COMMISSION EUROPEENNE
DIRECTION GENERALE AUX POLITIQUES REGIONALES ET A LA COHESION

PROGRAMME OPÉRATIONNEL INTERREG III C – ZONE SUD
BEACHMED-e: La gestion stratégique de la défense des littoraux pour un développement soutenable des zones côtières de la Méditerranée (code 3S0155R)

Mesure 2.4

Européen Dragage Remblayage Environnemental Protocole

Partage, perfectionnement et application du protocole ENV1 aux activités de dragage et de remblayage avec des sables épaves, et applications spécifiques pour l'étude de la turbidité.

Phase B - Rapport final

Études méthodologiques pour la mesure de la turbidité et du taux de sédimentation

EuDREP

Partage, perfectionnement et application du protocole ENV1 aux activités de dragage et de rechargement par des sables fossiles, et applications spécifiques pour l'étude de la turbidité

Luisa Nicoletti (CdF)[1], Daniela Paganelli[1], Loretta Lattanzi[1], Paola La Valle[1], Barbara La Porta[1], Alfredo Pazzini[1], Monica Targusi[1], Mentino Preti[2], Maurizio Morelli[2], Margherita Aguzzi[2], Nunzio de Nigris[2], Alberto Lamberti[3], Luca Martinelli[3], Massimo Guerrero[3], Enrico Bartoletti[4], Alessandro Bini[4], Rebecca degl'Innocenti[4], Jessica Viacava[4], Vassilios A. Tsihrintzis[5], Georgios K. Sylaios[5], Rosa Maria Bertolotto[6], Eliana Paoli[6], Cecilia Cuneo[6], Sergio Tucci[7], Marco Capello[7]

[1] ICRAM

[2] ARPA-IA

[3] DISTART UNIBO

[4] Provincia di Livorno

[5] Université Democritus de Thrace

[6] ARPAL

[7] DIPTERIS UNIGE (cons.)

Mots clés: protocole, dragage, rechargement, turbidité et taux de sédimentation, impact sur l'environnement.

INDICE

INTRODUCTION

1. METHODOLOGIE INNOVATRICE PARTAGEE

1.1 *Etude des effets de l'augmentation de turbidité sur les herbiers de* Posidonia oceanica

1.1.1 Zone d'étude

1.1.2 Dessin d'échantillonnage

1.1.3 Paramètres à surveiller et durée

1.2 *Etude des effets de l'augmentation du taux de sédimentation sur les herbiers de* Posidonia oceanica

1.2.1 Zone d'étude

1.2.2 Dessin d'échantillonnage

1.2.3 Paramètres à surveiller et durée

1.3. Application des protocoles

1.3.1 Le projet pilote de l'ICRAM (Littoral pontino, Regione Lazio)

1.3.2 Le projet pilote de DISTART et ARPA-ER (Mer Adriatique du Nord, Regione Emilia-Romagna)

1.3.3 Le projet pilote de la Province de Livourne (Golfe de Baratti, Regione Toscana)

1.3.4 Le projet pilote de l'Université Democritus de Thrace (Delta du Nestos, Région de l'Est Macédoine et Thrace)

1.3.5 Le projet pilote d'ARPAL (Loano, Regione Liguria)

2 LE TECNICHE DI MISURA

2.1. CTD (conductivity, temperature, depth)

2.1.1 Strumentazione

2.1.2 Raccolta Dati

2.2. Particellato sospeso

2.2.1 Linee di Ricerca

2.2.2 Le metodologie di campionamento e di laboratorio

2.2.3 Le analisi dimensionali al Coulter® Counter Multisizer™.

2.3 Trappole per sedimenti

2.3.1 Strumentazione

2.3.2 Campo di applicazione

2.3.3 Trattamento del campione

2.4. ADCP

2.4.1 Il funzionamento del nuovo metodo basato su 2 ADCP

2.4.2 Esempi di applicazione del nuovo metodo

2.5. *Modelli*

2.5.1 i processi di dispersione di particellato in sospensione

2.5.2 Metodi di discretizzazione

2.5.3 Il modello MIKE21 MUD TRANSPORT Modelling (Provincia di Livorno)

2.5.4 Il modello DISTART-UNIBO

2.5.5 Il modello MADS: Modello di Avvezione, Diffusione e Sedimentazione (ARPAL-DIPTERIS)

ALLEGATO: *Il modello MIKE21 MUD TRANSPORT Modelling*

BIBLIOGRAFIA

INTRODUCTION

Le Protocole ENV1 “Protocole Méthodologique Spécifique pour l’Etude des Aspects Environnementaux pour l’Utilisation des Dépôts Marins Sableux du Large et pour le Remblayage des Plages (BEACHMED-ENV1)”, rédigé et développé par l’ICRAM dans le cadre du projet européen INTERREG IIIB MEDOCC – BEACHMED (2004), a été diffusé, évalué et partagé par les partenaires d’EUDREP pendant la Phase A du sous-projet.

L’objectif visé dans le sous-projet EuDREP en phase B est de définir un parcours méthodologique qui permette, lors d’une phase (un parcours, un projet) expérimentale, d’établir si la manutention de sables fossiles (dragage et rechargement), du fait de l’augmentation de solide en suspension qu’elle entraîne, peut endommager, et dans l’affirmative de quelle façon, le milieu marin. Tout cela permettra une amélioration d’ENV1 et la production d’un nouveau protocole (ENV2) plus complète pour ce qui concerne les aspects liés à la turbidité.

On sait, en effet - et le souligne bien déjà le protocole ENV1 - que l’un des effets les plus marquants sur le milieu marin du dragage et du rechargement par des sables fossiles est l’introduction le long de la colonne d’eau de solide en suspension, dû aussi bien à l’*overflow* (dans la zone de dragage), qu’à la mobilité accrue du sédiment reflué sur la plage (dans la zone de rechargement). Tout cela se concrétise par une augmentation de la turbidité le long de la colonne d’eau, d’où une diminution de la pénétration de la lumière et un accroissement des taux de sédimentation. Ces deux effets deviennent importants en présence de habitats sensibles et/ou d’espèces protégées, comme, par exemple, les herbiers de *Posidonia oceanica*, un type d’habitat protégé aux termes de la directive “Habitat” (92/43/CEE).

Plus particulièrement, dans ce sous-projet, il a été décidé de focaliser l’attention sur les herbiers de *Posidonia oceanica* présents le long d’une grande partie des côtes de la Méditerranée.

Les résultats de la phase A ont déjà mis en évidence la carence de données bibliographiques sur cette problématique. La recherche bibliographique menée sur les valeurs naturelles de turbidité et de taux de sédimentation dans les régions étudiées a révélé une grande insuffisance d’informations: rares sont les données recensées sur la turbidité (le plus souvent relatives aux plates-formes continentales de Liguria et du Lazio), et aucun travail n’a été trouvé pour le taux de sédimentation dans des zones côtières (Beachmed-e, 2006). La recherche bibliographique effectuée sur les effets possibles de l’accroissement de turbidité et/ou des taux de sédimentation sur la *Posidonia oceanica* a elle aussi montré que le nombre de travaux spécifiques est décidément très faible et, quoi qu’il en soit, ne se rapporte jamais en particulier à ce genre d’activité (Beachmed-e, 2006). Quelques rares données, sur la quantification des effets de l’enterrement subi par quelques herbiers de *Posidonia oceanica* à la suite de la construction d’ouvrages côtiers, sont rapportées par Manzanera *et al.* (1998) et Bouderesque *et al.* (1984).

Ceci dit, nous avons pensé mettre au point une méthodologie d’enquête permettant d’acquérir des données utiles à la compréhension de ces phénomènes; elle pourrait aussi, compte tenu des résultats obtenus, donner des indications sur la définition des valeurs seuils au-delà duquel les effets induits sur le milieu marin deviennent significatifs.

Certaines des phases expérimentales prévues au sein des protocoles présentés constitueront plus particulièrement l’objet des projets pilotes d’EuDREP.

1. METHODOLOGIE INNOVATRICE PARTAGEE

L'introduction dans la colonne d'eau de quantités parfois importantes de solide suspendu se traduit par deux effets principaux qui sont la diminution de la pénétration de la lumière et l'augmentation des taux de sédimentation (Beachmed-e, 2006). Ces deux effets peuvent se répercuter sur les zones sensibles du milieu marin et, en particulier, sur les herbiers de *Posidonia oceanica*, "habitat prioritaire" protégé aux termes de la Directive 92/43/CEE (fig. 1.1).

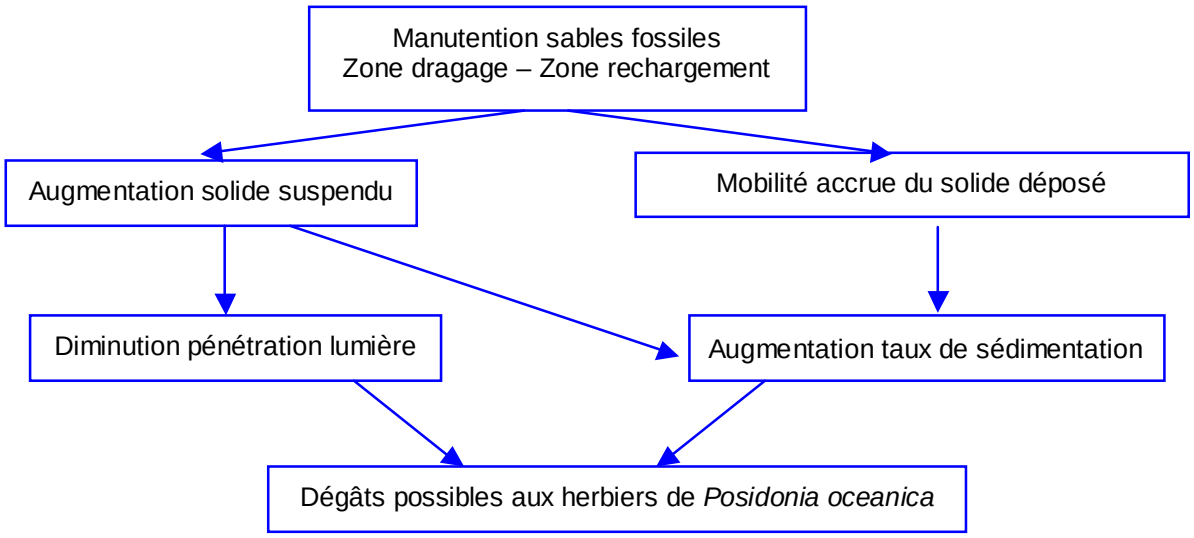

Figure 1.1 - Schéma des effets induits sur les herbiers de *Posidonia oceanica* par le dragage de sables fossiles et par le rechargement.

L'objectif de la méthodologie proposée est donc d'évaluer les effets de la manutention de sédiment (associée au dragage et au rechargement par des sables fossiles) sur les herbiers de *Posidonia oceanica,* afin de définir des valeurs limites ou des valeurs seuil au-delà desquelles l'état de santé des herbiers est compromis de manière significative.

L'analyse de ces effets est compliquée par la difficulté de séparer l'effet de ces activités d'autres influences humaines et d'autres sources, en particulier le long des littoraux intéressés par des activités de rechargement qui sont généralement caractérisés par de fortes pressions anthropiques, par d'importants phénomènes érosifs et par la présence d'herbiers en phase de régression.

C'est pourquoi, afin de réduire le nombre de variables en action, on mènera l'expérimentation dans des herbiers de *Posidonia oceanica* en bon état de conservation, en simulant artificiellement la réduction de pénétration de la lumière et l'augmentation du taux de sédimentation.

1.1 *Etude des effets de l'augmentation de turbidité sur les herbiers de* Posidonia oceanica

L'expérience consiste à créer un obscurcissement d'intensités différentes au moyen d'écrans en tissu ou en PVC (Ruiz et Romero, 2001) pendant des laps de temps différents dans des zones d'herbier à différentes profondeurs.

Le schéma méthodologique proposé est donc articulé comme suit:

1.1.1 Zone d'étude

Zone caractérisée par la présence d'un herbier de *Posidonia oceanica* en bon état de conservation et, si possibile, non en régression. À cet effet on choisira un herbier qui a déjà fait l'objet d'une étude approfondie et qui satisfait aux conditions requises. Il faudra en outre disposer d'une cartographie récente détaillée, instrument incontournable pour aborder correctement une étude de monitorage (Ardizzone *et al.*, 2006), et, si possible, connaître les principaux descripteurs structurels de l'herbier.

1.1.2 Dessin d'échantillonnage

A l'intérieur de l'herbier choisi, on disposera 4 transects orthogonaux à la côte (1, 2, 3 e 4) et sur chacun d'eux on placera 3 stations, une le long de la limite supérieure (sup), une le long de la limite inférieure (inf) et une en position intermédiaire (int) (fig.1.1.2.1).

