I.3 indice G).

➤ Autres indices

Indices multiparamétriques

D'autres auteurs ont proposé de lier paramètres biologiques et paramètres environnementaux, de façon à prendre en compte l'ensemble des paramètres du milieu.

Vollenweider *et al.* (1998) déterminent un indice multicritère nommé indice intégré TRIX. Cet indice prend en compte la concentration en Chl a , le pourcentage de saturation de l'oxygène (aD%O), et les concentrations en NID et en P. Cet indice est déjà adopté dans plusieurs législations européennes, notamment en Italie (Penna *et al.* 2004). Avec les données d'Arcachon au niveau d'Eyrac, TRIX attribue aux eaux une classification de très bonne ou bonne qualité écologique (Figure I.3, indice N).

Groupes fonctionnels

Une autre catégorie d'indices est basée sur la détermination de groupes fonctionnels phytoplanctoniques, à savoir les diatomées, les dinoflagellés et les autres flagellés.

Les premiers indices correspondent au $P_{90} \log[1+(\text{non diatomées/diatomées})]$ et au $P_{90} \log[1+(\text{dinoflagellés/diatomées})]$ (Daniel, 2004). Les résultats de l'état écologique au niveau de Teychan varient d'un très bon état à un état médiocre en 1996, avec une majorité de 'bon' état (53 % et 68 % pour $P_{90} \log[1+(\text{non diatomées/diatomées})]$ et $P_{90} \log[1+(\text{dinoflagellés/diatomées})]$ respectivement) (Figure I.3 indices O et P). Cependant, cet indice est basé sur l'idée que la présence de diatomées implique des eaux de bonne qualité, contrairement aux dinoflagellés et flagellés en général. Il semblerait que la grille de classification utilisée sanctionne de façon trop sévère la présence d'organismes non siliceux dans le milieu.

Ces résultats montrent qu'il est important de développer des indices à partir de jeux de données prenant en compte différents types de données du site étudié, ceci afin de mieux évaluer sa qualité écologique. En effet, la composition et l'abondance phytoplanctoniques varient avec les paramètres du milieu, et notamment avec la disponibilité des nutriments. Il apparaît donc utile, voire même indispensable, de tenir compte d'autres paramètres (concentrations en nutriments, teneurs en oxygène dissous...), ainsi que de combiner abondance et biomasse phytoplanctoniques dans un même indice, afin de calculer des indices de qualité écologique du milieu.

QuaLiF – Evaluation de la qualité biologique des milieux littoraux semi-fermés

Le principal intérêt de ce type d'indices est qu'ils tiennent compte de l'abondance relative de chaque groupe fonctionnel et des paramètres environnementaux, souvent caractéristiques du milieu, et qui varient lors de perturbations.

b. Bilan sur les indices

La première conclusion qui est mise en avant est la nécessité d'utiliser des grilles de classification (ainsi que des seuils) adaptées à la zone géographique considérée.

Par ailleurs, concernant l'indice sur la biomasse phytoplanctonique, le P_{90} est une métrique reflétant plus la 'réalité' de l'état écologique des masses d'eau. Pour l'indice sur l'abondance phytoplanctonique, le calcul d'une fréquence de blooms semble plus judicieux que celui d'un nombre de blooms. L'idéal est pourtant de calculer un seuil à partir du jeu de données disponible (comme le calcul du $P_{97,5}$), que ce soit en terme de biomasse ou d'abondance.

Les indices multiparamétriques et ceux basés sur les groupes fonctionnels sont nécessaires à l'évaluation de la qualité du milieu.

c. Stratégie d'échantillonnage testée par dégradation de l'information (Bassin d'Arcachon)

A partir de données haute fréquence (tous les 3 jours) de concentration en Chl *a* (Bassin d'Arcachon 2003, Bouée 13 et Comprian, Glé 2007), nous avons simulé différentes fréquences d'échantillonnage allant de 3 fois par semaine à 1 par mois. Les indices de biomasse phytoplanctonique (P_{90}) et de nombre et fréquence de blooms (seuil $P_{97,5}$) ont été calculés à partir des différents jeux de données afin de rendre compte de l'effet de l'effort d'échantillonnage sur les résultats de l'évaluation de la qualité des masses d'eau (Tableau I.3).

	Frqce d'échantillonnage	P_{90} [Chl <i>a</i>] ($\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$)	Seuil $P_{97,5}$ [Chl <i>a</i>]	Nbre blooms (seuil $P_{97,5}$)	Frqce blooms (%)
B13	haute fréquence	3,30	2,8	18	20
	1/semaine	3,25	2,85	10	22
	1/15jours	2,72	3,05	2	9
	1/mois	2,55	3,14	1	8
Comprian	haute fréquence	3,92	2,83	30	33
	1/semaine	4,29	2,91	16	35
	1/15jours	4,33	3,23	8	35
	1/mois	4,33	3,24	4	33

Tableau I.3 : Récapitulatif des résultats sur trois indices phytoplanctoniques obtenus lors de la dégradation de la Base de Données haute fréquence 2003 au niveau des stations B13 et Comprian.

La métrique P_{90} de la concentration en chlorophylle *a* a montré que la qualité écologique des eaux reste très bonne quelle que soit la fréquence d'échantillonnage. Cependant, nous pouvons constater que le P_{90} diminue (pour B13) et augmente (pour Comprian) lorsque la fréquence d'échantillonnage diminue. Avec le seuil $P_{97,5}$ de Carstensen, il apparaît des différences de qualité écologique, avec une amélioration de cet état lorsque la fréquence d'échantillonnage diminue. L'amélioration de la qualité écologique peut s'expliquer par le fait qu'une diminution de fréquence d'échantillonnage diminue de la même manière la possibilité de détecter un bloom phytoplanctonique qui est un phénomène bref (3 à 4 jours) (Beliaeff *et al.* 2001, Gailhard *et al.* 2002).

Un plan d'échantillonnage idéal serait un suivi en continu, avec une bouée capable de mesurer sans interruption la concentration en Chl *a*. Ceci n'est pas réalisable en termes de mesure d'abondances. La deuxième alternative valable est un échantillonnage haute fréquence (Dahl et Johannessen 1998), éventuellement réalisable grâce à la cytométrie en flux avec prise d'images (FlowCam et logiciel

PhytoImage). Dans les conditions classiques d'analyse d'échantillons, un compromis entre coût et temps consacré au terrain et au dénombrement des cellules nous amènerait à proposer une fréquence minimum de deux fois par mois.

3.2 Estuaire de la Gironde

Selon la DCE, les paramètres biologiques à prendre en compte pour l'évaluation de la qualité des eaux comprennent donc la composition, l'abondance et la biomasse du phytoplancton. Néanmoins, ces paramètres ont été exclus du suivi pour les estuaires turbides dans la zone macrotidale de la Manche et de l'Atlantique (Pellouin, 2005).

a. Spécificité des échantillons de l'estuaire : Etude préalable pour l'observation d'échantillons très turbides

En raison de la forte turbidité du milieu, gênante pour l'identification du phytoplancton, les analyses au microscope des échantillons de l'estuaire de la Gironde ont nécessité une adaptation de la méthode Utermöhl (1931). Des études précédentes avaient montré qu'un fractionnement de l'échantillon (séparation du phytoplancton et des MES sur filtre) conduisait inévitablement à une perte de cellules de près de 50% (Gasparutti, 2003). Nous avons donc choisi de varier le volume d'eau mis à sédimenter.

Protocole adopté

Le dénombrement et l'identification doivent être effectués sur des volumes de 1 ou 2 mL (en fonction de la charge en MES). L'échantillon est mis à sédimenter à l'obscurité au minimum pendant 12h, avant observation au microscope inversé « Nikon TE 200 » en lumière blanche et en épifluorescence si besoin. Le dénombrement et la reconnaissance des cellules (jusqu'au genre, voire l'espèce) sont réalisés sur la totalité de la surface de la cuve. Cette analyse est opérée sur chaque échantillon mensuel des points 2 et E (Figure I.2), par la réalisation de 3 réplicats.

b. Description de la dynamique saisonnière du système

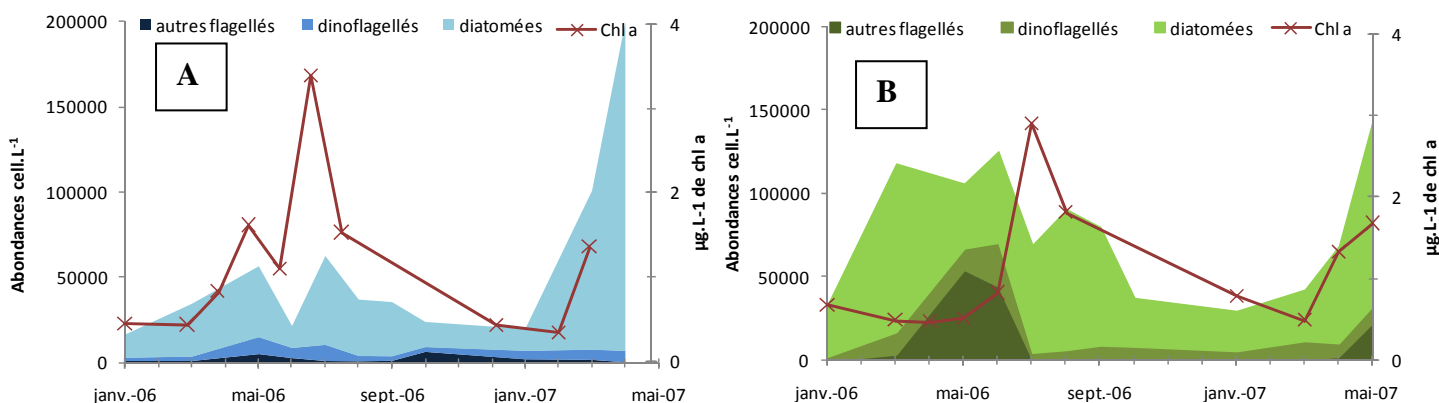


Figure I.4 : Dynamique saisonnière des paramètres biologiques (abondances phytoplanctoniques, chlorophylle a) dans l'estuaire aval (A) et amont (B) de la Gironde

Les diatomées présentent des proportions supérieures (76-79% en moyenne) à celles des autres groupes fonctionnels (12-14% dinoflagellés, 7-12% « autres flagellés ») (Figure I.4A). Cependant, ces deux derniers groupes peuvent occasionnellement représenter plus de 50% de la population au point E. Les abondances totales maximales en amont sont obtenues au printemps sur une plus longue durée qu'en aval, mais présentent des valeurs inférieures, avec une variabilité interannuelle moins visible. Les [Chl a] montrent un maximum du même ordre de grandeur qu'en aval (2,9 µg.L⁻¹) en été.

c. Classification obtenue selon les indices

Les indices d'état écologique calculés à partir des valeurs abiotiques (O₂, sels nutritifs) et biotiques (abondances phytoplanctoniques et [Chl a]) sont confrontés aux valeurs des grilles de classification

QuaLiF – Evaluation de la qualité biologique des milieux littoraux semi-fermés

permettant de qualifier les masses d'eaux d'un très bon état à un mauvais état (Tableau I.2). Ainsi, un code couleur, en accord avec la DCE, peut être attribué à l'amont et l'aval afin de qualifier l'état écologique des masses d'eaux de l'estuaire (Tableaux I.4 et I.5).

Indice	Métrique	2007*	2006	2005	2004	2003	2002	2001	2000	1999	1998	1997
Biomasse phytoplanktonique	Moyenne [Chl a] $\mu\text{g.L}^{-1}$	0,70	1,34	1,11	2,44	2,11	3,89	1,72	1,22	3,08	7,62	6,35
	<i>Etat de référence</i>	3,98										
	P ₉₀ [Chl a] $\mu\text{g.L}^{-1}$	1,16	2,45	1,62	4,81	2,78	8,17	2,66	2,62	9,58	21,60	13,45
	<i>Etat de référence</i>	12,80										
Nombre de blooms	Abondance > 10 ⁵ cell.L ⁻¹	1	0	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Abondance > 2,5.10 ⁵ cell.L ⁻¹	0	0	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	P _{97,5} [Chl a] $\mu\text{g.L}^{-1}$	0	1	0	2	1	2	0	0	2	5	3
	<i>Etat de référence</i>	2										
	P _{97,5} abondance cell.L ⁻¹	3	7	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	[Chl a] > 16 $\mu\text{g.L}^{-1}$	0	0	0	0	0	1	0	0	1	2	0
	<i>Etat de référence</i>	1										
Fréquence de blooms %	Abondance > 10 ⁵ cell.L ⁻¹	33	0	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Abondance > 2,5.10 ⁵ cell.L ⁻¹	0	0	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	P _{97,5} [Chl a] $\mu\text{g.L}^{-1}$	0	10	0	20	10	22	0	0	25	56	50
	<i>Etat de référence</i>	25										
	P _{97,5} abondance cell.L ⁻¹	100	88	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Multi-paramétrique	TRIX (unité TRIX)	5	5	5	5	-	5	6	5	5	5	6
	<i>Etat de référence</i>	5										
Groupes fonctionnels	P ₉₀ Log ₁₀ (1 + (nd/d))	0,03	0,09	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	P ₉₀ Log ₁₀ (1 + (dino/d))	0,03	0,07	-	-	-	-	-	-	-	-	-

Tableau 1.4 : Résultats des indices d'état écologique et des classements des masses d'eaux de l'aval de l'estuaire de la Gironde.

Indice	Métrique	2007*	2006	2005	2004	2003	2002	2001	2000	1999	1998	1997
Biomasse phytoplanktonique	Moyenne [Chl a] $\mu\text{g.L}^{-1}$	0,87	1,35	1,84	2,26	2,71	5,29	4,17	10,46	12,10	6,62	8,13
	<i>Etat de référence</i>	7,80										
	P ₉₀ [Chl a] $\mu\text{g.L}^{-1}$	1,22	2,95	4,05	3,56	6,15	6,58	10,03	18,95	33,70	12,17	17,80
	<i>Etat de référence</i>	19,80										
Nombre de blooms	Abondance > 10 ⁵ cell.L ⁻¹	1	3	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Abondance > 2,5.10 ⁵ cell.L ⁻¹	0	0	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	P _{97,5} [Chl a] $\mu\text{g.L}^{-1}$	0	3	4	5	4	6	7	6	6	7	6
	<i>Etat de référence</i>	6										
	P _{97,5} abondance cell.L ⁻¹	3	7	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	[Chl a] > 16 $\mu\text{g.L}^{-1}$	0	0	0	0	0	1	0	1	3	1	2
	<i>Etat de référence</i>	1										
Fréquence de blooms %	Abondance > 10 ⁵ cell.L ⁻¹	25	37,5	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Abondance > 2,5.10 ⁵ cell.L ⁻¹	0	0	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	P _{97,5} [Chl a] $\mu\text{g.L}^{-1}$	0	30	40	50	40	60	70	60	67	78	60
	<i>Etat de référence</i>	66										
	P _{97,5} abondance cell.L ⁻¹	75	87,5	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Multi-paramétrique	TRIX (unité TRIX)	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6
	<i>Etat de référence</i>	6										
Groupes fonctionnels	P ₉₀ Log ₁₀ (1 + (nd/d))	0,11	0,14	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	P ₉₀ Log ₁₀ (1 + (dino/d))	0,06	0,07	-	-	-	-	-	-	-	-	-

Tableau I.5 : Résultats des indices d'état écologique et des classements des masses d'eaux de l'estuaire amont de la Gironde.

*Année 2007 incomplète

QuaLiF – Evaluation de la qualité biologique des milieux littoraux semi-fermés

➤ Etat écologique des masses d'eaux

Percentile 90 et moyenne des concentrations en chlorophylle a

Le classement de l'aval de l'estuaire, année par année, est identique par utilisation des P₉₀ et des moyennes des [Chl *a*], sur toute la période d'étude (1997-2007).

L'état écologique des masses d'eaux déterminé par les P₉₀ des [Chl *a*] gagne une classe de qualité en 2002, 1999 et 1997, et deux classes de qualité en 2000 (années à fortes [Chl *a*] et/ou à fréquence élevée de pic de [Chl *a*] modérée). A l'inverse, il en perd une en 2001 (année à biomasse chlorophyllienne relativement constante). L'amélioration du classement vient du fait que le P₉₀ est une métrique qui permet d'ignorer les valeurs extrêmes des données. Cependant, le P₉₀ reste fort si les [Chl *a*] sont modérément élevées tout au long de l'année. Il permet donc de prendre en compte à la fois les pics de biomasses chlorophylliennes, mais aussi la biomasse phytoplanctonique régulière, et de ce fait son utilisation est plus pertinente que celle des moyennes.

Seuils de détermination du « nombre et fréquence de blooms »

Les valeurs fixes déterminant un bloom (10^5 cell.L⁻¹ et $2,5 \cdot 10^5$ cell.L⁻¹ pour les abondances et 16 µg.L⁻¹ pour les [Chl *a*]) sont très largement supérieures aux valeurs seuils calculées à partir des P_{97,5} ($3,4 \cdot 10^4$ cell.L⁻¹ et 1,68 µg.L⁻¹ pour le point E ; $1,6 \cdot 10^4$ cell.L⁻¹ et 3,04 µg.L⁻¹ pour le point 2). D'une part, les seuils fixes semblent être trop élevés comparés aux faibles abondances phytoplanctoniques observées dans l'estuaire et de ce fait, très peu de blooms sont détectés (0 ou 1 bloom /an). L'utilisation de seuils fixes non spécifiques à chaque site n'est donc pas adaptée, et le calcul des seuils au moyen des P_{97,5} est préférable.

D'autre part, la méthode de calcul d'un seuil spécifique à l'écosystème à l'aide du P_{97,5} ne permet pas de détecter correctement les blooms dans l'estuaire de la Gironde, du fait du très faible nombre de données de ce paramètre (8 valeurs à l'année) mais aussi des faibles amplitudes de variations des abondances phytoplanctoniques. Si la méthode de Carstensen (2004) semble être la meilleure pour définir le seuil adapté à un écosystème donné comme nous l'avons montré pour le Bassin d'Arcachon, notre série de données disponible est largement insuffisante ici.

Par ailleurs, en accord avec les travaux de Daniel (2004) et Durand *et al.* (2007) cette étude montre que pour classer correctement un site, il est nécessaire de tenir compte de l'effort d'échantillonnage. Ce biais peut être corrigé par l'utilisation des indices « fréquences de blooms », qui tiennent compte du nombre de données disponibles. Les fréquences de blooms font perdre de 1 à 3 classes de qualité aux masses d'eaux de l'estuaire, que ce soit sur les [Chl *a*] ou sur les abondances. En effet, le faible nombre de blooms annuels (variant de 0 à 7) représente en fait des fréquences beaucoup plus élevées (pouvant aller jusqu'à 88%). Ainsi, 7 blooms en aval sur 2006 correspondent en fait à 88% de blooms, faisant passer l'état écologique des masses d'eaux en état médiocre.

Abondance phytoplanctonique et chlorophylle a

Les P_{97,5} des [Chl *a*] permettent de classer systématiquement les masses d'eaux en meilleure qualité qu'avec les P_{97,5} des abondances. Le P_{97,5} des [Chl *a*] pour le point 2 en 2006 indique que 10% des valeurs correspondent à un bloom, contrairement à 88% pour les abondances. Les [Chl *a*] et les abondances obtenues sur les années 2006 et 2007 ne sont pas corrélées ($p > 0,05$). Il est possible que la méthode de mesure des [Chl *a*] par fluorimétrie (méthode de Lorenzen, 1966) effectuée dans le cadre du SOGIR ne permette pas d'évaluer correctement la biomasse phytoplanctonique en milieu très turbide (surestimation possible due aux fortes concentrations en MES et à la présence de matières colloïdales fluorescentes) et/ou que les dénombrements de cellules phytoplanctoniques soient sous-estimés du fait également de la présence importante de MES.

L'étude préliminaire réalisée ici soulève les problèmes et la difficulté que présente un travail d'identification et de dénombrement des communautés phytoplanctoniques en milieu turbide. Cependant, en raison du possible manque de fiabilité des [Chl *a*], l'abondance phytoplanctonique ne doit pas être exclue des paramètres à évaluer dans la DCE.

QuaLiF – Evaluation de la qualité biologique des milieux littoraux semi-fermés

Multi-paramétrique

Les résultats de l'indice TRIX, en amont et en aval, présentent des valeurs élevées (entre 5 et 6 unités TRIX) classant les masses d'eaux en état moyen.

Selon la formule de cet indice, l'augmentation de l'indice TRIX est engendrée par une augmentation des [NID] et/ou des [P] et/ou des [Chl *a*] et sa diminution par de forts taux de saturation en O₂. Les taux de saturation en O₂ dans l'estuaire de la Gironde ne tombent pas en dessous de 73% sur 10 ans. La qualification des masses d'eaux en état moyen peut donc résulter des trop fortes concentrations en sels nutritifs ou en chlorophylle *a*.

Par ailleurs, TRIX est calculé à partir d'une déviation du taux de saturation en O₂ (abs |100 - %O₂|). Ceci implique donc que des taux de saturation de 70 et 130% donnent des résultats équivalents (déviations identiques), alors que ces taux sont différents et ne reflètent pas la même qualité.

Dans les estuaires, les concentrations en sels nutritifs sont conditionnées par les apports en eaux douces et par leur niveau de dilution par les eaux marines faiblement concentrées. De ce fait, elles sont supérieures à celles obtenues en milieu côtier. A partir de cela, il serait possible d'adapter la formule de l'indice TRIX (pondération de la salinité par ajout d'un coefficient) ou alors d'adapter directement les grilles de classification.

Déjà adopté dans la législation italienne pour la classification des eaux côtières (Penna *et al.*, 2004), l'association des paramètres environnementaux à la biomasse chlorophyllienne devrait permettre à l'indice TRIX de donner un niveau représentatif de la qualité des eaux estuariennes.

Groupes fonctionnels

De précédentes études (Ferreira *et al.*, 2005, Marshall *et al.*, 2006) ont montré l'importance de la diversité phytoplanctonique dans la colonne d'eau, celle-ci pouvant être un élément qualitatif de l'état écologique d'un milieu. Selon les formules d'indices, pour classer le milieu en bon état, les groupes de non-diatomées et/ou de dinoflagellés ne doivent pas dépasser 15% de la population. Au vu de cela, le développement des diatomées, par opposition au développement des dinoflagellés et autres flagellés, est associé à un bon état écologique. L'amont et l'aval sont classés en état médiocre ou moyen en 2007. Le développement des diatomées est pourtant dominant dans l'estuaire de la Gironde (79% en amont et 76% en aval), et les dinoflagellés ne représentent que 12 à 14% de la population. Les travaux de Lemaire *et al.* (2002) ont montré que les dinoflagellés et les autres flagellés (Chlorophycées et Cryptophycées) constituent fréquemment une part significative des populations phytoplanctoniques dans les estuaires européens, qui ne sont pas pour autant en mauvais état écologique. Encore ici, une adaptation des seuils de classification devrait être effectuée pour l'application des grilles aux milieux estuariens.

➤ Evolution de l'état écologique des eaux depuis 1997

Le suivi de l'estuaire de la Gironde en termes de biomasse chlorophyllienne, de concentration en O₂ et en sels nutritifs n'ayant débuté qu'en 1997, nous avons utilisé les six premières années d'échantillonnage afin de déterminer un état de référence, une période de six ans correspondant à la durée d'un plan de gestion de la DCE (Durand *et al.*, 2007).

De manière générale, quelque soit l'indice calculé, en comparaison avec les états de référence, l'aval comme l'amont de l'estuaire de la Gironde semblent tendre vers une amélioration de la qualité des eaux de surface.

Les indices de biomasse chlorophyllienne montrent une évolution des eaux atteignant le bon état écologique entre 1997 et 2006. De la même manière, les indices « fréquences et nombres de blooms » montrent une diminution de moitié des blooms phytoplanctoniques annuels (passage de 66 à 30% en amont et de 25 à 10% en aval). Ceci témoigne surtout d'une baisse de la biomasse chlorophyllienne au sein de l'estuaire. Il serait important d'évaluer si cette baisse est due à un plus faible développement phytoplanctonique (contrôle de type ascendant), ou bien à une plus forte prédation des espèces phytoplanctoniques (contrôle de type descendant), pour pouvoir juger d'une quelconque amélioration ou non.

Cependant, l'indice TRIX impose un classement de moins bonne qualité aux masses d'eaux, et ne montre pas d'évolution particulière. Ce classement homogène dans le temps semble être assimilé aux fortes concentrations en sels nutritifs.

4. Synthèse et Propositions

* L'étude préliminaire méthodologique montre que malgré les difficultés d'analyse d'échantillons en provenance de sites très turbides, il est possible d'estimer de manière fiable (coefficient de variation inférieur à 10%) les abondances phytoplanctoniques par l'observation de petits volumes d'eau (1 ou 2 mL) au nombre de trois réplicats. Ceci reste toutefois un travail particulièrement lourd et non envisageable dans le cadre de suivis de type DCE. Cependant, l'utilisation future de cytomètres de flux de type FlowCam doit être envisagée. Au sein de l'UMR EPOC, l'acquisition récente de ce type d'équipement devrait permettre dans un futur proche l'ajout du paramètre « phytoplancton » au sein du service d'observation SOMLIT.

* Nos résultats montrent qu'un travail combiné sur les abondances phytoplanctoniques et les concentrations en chlorophylle *a* semble nécessaire pour l'évaluation de l'état écologique d'une masse d'eau. Le calcul de ces indices nécessite cependant un jeu de données suffisant.

* De manière générale, pour les abondances comme pour les concentrations en chlorophylle *a*, l'utilisation des percentiles permet de mieux estimer la qualité du milieu en fonction de ses spécificités qu'avec les moyennes. De plus, il sera plus pertinent d'utiliser des seuils spécifiques à chaque site à l'aide des percentiles 97,5 que des seuils fixes, à condition de disposer d'un jeu de données conséquent. De même, les indices « fréquences de blooms » seront à favoriser par rapport aux indices « nombres de blooms » qui ne prennent pas en compte l'effort d'échantillonnage.

* L'utilisation d'indices plus complexes (multiparamétriques et de diversité), bien que nécessitant des adaptations particulières pour les estuaires, semble plus pertinente. En effet, l'indice TRIX est très intéressant de par la mise en relation des paramètres environnementaux avec la biomasse chlorophyllienne. Des adaptations des grilles de classification et/ou de la formule, permettant d'intégrer des caractéristiques propres aux estuaires (fortes concentrations en sels nutritifs), seront toutefois nécessaires. L'utilisation d'indices de groupes fonctionnels implique d'une part la mise en place d'un suivi systématique sur les populations phytoplanctoniques en milieu estuarien, et d'autre part, une adaptation des grilles de classification.

II. Compartiment « Faune Invertébrée benthique »

Université Bordeaux 1 – CNRS, UMR 5805 EPOC : H. Blanchet (MCU, responsable du volet benthique), N. Lavesque (CDD Liteau 2), G. Bachelet (DR), P. Chardy (PR), M. Leconte (Ing), X. de Montaudouin (MCU)
UMR 8187 LOG : J.-C. Dauvin (PR), T. Ruellet (CDD Liteau 2), A.-L. Janson (Post-Doc)
UMR 6250 LIENSs : P.-G. Sauriau (CR)

1. Introduction

1.1. Contexte

La parution de la directive cadre sur l'eau (DCE) a relancé en Europe le débat scientifique autour de l'utilisation des organismes de la macrofaune invertébrée benthique en tant qu'outil de diagnostic de la qualité du milieu marin littoral et côtier. Les peuplements de macroinvertébrés benthiques marins sont reconnus comme de bons témoins des variations de leur environnement (Pearson & Rosenberg, 1978 ; Gray, 1981 ; Dauvin, 1993). Ces organismes sont en effet situés à l'interface entre colonne d'eau et sédiments ; ils présentent, de plus, une faible mobilité et une relative longévité (de quelques mois à plusieurs années) ; l'ensemble de ces caractéristiques leur confère la propriété d'intégrer les variations locales des conditions du milieu. Ainsi, suite à une modification des conditions environnementales, les peuplements de la macrofaune benthique vont montrer des changements de densité, de biomasse voire de composition spécifique en réaction à ces modifications et ainsi témoigner de l'existence d'un changement et indiquer potentiellement la localisation et l'étendue spatiale du phénomène. Cette propriété justifie pleinement la prise en compte de ces organismes comme élément pour la détermination de la qualité écologique des Masses d'Eau de surface par la DCE. L'intérêt supplémentaire de cette approche biologique, par rapport à une approche purement chimique (ex : mesure d'une concentration d'un polluant), réside dans le fait que les mesures réalisées sur la composition de la faune (ou de la flore) témoignent d'un réel impact écologique intégrateur d'une multitude de perturbations et ne sont pas *a priori* dépendante des limites techniques de détection des éléments chimiques par les appareillages de mesures utilisés.

En conséquence, de nombreuses méthodes ont été récemment développées ou adaptées afin de réaliser la bio-évaluation de l'état de santé des écosystèmes littoraux sur la base du paramètre « invertébrés benthiques » selon les critères et recommandations de la DCE. Ces méthodes sont venues s'ajouter à celles déjà existantes par ailleurs, à tel point que certains auteurs ont émis des critiques sur cette tendance à la tautologie de ces indices biotiques (Diaz *et al.*, 2004). Malgré tout, nombre de ces méthodes s'avèrent difficilement transposables à d'autres écosystèmes que ceux pour lesquels elles ont été développées de sorte que seul un nombre relativement restreint d'indices ont fini par émerger et sont susceptibles d'être utilisés (la plupart sont encore en phase de développement ou de test) de manière relativement commune sur les côtes européennes.

Ces divers méthodes ou indices, même s'ils diffèrent sur un certain nombre d'aspects, reposent pour la plupart sur de nombreux travaux communs. En particulier ceux de Pearson & Rosenberg (1978), Glémarec & Hily (1981) et Grall & Glémarec (1997), Borja *et al* (2003, 2004), qui établissent le mode de distribution de la faune macrobenthique selon un gradient d'enrichissement en matière organique. En conséquence, ces indices sont basés sur la définition d'espèces ou de groupes d'espèces plus ou moins sensibles ou plus ou moins résistantes à ce type précis de perturbation. En comparaison, l'effet d'autres types de perturbations, comme les perturbations physiques (ex : effet des dragages) ou les perturbations chimiques (ex : hydrocarbures, pollutions métalliques, biocides) sur la macrofaune invertébrée benthique n'est que peu ou pas pris en compte par la plupart de ces indices. De plus, la plupart des travaux cités précédemment et donc, les méthodes ou indices qui en découlent, ont été développés en domaine côtier ouvert peu soumis aux influences des eaux douces, et sur des peuplements subtidiaux.

QuaLiF – Evaluation de la qualité biologique des milieux littoraux semi-fermés

La performance de ces indices, dont l'ambition est d'être applicables le plus universellement possible, ne peut être vérifiée que s'ils sont appliqués à d'autres types d'habitat que ceux dans lesquels ils ont été développés. Le projet QuaLiF (Qualité des écosystèmes Littoraux semi-Fermés) vise de manière générale à estimer la performance des méthodes de bio-évaluation actuellement pressenties pour être utilisées dans le cadre de la DCE aux milieux littoraux semi-fermés, soumis aux apports d'eau douce et où la surface de platiers intertidaux naturellement vaseux peut être largement dominante. Ces écosystèmes littoraux sont en effet reconnus comme particulièrement importants pour leur rôle à l'échelle de l'écosphère (rôle de filtre et de tampon, notamment), ils fournissent quantité de ressources renouvelables et sont soumis à des pressions anthropiques fortes et à des conflits d'usages. Ce projet vise plus particulièrement à montrer l'intérêt et les limites tant théoriques que pratiques de ces approches, et à proposer les adaptations nécessaires à la détermination correcte de l'état écologique d'une Masse d'Eau par ce type d'approche.

1.2. Le projet QuaLiF – Hypothèses de départ et objectifs

La majorité des indices biotiques aujourd'hui pressentis pour être utilisés dans le cadre de la DCE (comme l'AMBI, le BENTIX ou le BQI) ont été définis à partir de travaux réalisés en milieu côtier ouvert (principalement subtidal) non soumis aux apports d'eau douce. De plus, ces travaux ont principalement traité de la perturbation de peuplements benthiques soumis à un enrichissement croissant en matière organique (Pearson & Rosenberg, 1978 ; Bellan, 1989 ; Hily, 1984 ; Borja *et al.*, 2000 ; Grall & Glémarec, 2003 ; Rosenberg *et al.*, 2004). D'une manière ou d'une autre, ces indices sont donc basés sur la définition d'espèces ou de groupes d'espèces plus ou moins sensibles ou résistantes à ce type de perturbation. La dominance d'espèces de la catégorie I (espèces très sensibles à la pollution) caractérise le « très bon niveau écologique » associé à des conditions non perturbées. A l'inverse, la dominance d'espèces opportunistes des catégories IV et V caractérise les états mauvais ou très mauvais. La base théorique relève du principe de la stratégie démographique r et K (Pianka, 1970). Les conditions d'instabilité favorisent les espèces opportunistes de type 1 et 2, ayant une stratégie de type r , tandis que des espèces sensibles ayant une stratégie de type K se développent dans des conditions non perturbées. Or, les milieux littoraux semi-fermés présentent en général des teneurs naturellement élevées en matière organique, liée aux apports continentaux et/ou à la forte production de biomasse autochtone, corrélées à des sédiments vaseux. En raison de leur conception et des bases théoriques sur lesquels ils s'appuient, il est fort probable que ces indices biotiques considèrent ces sites naturellement riches en matière organique comme dégradés. Ce schéma risque d'être renforcé pour les zones intertidales qui caractérisent nombre d'écosystèmes semi-fermés et dans les domaines soumis aux apports d'eaux douces comme les estuaires où les espèces présentes sont naturellement adaptées à l'instabilité des apports continentaux d'eau douce. De plus, face à la diversité des types de sources de perturbations (chimiques : pollutions par les hydrocarbures, effluents organiques, eutrophisation, métaux ; physiques : dragages, clapages, refoulements de sédiments), il paraît peu probable qu'un unique indice, basé sur un nombre très restreint de paramètres, soit susceptible de déterminer avec exactitude l'état écologique d'une Masse d'Eau. L'utilisation du concept d'intégrité biologique et d'approches multicritères (approches faisant appel non à un unique indice (ou métrique) mais à une sélection de plusieurs indicateurs reflétant les différents aspects structurels et fonctionnels d'un assemblage d'invertébrés benthiques), développés essentiellement par des équipes américaines (ex : Weisberg *et al.*, 1997 ; Ranasinghe *et al.*, 2002) (voir également Glémarec, 2003, pour un résumé), nous paraît particulièrement adapté à l'approche DCE. Finalement, la détection d'une modification du milieu par l'étude des peuplements de macrofaune benthique, comme d'autres éléments biologiques, nécessite d'être en mesure de faire la part entre leur variabilité naturelle (ex : variabilité temporelle, variabilité spatiale notamment celle liée aux différents types d'habitats) et la variabilité induite par une (ou plusieurs) perturbation(s). Il s'avère donc nécessaire de consacrer un effort de recherche sur la définition d'état de référence pour

QuaLiF – Evaluation de la qualité biologique des milieux littoraux semi-fermés

les habitats les plus représentatifs d'une Masse d'Eau et d'associer une mesure statistique de variabilité naturelle autour de ces états de référence.