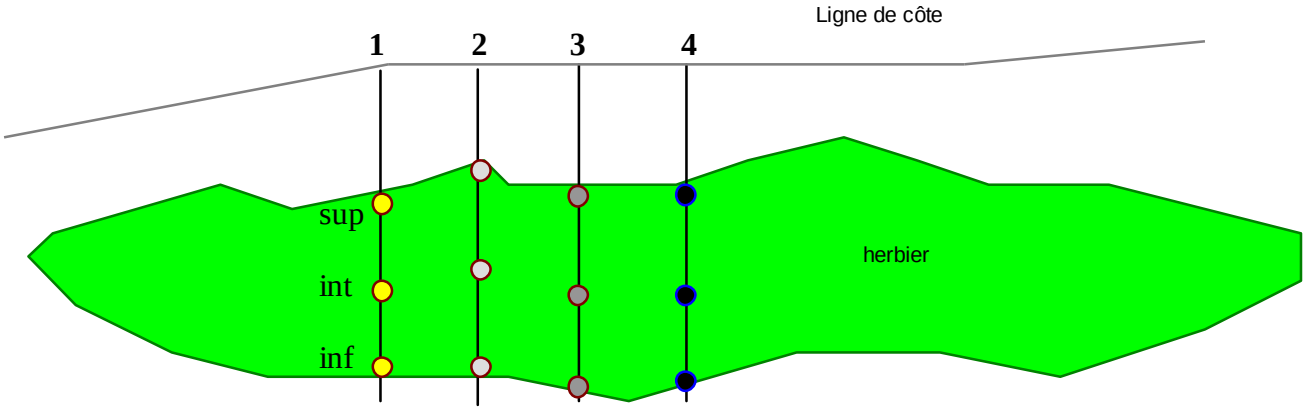

Figure 1.1.2.1 – Dessin d'échantillonnage (en jaune les stations de contrôle)

L'un des quatre transects choisis sera utilisé comme contrôle. Sur ce transect les stations seront dépourvues d'écran et définies par les carrés d'échantillonnage positionnés sur le fond. A l'endroit des autres transects, à chaque station on disposera les carrés d'échantillonnage et, en outre, des écrans de différente intensité (basse, : i_{basse}, moyenne: $i_{moyenne}$, élevée: $i_{élevée}$), comme le montrent la figura 1.1.2.2 et le tableau 1.1.2.1

Les écrans seront de forme carrée, d'au moins 1 m de côté, en tissu ou en PVC (Ruiz et Romero, 2001). Dans les deux cas on devra prévoir des interventions d'entretien, pour conserver inaltérée leur efficience. Pour définir les niveaux d'interception de la lumière il faudra d'abord acquérir des données sur la turbidité naturelle et la turbidité induite pendant les activités de rechargement.

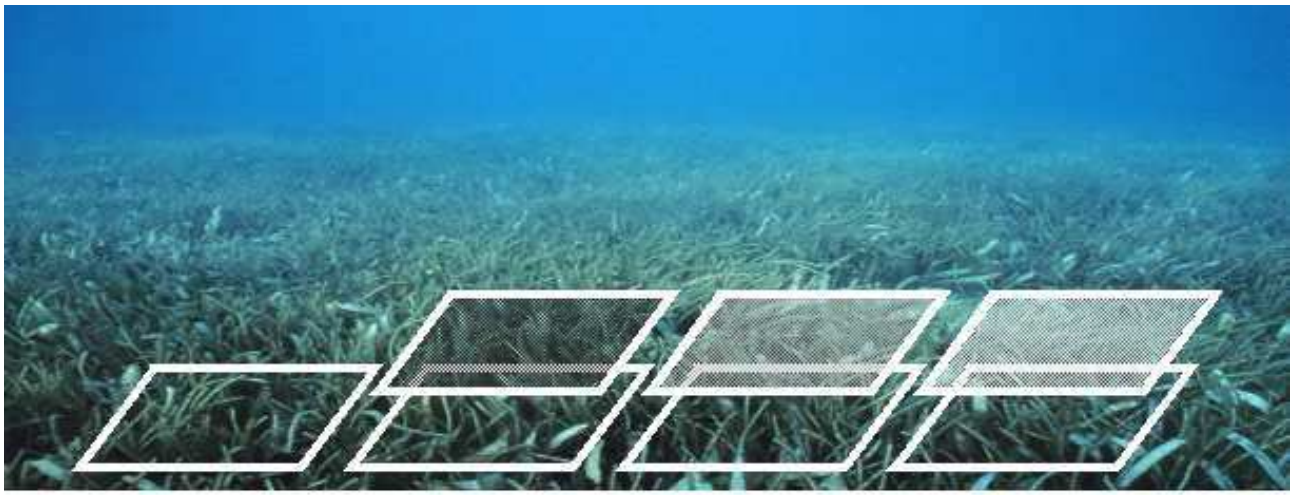

Figure 1.1.2.2 – Schéma d'échantillonnage sur lequel sont reportés les écrans de différente intensité.

Tab. 1.1.2.1 – Schéma du positionnement des écrans de différentes intensités sur chaque transect aux trois différentes profondeurs

	Transect			
Profondeur	1	2	3	4
Supérieure	Contrôle	i_{basse}	$i_{moyenne}$	$i_{élevée}$
Intermédiaire	Contrôle	i_{basse}	$i_{moyenne}$	$i_{élevée}$
inférieure	contrôle	i_{basse}	$i_{moyenne}$	$i_{élevée}$

Les stations expérimentales devront être distantes l'une de l'autre d'au moins 5 mètres, afin que l'écran de l'une n'interfère pas sur les stations voisines (Ruiz et Romero, 2001).

Pour l'expérimentation proposée on suppose trois différentes durées de pose de l'écran: t_1 (15 jours), t_2 (30 jours) e t_3 (60 jours).

Par conséquent, pour tester les effets des écrans durant les 3 périodes indiquées ci-dessus, il faudra prévoir 3 transects pour chaque type d'écran, comme sur le schéma représenté par le dessin d'échantillonnage (fig. 1.1.2.3).

La période d'expérimentation, c'est-à-dire la période pendant laquelle appliquer les écrans, devra coïncider avec la période de l'année où la plante est plus sensible aux contraintes du milieu, si l'on veut obtenir des résultats qui soient le plus possible "conservatoires". La période où la plante est plus sensible aux contraintes du milieu, en particulier à la diminution de la lumière (causée par la turbidité), est selon Ruiz et Romero (2001) la période estivale. Durant cette période de l'année, en effet, les processus de photosynthèse sont particulièrement actifs, permettant l'accumulation des réserves de carbone nécessaires à la plante pour survivre pendant l'hiver: une réduction des processus de photosynthèse, entraînant la diminution de la production de carbone, pourrait en effet provoquer des dégâts considérables à l'herbier, même en l'absence d'effets immédiats (retard de quelques mois dans la réponse de l'herbier).

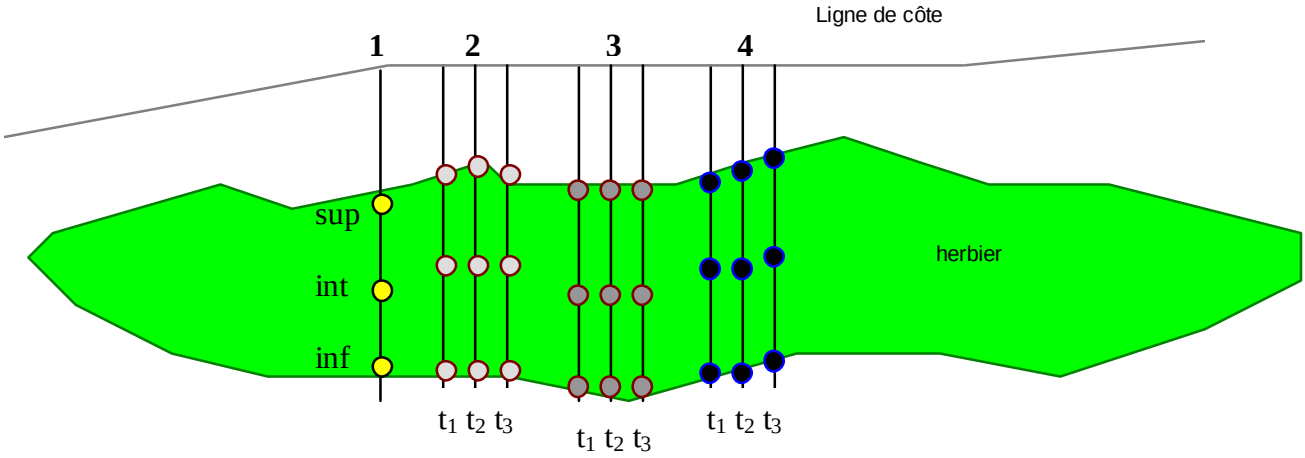

Figure 1.1.2.3 – Dessin d'échantillonnage (en jaune les stations de contrôle) sur lequel est reportée la répétition des transects, si l'on veut vérifier les effets des écrans pendant 3 laps de temps différents (t_1, t_2 e t_3)

1.1.3 Paramètres à surveiller et durée

Pour évaluer les effets des écrans sur l'état de santé de l'herbier on examinera les principaux indicateurs de l'herbier, comme, par exemple, les descripteurs structurels (densité, couverture) et fonctionnels (phénologie, biomasse, croissance, production et productivité) et la faune associée (biomasse des épiphytes). En effet, ces paramètres (pour la description détaillée desquels nous renvoyons à Buia *et al*., 2003 et Boudouresque *et al*., 2006), sont considérés par différents Auteurs comme les descripteurs les plus efficaces des herbiers, en particulier au plan du rôle joué par la lumière (Alcoverro *et al.,* 2001; Elkay *et al*., 2003) et par les impacts anthropiques, qui comportent généralement une augmentation de la turbidité (Ruiz et Romero 2001; 2003; Tomasello *et al*., 2007). En outre, on relèvera aussi les principaux paramètres photosynthétiques (par exemple capacité photosynthétique et efficience de respiration dans l'obscurité), d'accord avec Alcoverro *et al*. (2001) et Ruiz et Romero (2001, 2003).

En général, vu la variabilité saisonnière de la *Posidonia oceanica*, il faudra prévoir pour la phase de monitorage la répétition des échantillonnages durant toutes les saisons. En particulier, pendant la phase de masquage de la lumière il faudra prévoir des échantillonnages plus rapprochés dans le temps.

Dans le cas de paramètres pour le relèvement desquels il faut procéder à la récolte des faisceaux, on évaluera la fréquence des relèvements cas par cas, par rapport, entre autres, à la densité "initiale" de l'herbier. Par exemple, Ruiz et Romero (2001) considèrent, dans le cas d'un herbier de densité moyenne (300-400 faisceaux/m^2), que la récolte d'un nombre de faisceaux inférieur ou égal à 5% du nombre initial des faisceaux n'a aucune incidence sur l'état de conservation de l'herbier, c'est-à-dire que l'effet de l'échantillonnage est insignifiant.

Le monitorage de l'herbier devra durer au moins 1 an après la dépose des écrans.

Si l'on observe dans une ou plusieurs stations une souffrance excessive de l'herbier, on aura soin de retirer immédiatement les écrans et on entreprendra en même temps le suivi.

1.2 *Etude des effets de l'augmentation du taux de sédimentation sur les herbiers de* Posidonia oceanica

L'expérience consiste à provoquer un enterrement (artificiel) par déversement de différentes quantités de sable sur des zones d'herbier placées le long de la limite supérieure.

Le schéma méthodologique proposé est donc articulé comme suit:

1.2.1 Zone d'étude

Zone caractérisée par la présence d'un herbier de *Posidonia oceanica* en bon état de conservation et, si possible, non en régression. A cet effet on choisira un herbier qui a déjà fait l'objet d'une étude approfondie pour prouver l'existence des conditions requises. Il faudra en outre disposer d'une cartographie récente détaillée, instrument incontournable pour aborder correctement une étude de monitorage (Ardizzone *et al.*, 2006), et, si possible, connaître les principaux descripteurs structurels de l'herbier.

1.2.2 Dessin d'échantillonnage

A l'intérieur de l'herbier choisi, on placera au moins 5 stations le long de la limite supérieure (fig. 1.2.2.1), qui est le secteur le plus vulnérable au risque d'enterrement.

Toutes les stations choisies seront délimitées par une enceinte *ad hoc* de dimensions aptes à empêcher la dispersion du sable déversé. L'enceinte sera de forme carrée, de 40 cm de côté.

L'une des 5 stations sera utilisée comme contrôle. Dans les autres on déversera différentes quantités de sable en vue de produire dans les différentes stations des enterrements d'importance variée. Durant cette phase on suppose que l'on produira artificiellement des enterrements égaux à: 0-3 cm, 5-7 cm, 9-10 cm, 12-15 cm. La limite maximum (d'enterrement) de 15 cm découle de l'étude de Manzanera *et al.* (1998), dans laquelle cette valeur apparaît comme le seuil au-delà duquel on assiste à la destruction complète de l'herbier. Dans tous les cas, les valeurs (d'enterrement) à utiliser dans l'expérimentation pourront être mieux définies de manière spécifique par des mesures directes dans les zones intéressées par des activités de rechargement.

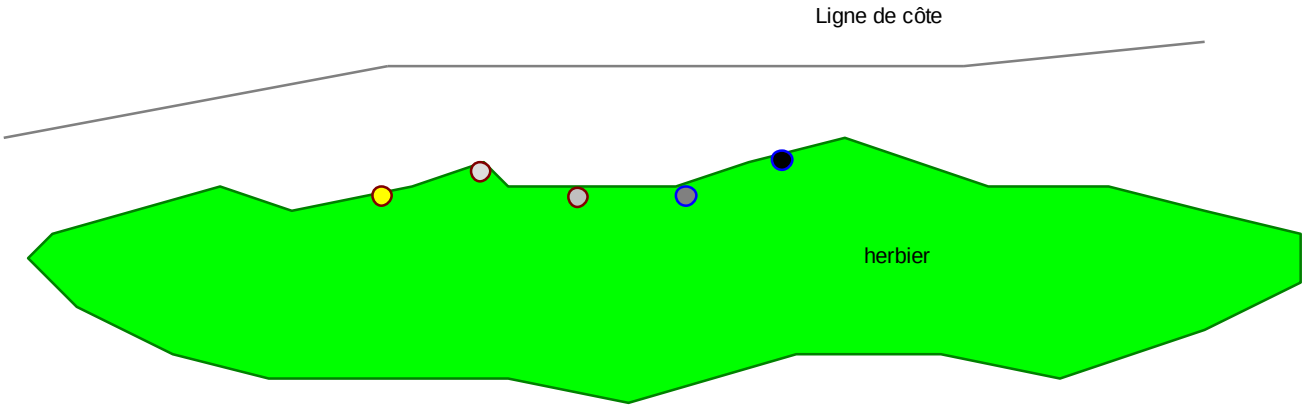

Fig. 1.2.2.1 – Plan d'échantillonnage pour l'étude expérimentale des effets entraînés par une augmentation du taux de sédimentation (induit artificiellement) sur un herbier de *Posidonia oceanica*

La période d'expérimentation devra coïncider avec la période de l'année où la plante est plus sensible aux contraintes du milieu, si l'on veut obtenir des résultats qui soient le plus possible "conservatoires".

1.2.3 Paramètres à surveiller et durée

Pour évaluer les effets de l'enterrement sur l'état de santé de l'herbier, on examinera les principaux indicateurs de l'herbier, comme, par exemple, les descripteurs structurels (tels que la densité) et fonctionnels (tels que, par exemple, la croissance, la densité foliaire), pour la description desquels nous renvoyons à Buia *et al*. (2003) et Boudouresque *et al*. (2006). En particulier, Boudouresque *et al*. (1984) et Manzanera *et al*. (1998) considèrent la "mortalité des faisceaux" comme le paramètre auxquels se référer pour estimer les effets de l'enterrement.

En général, vu la variabilité saisonnière de la *Posidonia oceanica*, le monitorage devra prévoir plusieurs répétitions durant toutes les saisons. Dans le cas de paramètres pour le relèvement desquels il faut procéder à la récolte des faisceaux, on évaluera la fréquence des relèvements cas par cas, par rapport, entre autres, à la densité "initiale" de l'herbier. Par exemple, Ruiz et Romero (2001) considèrent, dans le cas d'un herbier de densité moyenne (300-400 faisceaux/m^2), que la récolte d'un nombre de faisceaux inférieur ou égal à 5% du nombre initial des faisceaux n'a aucune incidence sur l'état de conservation de l'herbier, c'est-à-dire que l'effet de l'échantillonnage est insignifiant.

Le monitorage de l'herbier devra durer au moins 1 an après la perturbation (enterrement artificiel). Si l'on observe dans une ou plusieurs stations une souffrance excessive de l'herbier, on aura soin de « libérer » immédiatement les faisceaux du sédiment en excès, et on entreprendra en même temps le suivi de l'herbier.

1.3. Application des protocoles

Le sous-projet EuDREP implique dans les projets pilote l'exercice de quelques-unes des activités expérimentales prévues dans les 2 protocoles décrits.

En ce qui concerne le protocole expérimental relatif à l' "*Etude des effets de l'augmentation de turbidité sur les herbiers de* Posidonia oceanica", le sous-projet EuDREP comporte, dans les zones intéressées par la présence d'herbiers de *P. oceanica,* des enquêtes portant sur la turbidité naturelle ainsi que sur la turbidité induite à la suite de rechargement. L'étude de la turbidité naturelle fait l'objet des projets pilote de:

- Golfe de Baratti (Province de Livourne avec la collaboration de DIPTERIS) – hydrologie et turbidité de la colonne d'eau (CTD avec un capteur pour la mesure de la turbidité), particule suspendue et emploi de modèles numériques;
- Delta du fleuve Nestos (Université Democritus de Thrace) – relèvement en continu des caractéristiques dynamiques de la colonne d'eau et de la turbidité (ADCP et turbidimètre fixe dans une station localisée dans la zone de rechargement) et comparaison avec les données de campagnes saisonnières sur l'hydrologie (CTD), la courantométrie et la particule suspendue, les nutriments et la chlorophylle "a";
- Loano (ARPAL avec la collaboration de DIPTERIS) – hydrologie et turbidité de la colonne d'eau (CTD avec un capteur pour la mesure de la turbidité), particule suspendue et emploi de modèles numériques.

L'étude de la turbidité provoquée par le rechargement est traitée dans le projet pilote du Littoral Pontino (Sud du Lazio), mené par l'ICRAM, dans lequel est prévue la récolte de données hydrologiques (CTD), de turbidité (avec une sonde pour la mesure de l'atténuation de la lumière) et de particule suspendue, dans une zone qui vient d'être soumise au rechargement par des sables fossiles.

Les données de turbidité qui seront obtenues dans le cadre des projets pilote sont fondamentales pour l'expérimentation décrite, car ils permettront d'optimiser le choix des niveaux de masquage de la lumière, à utiliser dans le protocole décrit.

En outre, en ce qui concerne le problème du choix des techniques de mesure les plus efficaces à utiliser au cours des activités pour la mesure de la turbidité, la question est abordée en particulier dans le projet pilote suivi par DISTART et ARPA-ER au large des côtes adriatiques (Nord de la Mer Adriatique). Ce projet a en effet pour but de tester des techniques innovantes capables de fournir des réponses rapides et fiables pour l'étude de la turbidité. Plus particulièrement, l'étude comporte que l'on teste la méthodologie proposée (utilisation de 2 ADCP de différentes fréquences) dans le cas d'une *plume* générée pendant le dragage de sables fossiles. Une partie intégrante de ce projet consiste, en outre, à mener une expérimentation afin de surveiller la turbidité générée le long de la côte dans différents cas de rechargement. Le choix de techniques de mesure rapides et efficientes pour le relevé de la turbidité est à considérer comme fondamental: une fois que l'on aura fixé les valeurs seuil, on devra en effet pouvoir disposer, pour le monitorage de la turbidité, de techniques consolidées et partagées, destinées à devenir des instruments de contrôle pour assister, entre autres, les Administrations intéressées.

Quant au deuxième protocole traité, relatif à l' "*Etude des effets de l'augmentation du taux de sédimentation sur les herbiers de* Posidonia oceanica"**,** EuDREP comprendra des enquêtes inhérentes à l'étude des taux de sédimentation dans des zones de *Posidonia oceanica* en conditions naturelles et à la suite du rechargement, enquêtes pour lesquelles on utilisera des pièges à sédiment. L'étude des taux de sédimentation en conditions naturelles est abordée dans le projet pilote du Golfe de Baratti (Provincia di Livorno avec la collaboration de DIPTERIS) et dans celui de Loano (ARPAL avec la collaboration de DIPTERIS). L'étude des taux de sédimentation induits sur l'herbier à la suite du rechargement est traitée, par contre, dans le projet pilote du Littoral Pontino (ICRAM). Il est utile de connaître les taux de sédimentation le long de la côte en conditions naturelles et après rechargement, pour définir les volumes à déverser artificiellement sur l'herbier. L'importance des projets pilote comme "laboratoire naturel" pour la récolte des données est confirmée par les résultats déjà obtenus en phase A d'EuDREP: ils ont mis en évidence l'insuffisance absolue des données sur les taux de sédimentation le long de la côte. En effet, peu de travaux ont été recensés sur les flux sédimentaires à l'intérieur d'un herbier de *Posidonia oceanica* (Gacia *et al*., 1999; Terrados et Duarte, 2000; Gacia et Duarte, 2001).

Le tableau 1.3.1 résume les caractéristiques essentielles des projets pilote en cours dans le cadre du sous-projet EuDREP. Plus de détails sur les projets pilotes ont présenté dans les paragraphe suivants.

Projet pilote	Paramètres étudiés	Conditions	Paramètres	N.bre de stations
Littoral Pontino	Turbidité	Induite par le rechargement	Hydrologie (CTD), turbidité (sonde pour la mesure de l'atténuation de la lumière), particule suspendu (échantillons d'eau).	13 stations
(ICRAM e DIPTERIS, cons)	Taux de sédimentation	Induit par le rechargement	Taux de sédimentation (pièges à sédiment).	5 stations
Nord Adriatique	Turbidité	Induite par le dragage	Turbidité (2 ADCP couplés et CTD). Modèles	Transects en continu
(DISTART e ARPA-IA)		Induite par le rechargement*	Turbidité (2 ADCP couplés et CTD)	À définir
Golfe de Baratti	Turbidité	Naturelle en zone de rechargement	Hydrologie (CTD avec un capteur pour la mesure de la turbidité), régime des courants (courantomètre acoustique), particule suspendu. Modèles	50 stations
(Prov. Livorno e DIPTERIS, cons)	Taux de sédimentation	Naturel en zone de rechargement	Taux de sédimentation (pièges à sédiment) . Modèles	6 stations
Delta F. Nestos	Turbidité	Naturelle en zone de rechargement	Régime des courants et de la houle (ADCP fixe) et turbidité (turbidimètre OBS fixe)	1 station
(Université Democritus de Thrace)		Naturelle en zone de rechargement	Régime des courants, hydrologie (CTD), particule suspendu, chlorophylle "a" et nutriments	10 stations
		Naturelle en zone de dragage	Régime des courants, hydrologie (CTD), particule suspendu, chlorophylle "a" et nutriments	9 stations/site
Loano	Turbidité	Naturelle en zone de rechargement	Hydrologie (CTD avec un capteur pour la mesure de la turbidité), Régime des courants (courantomètre acoustique), particule suspendu. Modèles	33 stations
(ARPAL e DIPTERIS, cons.)	Taux de sédimentation	Naturel en zone de rechargement	Taux de sédimentation (pièges à sédiments). Modèles	4 stations

* dans ce cas le rechargement n'est pas nécessairement effectué au moyen de sables fossiles. Dans ce cas particulier, comme l'attention est focalisée sur la mise au point de la technique de mesure, le caractère significatif du résultat n'en est pas altéré.

1.3.1 Le projet pilote de l'ICRAM (Littoral pontino, Regione Lazio)

Le but de ce projet pilote est d'étudier la turbidité et les taux de sédimentation générés sur un herbier de *Posidonia oceanica* situé face au littoral de Terracina (Provincia di Latina), soumis à rechargement par des sables fossiles durant les mois d'avril et mai 2007. Pour le relèvement de la turbidité, quelques jours après la fin du rechargement par des sables fossiles, on a mené une campagne expérimentale sur 13 stations, au cours de laquelle on a relevé les principaux paramètres hydrologiques de la colonne d'eau (CTD), la turbidité (avec une sonde pour la mesure de l'atténuation de la lumière) et on a prélevé des échantillons d'eau pour étudier la particule suspendue.

En ce qui concerne le relèvement des taux de sédimentation, en l'absence de toute information sur les valeurs naturelles, on a décidé d'utiliser des pièges à sédiments, localisées comme dans le dessin d'échantillonnage illustré ci-après. On a établi au total 5 stations, dont 3 positionnées le long de la limite supérieure de l'herbier, une au milieu de l'herbier et une sur la limite inférieure. Les données sont récoltées tous les mois et on prévoit de continuer la récolte des données pendant environ 4 mois après la fin du rechargement. En cas d'événements météo-marins particulièrement importants, des échantillonnages plus rapprochés sont prévus, afin de ne pas perdre d'informations et d'obtenir des données représentatives. Sur les données récoltées, outre l'estimation des taux de sédimentation, on effectuera des analyses granulométriques, minéralogiques (analyses au microscope optique) et chimiques (teneur organique).

1.3.2 Le projet pilote de DISTART et ARPA-ER (Mer Adriatique du Nord, Regione Emilia-Romagna)

Le projet pilote de DISTART et ARPA-ER a pour but d'approfondir les aspects méthodologiques liés au relevé de la turbidité. En particulier, il comporte le monitorage de la turbidité générée par le dragage d'un dépôt de sables fossiles, présent au large de Ravenna (Nord de la Mer Adriatique), caractérisé par la présence d'une couverture pélitique de faible épaisseur. Les données récoltées seront comparées à celles qui ont été obtenues lors du suivi de la turbidité diffusée par le dragage d'un corps sableux localisé dans la même zone, mais dépourvu de couverture pélitique.