En regard des hypothèses de travail exposées précédemment, le volet « faune invertébrée benthique » du projet QuaLiF proposait de travailler sur deux écosystèmes littoraux semi-fermés : (1) le Bassin d'Arcachon, lagune atlantique méso- à macrotidale de 180 km², à vocation ostréicole, caractérisée par de vastes estrans (70% de la surface totale) vaseux recouverts d'un herbier à *Zostera noltii*, et (2) l'estuaire de la Gironde, large estuaire macrotidal de 625 km² caractérisé par une forte turbidité. Ces deux sites se distinguent par un relativement faible degré d'industrialisation. Les données de macrofaune invertébrée benthique de ces deux sites seront comparées à celles de deux autres sites : (1) la baie de Marennes-Oléron, baie atlantique de 180 km² à vocation ostréicole et mytilicole, située entre l'île d'Oléron et le continent, et (2) l'Estuaire de la Seine (50 km²), écosystème communiquant avec la Manche et caractérisé par un très fort degré d'urbanisation et d'industrialisation. Les objectifs étaient :

- d'évaluer la pertinence (intérêts, limites) des indices biotiques existants en les testant sur les bases de données acquises sur les sites du Bassin d'Arcachon, l'estuaire de la Gironde, la baie de Marennes-Oléron et l'estuaire et la baie de Seine ;
- d'évaluer la possibilité de déterminer selon une approche homogène la Qualité Ecologique de chacune de ces Masses d'Eau sur la base des cinq classes de Qualité Ecologique requis par la DCE par l'utilisation de ces seuls indices ;
- d'évaluer l'intérêt et la faisabilité d'approches multivariées et d'approches multicritères pour l'interprétation du signal en termes de qualité écologique sur la base des peuplements d'invertébrés benthiques.

2. Application des indices biotiques et évaluation de leur performance

2.1. Méthodologie – Approches utilisées

La méthodologie développée dans le cadre du projet QuaLiF a consisté à réaliser, en parallèle, un important travail d'acquisition et de traitement de données biologiques. Dans le cadre de l'évaluation des indices et de ce programme, des données ont été acquises sur l'Estuaire de la Gironde. Le traitement des données a également consisté à compiler des bases de données faunistiques à partir de travaux préexistants réalisés récemment (10 dernières années) sur le Bassin d'Arcachon, la baie de Marennes-Oléron et l'estuaire et la baie de Seine à partir d'une collaboration entre l'UMR 5805 EPOC, l'UMR 8187 LOG et l'UMR 6217 CRELA (nouvellement UMR 6250 LIENSs).

2.1.1. Acquisition de données

Dans le cadre de ce projet QuaLiF, des données ont donc été acquises sur l'Estuaire de la Gironde.

Trois stations subtidales ont été échantillonnées, calées sur les 3 points de mesures SOGIR dans l'estuaire, à savoir les points F (PK 67), E (PK 52) (Gironde centrale) et K (PK 30) (Gironde amont), où la profondeur d'eau à marée basse est voisine de 8 m. Les prélèvements ont été effectués avec une benne Smith-McIntyre (5 répliqués par station), échantillonnant une surface de 0,1 m², lors des missions SOGIR programmées sur un navire côtier de l'INSU dans le cadre du SOMLIT. Huit campagnes mensuelles ont été réalisées, entre avril et novembre.

Trois stations intertidales ont également été échantillonnées, situées approximativement en regard des stations subtidales, sur la rive gauche de l'estuaire : St-Christoly (PK 66), St-Estèphe (PK 55) (Gironde centrale) et Lamarque (PK 35) (Gironde amont). Les prélèvements consistaient en 10 carottes de 66 cm², échantillonnées avec une périodicité mensuelle, de février à novembre. Des tests préliminaires, effectués sur des échantillons de cet estuaire, ont montré qu'une maille de 1 mm ne retenait qu'entre 2% et 16% des organismes retenus sur une maille de 0,5 mm. En conséquence, la totalité des échantillons collectés dans les domaines subtidal et intertidal a été tamisée sur une maille de 0,5 mm.

2.1.2 Traitement des données

Bases de données

Le traitement des données a nécessité au préalable la réalisation et l'homogénéisation de trois bases de données sur la macrofaune benthique du Bassin d'Arcachon, de l'Estuaire de la Gironde et de la Baie de Marennes-Oléron. Ces Bases de Données ont été réalisées sous le logiciel ACCESS.

Utilisation des indices biotiques existants

Cinq indices biotiques ont été appliqués aux quatre bases de données acquises sur (1) le Bassin d'Arcachon (177 stations échantillonnées en 2002), (2) l'Estuaire de la Gironde (6 stations suivies mensuellement depuis 2005), (3) la baie de Marennes-Oléron (262 stations échantillonnées en 1995) et (4) l'Estuaire et la Baie de Seine (111 stations sélectionnées dans la base de données MABES (acronyme de MAcrobenthos de la Baie et de l'Estuaire de la Seine)).

Cinq indices ont été développés récemment pour être appliqués à la macrofaune des masses d'eau européennes dans le cadre de la DCE. Il s'agissait de :

- **L'AZTI Marine Biotic Index** (Borja *et al.* 2000, 2003). Largement inspiré des travaux de Pearson & Rosenberg (1978), Glémarec & Hily (1981), Hily (1984) et Grall & Glémarec (1997), son calcul est fondé sur la distribution des espèces selon 5 catégories écologiques : I sensibles, II indifférentes, III tolérantes, IV opportunistes 1, V opportunistes 2. L'appartenance des espèces à chaque catégorie est établie selon une liste de plus de 2700 taxa (Borja *et al.*, 2000) proposée par l'AZTI et accessible *on line* sur la page web : <http://www.azti.es>. Le M-AMBI, version multivariée de l'AMBI, n'est apparu que plus tard (Muxika *et al.* 2006) mais a été quand même traité dans la seconde partie du projet, lors de notre réflexion sur le développement d'une approche multicritère (§ 3.2).
- **L'indice BENTIX** (Biological Benthic Index (Simboura & Zenetos, 2002)). Cet indice peut être considéré comme une variante simplifiée d'AMBI, ne retenant que deux catégories d'espèces, sensibles et tolérantes, établies selon la liste de l'AZTI.
- **L'indice de Shannon H'** proposé par Simboura & Zenetos en 2002 et repris par Labruno *et al.* (2005) en complément du BENTIX comme méthode pour estimer la qualité écologique des Masses d'Eau. Cet indice est une mesure de diversité alpha prenant en compte le nombre d'espèces et la distribution numérique de celles-ci au sein de l'assemblage.
- **Le BQI** (Benthic Quality Index (Rosenberg *et al.*, 2004)). Cette méthode repose sur le calcul de la valeur de tolérance de chaque espèce à partir d'un indice de diversité (ES50) qui représente la probabilité du nombre d'espèces dans un échantillon théorique de 50 individus.
- **Le BOPA** (Benthic Opportunistic Polychaetes / Amphipods ratio (Dauvin & Ruellet, 2007)). Proposé originellement par Gomez Gesteira & Dauvin (2000) puis amélioré par Dauvin & Ruellet (2007), cet indice compare la fréquence des polychètes opportunistes (basé sur la liste de l'AZTI) à celle des amphipodes, espèces considérées comme sensibles (à l'exception des *Jassa* spp.) à différents types de pollution (métaux, hydrocarbures, accroissement du taux de matière organique (Dauvin, 1987, 1998, 2000)). Cet indice a été calibré sur les 5 classes de qualité écologique définies pour l'AMBI (Borja *et al.* 2000, 2003).

2.2. Principaux résultats

Les valeurs des indices ont été calculées pour chaque station de chaque site et interprétées en termes de qualité écologique DCE selon les seuils en vigueur.

En raison de la nature différente des données entre l'Estuaire de la Gironde d'une part (6 stations, suivi temporel, tamisage sur 0,5 mm principalement), et le Bassin d'Arcachon, la Baie de Marennes-Oléron et la Baie et Estuaire de la Seine, d'autre part (grand nombre de stations, échantillonnage en une seule occasion (aspect spatial), utilisation de méthodes d'échantillonnage relativement

QuaLiF – Evaluation de la qualité biologique des milieux littoraux semi-fermés

homogènes (bennes ou carottiers de taille proche, utilisation de tamis de 1 mm de vide de maille)), nous avons réalisé les analyses en séparant ces deux types de sites.

2.2.1. Estuaire de la Gironde

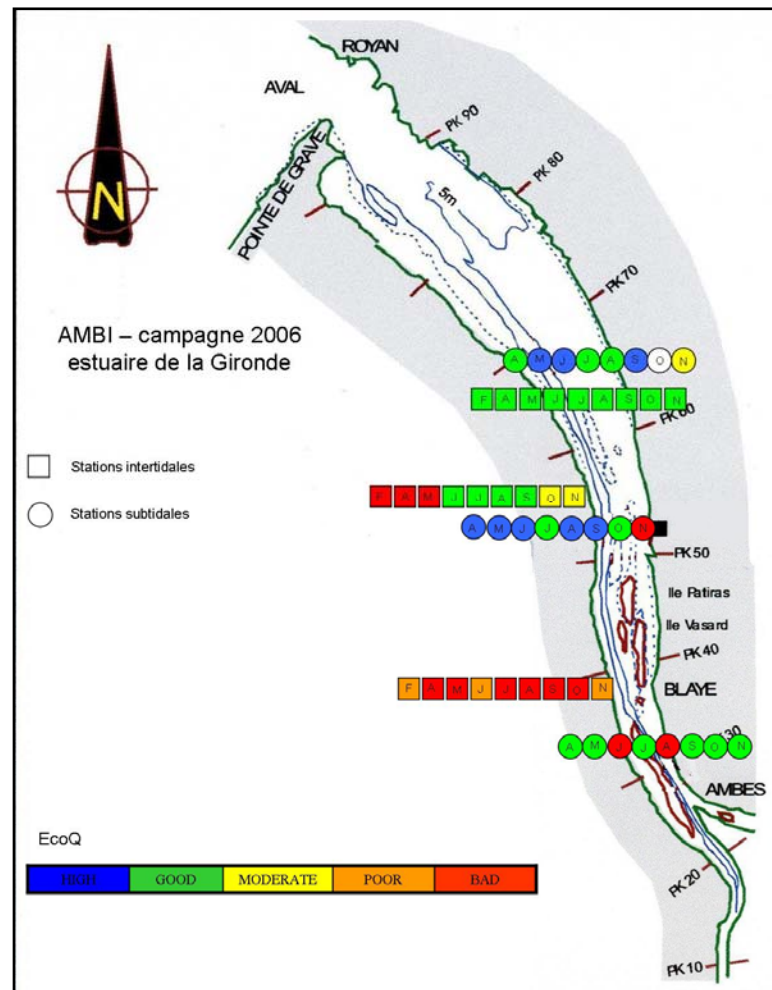
Ce travail a été réalisé par l'équipe de l'UMR 5805 EPOC.

L'estuaire est un écosystème changeant et très particulier avec de fortes contraintes physiques (courant, salinité, turbidité). Le sédiment est en général colonisé par des espèces considérées comme opportunistes, avec des cycles de vie très courts. La présence de ces espèces en grandes abondances induit de mauvais résultats avec les indices biotiques utilisés alors que la qualité du milieu n'est pas forcément dégradée, mais certainement perturbée par un hydrodynamisme important.

De plus, ces indices ont des conditions d'applications très strictes, conditions qui ne peuvent être toujours respectées en milieu estuarien :

- pour l'AMBI, le pourcentage d'individus « non-assigné », c'est-à-dire sans groupe écologique défini, ne doit pas être supérieur à 20%, le nombre d'espèces doit être supérieur à 3, et enfin le nombre d'individus doit être supérieur à 6.

Figure II.1 : Evolution mensuelle du classement par l'indice AMBI (AZTI Marine Biotic Index) de la qualité écologique (High = Très Bon, Good = Bon, Moderate = Moyen, Poor = Médiocre, Bad = Mauvais) des stations de l'Estuaire de la Gironde échantillonnées au cours de la campagne 2006 (Février à Novembre).



- pour le BQI, il est pratiquement impossible de le calculer sans un nombre conséquent de stations. Les espèces utilisées dans le calcul de l'indice doivent être présentes dans au moins 20 stations, et le nombre minimal d'individus par station doit être de 50.

Pour exemple, l'AMBI a été calculé pour différentes stations réparties sur la totalité de l'estuaire, en domaines subtidal et intertidal, avec un suivi mensuel (Figure II.1). Il apparaît délicat d'apprécier la qualité de l'eau avec ces indices qui montrent une très grande variabilité d'un mois à l'autre, surtout en domaine intertidal.

Ces indices qui ont été calibrés pour des eaux côtières sont très peu adaptés aux zones avec de fortes dessalures, surtout en période de crue. Ceci explique la qualité médiocre retrouvée dans les stations amont intertidales de l'estuaire (zone oligohaline).

Il est également intéressant de noter que lors de ces campagnes, de nombreux échantillons ont été identifiés comme « azoïques », signe *a priori* d'une pollution extrême. C'est en fait quelque chose de tout à fait normal dans des écosystèmes à forte variabilité spatiale et temporelle et où la présence d'un bouchon vaseux peut entraîner des déficits en oxygène.

Finalement, déterminer la qualité écologique de ce site à partir des indices biotiques existant est impossible en raison des limites propres à leur mode calcul, de l'extrême variabilité observée et de l'absence de référence d'un bon état écologique.

2.2.2. Apport de la comparaison entre Bassin d’Arcachon, Baie de Marennes-Oléron, et Estuaire de Seine

Ce travail a été rendu possible par la collaboration entre les équipes de l’UMR 5805 EPOC, de l’UMR 8187 LOG et de l’UMR 6217 CRELA.

Les résultats obtenus par l’utilisation des indices biotiques sur ces trois sites montrent que :

- A l’échelle de chaque station échantillonnée, les indices sont en désaccord sur la simple détermination de l’état dégradé (correspondant aux classes de qualité écologique « Mauvais », « Médiocre » et « Moyen » définies par la DCE) ou non dégradé (correspondant aux classes de qualité écologique « Bon » et « Très Bon » définies par la DCE) (Figure II.2).
- A l’échelle d’un même site, un indice biotique donne classe les différentes stations dans des états écologiques parfois très différents (Figure II.3).

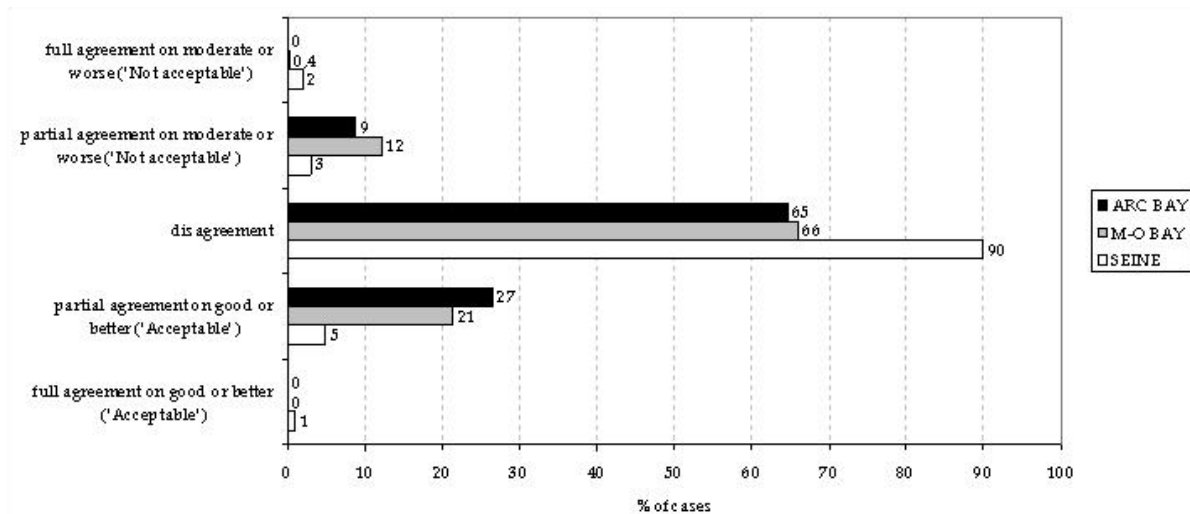


Figure II.2: Pourcentage de stations des trois sites d’étude (M-O. BAY: Baie de Marennes-Oléron ; ARC BAY: Bassin d’Arcachon; SEINE: Estuaire de la Seine) où les indices biotiques (1) s’accordent tous à attribuer un statut écologique « Bon » ou meilleur (les cinq indices classent la station comme en « Bon » ou meilleur état écologique) [full agreement on « Acceptable »]; (2) s’accordent partiellement sur un statut écologique « Bon » ou meilleur (quatre indices sur cinq classent la station comme en « Bon » ou meilleur état écologique) [partial agreement on « Acceptable »]; (3) sont en désaccord total sur le classement de la station (2 (ou 3) indices classent la station comme en « Bon » état ou mieux alors que les autres la considèrent comme en état « Moyen » ou pire) [disagreement]; (4) s’accordent partiellement sur un statut écologique « Moyen » ou pire (quatre indices sur cinq classent la station comme en état écologique « Moyen » ou pire) [partial agreement on « Not acceptable »]; (5) s’accordent tous à attribuer un statut écologique « Moyen » ou pire (les cinq indices classent la station comme en état écologique « Moyen » ou pire) [full agreement on « Not acceptable »].

MARENNES-OLERON Bay

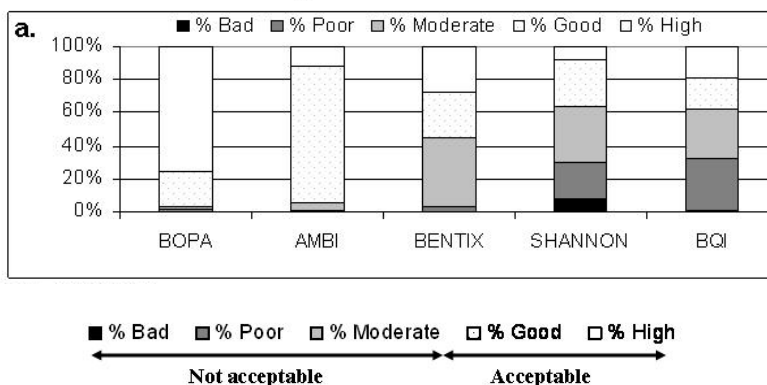


Figure II.3 : Pourcentage de stations de la Baie de Marennes-Oléron classées comme en « Très Bon » (High), « Bon » (Good), « Moyen » (Moderate), « Médiocre » (Poor) et « Mauvais » (Bad) état écologique selon les cinq indices biotiques utilisés (BOPA, AMBI, BENTIX, indice de SHANNON et BQI).

Le haut degré de désaccord entre les différents indices biotiques et la variabilité des statuts attribués au sein d’un même site par un même indice entraînent

QuaLiF – Evaluation de la qualité biologique des milieux littoraux semi-fermés

l'impossibilité de déterminer de manière franche et objective le statut écologique réel des Masses d'Eau étudiées.

Les variations de classement des stations au sein d'un même site sont apparues comme en grande partie attribuables à la spécificité des types d'habitats échantillonnés. En particulier, la majorité des indices biotiques ont montré une dépendance vis-à-vis du caractère intertidal ou subtidal des stations et à la teneur en particules fines des sédiments. Les zones naturellement vaseuses intertidales (en particulier, les herbiers à *Zostera noltii*) ont été généralement considérées comme dégradées. Ce résultat confirme l'hypothèse que nous avons émise au départ sur la sensibilité de ces indices à la richesse naturelle en matière organique, corrélée à la teneur en particules fines des sédiments.

Les désaccords entre indices sur la détermination claire du statut écologique d'une Masse d'Eau peuvent être liés à différents facteurs :

- Une mauvaise adaptation des seuils en vigueur pour le classement du statut écologique selon les cinq classes de la DCE. En effet, nombre d'indices montrent des tendances similaires résultant cependant en un classement différent dans tel ou tel état écologique ;
- Une différence de sensibilité des indices en fonction des habitats.

Ces deux hypothèses nous ont conduit à explorer deux axes de recherches, le premier a consisté à tenter d'harmoniser par différentes méthodes le classement des stations, le second consistait à explorer les potentialités d'une approche multicritère pour un habitat donné puisque les indices sont dépendants de l'habitat et que nous pensons qu'il est peu probable qu'un unique indice soit à même de répondre à différents types de perturbation.

3. Développements proposés

3.1. Tentative d'harmonisation des seuils entre indices biotiques

L'harmonisation des seuils en vigueur pour chaque indice a été tentée sur la base des données issues de l'estuaire de la Seine (base de données MABES). Ce travail visait à identifier les possibles modifications des seuils des indicateurs benthiques les plus usités afin d'aboutir à une classification unique ou du moins d'améliorer la classification du statut écologique des peuplements benthiques. Trois méthodes d'harmonisation ont été explorées :

- une harmonisation à partir des formulations mathématiques des indices ;
- une harmonisation en utilisant un indicateur comme référence ;
- une harmonisation en utilisant les lois de distribution des valeurs des différents indicateurs.

Il s'est avéré assez rapidement qu'une harmonisation des seuils en se basant sur la formulation mathématique des indicateurs étudiés était impossible. En effet, il s'avère que même à partir d'indicateurs basés sur des notions très proches, comme le BENTIX et l'AMBI, il est impossible de faire correspondre à une valeur donnée d'un indicateur (correspondant à un état écologique unique) une classe unique de l'autre indicateur (Figure II.4). Cette démarche est d'autant moins applicable dans le cas où les indicateurs sont basés sur des notions différentes.

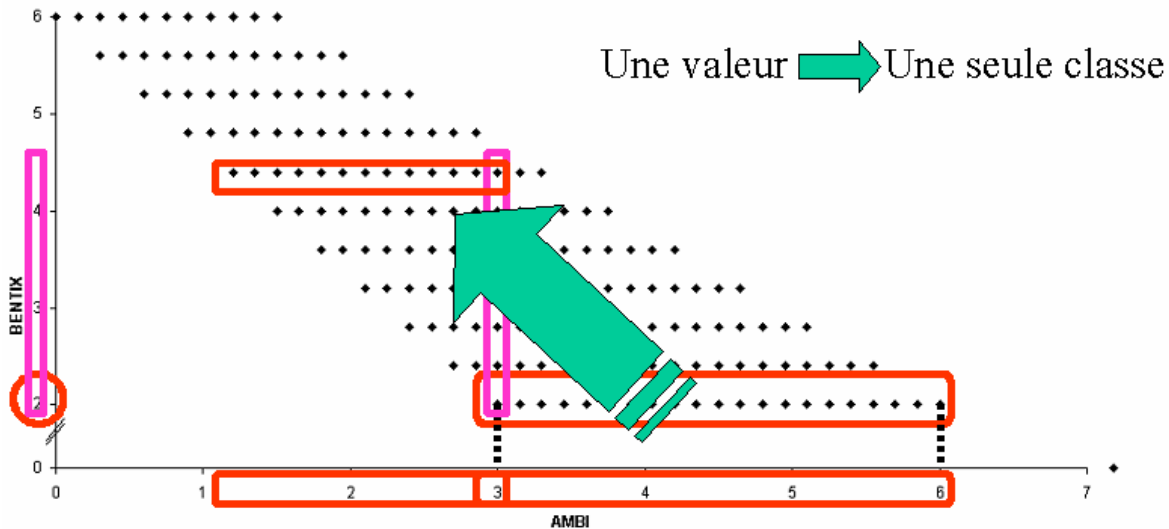


Figure II.4 : Toutes les valeurs de l'AMBI et du BENTIX (excepté BENTIX = 0) finissent par être englobées dans une même classe si on applique le principe « à une valeur d'un indicateur ne peut correspondre qu'une seule classe ». La valeur 3 de l'AMBI correspond à des valeurs de 2 à 4,4 pour le BENTIX. Pour que ces valeurs extrêmes du BENTIX correspondent à une seule classe pour l'AMBI, il faudrait faire correspondre cette classe commune avec les valeurs comprises entre 1 et 6, soit une grande part de la plage de variation de l'AMBI. Avec cette démarche, on finit par obtenir une seule classe allant de 2 à 6 pour le BENTIX et 0 à 6 pour l'AMBI, balayant l'intégralité de la plage de variation des deux indicateurs.

Dans un deuxième temps, il a été tenté d'harmoniser les seuils entre les classes définies par les différents indices en prenant comme référence le score moyen. Le score moyen de chaque station a été calculé en utilisant sept indices (l'AMBI, le M-AMBI (version multivariée de l'AMBI) (Muxika *et al.*, 2006), le BENTIX, le BOPA, l'indice de Shannon, le BQI et l'ITI (Infaunal Trophic Index (Mearns & Word, 1982)). Un score de 1 à 5 a été attribué à chaque classe de qualité écologique définie par chaque indicateur. Il a ainsi été possible de redéfinir les seuils propres à chaque indicateur de sorte qu'en moyenne, ils concordent. Cependant, pris individuellement, deux indices peuvent toujours, pour une station donnée, indiquer des états écologiques différents. L'ensemble des résultats présentés ici ont été publiés par Ruellet & Dauvin (2007).

L'utilisation des lois de distribution des valeurs des indicateurs (type de loi, tendance centrale, paramètres de distribution) constitue une autre méthode pour réaliser une harmonisation. Cependant, quelle que soit la méthode, il s'avère impossible d'obtenir une intercalibration rigoureuse des seuils de chacun de ces indicateurs benthiques en vue d'aboutir systématiquement pour un prélèvement donné à un même statut quelque soit l'indicateur utilisé. Les processus d'intercalibration ne pouvant de toute évidence aboutir à une solution satisfaisante, il est nécessaire de choisir désormais un indicateur ou un ensemble d'indicateurs basés sur des notions différentes dans le cadre d'une approche de type multicritère et/ou multivariée.

3.2. Développement d'une approche multicritère (intégrité biologique)

3.2.1. Approche méthodologique

Principe

Une approche multicritère a été appliquée à la définition du statut écologique d'un herbier à *Zostera noltii* du Bassin d'Arcachon. Cette approche repose sur les constatations et hypothèses suivantes :

- Les caractéristiques de l'habitat déterminent pour une grande partie la valeur des indices biotiques. Il est donc nécessaire de disposer d'un état de référence le plus complet possible pour chaque type d'habitat.

QuaLiF – Evaluation de la qualité biologique des milieux littoraux semi-fermés

- Il existe une variabilité naturelle au sein d'un habitat donné. Il convient donc de mesurer cette variabilité et de la comparer à celle induite par une perturbation connue.
- Il nous apparaît peu probable qu'un unique indice biotique réagisse de manière satisfaisante face à des perturbations de nature différente (physiques, chimiques...). Dans ce cadre, l'utilisation d'une batterie de métriques non redondantes, décrivant l'intégrité structurelle et fonctionnelle d'un assemblage benthique nous paraît plus adaptée, sans pour autant écarter les indices biotiques existants.
- Le sens de variation des métriques ne doit pas être interprété en termes d'amélioration de la qualité écologique du milieu. Ainsi, une augmentation significative de la diversité alpha ou de l'abondance ne sera pas interprétée comme une amélioration de l'état écologique mais au contraire, comme une déviation par rapport à l'état de référence et donc peut-être comme le signe d'une dégradation.

–

Echantillonnage

Nous avons profité de l'occasion d'une dégradation ponctuelle de l'herbier à *Zostera noltii*, de nature anthropique (recouvrement par des sédiments de 30 ha d'estran végétalisé pendant l'hiver 2004 et destruction conséquente de l'herbier), pour étudier la réaction de cet herbier et de ses peuplements macrobenthiques, pour estimer les successions éventuelles de ces peuplements et pour observer la 'réaction' des indices biologiques (M-AMBI, AMBI, BOPA, BENTIX). Cette zone a logiquement été considérée en « mauvais état écologique ». Nous avons réalisé un suivi spatial et temporel des peuplements benthiques, dans et autour de la zone d'impact, consécutivement et jusqu'à 2 ans après le rejet. La surface d'échantillonnage était de 0,0225 m², avec quatre prélèvements par station. Les échantillons ont été tamisés sur 1 mm, la faune triée, identifiée et pesée.

Description de l'approche multimétrique

Quinze métriques, rassemblées en trois types de descripteurs (description de la communauté, composition trophique et indicateurs de pollution), ont été sélectionnées (parmi 45 initialement) afin de décrire l'intégrité biotique du peuplement (Figure II.5). Les valeurs seuils ont été déterminées sur la base de 38 stations d'herbier à *Zostera noltii* montrant un niveau de végétation normal échantillonnées au printemps 2002 dans le Bassin d'Arcachon, site sélectionné comme état de référence pour les herbiers à *Zostera noltii* par l'étude de Pellouhin-Grouhel (2005). A partir de ces données, la variabilité naturelle de chaque métrique a été définie en prenant le percentile 5 et le percentile 95 comme valeurs seuils définissant entre ces deux bornes l'état « acceptable » du peuplement benthique d'un herbier à *Z. noltii* pour chacune des métriques (Figure II.5). A partir d'un échantillon de faune, un score (0 ou 1) est attribué pour chaque métrique. La moyenne des scores est ensuite calculée pour chaque descripteur. La moyenne de ces trois scores (μ) et son écart-type (σ) associé sont enfin déterminés. La valeur μ est un EQR (Ecological Quality Ratio) qui varie entre 0 et 1 et constitue une mesure du degré d'éloignement des conditions de référence auquel est associé un intervalle de confiance. Cette valeur (indice MISS : MacroBenthic Index of Sheltered Systems (Lavesque *et al.*, 2009)) est enfin convertie en Etat Ecologique selon l'échelle indiquée sur la Figure II.5.

QuaLiF – Evaluation de la qualité biologique des milieux littoraux semi-fermés

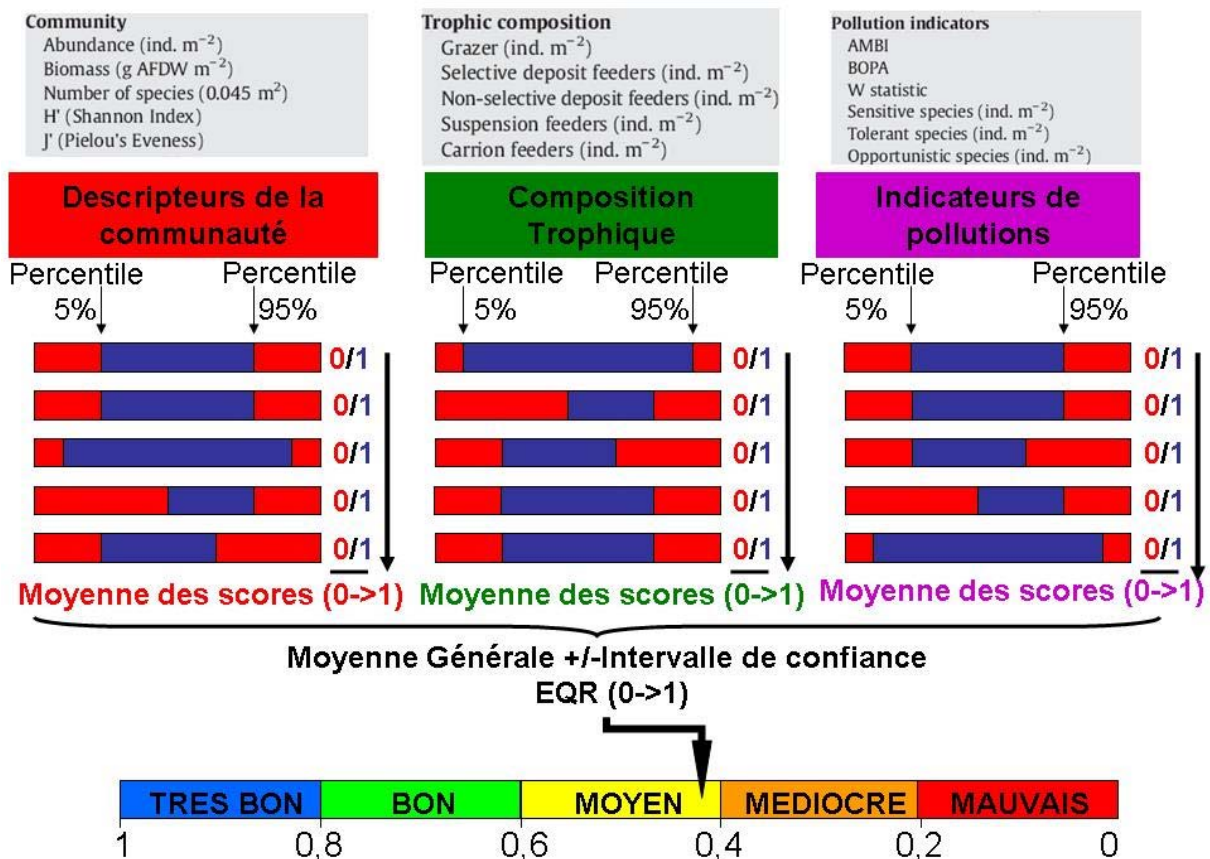


Figure II.5 : Principe de l'approche multimétrique développée sur les herbiers à *Z. noltii* du Bassin d'Arcachon

Le recouvrement de la zone d'herbier par des sédiments a entraîné une profonde modification de la structure du peuplement benthique originel. Ces modifications perdurent 15 mois après la perturbation et la discrimination entre peuplement originel et peuplement des stations s'intensifie. La performance de l'approche multimétrique a été comparée à celle d'autres indices biotiques multi- et univariés : le M-AMBI (Muxika *et al.*, 2006), l'AMBI (Borja *et al.*, 2000), le BOPA (Dauvin & Ruellet, 2007) et l'indice BENTIX (Simoura & Zenetos, 2002). La performance des différents indices a été évaluée comme étant leur capacité à classer les stations perturbées par les dépôts de sédiments comme relevant d'une qualité écologique moyenne ou pire et à classer les stations non perturbées comme relevant d'un état écologique bon ou très bon. Les résultats obtenus montrent que ces indices ne réagissent pas ou réagissent de manière contradictoire (stations impactées considérées comme moins dégradées que les stations témoins) à la perturbation (Figure II.6). En revanche, l'approche multimétrique développée dans le cadre de ce travail montre un parfait accord entre statut écologique et présence/absence de perturbation (Figure II.7).

QuaLiF – Evaluation de la qualité biologique des milieux littoraux semi-fermés

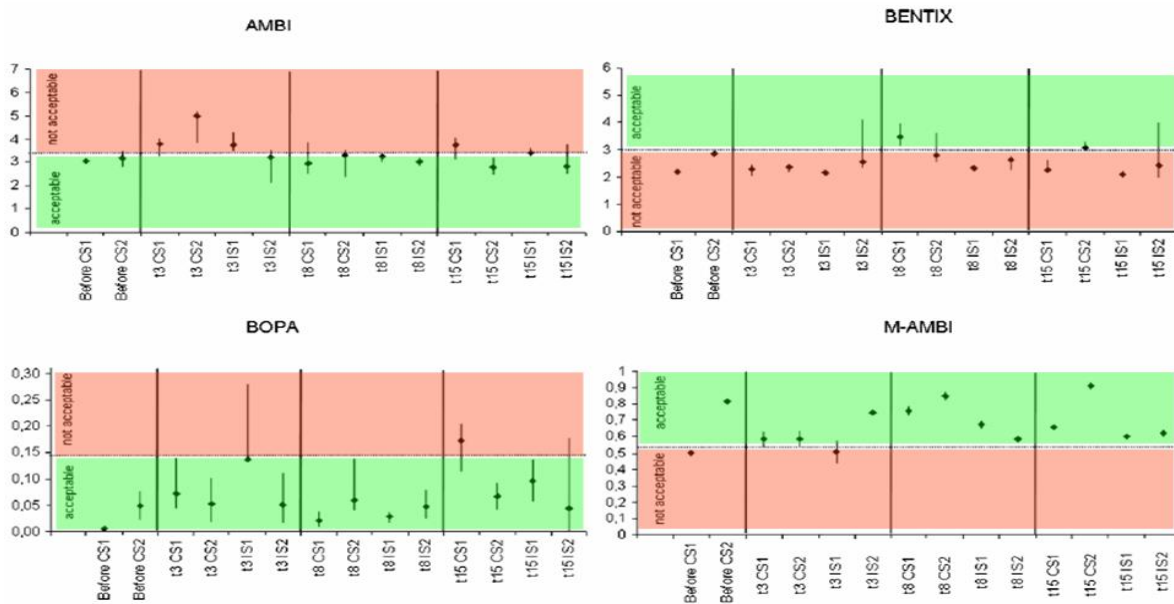


Figure II.6 : Valeurs médianes et variations (valeurs minimales et maximales) des valeurs des indices biotiques avant et après la perturbation (t+n : n mois après le dépôt de sédiment). Seuils (----) entre l'état acceptable (bon, très bon) et non acceptable (moyen ou pire). CS : stations témoins non impactées, IS : stations impactées.