Pour le relevé de la turbidité on utilise deux ADCP RDI côte à côte (de 1200 kHz et 600 kHz) et CTD (paramètres hydrologiques et turbidité). Pour les relevés au moyen d'ADCP des transects sont prévus, qui circonscrivent initialement la zone dans laquelle travaille la drague et d'où naît la *plume*, et sont ensuite modifiés en temps réel selon l'évolution même de la *plume* de turbidité (par des transects orthogonaux disposés le long du parcours de la *plume*). La sonde CTD est employée pour relever les profils de la colonne d'eau dans quelques stations, données nécessaires pour la conversion du donné de *backscattering* acoustique en estimations de concentration de particule suspendu.

Pendant la diffusion de la *plume* de turbidité on a prévu un vol aérien en vue d'obtenir des photographies donnant une vision, encore que qualitative, de la consistance réelle du phénomène pendant les différentes phases de son développement.

On introduira les données obtenues dans le modèle de diffusion de la turbidité de DISTART, afin d'obtenir une carte de dangerosité, c'est-à-dire de définir en termes de probabilité les isoclines autour de la zone de dragage qui définissent les différents niveaux de turbidité.

1.3.3 Le projet pilote de la Province de Livourne (Golfe de Baratti, Regione Toscana)

Le projet pilote de la Province de Livourne, mené avec la collaboration de DIPTERIS, a pour but d'étudier les valeurs naturelles de turbidité et de taux de sédimentation à l'intérieur du Golfe de Baratti (Livorno), caractérisé par la présence d'un herbier de *Posidonia oceanica*. A cet effet on prévoit des mesures chimiques-physiques et de turbidité (CTD avec un capteur pour la mesure de la turbidité) des masses d'eau, l'étude du régime des courants dans 50 stations, ainsi que le prélèvement d'échantillons d'eau pour la mesure de particule suspendu. En des points fixes placés

à la limite supérieure de l'herbier de *Posidonia*, en six ancrages, on mettra en place des pièges à sédiments en vue d'évaluer la sédimentation caractéristique de cette zone.

Pour le relèvement de données sur les courants on utilisera le courantomètre acoustique AANDERAA R.C.M. 9, capable de mesurer, outre la vitesse et la direction du courant, la profondeur, la température et la conductivité. Les concentrations de matériau suspendu ont été déterminées à l'aide d'un capteur de turbidité monté sur une sonde multiparamétrique (CTD). Pour la mesure des flux on utilisera des pièges uniques Hydrobios en PVC. Les taux de turbidité et de sédimentation naturels seront utilisés comme données de départ pour l'utilisation d'un modèle numérique (Mike 21 MT) qui puisse prévoir les effets des travaux de rechargement.

1.3.4 Le projet pilote de l'Université Democritus de Thrace (Delta du Nestos, Région de l'Est Macédoine et Thrace)

Dans le projet pilote de l'Université Democritus de Thrace l'attention s'est focalisée sur l'étude de la turbidité naturelle, en particulier sous l'influence des turbides fluviaux et de la houle. Dans ce but, le sous-projet comporte le relèvement en continu, pendant environ 3 semaines, de données sur le régime des courants et de la houle (par ADCP) et de turbidité (turbidimètre OBS) dans une station fixe, située le long de la côte, à Ouest du delta du fleuve Nestos. Pour des raisons de sécurité, le système de suivi *in situ* est installé près d'un centre d'élevage des mollusques situé à 500 m au large de la zone de rechargement, à une profondeur d'environ 20 m. Afin, entre autres, d'expérimenter l'efficience de la méthode décrite (pour la recherche de la technologie optimale de mesure de la turbidité), on envisage de réaliser, si possible, 4 campagnes océanographiques qui intéresseront la zone de rechargement (10 stations) et les zones potentielles de dragage (9 stations/site). Durant ces campagnes on relèvera les paramètres suivants : principales caractéristiques hydrologiques (CTD) et dynamiques (courantométrie) des masses d'eau, particule suspendu, chlorophylle "a" et nutriments.

1.3.5 Le projet pilote d'ARPAL (Loano, Regione Liguria)

Dans le projet pilote d'ARPAL mené avec la collaboration de DIPTERIS, on prévoit des campagnes de relèvement pour la mesure des valeurs naturelles de turbidité et de taux de sédimentation en présence d'un herbier de *Posidonia oceanica*. Vu la morphologie particulière de la plate-forme continentale ligure, l'herbier de *Posidonia oceanica* se trouve à proximité d'un dépôt de sables fossiles. Le plan d'échantillonnage a comporté le choix de 33 stations de relèvement des paramètres chimiques et physiques de la colonne d'eau et de la turbidité et l'emploi de 4 pièges à sédiment. Pour les relèvements des données relatives aux courants et a l'hydrologie des masses d'eau on a utilisé le courantomètre acoustique AANDERAA R.C.M. 9. Les concentrations de particule suspendu ont été déterminées à l'aide d'un capteur pou le relèvement de la turbidité monté sur une sonde multiparamétrique (CTD), calibré par prélèvement, dans quelques-unes des stations de mesure, d'échantillons d'eau à des profondeurs fixes (bouteilles Niskin). Les données récoltées seront utilisées pour étudier les processus de dispersion au moyen de modèles numériques. On prévoit d'employer des modèles (MADS) basés sur une approche eulérienne, qui analyse la variabilité spatiale et temporelle d'un traçant (dans ce cas le sédiment suspendu). On pourra utiliser ce modèle pour la phase prédictive de la dynamique des sédiments et il sera ensuite mis en oeuvre grâce aux données fournies par les pièges. On prendra en compte différents scénarios, par introductions en surface de sédiments de classes granulométriques différentes, en prêtant une attention particulière à la composante pélitique. Le but final de ce travail sera d'obtenir un modèle prédictif de la diffusion du matériau en suspens dans le néphéloïde superficiel, à utiliser durant les opérations de dragage sur la plate-forme continentale.

2 LES TECHNIQUES DE MESURE

2.1. CTD (conductivity, temperature, depth)

La CTD (*conductivity, temperature, depth*) est une sonde multi-paramètres, capable de mesurer par des profils continus les variations de température et de salinité le long de la colonne d'eau. Sur ce type de sonde, des capteurs supplémentaires sont fréquemment montés comme par exemple pour la mesure de l'oxygène dissous, le pH, l'atténuation de la lumière.

La CTD, toujours employée pour la réalisation d'études océanographiques liées à l'identification et à l'étude de la distribution des masses d'eau, a été récemment employée avec succès dans les études sur la diffusion des sédiments générée par le dragage et la régénération avec du sable résiduel.

En ce qui concerne les aspects méthodologiques de détail relatif à l'utilisation de la CTD, tels que la calibration, l'échantillonnage de l'eau pour calibration, etc., se reporter aux lignes directives mentionnées dans le Protocole JGOFS (US GOFS Working Group, 1989), tandis que certaines informations synthétiques sur l'instrumentation et sur les modalités de collecte des données sont mentionnées dans les paragraphes suivants.

2.1.1 Instrumentation

La CTD se compose d'une unité sous-marine reliée par câble à une unité d'acquisition, située sur le bateau support. Ce système permet la visualisation en temps réel des données acquises par la sonde. Le système sous-marin utilise généralement quatre composants principaux : un capteur de pression, un capteur de température, un capteur de conductibilité et une pompe ; ces capteurs (spécifiques à chaque constructeur) peuvent être intégrés avec d'autres capteurs, comme par exemple un capteur de mesure d'atténuation de la lumière, capteurs pour la mesure de l'oxygène dissous, pH, etc.

Par la suite, sont reportées, à titre d'exemple, quelques unes des "caractéristiques minimales" exigées pour les capteurs de pression, température, conductibilité (desquelles découlent les mesures de salinité) et mesure de l'atténuation de la lumière ou transmissomètre.

- *Pression*. Capteur de pression avec compensation de température. Gamme de fonctionnement variable, par ex. 0-7000 dBar. Résolution de profondeur : 0,004 % sur grande échelle. Temps de réaction : 0,001 s. Calibration : lors des phases de maintenance normales.

- *Température*. Plage : -5 ∗ 35 ℃. Précision : ± 0,003 ℃. Résolution : 0,0003 ℃. Calibration : une à deux fois par an.

- *Conductibilité* : Précision ± 0,003 S m^{-1}. Résolution : 5 x 10-5 S m^{-1}. Calibration : une à deux fois par an.

Transmissomètre : longueur de parcours variable, en général < 25 cm. Longueur d'onde de la source de lumière λ = 670 nm. *Plage* de profondeur 0–5000 m. Calibration : une fois par an.

La pompe, finalement, a un débit spécifique d'environ 15 ml s^{-1}.

Etant donnée la nécessité d'avoir, dans les mêmes stations, la collecte des données et le prélèvement d'échantillons d'eau (pour réaliser la calibration de l'instrument), la sonde est généralement montée sur un *carrousel* avec un nombre variable de bouteille échantillons, appelées bouteilles Niskin.

2.1.2 Procédures opérationnelles

La sonde CTD acquière généralement les données en phase de descente. Avant de débuter la phase d'acquisition de données (durant la descente de la sonde), celle-ci doit rester immergée

sous la surface libre de l'eau pendant au moins 90-120 secondes, afin de garantir le fonctionnement correct de la pompe (et l'expulsion de l'air) et, de manière plus générale, la bonne collecte des données. La vitesse de la sonde, aussi bien en phase de descente (acquisition) qu'en phase de récupération (remontée), doit toujours être maintenue en dessous de 2 m s^{-1}, étant compris que la *plage* optimale est entre 1 et 1.5 ms^{-1}.

Les données relevées par la sonde sont traitées par le *logiciel* de gestion de données et corrigées (directement par le *logiciel*) pour ce qui concerne la présence de valeurs anormales. Pour ce qui regarde la correction des valeurs de salinité, il est nécessaire de disposer de mesures directes obtenues par les échantillons d'eau récupérés dans ce but. Même le transmissomètre, qui relève les données d'atténuation de la lumière, et qui est calibré en usine en FTU (*Formazine Torbidity Units*), nécessite une calibration. Celle-ci est réalisée en utilisant les résultats des mesures de particules en suspension, obtenues par les échantillons d'eau prélevés simultanément par rapport à la phase de collecte des données.

2.1.3 Axes de recherche

Les mesures physico-chimiques relevées grâce à la sonde CTD sont largement employées dans toutes les recherches environnementales effectuées dans un milieu marin. Dans le domaine spécifique des recherches relatives à la diffusion des troubles, les premières études réalisées en Italie ont été celles relatives au contrôle des troubles fluviales (Corradi *et al*. 1981; Tucci. 1989a, b; Ferretti *et al*. 1989; Boldrin *et al*., 2001; Tucci et Martini, 2003). Une autre approche, utilisée dans certaines recherches réalisées sur plateforme et dans des zones avec déclivité, consiste en l'utilisation combinée des données physico-chimiques obtenues par la CTD et celles de pénétration de la lumière avec la profondeur (comme % de transparence). Cette approche a été employée :

- en présence de *canyons* sous-marins pour déterminer des augmentations des troubles par rapport à des variations physiques de la masse d'eau (Piccazzo et Tucci, 1983; Monacò *et al*., 1990a, b);
- dans des recherches relatives à la formation de couches troubles (strates néphéloïdes) dans des zones marginales (Pierce *et al*., 1981; Cronis *et al*., 2000).

Ce type d'approche (relevé simultané de données physico-chimiques et de la transparence des eaux) a été employé avec succès uniquement dans les toutes dernières années, conjointement aux études sur l'ensemble de particules en suspension, pour étudier les caractéristiques et la dynamique des troubles liés au dragage (Toumazis, 1995; Cartwright et Friedrichs, 2004; Capello *et al*., 2005).

2.2. Ensemble de particules en suspension

L'origine des études sur les matières particulaires dans les eaux marines est à relier à une série de problématiques extrêmement diversifiées (comme par exemple l'évaluation de la productivité biogénique, l'étude du transport solide des cours d'eau et celui relatif aux mécanismes de sédimentation), ayant en commun la recherche sur les sources d'apport (de la matière qui se déplace en suspension) sur les lignes de transport préférentielles. Les recherches sur les processus qui déterminent le déplacement et la concentration de la fraction en suspension sont complexes et extrêmement liées aux caractéristiques physiques de la masse d'eau et à la dynamique de celle-ci. La présence de matière organique d'origine continentale, en fait, indépendamment de la nature, en plus d'augmenter la fraction organique déjà présente dans les eaux marines (sous la forme d'organismes vivants et de résidus organiques), contribue à la formation d'agrégats au dépend de la fraction la plus fine,

en modifiant de manière significative les mécanismes gravitationnels de sédimentation et les dynamiques du transport.

Les premières études sur les flux de particules ont commencées avec les études réalisées lors de l'expédition océanographique "Thompson" (en 1968), qui avait comme objectif principal celui de comprendre les mécanismes qui permettent à certains organismes de pouvoir vivre à des profondeurs importantes, qui sont spécifiques des fonds océaniques. Tout ceci a donc mené au développement de lignes de recherches spécifiques sur les taux de sédimentation (sédimentation le long de la colonne d'eau) en milieu océanique. Successivement, ces aspects ont aussi été abordés pour des milieux différents, tels que les eaux côtières et de haute mer. L'ensemble des informations recueillies par les recherches de biologistes, géologues, océanographes ont ainsi conduit à une première évaluation de l'importance des différents processus agissant sur les flux de particules durant la sédimentation. Selon Santschi (1985), dans des eaux de plateforme, la sédimentation des particules est conditionnée par différents processus et c'est vraiment le processus qui se développe le plus rapidement qui contrôle le système entier. L'Auteur reconnaît aussi (sur la sédimentation) le rôle joué par d'autres processus tels que la production primaire, les apports d'origine continentale, la dynamique des eaux et les phénomènes de resuspension et bioturbation. Par contre, en ce qui concerne les eaux profondes, celles-ci sont caractérisées par de basses concentrations de particules en suspension (particules) ; dans ce milieu, les processus qui peuvent conditionner les flux se révèlent du même ordre de mesure et ceci augmente les effets de la dynamique des eaux sur le flux gravitationnel des sédiments.

A propos des temps de sédimentation, les données reportées dans la littérature des années 80 (au siècle dernier) sont assez variables ; au même moment Certains Auteurs ont commencé à étudier les distances (horizontales) que les particules peuvent parcourir durant leur processus de sédimentation, c'est-à-dire quand débute leur descente vers le fond jusqu'à l'atteindre. Les Auteurs estiment qu'en Méditerranée les particules peuvent subir des déplacements quotidiens de 1,5 kilomètre, en atteignant le fond même à une distance d'environ 150 kilomètres du point de départ. On commence donc à donner une importance toujours plus grande au mouvement latéral des particules, proposant donc de nouveaux scénarios pour les études de dynamique sédimentaire.

Aujourd'hui, les études dans ce domaine ont mené à des recherches toujours plus complexes ; les biologistes marins ont, par exemple, concentré leur attention sur l'importance des *fecal pellets* et des bactéries tandis que les sédimentologistes ont focalisé leur attention sur les possibles contrôles fournis par l'emploi de pièges à sédiments, par rapport aux études sur les strates néphéloïdes.

En particulier, on est maintenant arrivé à différencier dans le *Total Particulate Matter* (TPM) la fraction en phase de sédimentation de celle en équilibre à l'intérieur de la colonne d'eau et qui est définie comme *Suspended Particulate Matter* (SPM). La possibilité est aussi considérée que dans des conditions spécifiques, comme celles que l'on peut remarquer avec des courants de remontée plus importants par rapport à la vitesse de chute (*upwelling*), la particule en suspension puisse subir un transport vers le haut.

McCave (1972) et Pierce *et al.* (1981), et par la suite Baker (Baker *et al*., 1988) et Monacò *et al.* (1990a; b) ont étudié la présence possible de matériau particulaire dans les couches (particulièrement) troubles situées à différentes hauteurs. Tyler et Woodcock, 1987, ont étudié les inter-laminations silt/organique mettant en évidence la présence d'une cyclicité annuelle dans la sédimentation, définissant les caractéristiques différentes (pour la sédimentation) selon si les effets de la nature saisonnière ou de l'hydrodynamisme l'emportent.

Toutes les études réalisées dans cette période sur la dynamique sédimentaire ont permis d'obtenir la formulation de la théorie des couches néphéloïdes, selon laquelle ces couches (strates troubles ou néphéloïdes), quand un flux gravitationnel se vérifie le long de la pente (créé par le shelf), dans des conditions déterminées (dépendantes de la stratification des masses d'eau et des caractéristiques morphologiques du fond), peuvent se détacher du fond et être pris en charge par la colonne d'eau, restant cependant à la même hauteur (fig. 2.2.1). Les Auteurs caractérisent en particulier une strate trouble superficielle (*Surface Nepheloid Layer*), une strate de fond (*Bottom Nepheloid Layer*) et des strates intermédiaires (*Intermediate Nepheloid Layer*).

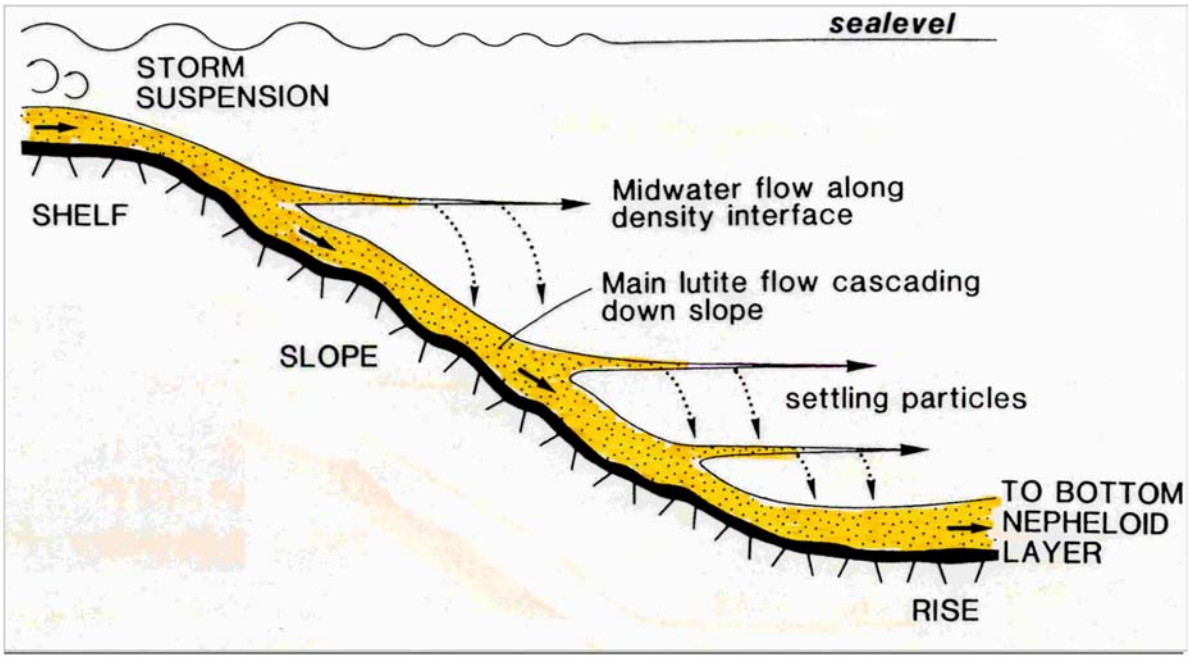

Figure 2.2.1 – Représentation schématique du flux de *pellets* avec formation de néphéloïdes (Dimberline et Woodcock, 1987).

Ces études ont reçu une forte impulsion lors de la découverte d'importantes resuspensions de sédiments sur les fonds océaniques : Gardner et Richardson (1992) ont étudié une resuspension qui atteignait mille mètres dans l'Atlantique Nord ; à la même période des études réalisées en bords abrupts et en correspondance de canyons (Baker *et al*., 1988; Monacò *et al*., 1990a, 1990b) ont vérifié des néphéloïdes intermédiaires et néphéloïdes de fond. Les études actuellement en cours devraient définir si cette théorie reste liée aux fonds abrupts ou bien si ces phénomènes peuvent aussi se vérifier dans des fonds avec une faible déclivité.

La conséquence de ces études est quoi qu'il en soit que le transport du matériau n'est pas toujours conditionné par la seule gravité, mais que s'amorce quelque fois des mécanismes de suspension et resuspension qui tendent à un transport quasiment horizontal des particules avec des transferts de matière très lointaines du point d'origine avec des conséquences d'intérêt incontestable sur le transport de matière et d'énergie sur la sédimentation dans des milieux différents de ceux d'origine.

2.2.1 Axes de Recherche

Tout au long des années, différentes tentatives ont été réalisées pour chercher à connaître le domaine des particules et, dans certains cas, l'évolution technologique a permis de reprendre certains axes de recherches qui étaient abandonnés pour des problèmes essentiellement techniques ; nous nous référons à l'utilisation des pièges à sédiments, à l'utilisation des instruments capables de mesurer l'absorption ou la transmission de la lumière dans l'eau et au traitement des données qui exploitent l'effet doppler.

Actuellement, on travaille principalement dans ce domaine au sujet de :

- Etudes sur la concentration du matériau dans les eaux superficielles et profondes. Il s'agit de mesurer combien de matière est présente dans les eaux pour déterminer des processus dynamiques avec transport latéral de matière et d'évaluer la présence de strates à haute concentration (néphéloïdes). Ces recherches sont liées surtout à l'évaluation des caractéristiques générales des eaux, à la mesure des apports fluviaux, à l'étude de corrélations avec la dynamique des eaux.

- Etudes sur les flux de matière. Les quantités de matériau qui atteignent des hauteurs déterminées sont mesurées, en particulier le fond pour évaluer les taux de sédimentation et la variabilité compositionnelle à différentes hauteurs. Ces études donnent des indications importantes aux géologues, biologistes et chimistes.

- Etudes sur la concentration de matériau particulaire en plateforme. Elles peuvent être réalisées avec des échantillonnages ciblés de fraction d'eau prélevés à différentes hauteurs et cet échantillonnage mène à une mesure directe mais ponctuelle. Les limites de cette typologie de recherches sont liées à la représentativité de l'échantillon ponctuel et au coût du prélèvement. Pour remédier à ces limites, on a tendance à utiliser un capteur, relié à une sonde CTD, capable de mesurer les concentrations de matériau au moyen de valeur d'atténuation, dispersion ou bien transmission de la lumière.

Parmi les premiers exemples d'utilisation de ces capteurs, nous rappelons les travaux effectués par Biscaye et Eittreim en 1977 en eaux océaniques. (fig. 2.2.1.1). Depuis, des nouveaux instruments et capteurs ont été mis au point (turbimètres, néphélomètres, transmissomètres) capables de fournir ces mesures en continu le long de la colonne d'eau remédiant à la limite des mesures directes mais ponctuelles fournies par les méthodes traditionnelles (filtrations) (Gardner *et al*., 1985; Mc. Cave, 1986; Capello *et al*., 2005, Budillon *et al*., 2006). Les dernières applications dans le domaine du contrôle de la *plume* de trouble généré par le dragage prévoyant un calibrage de ces instruments avec le prélèvement d'échantillons d'eau à différentes hauteurs (Spezie *et. al*., 1993; Cronis *et al*., 2000; Capello *et al*. 2005) pour atteindre la définition spatiale et temporelle de la resuspension induite par le dragage. Un autre système de mesure du nuage trouble se sert de l'utilisation de profilateur ADCP avec un programme de traitement des données de turbidité (Cartwright et Friedrichs, 2004).

En général, le problème lié à ce type de recherche dérive de la (grande) variabilité compositionnelle et dimensionnelle du matériau, capable de provoquer, à parité de concentration, des réponses d'instruments très différentes. Ceci rend les mesures assez fiables dans le cas des eaux océaniques, caractérisées par une certaine homogénéité en termes de concentration de particule, tandis que dans le cas des eaux côtières, caractérisées par une forte variabilité (en termes de concentration de particule en suspension), les résultats sont généralement beaucoup moins fiables.

Pour remédier à ce problème et améliorer la fiabilité des mesures, il faudra donc veiller à effectuer une calibration avec des données directes de concentration prélevées à différentes hauteurs, en intégrant ces données avec des mesures dimensionnelles de la suspension. Le résultat total mènera à l'obtention de profils verticaux de TPM à corréler à ceux physiques.

En ce qui concerne l'étude de particules en suspension dans les eaux superficielles, il faut aussi signaler la récente utilisation de données satellitaires (télé-relèvement). Même dans ce cas, les données ne sont pas utilisables de manière directe mais sont calibrées avec des mesures du bateau, étant donné qu'il a été remarqué une tendance à la surestimation des mesures de concentration de TPM, obtenues directement par le télé-relèvement.

Une importante impulsion aux études sur les flux de matière a été donnée (récemment) par le développement d'instruments et de moyens techniques toujours plus sophistiqués. Parmi ceux-ci, il faut signaler l'avènement des pièges temporisés ou bien des instruments capable de prélever des échantillons à des temps différents et prédéfinis. Il s'agit d'instruments capable de prélever jusqu'à 24 échantillons à intervalles programmables et dans une limite maximale de 2 ans. Tout ceci a permis de disposer de séries historiques importantes et de débuter des études spécifiques relatives à la typologie des flux ainsi qu'à la variabilité de ceux-ci.