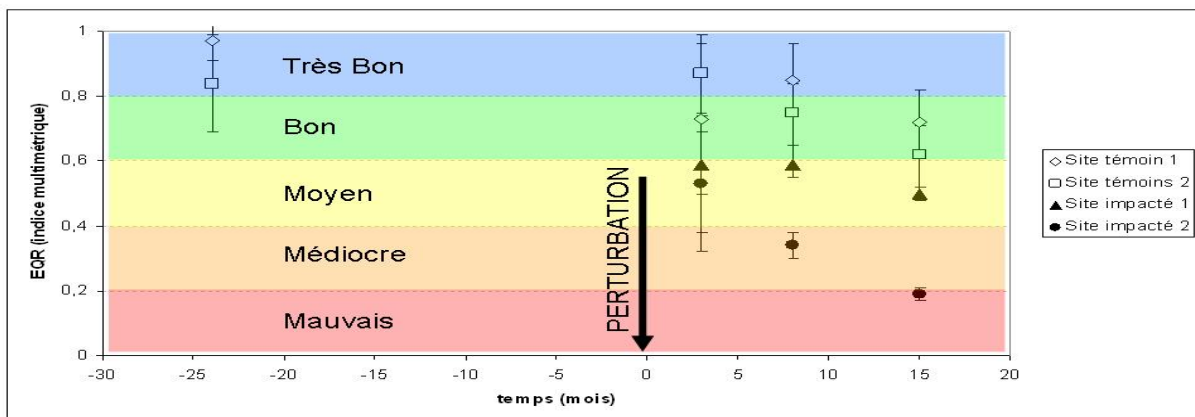


Figure II.7 : Evolution temporelle des valeurs de l'indice multimétrique MISS pour les sites impactés et non impactés par les dépôts de sédiments. Le site impacté 1 correspond à un recouvrement pas des sédiments fins, c'est-à-dire proche de la granulométrie initiale (mais sans herbier) alors que le site impacté 2 correspond à un recouvrement par des sables.

III. Compartiment « flore aquatique » : cartographie de l'évolution des herbiers par télédétection SPOT. Effets ponctuels et saisonniers

1. Introduction

L'étude des herbiers de phanérogames pour l'évaluation de la qualité des milieux est encouragée de par la sensibilité de ces milieux aux perturbations anthropiques. Le bassin d'Arcachon qui abrite le plus grand herbier à petite zostère *Zostera noltii* d'Europe (70 km²) apparaît donc comme un site privilégié. L'annexe V de la DCE impose le suivi de trois métriques pour l'étude des phanérogames : la composition taxinomique, l'abondance en densité de pieds, et l'abondance en terme d'extension spatiale. C'est l'évaluation de ce dernier paramètre qui a fait l'objet de nos recherches dans ce projet. Les avis divergent sur les méthodes permettant d'évaluer l'abondance des feuilles de zostère au cours de l'année (Auby et Labourg, 1996; Nacken et Reise, 2000; Jacobs *et al.*, 1983). L'hypothèse testée dans ce projet était que la télédétection spatiale était la méthode la plus appropriée, et l'objectif était de le démontrer en proposant une méthodologie pertinente. Guillaumont (1991) a montré qu'il était non seulement possible d'estimer la superficie occupée, mais qu'il était aussi possible d'estimer les biomasses d'herbier à partir de l'indice de végétation normalisé (NDVI). Des résultats quantitatifs ont été obtenus en Baie de Bourgneuf par Harin (2004). Plus récemment, Barillé *et al.* (soumis) ont montré la validité de ce type d'analyse.

Deux approches complémentaires ont été développées dans le cadre du projet QuaLiF. L'une d'elle est basée sur l'utilisation d'un arbre binaire de décision constitué par la combinaison d'indices spectroradiométriques, dont le NDVI pour l'estimation de la biomasse. Cette méthode de classification, souvent utilisée pour la cartographie thématique de zones naturelles ou urbanisées (Friedl et Brodley, 1997 ; Friedl *et al.*, 1999 ; Goetza *et al.*, 2003 ; McCauley et Goetza, 2003) a été testée à la fois dans le but de valoriser les données recueillies sur le terrain puis analysées, mais également d'obtenir des résultats concernant l'évolution de la végétation et des sols nus dans le Bassin d'Arcachon aux échelles annuelle et interannuelle. Une autre méthode a été développée, basée sur la combinaison d'algorithmes de classification non supervisés optimisés et supervisés, qui permet une discrimination très fine des différents types de couverts (Lafon *et al.*, 2008). Cette approche, associée à l'emploi du NDVI, permet une double estimation de la biomasse et du taux de recouvrement de l'herbier (Lafon *et al.* 2009). La méthode NDVI a été reprise pour évaluer sa précision par comparaison avec des photographies aériennes prises en ULM et des photographies numériques de terrain.

2. Test d'indices pour l'estimation de la biomasse et du taux de recouvrement

Nous décrivons brièvement dans ce paragraphes les différentes techniques mises au point et utilisées pour cartographier les herbiers à zostères du Bassin d'Arcachon.

2.1. Indice de biomasses à partir de photographies numériques de terrain

Afin de quantifier la biomasse à partir de photos numériques, une quinzaine de sites ont été échantillonnés et photographiés (Figure III.1). La technique était la suivante: un gabarit de 15 x15 cm était posé sur le sol, une photo numérique était prise à 1 m à la verticale. Les feuilles ont ensuite été coupées pour mesurer ultérieurement la biomasse en laboratoire. La variabilité de la coloration des feuilles (Figure III.2) et la pellicule de vase qui recouvrait parfois une grande partie de leur surface ont rendu impossible la mise au point d'une méthode automatique basée sur la couleur verte ou sur un rapport de couleur (indice de végétation).



Figure III.1



Figure III.2



Figure III.3

Autrement dit les méthodes utilisant une classification supervisée ou non, un filtrage ou un rapport de longueur d'onde n'ont donné aucun résultat satisfaisant à partir de nos photos. Deux autres approches ont été définies qui se sont avérées pertinentes. La première est basée sur la mesure de la superficie des portions couvertes d'herbes (Figure III.3) et la seconde utilise le comptage des intersections de feuilles (Figure III.4).

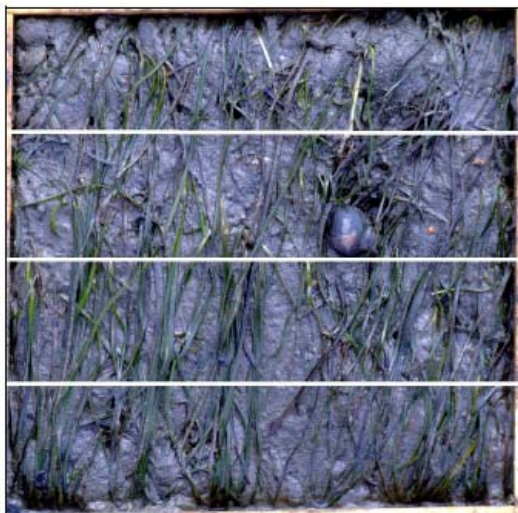


Figure III.4 : Comptage des intersections comprises dans un quadrat.

Les premiers résultats (Prinçaud, 2006) ont fourni une relation linéaire entre la surface couverte par les feuilles et la biomasse jusqu'à une limite de saturation (Figure III.5). Mais, comme il était difficile et très long de dessiner les polygones et de mesurer ainsi la surface des feuilles dont la couleur est très variable, le procédé de comptage d'intersections a finalement été utilisé. Le nombre moyen d'intersections entre les feuilles et des segments de droite a été choisi comme indice de quantification. Le nombre de feuilles a été mesuré par l'intermédiaire de 3 segments tracés sur l'image (Figure III.4) et moyenné, de façon à obtenir la biomasse à partir de la relation formulé sur la Figure III.6. Ces mesures présentent l'avantage de pouvoir être effectuées quelle que soit la couleur des feuilles.

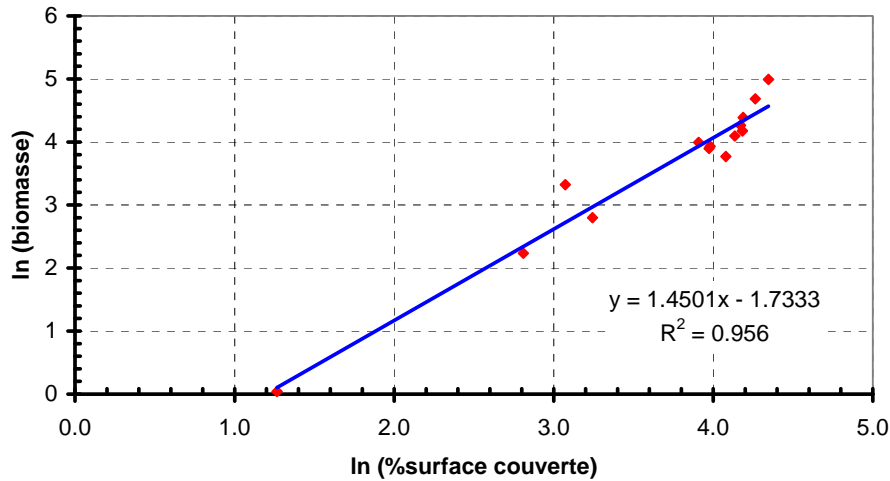


Figure III.5 : Relation entre la biomasse des feuilles de zostère (en g de poids sec par m²) et le pourcentage de surface couverte par les feuilles, les deux en échelle Log.

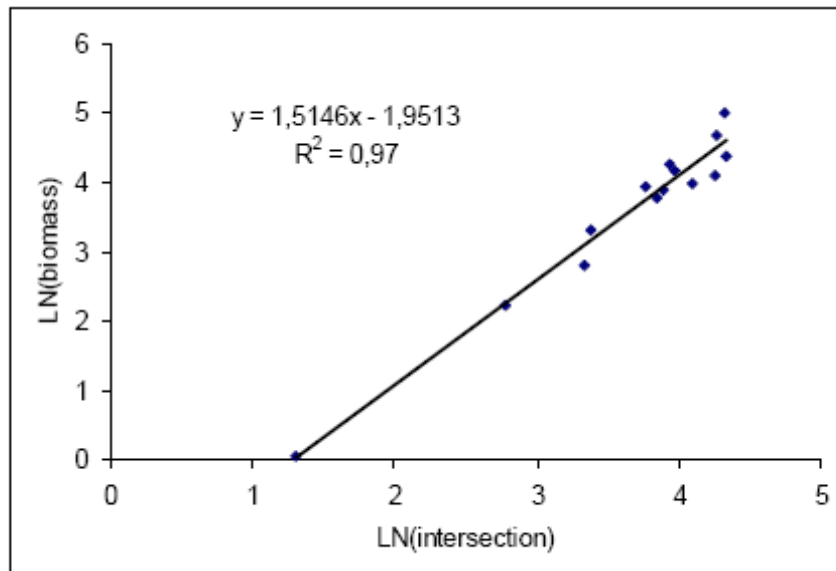


Figure III.6 : Relation entre la biomasse des feuilles de zostère (en g de poids sec par m²) et le nombre moyen d'intersection, les deux en échelle Log.

2.2. Indices de biomasse et du taux de recouvrement par l'intermédiaire du NDVI

En raison de la superficie importante du Bassin d'Arcachon et des périodes relativement courtes de découverture complet des slikkes (1h30) nous avons opté pour l'utilisation de la télédétection spatiale optique, laquelle est un bon vecteur pour caractériser le couvert végétal. Le programme KALIDEOS-Littoral du CNES nous a permis de bénéficier de données SPOT prises au cours des principales périodes de l'année. Pour valider les observations satellites, des mesures optiques de terrain ont été réalisées avec un spectroradiomètre hyperspectral Trios. La méthode utilisée est basée sur l'indice de végétation NDVI (Normalised Difference Vegetation Index, Tucker, 1979) qui est défini par le rapport suivant entre le proche infrarouge (PIR) et le rouge (R):

$$\text{NDVI} : (\text{PIR} - \text{R}) / (\text{PIR} + \text{R}) \quad (1)$$

QuaLiF – Evaluation de la qualité biologique des milieux littoraux semi-fermés

Les bandes spectrales du satellite SPOT sont : XS3 (0,78 - 0,89 μ m) dans le PIR et XS2 (0,61 - 0,68 μ m) dans le R.

$$\text{NDVI} : (\text{XS3} - \text{XS2}) / (\text{XS3} + \text{XS2}) \quad (2)$$

Les mesures de terrain ont permis de confirmer la validité du NDVI qui a d'ailleurs été utilisé depuis 1991 (Guillaumont, 1991, Alloncle *et al.*, 2005).

Relation entre la biomasse de zostères et l'indice NDVI

Des mesures ont été réalisées sur le site d'étude (slikke du site de la Hume), le 27 octobre 2003. Plus les herbiers sont denses et leur biomasse élevée et plus les réflectances proche infrarouge XS3 sont fortes (Figure III.7). Une première estimation de la relation entre l'indice NDVI et la biomasse a été réalisée pour le Bassin d'Arcachon. La relation obtenue est présentée sur la Figure III.8.

Des résultats plus complets ont été obtenus en Baie de Bourgneuf (Harin, 2004) et ont été complétés par Barillé *et al.* (soumis). Ces auteurs trouvent la relation suivante entre le NDVI et la biomasse :

$$Y = 610.61.X^{1.88} \quad X = \text{NDVI} \quad Y = \text{biomasse (PS g/m}^2\text{)} \quad r^2 = 0,97, n=31 \quad (2)$$

Spectres sur *Zostera noltii*. 27 octobre 2003

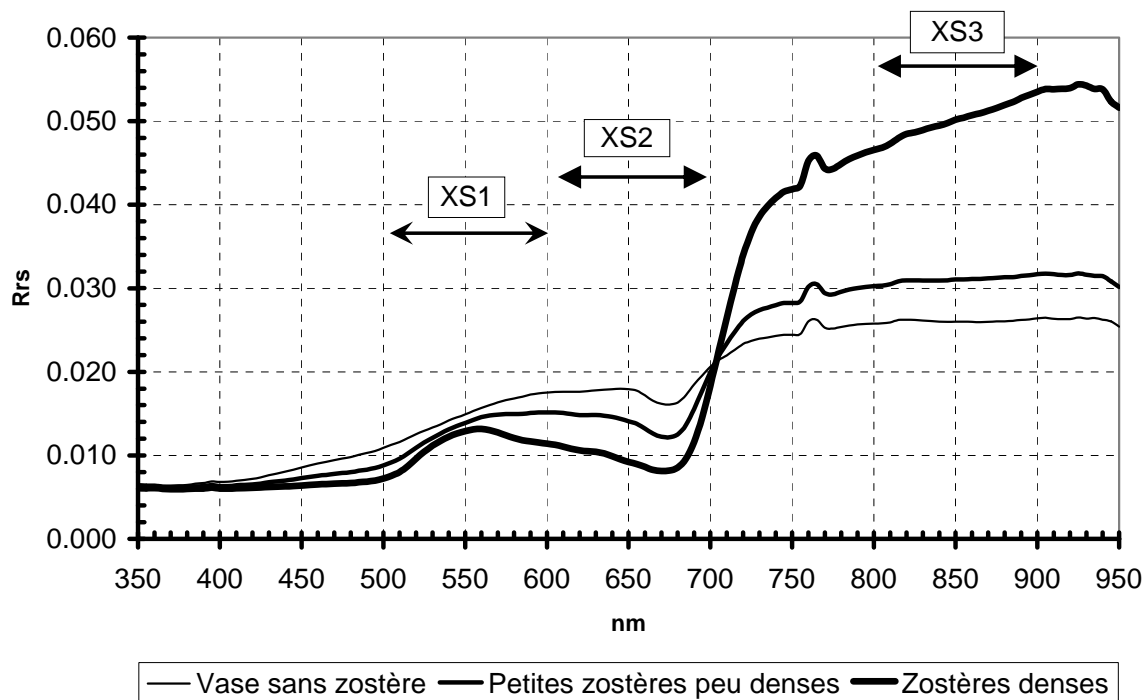


Figure III.7: Spectres de réflectance de sol sans zostère (vase + biofilm), de sol avec des petites feuilles de zostère et de sol avec une dense couverture de feuilles de zostère sur le site de La Hume.