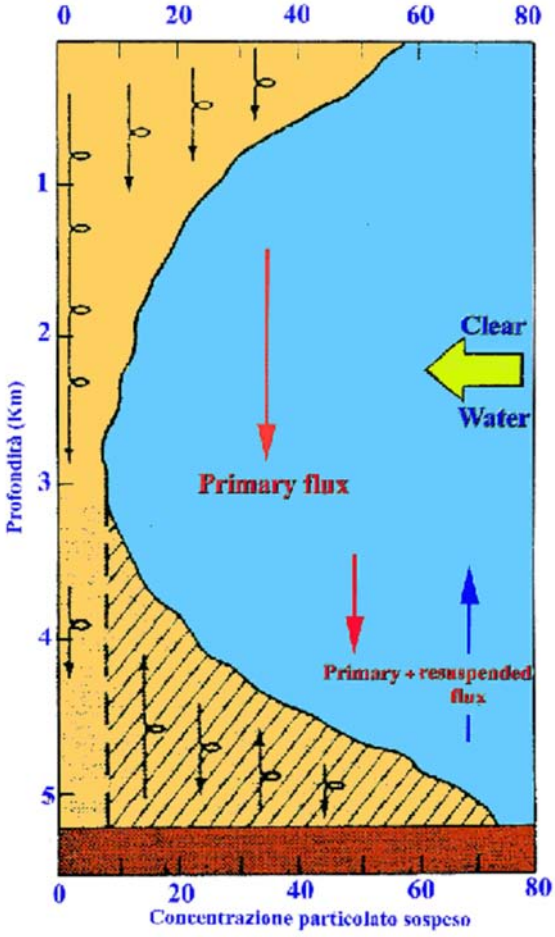

Figure 2.2.1.1 – Profil néphélométrique type avec une forte strate trouble de fond (Biscaye et Eittreim, 1977).

2.2.2 Les méthodologies d'échantillonnage et de laboratoire

Les opérations de bord consistent en l'échantillonnage d'eau marine au moyen de bouteilles de matériau plastique de type Niskin, montées sur une CTD avec multisampler. Les profils obtenus par la sonde sont visualisés à bord en temps réel, permettant d'analyser immédiatement les principales structures caractérisant le profil hydrologique et d'identifier les profondeurs de prélèvement des échantillons d'eau marine pour l'étude du matériau articulé. Les échantillons d'eau nécessaires pour le calcul des concentrations en suspension sont prélevés en quantité variable entre 1,5 et 3 litres, tandis que le nombre d'échantillons pour chaque station est variable suivant la profondeur ; en général, on cherche à maintenir fixes certaines hauteurs d'intérêt particulier, comme par exemple la strate superficielle et celle du fond. Dans les mêmes stations où sont prélevés les échantillons pour l'étude des concentrations en suspension, doivent être récupérés des échantillons d'eau (0,5 – 1 l) pour les recherches dimensionnelles (c'est-à-dire la caractérisation dimensionnelle de particules en suspension).

Les opérations relatives à la détermination du Matériau Particulaire Total (TPM), Organique (OPM) et Inorganique (IPM) commencent au laboratoire par la préparation des filtres (qui seront utilisés pour la filtration des échantillons d'eau), elles se poursuivent à bord avec la filtration des échantillons d'eau et enfin se terminent au laboratoire, comme spécifié par la suite.

Préparation des filtres (laboratoire). Les filtres sont préparés en laboratoire avant l'échantillonnage. Les filtres, en acétate de cellulose (filtres Millipore HAWP de 47 mm de diamètre, passant 0,45 µm), sont pesés, numérotés et stockés. Pour procéder à l'opération de la pesée, les filtres sont mis dans un dessiccateur à ventilation forcée pendant 3 heures à 60-65 ℃ et ensuite amenés à température ambiante dans des conteneurs « étanches ». Les filtres sont enfin pesés avec

balance électronique de précision avec enceinte asséchée (Sartorius), avec une précision de ± 10 µg.

Filtration des échantillons d'eau marine (à bord). Les opérations de filtration des échantillons d'eau marine se font à bord sur les filtres précédemment préparés. Ensuite, on procède au lavage avec de l'eau distillée, afin d'éliminer les résidus de sel ; les échantillons sont donc conservés dans un freezer à -20 °C (pour préserver le composant organique particulaire).

Analyse des particules (laboratoire). Les échantillons, décongelés, sont séchés à une température de 60-65 °C pendant 3 heures et mis dans un dessicateur pendant 30 minutes pour les porter à température ambiante. Les filtres sont successivement pesés : la différence entre le poids obtenu et le poids initial (déterminé dans la phase de préparation) fournit la valeur de matériau particulaire total (TPM). Ensuite, les filtres sont insérés dans des creusets de céramique, traités (dissous) avec quelques gouttes d'acétone et mis dans une moufle à 1100 °C pendant 3 heures (pour éliminer la fraction organique). Enfin, les creusets, opportunément refroidis, sont pesés et, par différence entre le poids « à vide » des creusets (qui est connu), on détermine le poids de la fraction inorganique (IPM) comme fraction non brûlée. La différence entre le TPM et l'IPM fournit la valeur du poids à attribuer à la composante organique (OPM).

Pour éviter d'introduire des erreurs de mesure dues à la variabilité des conditions atmosphériques entre les deux phases de la pesée des filtres (avant et après l'échantillonnage) on utilise des filtres « à blanc » de contrôle (généralement un par station) sur lesquels toutes les opérations sont réalisées ; les résultats sont utilisés pour d'éventuelles corrections.

Dans le tableau 2.2.2.1 est reporté un schéma de synthèse des opérations à réaliser.

Tableau 2.2.2.1 – schéma de synthèse des opérations à réaliser en laboratoire pour la détermination du TPM, IPM et OPM

A – détermination du TPM	séchage du filtre dans un four thermostaté à la température de 60-65 °C pendant 3 heures
	remise du filtre à la température ambiante dans un dessiccateur spécifique pendant 30 min
	pesée au moyen d'une balance électronique de précision (10 µg) ; différence entre le poids du filtre plein et du filtre vide
B – DETERMINATION DE L'IPM	étalonnage des creusets
	filtres humidifiés, pliés en quatre, mis dans les creusets de céramique et humidifiés avec quelques gouttes d'acétone
	moufle à 1050 °C pendant 3 heures
	remise du creuset à la température ambiante dans un dessiccateur spécifique contenant de la silice pendant 30 min.
	pesée des creusets en utilisant une balance électronique de précision
	différence entre le poids du creuset plein et celui vide
C – DETERMINATION DE L'OPM	différence entre TPM et IPM

2.2.3 Les analyses dimensionnelles au Coulter® Counter Multisizer™.

Pour l'analyse dimensionnelle, on propose l'emploi du *Counter® Coulter Multisizer™*, qui avec ses caractéristiques de base est capable de mettre en évidence des concentrations de particules en suspension même très basses et sur une plage « dimensionnelle » relativement large.

L'échantillon, formé d'eau de mer et de matériau en suspension, est maintenu en agitation après l'ajout de quelques gouttes de dispersant (NONIDET). Pour les analyses, différents capillaires (par exemple 30, 50, 100, 140, 280 µm) peuvent être utilisés de manière à avoir un spectre total, une fois reliées les données des courbes, comprises entre 0,6 et 180 µm. La limite dimensionnelle inférieure des recherches est prédéterminée et coïncide avec la limite des argiles (en dessous de cette valeur, des erreurs importantes peuvent arriver à cause des phénomènes possibles d'agrégation), tandis que la limite supérieure peut varier. En général, cette limite est fixée aux alentours de 120-140 µm, en considération du fait que les particules ayant des diamètres supérieurs sont extrêmement rares dans les milieux pris en considération et difficile à échantillonner avec la typologie de prélèvement considérée (à l'aide du *multisampler*).

Les mesures s'effectuent après avoir procédé à la calibration de l'instrument (en réglant certaines constantes relatives au capillaire que l'on compte utiliser) ; un système automatique à dépression veille à faire couler la solution au travers du capillaire et sont ensuite mesurés le nombre et le diamètre de particules présentes dans l'échantillon qui passent dans un intervalle donné de temps. Une fois les mesures réalisées, les résultats sont transfèrent du module central de l'appareil à l'ordinateur relié, où sont effectués ensuite les *post-processings* des données. Ces opérations consistent à relier et superposer les courbes obtenues des analyses réalisées avec deux capillaires différents. On peut travailler en automatique en utilisant un logiciel dédié qui prélève et compare les données de chaque acquisition, diamètre par diamètre, et calcule la courbe dimensionnelle résultante. Le résultat final fournit les spectres granulométriques et les paramètres statistiques principaux.

2.3 Pièges à sédiment

Les pièges à sédiment ont été utilisé ces dernières années pour étudier les flux verticaux des particules en eaux de mer (Honjo *et al.*, 1982a; Jickells *et al.*; 1984, Broman *et al.*, 1988; Heussner *et al.*, 1990). En plus des recherches typiquement sédimentologiques, de nombreuses études ont été conduites pour mesurer le cycle du carbone et d'autres procédés biogéochimiques (Eppley et Peterson, 1979; Michaels *et al.*, 1994), pour mesurer les taux de re-minéralisation lorsque la profondeur augmente (Martin et *al.*, 1987) et pour étudier la distribution et le cycle des éléments sous forme de traces dans les strates superficielles de l'océan. (Livingston et Anderson, 1983; Buesseler *et al.*, 1990).

Dans tous les cas, les pièges à sédiment offrent l'avantage de permettre un échantillonnage direct et l'étude des particules en phase de sédimentation (Stanley *et al.*, 2004). L'amélioration de l'efficacité du piège dans la colonne d'eau continue d'être l'objectif principal de la recherche océanographique et de nombreuses formes de pièges ont été proposées à ce jour; les deux formes les plus utilisées sont la "*Time Series Trap*" dessinée par Honjo (Honjo et Doherty, 1988) et la "*Multitrap*" dessinée par Knauer et Martin (Knauer *et al.*, 1979). En principe il a été observé que l'hydrodynamique locale, l'inclination du piège, sa géométrie etc. ont un effet direct sur l'efficacité de l'échantillonnage (Gust *et al.*, 1996).

De nombreuses recherches ont été conduites sur les flux de matière par des chercheurs isolés ou dans le cadre de projets précis (Jgofs-Ecomarge, Mater) ; la plupart de ceux-ci étaient cependant des projets spécifiques à l'étude de la dynamique des eaux et des flux de matière et d'énergie dans les zones de déclivité et le long des canyons sous-marins (Monaco *et al* 1990, Gardner, 1989). Alors que les mesures physiques et courantométriques peuvent être relevées en continu et enregistrées même pendant de longues périodes, les flux de matière en phase de sédimentation peuvent être échantillonnés uniquement lors de brefs intervalles, prédéfinis lors de la phase de planification (de la recherche). C'est pourquoi les données physiques et courant-métriques ne sont

pas facilement comparables avec celles relatives aux études sur l'articulé, puisqu'il s'agit de données relatives à des périodes de relevés différentes et de durée différente.

Une approche possible pour résoudre le problème de la non correspondance des intervalles de relevé et/ou de mesure peut être celle de prélever le plus grand nombre possible d'échantillons de particule avec des pièges à sédiment caractérisés par un grand nombre d'échantillonneurs (24 bouteilles d'échantillonnage), mais qui, dans le cas de recherches de longue durée (1 an par exemple) ne résout pas complètement les problèmes précités. Une deuxième réponse peut être celle d'accéder aux données et au système d'échantillonnage en temps réel, pour synchroniser la récolte de l'instrumentation des données avec celle des échantillons. Cette réponse nécessite un engagement considérable (logistique et économique) avec la mise en œuvre de stations fixes de mesure et d'échantillonnage, comme les bouées équipées.

Un autre problème lors de l'utilisation des pièges est lié à la présence possible dans les eaux marines de "*swimmers*", des organismes vivants qui peuvent nager ou être transportés dans les pièges par le courant (cf. 2.3.3) (Gardner, 1980a, 1980b et 2000).

Enfin, il ne faut pas sous-évaluer le problème des flux horizontaux des particules dans les environnements turbulents ; la présence de forts courants ne permet généralement pas la sédimentation des particules, mais provoque un transfert horizontal continuel de matière qui peut être échantillonnée à l'aide de piège à embouchure horizontale (fig. 2.3.1).