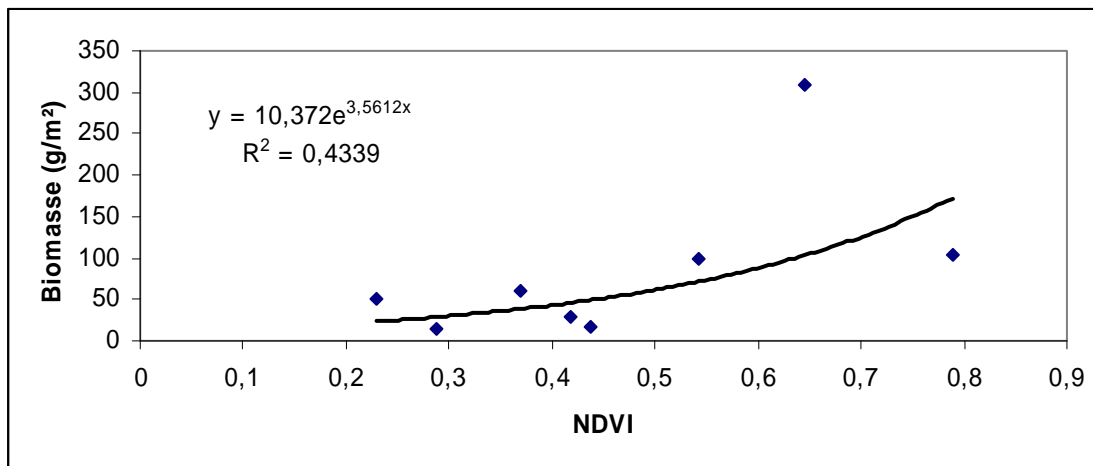


Figure III.8 : Relation entre la biomasse et l'indice NDVI pour *Zostera noltii* pour le Bassin d'Arcachon

Relation entre le taux de recouvrement de l'herbier et l'indice NDVI

Les mesures spectroradiométriques réalisées le 27 octobre 2003 ont été assorties d'une qualification de la densité de l'herbier. Pour la vase sans zostère, mais présentant un biofilm de microphytobenthos, le rapport NDVI est de 0,18. Pour les zostères peu denses, ce rapport est de 0,38, et pour les zostères denses, il est de 0,69. Plus récemment (Lafon *et al.*, 2009), nous avons démontré qu'un taux de recouvrement de 25% correspondait à un NDVI de 0,37, quand un taux de recouvrement de 75% correspondait lui, à un NDVI de 0,64.

3. Application pour la cartographie de l'herbier du Bassin d'Arcachon

3.1. Utilisation du NDVI seul

Les scènes SPOT à résolution de 10 m acquises entre octobre 2006 et décembre 2007 (6 scènes) ont été corrigées des déformations géométriques et mises en projection Lambert-3 de façon à être superposables. L'erreur est de l'ordre du pixel (10 m). Ensuite le NDVI a été calculé pour chaque scène, afin de comparer les résultats et d'établir une évolution du recouvrement au cours de l'année.

Dans ce but, les scènes ont été corrigées en utilisant le code de transfert radiatif 6S (Vermotte *et al.*, 1994), couplé à des mesures de réflectance de terrain sur des cibles peu variables. Les résultats obtenus ne montrent pas de modifications notables (Tucker, 1979; Huete and Tucker, 1991). Après vérifications des différentes images, nous avons appliqué le NDVI sans correction atmosphérique. Une image NDVI a été obtenue pour chaque date de prise de vue SPOT (8 octobre 2006 - 17 février 2007, 4 mai 2007, 18 juin 2007, 13 septembre 2007, 11 décembre 2007).

Pour comparer les variations entre les différentes scènes SPOT, un profil radiométrique Nord-Sud, situé à la longitude 1°06'49.3" W a été relevé sur toutes les images NDVI (Figure III.9). Les NDVI sont élevés sur l'image du 8 octobre 2006 et très faibles sur l'image du 17 février 2007. Ensuite les valeurs du NDVI augmentent au fur et à mesure que les dates se rapprochent du mois de décembre, mais avec des variations ponctuelles. L'augmentation ne se fait sentir qu'à partir du mois de juin, alors qu'elle était déjà perceptible sur la photographie aérienne du 10 mai.

Enfin, nous constatons que le maximum d'indice NDVI est obtenu en fin d'automne. Ainsi, il existe un décalage important par rapport à la végétation des terres émergées qui atteint son maximum dès la fin mai. En outre lorsqu'on compare les profils NDVI du 8 octobre 2006 et du 11 décembre 2007, les secteurs de densité élevée ne sont pas situés aux mêmes endroits.

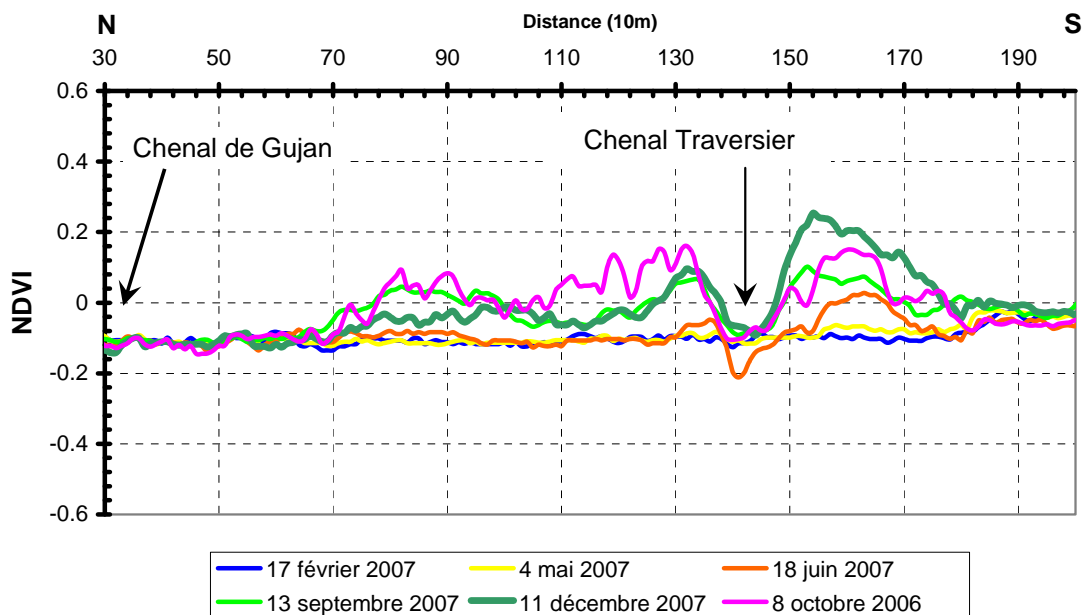


Figure III.9 : Variations du NDVI au cours de l'année 2007 le long du profil N-S. Profils normalisés à X = 40.

Les scènes SPOT ont été traitées de façon à obtenir des images du NDVI dont l'indice est égal à 0,05 sur les slikkes de biomasse nulle d'après l'algorithme de Harin (2004) et de Barillé *et al.* (soumis). A titre d'exemple, les NDVI du 8 octobre 2006 (valeurs élevées) et du 17 février 2007 (valeurs faibles) sont représentés sur les Figures III.10 et III.11.

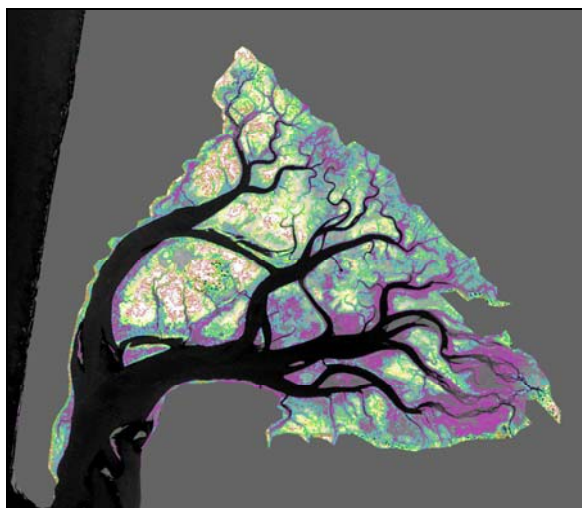


Figure III.10 : NDVI du 8 octobre 2006

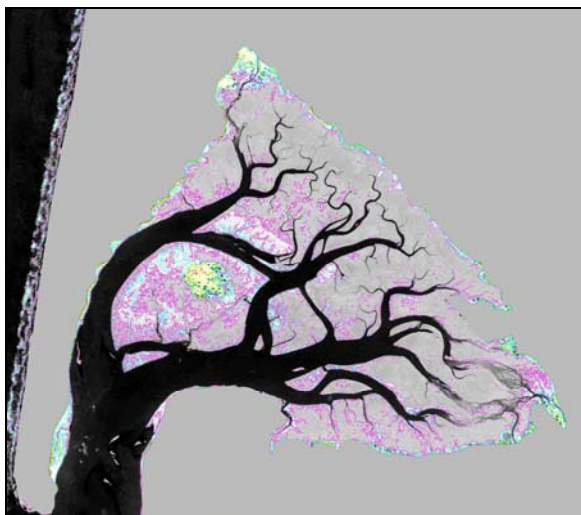


Figure III.11 : NDVI du 17 février 2007

Les iso-contours sur les Figures III.10 et 11 correspondent aux biomasses suivantes, d'après la Figure 9 (Barillé *et al.*):

- Cyan: NDVI: 0.1: biomasse: 8 PS g/m²
- Vert: NDVI: 0.2 : biomasse: 30 PS g/m²
- Jaune: NDVI: 0.3 : biomasse: 63 PS g/m²
- Rouge: NDVI: 0.4: biomasse: 109 PS g/m²

QuaLiF – Evaluation de la qualité biologique des milieux littoraux semi-fermés

Nous constatons la diminution brutale du NDVI entre octobre 2006 et février 2007. Ensuite le NDVI augmente faiblement jusqu'en avril, puis plus rapidement jusqu'à atteindre des valeurs maximales en automne (non illustré ici). Mais, cette biomasse est basée sur une corrélation établie en Baie de Bourgneuf et non sur le Bassin d'Arcachon et devra donc être corrigée dans le futur.

Remarque: Sur les **Figures III.10 et 11**, les biomasses ne correspondent pas uniquement aux herbiers, en particulier en bordure du littoral et sur l'île aux Oiseaux.

Deux survols ULM réalisés à 90m d'altitude valident ces résultats. Ils montrent une disparition quasi-complète des feuilles de zostères entre novembre 2006 et février 2007 (**Figure III.12**).

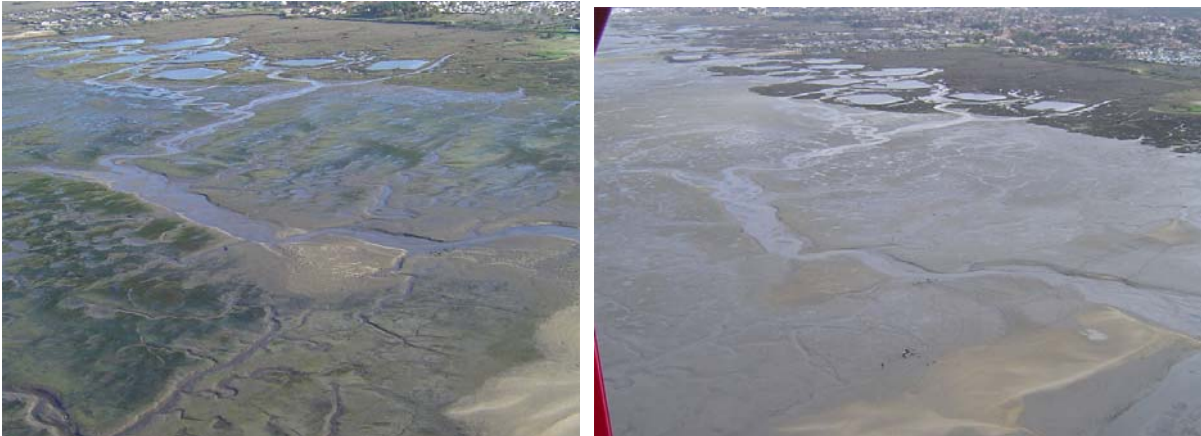


Figure III.12 : Photographies prises à 90m d'altitude le 26 nov. 2006 et le 21 février 2007 montrant le chenal traversier et les prés salés de La Hume au second plan.

Le 26 novembre 2006, les herbiers (en vert) se répartissaient de part et d'autre du chenal traversier situé au centre de l'image. Le 21 février 2007, ces herbiers ne sont plus visibles (**Figure III.12, à droite**). Cette "disparition" des feuilles d'herbiers a été constatée sur le terrain. En mars 2007, les herbiers n'étaient pas encore visibles. Lors du survol du 10 mai 2007, le développement des feuilles est suffisant pour apparaître sur les photographies aériennes, tout au moins à proximité immédiate du chenal traversier.

Cette variation au cours de l'année 2007 s'est reproduite en 2008 (cinq missions de photographies aériennes effectuées entre les mois de janvier et d'octobre). De nouveau, les feuilles ont disparu entre fin décembre 2008 et début janvier 2009.

3.2. Cartographie thématique

Deux approches de classification ont été testées pour cartographier les différents faciès de sol nu et espèces végétales du Bassin d'Arcachon.

La première est basée sur l'analyse des spectres de terrain qui nous a permis de définir plusieurs classes ainsi que les critères de séparation destinés à prédire l'appartenance d'un spectre à une classe. Ces résultats ont permis de former un arbre binaire de décision, méthode de classification supervisée basée sur un ensemble de règles de décisions hiérarchisées.

L'arbre de décision effectue des classifications successives en utilisant une série de choix binaires afin d'attribuer une classe à chaque pixel. Chaque décision répartit les pixels en deux classes en fonction d'une expression qui est ou non réalisée (choix binaire). Chaque nouvelle classe peut être à nouveau partagée en deux autres classes à partir d'une autre règle de décision (**Figure III.13**).

Les données de terrain nous ont permis de montrer qu'il était possible de discriminer :

- plusieurs classes de sols nus :

QuaLiF – Evaluation de la qualité biologique des milieux littoraux semi-fermés

- les sables secs ;
- les sables humides ;
- les sables vaseux et vases ;
- une ou deux classes de végétation assorties d'une valeur de biomasse.

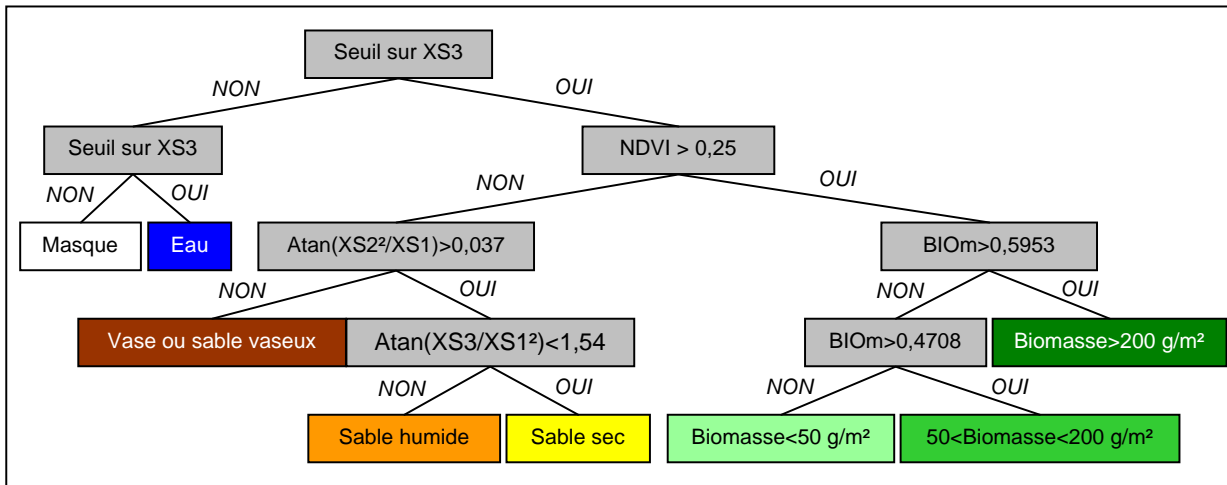


Figure III.13 : Arbre binaire de décision

Mais cette méthode ne permet pas une discrimination suffisante des espèces végétales entre elles.

Une seconde approche lui a été préférée, basée sur le schéma de classification présenté sur la Figure III.14. La classification non supervisée par recuit simulé permet de discriminer un plus grand nombre de faciès.

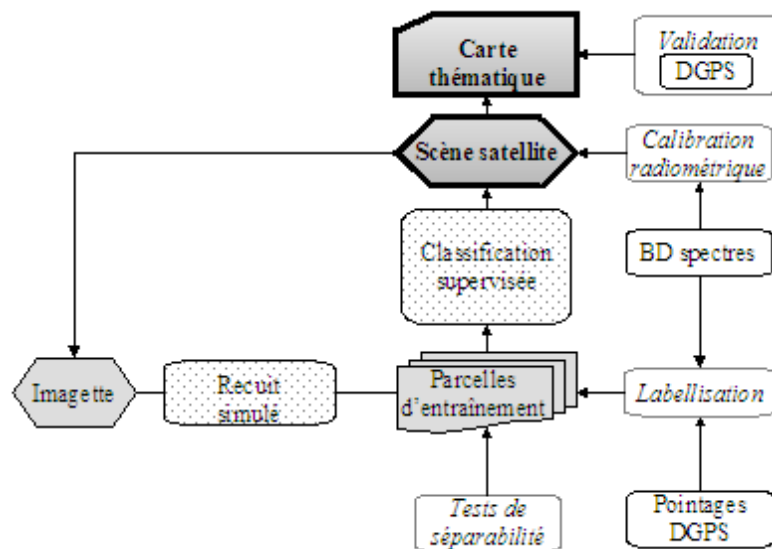


Figure III.14 : Présentation de la stratégie de classification

Une carte basée sur l'imagerie Formosat-2 a été utilisée pour valider les résultats cartographiques issus de ce schéma de classification. Ces résultats qualifient cette stratégie pour la cartographie thématique des faciès et espèces du Bassin d'Arcachon, ainsi que pour la détermination du taux de recouvrement au sein de l'herbier à *Zostera noltii* (Figure III.15).

QuaLiF – Evaluation de la qualité biologique des milieux littoraux semi-fermés

Validation des faciès de la carte thématique à partir d'observations	Observations					
	Sédiments nus	Herbier	Spartine	Schorre	Total	% Précision utilisateur
Sédiments nus	27	5	5	-	37	73
Herbier	-	60	7	3	70	86
Carte Spartine	-	-	29	4	33	88
Schorre	-	-	-	14	14	100
Total	27	65	41	21	154	
% Précision procédure	100	92	71	67		

Validation du taux de couvert de l'herbier	Observations				% Précision utilisateur
	< 25%	25 à 75%	> 75%	Total	
Carte < 25%	10	11	2	23	43
25 à 75%	3	8	4	15	53
> 75%	-	-	11	11	100
Total	13	19	17	49	59
% Précision procédure	77	42	65		

Figure III.15 : Validation de la carte thématique extraite de la scène Formosat-2 du 27/08/2007 (d'après Lafon *et al.*, 2008)

En tout, sept cartes thématiques ont été obtenues entre 2003 et 2007, qui permettent une analyse diachronique de l'évolution de l'herbier du bassin d'Arcachon à l'échelle saisonnière et interannuelle. Les deux cartes thématiques extraites des scènes du 12/08/2003 et du 27/08/2007 sont présentées sur la Figure III.16.