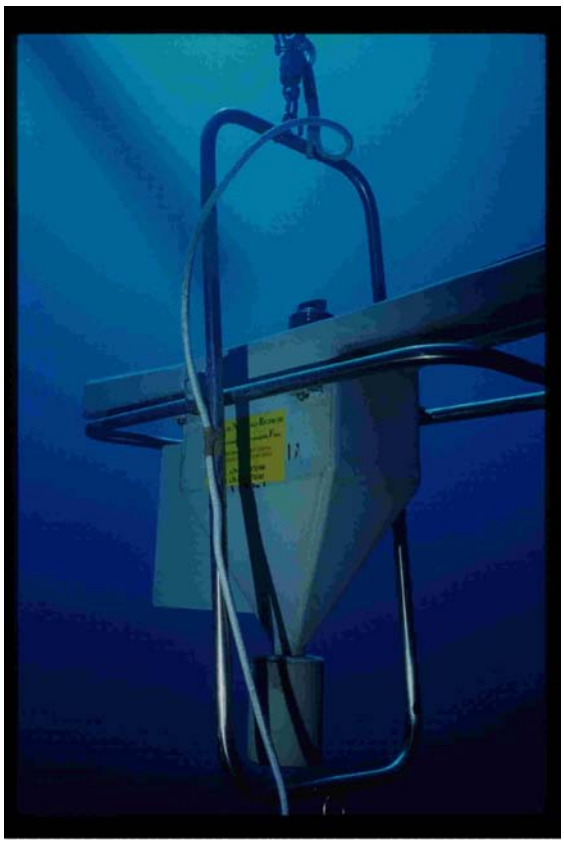

Figure 2.3.1 – Piège unique à embouchure horizontale

L'évaluation du seul flux vertical, en excluant les éventuels flux latéraux qui sont piégés à l'embouchure de l'outil et transformés en flux gravitationnels (Jaeger *et al.*, 1996) a été obtenu en agissant sur la forme du piège et en créant des systèmes d'échantillonnage différents.

Les premières études sur l'utilisation des pièges dans la colonne d'eau ont eu lieu dans les années 1970-80 en assimilant le processus de sédimentation à la descente verticale des particules d'eau

par une augmentation de densité. Les observations récentes (Siegel and Deuser, 1997) montrent comment l'interprétation d'un flux de matière qui s'approche d'un piège est compliqué par la turbulence induite par le piège lui-même, par les mouvements horizontaux et par l'hétérogénéité spatiale des procédés qui induisent la chute des particules.

La présence de piège de différentes formes et dimensions a poussé le monde scientifique à chercher de standardiser les résultats sur les flux de sédimentation ; en 1994 la *Intergovernmental Oceanographic Commission* du programme JGOFS (*Joint Global Ocean Fluxes Study*) a formalisé un protocole méthodologique pour l'utilisation des pièges à sédiment dont les points les plus intéressants et plus utiles aux objectifs préfixés par ce projet sont détaillés ci-après.

2.3.1 Instrumentation

Un protocole idéal d'échantillonnage du sédiment particulaire devrait définir, de manière rigoureuse, les détails du dessin du piège, la mise en œuvre dans l'eau, les méthodes d'échantillonnage, les méthodes analytiques et les calculs. Toutefois l'idée générale qui ressort de la recherche actuelle, est que la méthode de prélèvement n'est pas encore suffisamment développée pour justifier un protocole aussi rigoureux. Il est donc difficile de prévoir un protocole unique d'échantillonnage, ce qui suit a comme objectif d'induire des procédures unifiées, afin de pouvoir améliorer la comparaison des données. Quelque soit la "conception" du piège, il faut considérer les effets hydrodynamiques du piège en lui même (rapport hauteur/largeur), la configuration des déflecteurs à l'ouverture supérieure et la présence de tamis à maille sous les déflecteurs pour l'exclusion de grands "*swimmers*". A ce moment-là, les pièges les plus utilisés sont ceux cylindriques et ceux à cônes avec des dimensions très variables mais avec des rapports bien définis. Les pièges multiples (fig. 2.3.1.1) sont capables de prélever plus d'échantillons dans le temps ; ils sont en général de plus grandes dimensions (H = 1-2 m) et sont mis en œuvre en mouillage en pleine mer et prévoient soit une longue période d'échantillonnage (en général jusqu'à 1 an), soit la présence d'autre instrumentation (CTD, courantomètre, turbidimètre).

Figure 2.3.1.1 – Piège multiple à 24 échantillons avec moteur

Les pièges uniques, qui peuvent être de dimensions variables (H=0,5–1 m), sont généralement utilisés pour des recherches en eaux côtières, de courte durée (fig. 2.3.1.2).

Figura 2.3.1.2 – Piège unique avec bouteille d'échantillonnage.

2.3.2 Domaine d'application

La technique de prélèvement de matière via le piège peut être utilisée pour mesurer la sédimentation de matière particulaire de la colonne d'eau. Les pièges peuvent être déplacés dans la colonne d'eau, ancrés au fond marin ou connectés aux bouées de surface à la dérive (pièges flottants) ; les échantillons sont récoltés selon des durées variables qui peuvent aller jusqu'à un an. Le piège échantillonne la chute verticale des particules définie comme la quantité de matière qui se dépose dans une section horizontale pendant une période déterminée. La résolution temporelle idéale est celle de plus grande précision qui permet une série chronologique continue durant la période de l'étude et qui fournit la matière suffisante de chaque échantillon pour les analyses prévues.

Les pièges sont particulièrement utiles dans le cas de zones caractérisées par une forte valence environnementale, comme par exemple dans le cas de prairies de *Posidonia oceanica*, qui pourraient être endommagées par une forte sédimentation induite par les activités de mouvement du fond. Ils peuvent être utilisés non seulement pour vérifier la variation des taux de sédimentation dans les zones concernées par la régénération mais aussi pour étudier celle induite dans les zones de dragage et de transport, dans les cas ou les dépôts de sable résiduel (potentiellement concernés par le dragage) sont localisés ou en présence de bas-fonds rocheux ou le long des plates-formes continentales particulièrement étroites, dont les prairies peuvent se trouver à proximité des dépôts à exploiter (comme dans le cas de la plate-forme ligure).

2.3.3 Traitement de l'échantillon

En ce qui concerne les pièges à sédiment (voir paragraphe 2.3), les bouteilles d'échantillonnage avant la mise en mer, devront être remplies avec de l'eau de mer et de la formaline ; il faudra utiliser de la formaline tamponnée à 4-5% (recommandation des Protocoles JGOFS) ; l'eau à utiliser devra avoir une densité supérieure à celle qui caractérisera les eaux où sera mis le piège.

Lors de la récupération de l'échantillon dans le piège il sera utile de préparer une fiche synthétique qui reportera les principales caractéristiques de chaque échantillon, dont la hauteur du sédiment dans la bouteille, la couleur, l'odeur, les spécificités (s'il contient, par exemple, quelque chose de particulier).

Après la récolte et jusqu'au moment de l'ouverture, les bouteilles devront être conservées en position verticale, dans un endroit sombre et au réfrigérateur à 2 °C.

Immédiatement après l'ouverture du collecteur, la matière récoltée devra être examinée au microscope optique et électronique, passée à travers une trémie de maille 1 mm pour ôter les organismes les plus gros[1] et divisée en une série de sous-échantillons homogènes, selon la méthode décrite par Heussner *et al*. (1990). Certains taux pour chacun des échantillons seront utilisés pour les comptages des *fecal pellets*, après transfert dans un récipient approprié.

Après avoir éliminer les organismes vivants découverts dans le piège, on peut procéder au calcul du flux total, par la filtration sur des filtres pré-pesés de 0,2-0,5 µm, élimination du sel de mer (pH 7-10), rinçage, séchage à T < 60 °C et pesée finale (cf. 2.2.2). Les mesures obtenues sont généralement exprimées en $g.m^{-2}.d^{-1}$.

Un aspect d'intérêt particulier qui va être traité dans ce paragraphe est celui relatif au choix des réactifs à utiliser, fondamental pour l'application d'une procédure opérationnelle correcte, et autant que possible, standardisée.

En général, à cet égard, il est bien de souligner, qu'aucune recommandation spécifique n'est reportée dans la littérature. L'unique indication à respecter est que soit les réactifs utilisés dans les solutions introduites dans l'échantillonneur du piège, soit ceux employés dans le traitement de l'échantillon doivent être caractérisés de manière à ne pas contaminer ni interférer avec les analyses de l'échantillon. Préserver de la dégradation l'échantillon est essentiel pour les déploiements de longue durée dans les pièges ; pour ceux de brève durée (quelques jours) c'est moins important, en effet, la dégradation organique du carbone peut induire une erreur négligeable. Toutefois, la mise en œuvre de pièges pour des temps limités se fait généralement dans des eaux peu profondes et ceci introduit le problème de la présence des *swimmers*. Dans ce cas, l'utilisation d'un « venin » qui préserve l'échantillon est important : en effet, d'éventuelles présences importantes de *swimmers* morts et désagrégés peut amener un problème encore plus important de la présence de *swimmers* vivants pour la dégradation de la matière organique. Le formaldéhyde semble être le liquide conservateur le plus efficace et le plus adapté parmi ceux étudiés et, à ce jour, celui conseillé. Les solutions à utiliser dans l'échantillonneur sont donc destinées à conserver le matériau récupéré (*swimmers* compris). Pour réduire la perte d'échantillon par diffusion et resuspension advective on a tendance à utiliser une solution avec de l'eau de mer avec une densité plus importante que celle qui caractérise les eaux où se trouve le piège (salinité plus importante de 5 psu) et formaline tamponnée à 4-5 %. Pour la préparation d'un litre de formaline à 37 %, il faut ajouter 20 g de borate de sodium ($NaBH_4$) ; mesurer ensuite le pH qui doit être d'environ 7,5-8. Filtrer la formaline ainsi obtenue par un papier filtre, pour éliminer d'éventuels grumeaux de sel. Une fois la formaline tamponnée à 37 % obtenue, pour l'avoir à 5 %, la diluer avec de l'eau de mer pré-filtrée sur des filtres ayant une porosité de 0,2-0,4 µm. Pour éviter des pertes de formaline durant la descente du piège, on peut congeler les bouteilles pleines de solution de formaline avant de les fixer sur le carrousel du piège.

2.4 ADCP (Acoustic Doppler Current Profilers)

Dans cette section, nous expliquons comment l'ADCP peut et sera utilisé pour évaluer le diamètre moyen et la concentration du matériau de dispersion en suspension. Il s'agit par conséquent d'une

[1] A l'ouverture de l'échantillon, il faut contrôler la présence éventuelle de *swimmers.* Au cas où ils seraient présents il y a deux possibilités: ou les considérer comme partie intégrante du flux de matière (qui sédimente), ou bien les considérer comme étrangers à celui-ci et par conséquent ne pas les considérer dans les phases de calcul. Dans les deux cas, il est cependant fondamentale de disposer d'estimations correctes sur leur présence.

mesure de turbidité indirecte des profils de concentration et d'encombrement du sédiment en suspension.

Les traditionnelles méthodes d'observation des solides en suspension dans la colonne d'eau prévoient l'utilisation de turbidimètres optiques et d'échantillons d'eau ; ces méthodes servent à fournir des profils exacts et des mesures précises, ce qui de fait limite l'étude des processus des sédiments à grande échelle. Les inconvénients des méthodes traditionnelles sont particulièrement importants lorsque sont demandées des mesures dans des milieux très dynamiques et quand les observations doivent être effectuées en peu de temps. C'est par exemple le cas pour les études environnementales ayant pour but le monitorage de la *plume* générée par le dragage, au cours duquel le sédiment mis en suspension varie énormément dans le temps et dans l'espace.

Une application traditionnelle de l'ADCP consiste à déterminer la vitesse, en module et direction, des particules en suspension dans la colonne d'eau qui reflètent le signal acoustique émis par l'instrument, en exploitant ce qu'on appelle l'effet Doppler. Etant donné que les particules se déplacent à la même vitesse que l'eau, on veut déterminer, à travers le signal reçu, la vitesse et la direction de la masse d'eau. On peut en outre mesurer également l'intensité relative à l'atténuation du signal acoustique de retour par rapport à celui qu'émet l'instrument, et qui est proportionnel à la concentration des particules suspendues en mesure de refléter le signal (sédiment en particules, bulles d'air, poissons, plancton, etc.). En présence de particules de diamètre différent à différentes profondeurs, la réponse est complexe et exige une interprétation appropriée. En outre, il faut un calibrage de l'ADCP, qui avec l'approche traditionnelle se base essentiellement sur l'analyse de quelques échantillons d'eau prélevés *in situ*. Une méthode alternative de calibrage, innovatrice, est décrite aux paragraphes 2.4.1 et 2.4.2 : elle se base uniquement sur un ADCP d'une autre fréquence. L'ADCP représente une alternative valable du turbidimètre traditionnel pour la mesure du solide en suspension, en tant qu'il parvient à récolter rapidement les informations de concentration distribuées sur la verticale.

L'ADCP peut être utilisé de différentes manières : monté au fond sur une plate-forme, sur une embarcation ou sur une bouée qui flotte avec les quatre transducteurs dirigés vers le bas ; ces derniers enregistrent les informations dans le temps à des intervalles d'espace réduits (cellules) le long de la colonne d'eau.

La configuration qui prévoit l'emploi d'un *workhourse* 300 Kh de la RDI *Instruments* installée sur une bouée flottante a été examinée en laboratoire et expérimentée (citation rapport technique) dans l'Adriatique pour des mesures de courant durant les stations CTD (Fig. 2.4.1) (ICRAM, 2007).