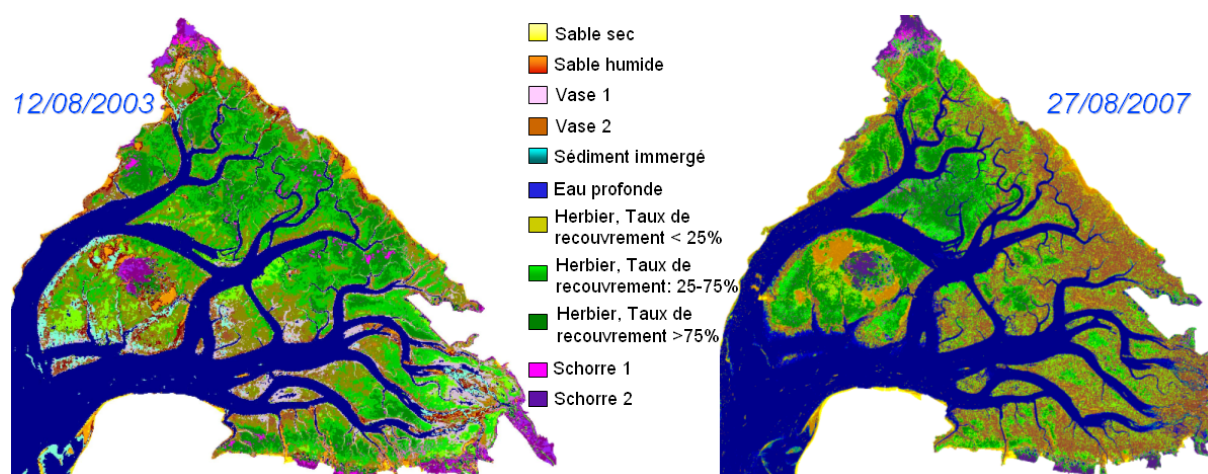


Figure III.16 : Evolution des superficies occupées par les sédiments nus, l'herbier et les zones de schorre entre 2003 et 2007 (d'après Lafon *et al.*, 2009)

Les cartes thématiques extraites des scènes acquises en 2005 illustrent trois saisons: l'hiver, la fin du printemps et l'automne. C'est à la fin du printemps et en automne que l'herbier est le plus développé (Figure III.16).

La comparaison des cartes de juin 2004, 2005 et 2006 montre l'importante variabilité de la superficie de l'herbier d'une année à l'autre, marquée par une croissance de 45% entre 2004 et 2005, puis une décroissance de 67 % entre 2005 et 2006. La comparaison des cartes d'août 2003 et 2007 (Figures III.16) met en évidence à la fois une diminution de 35% de la superficie de l'herbier et sa transformation structurale. Les zones où l'herbier a un taux de recouvrement inférieur à 25% représentent moins de 12% de la superficie totale de l'herbier en 2003 et près de 37% en 2007. A l'inverse, les zones où l'herbier est le plus dense représentent près de 75% de la superficie de l'herbier en 2003 et moins de 45% en 2007.

C'est à l'Est de la lagune que le recul de l'herbier est le plus perceptible. Cependant la comparaison des surfaces de recouvrement des herbiers n'est valable que lorsque ces mêmes dates sont utilisées d'une année sur l'autre.

4. Limites et difficultés d'application

Ainsi, nos investigations ont porté sur trois méthodes distinctes, qui se sont révélées par la suite complémentaires.

Indice de biomasse par photographies numériques

Le développement de cette méthode de terrain (biomasse en fonction du nombre d'insections avec les feuilles) permettra dans l'avenir de déterminer assez rapidement des biomasses de feuilles et ainsi d'intensifier les vérités terrain. D'un point de vue écologique, cependant, cette méthode ne permet pas d'évaluer la biomasse endogée (racines et rhizomes) dont la fonction est importante, non seulement sur la potentialité de repousse des zostères mais également sur la structuration des peuplements zoobenthiques.

Indice de biomasse à partir de l'indice du NDVI (images satellites)

Cette méthode a été testée sur 6 images satellites SPOT prises entre octobre 2006 et décembre 2007. Pour évaluer cette méthode, des observations de terrain et de nombreuses photographies aériennes prises en ULM ont été enregistrées. Nous avons utilisé la fonction d'ajustement mis au point par Barillé *et al.* en Baie de Bourgneuf pour quantifier ces biomasses. Les résultats obtenus sont cohérents et ont été validés sur le plan qualitatif. La fonction de Barillé *et al.* devra être vérifiée et ajustée pour le Bassin d'Arcachon. D'après les discussions que nous avons eues, il serait préférable d'utiliser des images corrigées des effets atmosphériques afin d'obtenir une meilleure précision. L'utilisation de photographies aériennes et de mesures de terrain ne pourra pas être abandonnée car le NDVI ne permet pas de différencier les types de végétaux. Malgré cet inconvénient, cette méthode d'estimation rapide de la biomasse à l'échelle du Bassin d'Arcachon est bien adaptée pour quantifier l'évolution saisonnière.

Cartographie thématique

Cette méthode a été testée sur 7 scènes satellites SPOT prises entre 2003 et 2006. Elle consiste à cartographier de façon aussi précise que possible, les faciès bio-sédimentaires à partir de mesures de terrain des signatures spectrales. La méthode de cartographie est basée sur un algorithme de classification optimisé. Les classes, au nombre de 18, permettent de cartographier les zostères (en les différenciant du schorre) en fonction de leur taux de recouvrement, ainsi que les différents types de sédiments. La cartographie qui couvre l'ensemble du Bassin d'Arcachon (Figure III.16) révèle les variations inter-annuelles de ces faciès bio-sédimentaires. L'application de cette méthode nécessite un effort plus important que la cartographie du NDVI car elle nécessite des traitements informatiques plus sophistiqués et des relevés de terrain plus nombreux pour valider les résultats.

5. Propositions et développements

Les trois méthodes que nous avons testées répondent à des objectifs un peu différents. Ainsi la photographie numérique de terrain est adaptée aux mesures concernant une surface limitée, inférieure à un hectare. Elle peut être utilisée pour calibrer une photographie aérienne ou une image satellite, ou pour étudier un processus biologique. La seconde méthode basée sur le NDVI est relativement rapide. Elle est bien adaptée pour suivre l'évolution annuelle de la biomasse. Couplée avec des relevés de terrain, elle permet de suivre la croissance des herbiers à zostères. Enfin la troisième méthode permet d'obtenir une carte complète des faciès bio-sédimentaires. Elle est très utile pour connaître les variations inter-annuelles de ces faciès, à condition d'effectuer cette cartographie à la même saison, entre la fin de l'été et le début de l'automne, au moment du couvert maximal des herbiers.

Développements futurs:

1. mieux calibrer les relations *in situ* NDVI / taux de recouvrement et NDVI / biomasse.
2. Fiabiliser la discrimination entre l'herbier et les dépôts d'algues proliférantes (par couplage d'images satellites par exemple).
3. Fiabiliser la discrimination entre les sédiments nus et les zones où l'herbier présente un taux de recouvrement inférieur à 40%

IV. Conclusion : approche intégrative

Dans un premier temps, il ressort des études sur le phytoplancton et sur la faune benthique un certain nombre de convergences en terme de réflexion autour des indices biologiques de la qualité des milieux :

- Pour une base de données similaire, les différents indices utilisés au sein de chaque compartiment donnent des diagnostics divergents.
- Les indicateurs paraissant les plus fiables sont d'une part ceux qui privilégient l'approche multivariée, et d'autre part ceux qui peuvent être comparés à des seuils déterminés à l'échelle locale, par exemple de la masse d'eau.
- Dans les milieux littoraux naturellement envasés ou turbides, les indicateurs sont particulièrement sensibles aux paramètres environnementaux (naturels) qui peuvent largement brouiller la nature de leur réponse et le message en termes d'évaluation de la qualité du milieu.
- Si une avancée significative a été marquée sur des eaux côtières type Bassin d'Arcachon, l'estuaire de la Gironde présente des caractéristiques qui continuent à rendre délicate l'interprétation des indices de qualité de l'environnement. Cependant, il a été possible dans les deux cas de calculer des indices qui ouvrent la porte à des développements ultérieurs.

Même si le projet n'avait pas été imaginé dans ce sens, nous avons tenté d'estimer une réponse multiparamètre (phytoplancton, macrofaune benthique et télédétection) à une perturbation mécanique de grande envergure. Il s'agit du recouvrement d'un herbier sur 30 ha, par des sédiments fins, pendant l'hiver 2004-05. Ce site perturbé, nommé la Dispute, est situé au milieu du bassin d'Arcachon. En rassemblant toutes nos données encadrant spatialement et temporellement cet événement, l'objectif a été de voir quels indicateurs réagissaient, à quelle échelle, et dans un contexte de régression générale de l'herbier.

Le site de la Dispute a été choisi pour creuser une souille, trou de 4 ha de surface ayant pour vocation d'accueillir les déchets ostréicoles inertes, c'est-à-dire les coquilles issues du nettoyage des parcs. Cette souille a été positionnée à côté d'une ancienne aujourd'hui comblée, au milieu d'un herbier intertidal à *Zostera noltii*. Les sédiments extraits ont été étalés sur le côté oriental (30 ha).

- **AVANT TRAVAUX** : en 2002, avant les travaux, des prélèvements de la faune benthique ont été réalisés sur les herbiers environnants. Ces herbiers étaient denses et considérés comme en bon état (Blanchet *et al.*, 2004). Cependant, comme nous l'avons vu précédemment (**Figure II.6**), les indicateurs classiques (AMBI, M-AMBI, BENTIX, BOPA) ont classé ces prélèvements en-dessous de la limite d'acceptabilité (prélèvements 'Before CS1 et CS2 de cette figure). En appliquant un indice multivarié, avec des seuils calculés d'après des sites de référence locaux (38 stations), MISS (Macrobenthic Index of Sheltered Systems), nous

QuaLiF – Evaluation de la qualité biologique des milieux littoraux semi-fermés

situations bien ces stations dans une qualité écologique bonne à très bonne (Figure II.7, points situés à -24 mois).

Une image Spot de juin 2004 permet de voir en rouge les herbiers. Sur la Figure IV.1 (3 juin 2004), il est possible d'observer cet herbier plutôt en bon état autour de l'ancienne souille (partie blanche en bas à gauche – Remarque : la partie blanche située plus haut est un nuage).

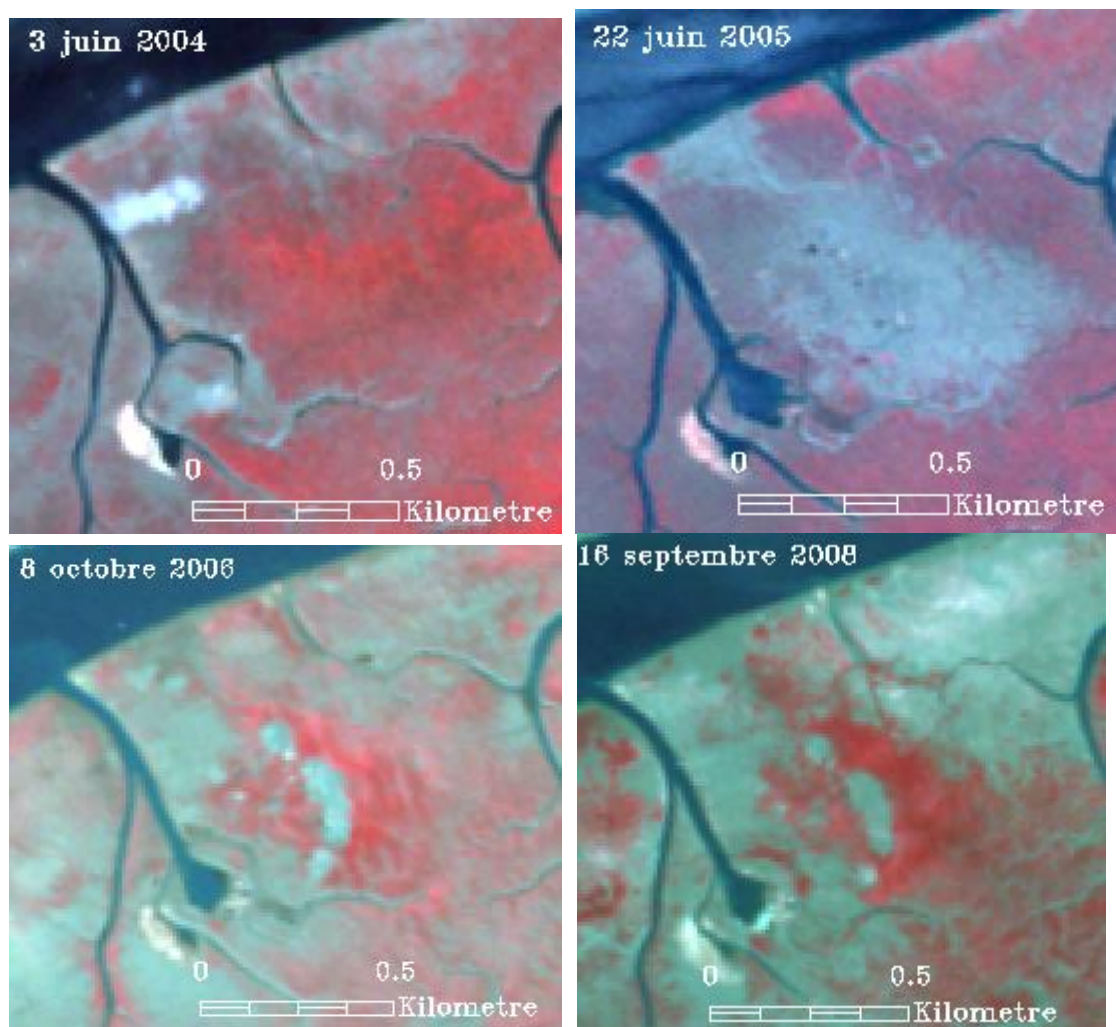


Figure IV.1 : Images SPOT sur le site de la Dispute à basse mer.

Les indices phytoplanctoniques « chlorophylle *a* », et « nombre de blooms », ainsi que les indices multiparamétriques (TRIX) classent les eaux des différentes stations étudiées du Bassin dans des catégories allant de « très bon » à « bon » niveau écologique pour la tranche d'années de 1988 à 2003. Les indices « fréquence de blooms » et ceux basés sur les groupes fonctionnels présentent eux les eaux à des niveaux de qualité inférieure pouvant aller ponctuellement jusqu'à un niveau « médiocre ».

- **APRES TRAVAUX** : Les travaux ont eu lieu pendant l'hiver 2004-05. Il est parfaitement possible de voir la nouvelle souille sur l'image SPOT du 22 juin 2005 (plan d'eau à droite de l'ancienne souille, Figure IV.1.), ainsi que tous les sédiments refoulés et étalés sur le côté oriental (environ 30 ha). Comme rappelé précédemment (Figure II.6), les indicateurs classiques (AMBI, M-AMBI, BENTIX, BOPA) ont classé les prélèvements de la faune benthique des sites perturbés à un niveau de qualité écologique supérieur à celui des herbiers avant travaux. En revanche l'indice MISS situe bien ces stations dans une qualité écologique non acceptable (Figure II.7, points situés à +3, +6, +15 mois). Concernant le phytoplancton, sur les années

QuaLiF – Evaluation de la qualité biologique des milieux littoraux semi-fermés

2005 à 2007, les premiers indices (chlorophylle, nombre de blooms et TRIX) ne voient aucun effet de perturbation dans la colonne d'eau engendrée par le recouvrement de l'herbier. Par contre, il est difficile de conclure quant aux indices « fréquence de blooms » et « groupes fonctionnels ». Ceux-ci mettent, en effet, en évidence des prélèvements de moins bonne qualité (moyenne et médiocre) par rapport à la période précédant les travaux. Cependant, la comparaison des seules 3 dernières années face à la variabilité des niveaux de qualité observés au cours de 1988-2003, ne permet pas avec certitude de conclure que ces indices aient effectivement détecté une perturbation du milieu.

- **REGRESSION DE L'HERBIER.** A partir de 2005, l'herbier a commencé à régresser partout dans le Bassin, incluant le site de la Dispute, même dans les zones non impactées. Cette régression se voit assez rapidement sur les clichés 2005, 2006 et 2008 (Figure IV.1). En revanche, les peuplements benthiques ont continué à 'ne voir' que la différence perturbé/non perturbé (données hors LITEAU-QuaLif, actuellement non disponibles).
- **BILAN.** La perturbation physique d'un habitat benthique (recouvrement d'un herbier par des sédiments) a été détectée par un seul indice benthique nouvellement élaboré (MISS) et dont robustesse dans d'autres systèmes n'a pu être encore démontrée. Cette perturbation aiguë en milieu intertidal a également été mise en évidence par télédétection dans les premiers mois. Ce moyen d'investigation offre une vision à petite échelle très appréciable dans un suivi de larges territoires, mais ne va pas discerner les types de perturbation entre eux. Dans notre cas, l'herbier détruit par les travaux se confond visuellement avec l'herbier qui, quelques mois plus tard régresse chroniquement dans tout le Bassin pour des raisons encore inconnues. L'indice MISS, quinze mois après les travaux, parvenait encore à faire cette distinction sur un petit nombre de stations (il devrait être de nouveau éprouvé en 2009-10 à une échelle spatiale plus vaste). La masse d'eau alentour, au vu des indices phytoplanctoniques, n'a pas été impactée.

Cette tentative d'interprétation croisée, sur un jeu de données qui n'a pas été acquis au départ dans ce but, est en faveur de la complémentarité des approches, mais aussi d'une décision de type 'one out, all out' : si un seul indice décèle une mauvaise qualité écologique, la masse d'eau au sens large (incluant habitats benthiques et sous-jacents) peut être considéré comme perturbée.

Bibliographie citée

- Abril G., Nogueira M., Etcheber H., Cabecadas G., Lemaire E., Brogueira M.-J. 2002. Behaviour of organic carbon in nine contrasting European estuaries. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 54 : 241-262
- Alloncle, Guillaumont L., Laurent Levêque L. 2005. Cartographie des herbiers de zostères. Fiche Technique - Projet REBENT. FT14-2005-01.doc
- Auby, I., Labourg, P.-J. 1996. Seasonal dynamics of *Zostera noltii* Hornem in the Bay of Arcachon (France). *Journal of Sea Research* 35: 269-277
- Audry S., Blanc G., Schäfer J., Robert S. 2007. Effect of estuarine sediment resuspension on early diagenesis, sulfide oxidation and dissolved molybdenum and uranium distribution in the Gironde estuary, France. *Chemical Geology*, 238 (3-4): 149-167
- Barillé L., Robin M., Harin N., Bargain A., Launeau P. soumis. Increase in seagrass distribution at Bourgneuf Bay (France) detected by spatial remote sensing. *Aquatic Botany*
- Beliaeff B., Gros P., Belin C., Raffin B., Gailhard I., Durbec JP. 2001. 'Phytoplankton events' in French coastal waters during 1987-1997. *Oceanologica Acta* 24: 425-433
- Bellan G., 1989. Indicateurs et indices biologiques dans le domaine marin. *Bulletin d'Ecologie*, 15 : 13-20
- Borja A., Franco F., 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: 1100-1114

QuaLiF – Evaluation de la qualité biologique des milieux littoraux semi-fermés

- Borja A., Franco J., Valencia V., Bald J., Muxika I., Belzunce MJ., Solaun O. 2004. 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., Franco F. 2003. The application of a Marine Biotic Index to different impact sources affecting soft-bottom benthic communities along European coasts. *Marine Pollution Bulletin*, 46: 835-845
- Bouchet J.-M. 1968. Etude océanographique des chenaux du bassin d'Arcachon. Thèse de Docteur en Sciences Naturelles 2 tomes : 306
- Cabeçadas G., Nogueira M., Brogueira M.J., 1999. Nutrients dynamics and productivity in three European Estuaries. *Marine Pollution Bulletin*, 38 (12) : 1092-1096.
- Carstensen J., Conley DJ, Henriksen P. 2004. Frequency, composition, and causes of summer phytoplankton blooms in a shallow coastal ecosystem, the Kattegat. *Limnology Oceanography*, 49:190-201
- Dahl E., Johannessen T. 1998. Temporal and spatial variability in phytoplankton and chlorophyll a: lessons from the south coast of Norway and the Skagerrak. *Journal of Marine Science*, 55:680-687
- Daniel A. 2004. Réseau hydrologique Littoral Normand: cycles annuels 2001-2003 et proposition d'indicateurs d'eutrophisation. Rapport ifremer RSTDEL/0409/PB
- Dauvin, J.-C. 1987. Evolution à long terme (1978-1986) des populations d'Amphipodes des sables fins de la pierre noire (baie de Morlaix, Manche occidentale) après la catastrophe de l'Amoco Cadiz. *Marine Environmental Research*, 21, 247.
- Dauvin J.-C. 1993. Le benthos: témoin des variations de l'environnement. *Océanis* 19: 25-53
- Dauvin, J.-C., 1998. The fine sand *Abra alba* community of the bay of Morlaix twenty years after the Amoco Cadiz oil spill. *Marine Pollution Bulletin*, 36, 669
- Dauvin J.-C. 2000. The muddy fine sand *Abra alba-Melinna palmata* community of the Bay of Morlaix twenty years after the *Amoco Cadiz* oil spill. *Marine Pollution Bulletin*, 40: 528-536
- Dauvin J.-C., Fisson C., Garnier J., Lafite R., Ruellet T., Billen G., Deloffe J., Verney R. 2008. A report card and quality indicators for the Seine estuary : from scientific approach to operational tool. *Marine Pollution Bulletin*, 57: 187-201
- Dauvin J.-C., Ruellet T. 2007. Polychaete/amphipod ratio revisited. *Marine Pollution Bulletin* 55: 215-224
- Devlin M., Best M., Coates D., Bresnan E., O'Boyle S., Park R., Silke J., Cusack C., Skeats J. 2007. Establishing boundary classes for the classification of UK marine waters using phytoplankton communities. *Marine Pollution Bulletin*, 55:91-103
- Diaz R.J., Solan M., Valente R.M. 2004. A review of approaches for classifying benthic habitats and evaluating habitat quality. *Journal of environmental Management*, 73: 165-181
- Durand G., Belin C., Pellouin-Grouhel A., Grossel H., Daniel A. 2007. DCE: indicateurs phytoplancton, chlorophylle, et hydrologie. Simulations de classement des masses d'eau. Comparaison des classements obtenus avec différents critères. Rapport IFREMER
- Ferreira J.G., Wolff W.J., Simas T.C., Bricker S.B. 2005. Does biodiversity of estuarine phytoplankton depend on hydrology. *Ecological Modelling*, 187:513-523
- Friedl, M.A., & Brodley, C.E., 1997. Decision tree classification of land cover from remotely sensed data. *Remote Sensing of Environment*, 61(3): 399-409
- Gailhard I., Gros P., Durbec JP., Beliaeff B., Belin C., Nézan E., Lassus P. 2002. Variability patterns of microphytoplankton communities along the French coasts. *Marine Ecology Progress Series*, 242: 39-50
- Gasparini S., 1997. Fécondité, régime alimentaire et production des principaux copépodes planctoniques de quatre estuaires européens. Thèse Doctorat, Université Bordeaux I. 203p.
- Gasparutti S., 2003. Etude des populations bactériennes et phytoplanctoniques dans l'estuaire de la Gironde : observation au microscope à épifluorescence. DEUG « Biologie Générale et Sciences de la Terre ». Université Bordeaux I. 25 p.
- Glé C. 2007. Structure et dynamique des communautés microbiennes autotrophes et production primaire planctonique dans une lagune côtière macrotidale, le Bassin d'Arcachon. Facteurs de contrôle de type bottom-up. Thèse Doctorat, Université Bordeaux I. 309 p
- Glémarec M., 2003. Les indices biotiques en milieu sédimentaire. In: Alzieu, C. (Ed.), Bioévaluation de la qualité environnementale des sédiments portuaires et des zones d'immersion. Edition IFREMER, pp. 29-50.
- Glémarec M., Hily C. 1981. Perturbations apportées à la macrofaune benthique de la baie de Concarneau par les effluents urbains et portuaires. *Acta (Ecologica/Ecologia Applicata)*, 2: 139-150
- Gomez Gesterira J.L., Dauvin J.C. 2000. Amphipods are good bioindicators of the impact of oil spills on soft-bottom macrobenthic communities. *Marine Pollution Bulletin*, 40: 1017-1027
- Grall J., Glémarec M. 1997. Using biotic indices to estimate macrobenthic community perturbations in the Bay of Brest. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 44 suppl. A: 43-53
- Grall J., Glémarec M. 2003. L'indice d'évaluation de l'endofaune côtière. In: Alzieu C (ed) Bioévaluation de la qualité environnementale des sédiments portuaires et des zones d'immersion. Ifremer, Brest, 51-83
- Gray, J.S., 1981. The ecology of marine sediments: an introduction to the structure and function of benthic communities. Cambridge University Press, Cambridge, MA (USA).187 p

QuaLiF – Evaluation de la qualité biologique des milieux littoraux semi-fermés

- Goetza, S.J., Wright, R.K., Smith, A.J., Zineckerb, E., Schaub, E. 2003. IKONOS imagery for resource management: Tree cover, impervious surfaces, and riparian buffer analyses in the mid-Atlantic region. *Remote Sensing of Environment*, 88: 195–208
- Guillaumont B. 1991. Utilisation de l'imagerie satellitaire pour les comparaisons spatiales et temporelles en zone intertidale. *Estuaries and Coasts: Spatial and temporal intercomparisons*, www.rebent.org/documents/. Fiche technique. 63-68
- Harin N. 2004. Télédétection des herbiers de *Zostera noltii* dans un écosystème conchylicole. DEA en Géographie. Option Mer et Littoral. Université de Nantes. 83 p
- Hily C. 1984. Variabilité de la macrofaune benthique dans les milieux hyper-trophiques de la rade de Brest
- Huete, A.R. and Tucker, C.J., 1991. Investigation of soil influences in AVHRR red and near-IR vegetation index imagery. *International Journal of Remote Sensing*, 12: 1223–1242
- Jacobs, R.P.W.M., Hegger, H.H., Ras-Willems, A. 1983. Seasonal variations in the structure of a *Zostera* community on tidal flats in the SW Netherlands, with special reference to the benthic fauna. *Proceedings. Koninklijke Nederlandse Akademie van Wetenschappen*, C86, 347-375
- Irigoiën X. 1994. Ingestion et production secondaire des copépodes planctoniques de l'estuaire de la Gironde en relation avec la distribution du phytoplancton et la MES. Thèse Doctorat, Université Bordeaux I. 187 p
- Labruno C., Amouroux J.-M., Sarda R., Dutrieux E., Thorin S., Rosenberg R., Grémare A. 2005. Characterization of the ecological quality of the coastal Gulf of Lions (NW Mediterranean). A comparative approach based on three biotic indices. *Marine Pollution Bulletin*, 52: 34-47
- Lafon V., Marieu V., Butel R., Dehouck A., Froidefond J.-M., Trut, G. 2008. Cartographie des faciès bio-sédimentaires du Bassin d'Arcachon à partir de l'imagerie FORMOSAT-2. Xèmes Journées Nationales Génie Côtier-Génie Civil, (Eds) D. Levacher, P. Gaufrès et Centre Français du Littoral, T. 2, pp. 563-572
- Lafon V., Dehouck A., de Montaudouin X., Marieu V., Blanchet H., Froidefond J.-M. 2009. Cartographie de l'herbier du Bassin d'Arcachon par télédétection spatiale: potentiel pour le suivi d'un indicateur DCE. 193ème session du Comité Scientifique et Technique de la SHF: «Utilisation de l'imagerie satellite pour l'étude de l'eau dans le sol et proche sous-sol», Toulouse, 30 mars – 1^{er} avril 2009.
- 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
- Lemaire E., Abril G., De Wit R., Etcheber H., 2002. Distribution of phytoplankton pigments in nine European estuaries and implications for an estuarine typology. *Biogeochemistry*, 59: 5-23
- Marshall H.G., Lacouture R.V., Buchanan C., Johnson J.M. 2006. Phytoplankton assemblages associated with water quality and salinity regions in Chesapeake Bay, USA. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 69:10-18
- Maurice L. 1994. Chapitre 3 : La qualité des eaux de l'estuaire. Livre Blanc Estuaire de la Gironde. Ifremer et Agence de l'eau Adour-Garonne. 32-45
- McCauley S., Goetza S.J. 2004. Mapping residential density patterns using multi-temporal landsat imagery and a decision-tree classifier. *International Journal of Remote Sensing*, 25: 1077-1094
- Mearns A.J., Word J.Q. 1982. Forecasting effects of sewage solids on marine benthic communities. In: Mayer GF (ed) *Ecological stress in the New York Bight: science and management*. Estuarine Research Federation, Columbia, pp 495-512
- Muxika I., Borja A., Bald J. 2006. Using historical data, expert judgement and multivariate analysis in assessing reference conditions and benthic ecological status, according to the European Water Framework Directive. *Marine Pollution Bulletin*, 55: 16-29
- Nacken, M., Reise, K. 2000. Effects of herbivorous birds on intertidal seagrass beds in the northern Wadden Sea. *Helgolander Marine Research*, 54, 87-94.
- Pearson J.C., Rosenberg R. 1978. Macrobenthic succession in relation to organic enrichment and pollution of the marine environment. *Oceanography and Marine Biology Annual Review*, 16: 229-311
- Pellouin A., 2005. Recommandations techniques pour un programme de surveillance adaptée aux objectifs de la DCE- Vol. 1 : contaminants chimiques, phytoplancton, hydrologie. Rapport Ifremer Dyneco/VIGIES : 7-33.
- Pellouin-Grouhel, A. 2005. Directive cadre européenne sur l'eau - définition des conditions de référence - propositions pour un réseau de référence. Rapport IFREMER, 55pages
- Penna N., Capellacci S., Ricci F. 2004. The influence of the Po River discharge on phytoplankton bloom dynamics along the coastline of Pesaro (Italy) in the Adriatic Sea. *Marine Pollution Bulletin*, 48 :321-326
- Pianka E.R. 1970. On r- and K-selection. *American Naturalist*, 104: 592-597
- Prinçaud, M. 2006. Télédétection des herbiers. Master (1ère année) ENVOLH Université Bordeaux 1, 20 p
- Puente A., Juanes J.A., Garcia A., Alvarez C., Revilla J.A., Carranza I. 2007. Ecological assessment of soft bottom benthic communities in northern Spanish estuaries. *Ecological Indicators* in press
- Ranasinghe J.A., Frithsen J.B., Kutz F.W., Paul J.F., Russel D.E., Batiuk R.A., Hyland J.L., Scott J., Dauer D.M. 2002. Application of two indices of benthic community condition in Chesapeake Bay. *Environmetrics*, 13: 499-511

QuaLiF – Evaluation de la qualité biologique des milieux littoraux semi-fermés

- Rosenberg R., Blomqvist M., Nilsson H.C., Cederwall H., Dimming A. 2004. Marine quality assesment by use of benthic species-abundance distributions: a proposed new protocol within the European Union Water Framework Directive. *Marine Pollution Bulletin*, 49: 728-739
- 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
- Simboura N., Zenetos A. 2002. Benthic indicators to use in Ecological Quality classification of Mediterranean soft bottom marine ecosystems, including a biotic index. *Mediterranean Marine Science*, 3: 77-111
- Sommer U. 1989. Nutrient status and nutrient competition of phytoplankton in a shallow, hypertrophic lake. *Limnology Oceanography*, 34:1162-1173
- Tucker, C.J. 1979. Red and photographic infrared linear combinations monitoring vegetation. *Remote Sensing of Environment*, 8: 127–150
- Utermöhl H. 1931. Über das umgekehrte Mikroskop. *Inv Ver Theor Angew Limnol*, 5:567-569
- Utermöhl H. 1958. Zur Vervollkommnung der qualitativen Phytoplankton-Methodik. *Mitt Int Theor Angew Limnol*, 9:1-38
- Vincent D. 2002. Dynamique et nutrition du zooplancton en milieu lagunaire macrotidal (Bassin d'Arcachon): flux de carbone et d'azote associés. Conséquences sur le pool nutritif et sur les organismes. Thèse de troisième cycle:391
- Vollenweider R.A., Giovanardi F., Montanari G., Rinaldi A. 1998. Characterization of the trophic conditions of marine coastal waters with special reference to the NW Adriatic Sea: proposal for a trophic scale, turbidity and generalized water quality index. *Environmetrics*, 9:329-357
- Weisberg S.B., Ranasinghe J.A., Dauer D.M., Schaffner L.C., Diaz J.D., Frithsen J.B. 1997. An estuarine benthic index of biotic integrity (B-IBI) for Chesapeake Bay. *Estuaries*, 20: 140-158

QuaLiF – Evaluation de la qualité biologique des milieux littoraux semi-fermés

ANNEXE : TEXTES DES PUBLICATIONS

Cette partie peut être rendue sous forme non modifiable (fichier pdf de préférence).

Son format est laissé à la libre appréciation de ses rédacteurs.

PUBLICATIONS SCIENTIFIQUES PARUES

Merci de joindre des tirés à part, et d'indiquer les restrictions éventuelles en termes de droits de reproduction (notamment sur le site Internet du MEDD). Notez que ce rapport pourra être mis en ligne sur le site Internet du MEDD.

Dauvin J.C., Bachelet G., Barillé A.L., Blanchet H., de Montaudouin X., Lavesque N., Ruellet T. (2009) Development of benthic indicators and indices approaches in the three main estuaries of the French Atlantic coasts (Seine, Loire and Gironde) for the implementation of the European Water Framework Directive (WFD), *Marine Ecology, an evolutionary perspective*, 30, 228-240.

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.

Bakalem A., **Ruellet T., Dauvin, J.C.** (2009). Benthic Indicators and Ecological Quality of shallow Algeria fine sand community. *Ecological Indicators* 9: 395-408.

Dauvin JC, 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.

Ruellet, T., Dauvin, J.C. (2008). Comments on Muxika *et al.*, 2007 “Using historical data, expert judgement and multivariate analysis in assessing reference conditions and benthic ecological status, according to the European Water Framework Directive”, *Marine Pollution Bulletin*, 56, 1234-1235.

Dauvin, J.-C., Fisson, C., Garnier, J., Lafite, R., Ruellet, T., Billen, G., Deloffre, J., Verney, R. (2008). A report card and quality indicators for the Seine estuary: From scientific approach to operational tool. *Marine Pollution Bulletin* 57, 1-5, 187.

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.

Ruellet T., Dauvin J.-C. (2007). Benthic indicators: Analysis of the threshold values of ecological quality classifications for transitional waters. *Marine Pollution Bulletin* 54, 11, 1707.

PUBLICATIONS SCIENTIFIQUES A PARAITRE

PUBLICATIONS SCIENTIFIQUES PREVUES

Blanchet H., Bachelet G., de Montaudouin X., Lavesque N., Grémare A. (*soumis*). Biodiversity and bio-evaluation methods in transitional waters: a theoretical challenge. *Soumis à Transitional Water Bulletin*

Del Amo Y., Amiotte A., Le Bris A., Poulain F., Chardy P., Maurer D. (en prep). Evaluation of ecological water quality by phytoplankton indicators tested for the implementation of the Water Framework Directive in a shallow coastal water: Arcachon lagoon (Southwest of France).