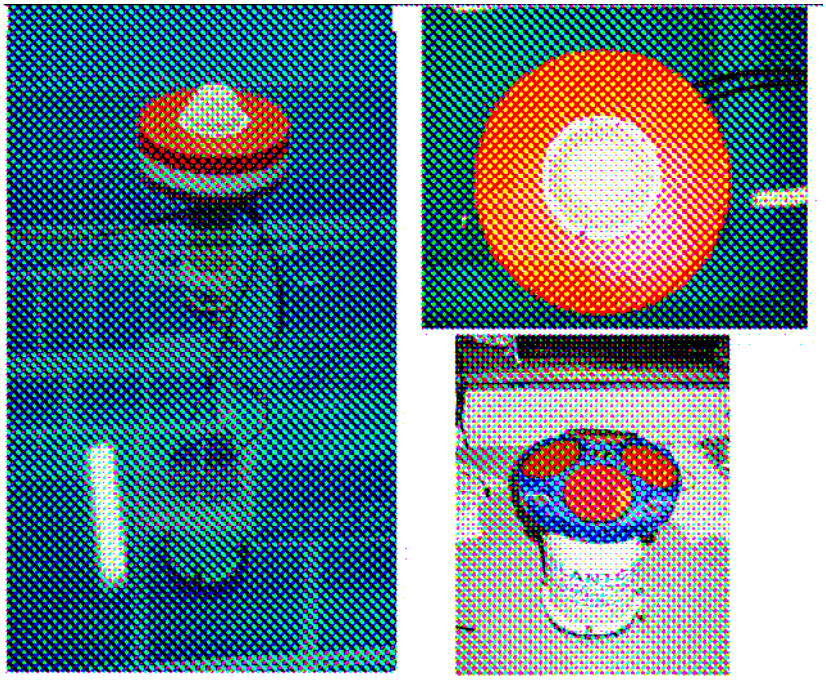

Figure 2.4.1 - A gauche, test en bassin du système ; à droite, détail des deux unités qui constituent le système (ICRAM, 2007)

Le système employé par l'ICRAM prévoit deux unités reliées entre elles : une unité flottante et l'ADCP posé sur le fond. Celles-ci sont reliées de manière indépendante pour réduire les effets de roulis et de tangage auxquels l'unité flottante est soumise en mer sous l'action des vagues, qui pourraient invalider les mesures de l'ADCP. Sur l'unité flottante est installé un système GPS qui, par communication sérielle, fournit des données en temps réel au système d'acquisition. Les données en surface et sur le fond ne peuvent être mesurées avec l'ADCP. En surface, cela est dû au fait que le transducteur doit être immergé d'au moins un mètre de manière à ne pas se trouver dans la couche où se forment les bulles d'air qui invalident les mesures de *backscatter*; en outre il y a une couche dite *blank* très proche du transducteur où on ne peut obtenir des données : cette distance dépend du type d'ADCP utilisé et va de 0,5 à 1 mètre. Sur le fond, au contraire, les données ne sont pas précises à cause des échos latéraux sur le fond, et on ne peut donc pas les utiliser pour calculer la concentration des solides. Dans les deux couches non mesurables avec l'ADCP on peut procéder à une extrapolation des résultats éventuellement obtenus à certains points grâce aux mesures du turbidimètre.

Grâce au système qui vient d'être décrit, les données mesurées par l'ADCP et par le GPS peuvent être acquises en temps réel par des softwares appropriés, et en même temps visualisées. Les softwares permettent non seulement de visualiser les courants en temps réel, mais aussi de s'assurer que tous les paramètres de l'ADCP garantissent des mesures valables.

L'élaboration des données est la dernière phase de l'évaluation des solides en suspension : cela permet de calibrer les données de l'ADCP en utilisant certaines données de calibrage obtenues avec le CTD, le turbidimètre et/ou des échantillons d'eau. Ce calibrage est très compliqué, mais il peut être automatisé grâce à l'utilisation de *softwares* appropriés (par ex. SEDIVIEW).

2.4.1 Le fonctionnement de la nouvelle méthode basée sur 2 ADCP

Dans le domaine des relevés sous-marins, la technologie actuelle qui se sert d'instruments à ultrasons permet d'acquérir en temps réel la concentration et la dimension moyenne du matériau de dispersion présent dans la colonne liquide aux différentes hauteurs. Dans cette section, nous expliquons la méthode d'analyse qui permet de capter ces informations.

Il y a deux systèmes : l'un, traditionnel, qui exige le calibrage du signal de *backscattering* au moyen de l'analyse en laboratoire des échantillons d'eau prélevés ; le second, innovateur, qui fait usage de deux instruments ADCP ayant leurs propres fréquences, très différentes (par exemple 1200 et 600 kHz) et dont les caractéristiques électroniques acoustiques sont connues. Les systèmes sont des dérivés de l'application des mêmes lois physiques.

La méthode innovatrice, développée par le DISTART, semble extrêmement efficace.

La réponse de *backscattering* reçue par un instrument ADCP qui insonorise une suspension d'eau et un matériau solide peut être modelée au moyen de l'équation des sonars (Medwin et Clay, 1998):

$$S = 2 \cdot \alpha \cdot R + K_c \cdot (E - E_r) + 10 \log_{10} \left[\frac{T \cdot R^2}{L \cdot P} \right] + C \qquad (4.1)$$

où S est la surface de dispersion par unité de volume exprimée en dB dite aussi force de backscattering volumétrique, R est la distance d'insonorisation le long de l'axe du faisceau acoustique [m], α est le coefficient d'atténuation du son dans le liquide biphasique [dB/m], E est

l'écho reçu par l'instrument exprimé en counts, E_r est le bruit de fond reçu par l'instrument [counts], K_c est le facteur de conversion counts-dB qui caractérise l'électronique de l'instrument, T est la température du transducteur exprimée en degrés Kelvin, L et P sont respectivement la longueur d'onde [m] et la puissance [W] du signal transmis, C est une constante de calibrage typique de l'instrument [dB].

L'écho reçu par l'instrument, la température du transducteur, le *range* le long de l'axe du faisceau acoustique et la longueur d'onde de l'impulsion transmise, sont restitués par l'ADCP dans le dossier d'output rédigé durant la campagne de mesure. Le bruit de fond, la puissance transmise, la constante de conversion K_c et celle de calibrage C dépendent substantiellement de l'architecture de l'instrument et peuvent être déduits en laboratoire par calibrage de l'instrument et aussi d'après la littérature dans les cas d'instruments commerciaux largement testés ; pour plus de détails à ce propos, on renvoie à Deines, 1999. Restent les deux inconnues S et α, qu'on peut déduire de l'équation (4.1) écrite pour deux instruments qui acquièrent le signal d'écho en même temps et pour le même volume liquide.

La superficie de dispersion S par unité de volume et le coefficient α d'atténuation sont liés à la concentration et au diamètre moyen du matériau de dispersion.

Par définition, la superficie de dispersion par unité de volume S exprimée en dB est :

$$S = 10\log_{10}(n \cdot \sigma) \qquad (4.2)$$

où n est le nombre de particules de dispersion présentes dans l'unité de volume [m^{-3}] et σ est la section de dispersion [m^2] de chaque particule. Il est donc immédiat de déduire le lien entre S et concentration ou masse en suspension M [kg_m/m^3], cette dernière étant :

$$M = n \cdot \rho_s \cdot \frac{4}{3} \cdot \pi \cdot a^3 \qquad (4.3)$$

et considérant la (4.2) explicitée en n :

$$M = \frac{s}{\sigma} \cdot \rho_s \cdot \frac{4}{3} \cdot \pi \cdot a^3 \qquad (4.4)$$

avec $s = 10^{\frac{S}{10}}$ [m^2], ρ_s poids spécifique [kg_m/m^3] et a diamètre moyen [m] du matériau solide en suspension.

La section de dispersion σ en général ne coïncide pas avec la section moyenne des particules, dépendant fondamentalement de la longueur d'onde acoustique par rapport à la dimension moyenne des particules. Dans la littérature existent différentes expressions de σ en fonction du produit x entre numéro d'onde et diamètre moyen, obtenues au moyen d'expériences de laboratoire sur des matériaux dotés de caractéristiques bien connues (Thorne et Hanes, 2002). Une expression valable pour n'importe quel x, et de ce fait plutôt pratique, est la suivante :

$$\sigma = \frac{2}{3} \cdot a^2 \cdot f^2 \qquad (4.5)$$

étant f^2 le coefficient de forme dépendant du numéro d'onde :

$$f = c_0 \cdot \left(\frac{1.1 \cdot x^2}{1 + 1.1 \cdot x^2} \right) \qquad (4.6)$$

avec $x = k \cdot a$, k numéro d'onde [m^{-1}] soit $2\pi F / c$ (F fréquence de l'onde acoustique en Hz et c vitesse de propagation [m/s]), et c_0 défini comme suit :

$$c_0 = 1.1 \cdot \left\{ 1 - 0.25 \cdot e^{\left(\frac{x-1.4}{0.5} \right)^2} \right\} \cdot \left\{ 1 + 0.37 \cdot e^{\left(\frac{x-2.8}{2.2} \right)^2} \right\} \qquad (4.7)$$

Les figures 2.4.1.1 et 2.4.1.2 ont été obtenues en appliquant les (4.5),(4.6) eT (4.7) avec la fréquence du signal variable de 0.1 à 6.0 MHz et le diamètre du matériau de 10^{-5} à 10^{-2} m :

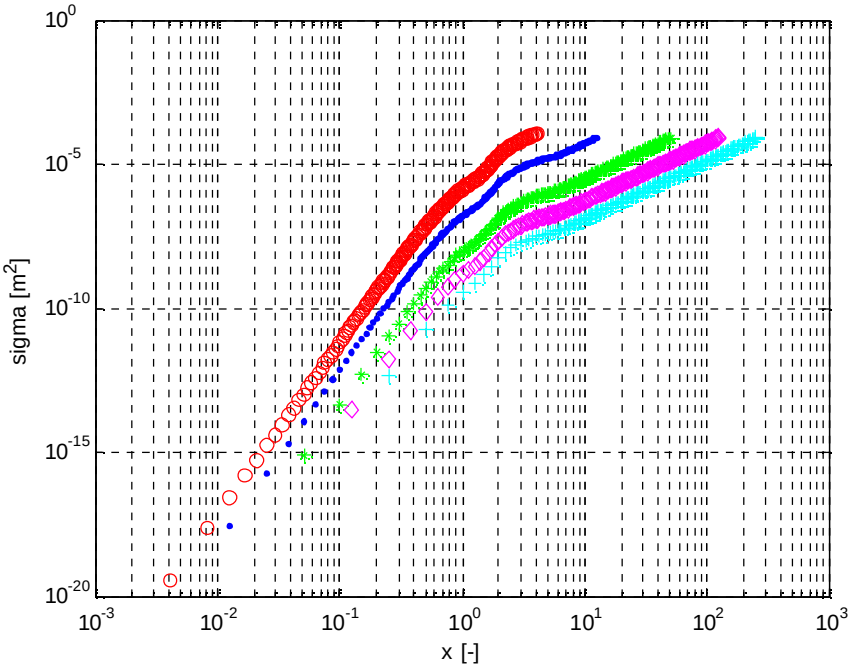

Figure 2.4.1.1 - Superficie de dispersion en fonction de x=k.a

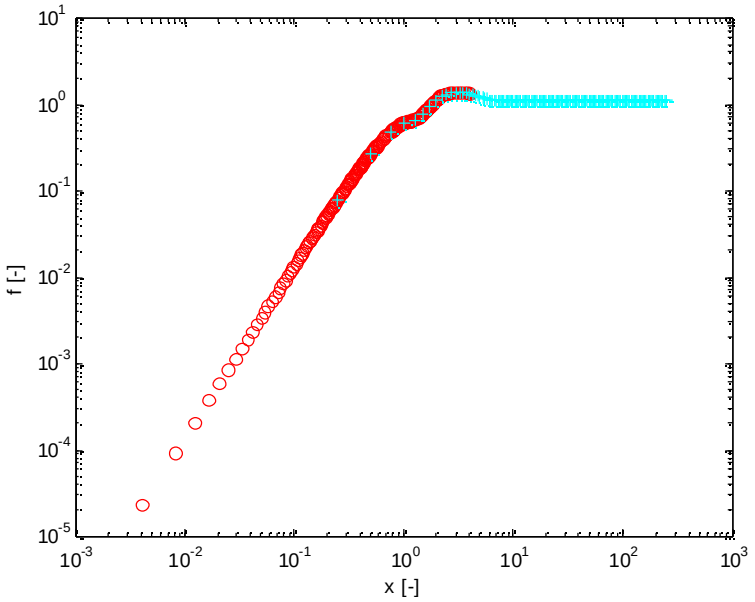

Figure 2.4.1.2 - Coefficient de forme en fonction de x=k.a

Il est intéressant de constater qu'à la variation de x on assiste au passage entre deux lois bien distinctes pour σ et f avec inflexion aux alentours de $x = 1$. En particulier pour des valeurs élevées de x, f est constant et égal à 1.1, tandis que la fonction de σ est caractérisée par une dérivée plus petite. En outre, lorsque augmente la fréquence, les courbes se déplacent vers la droite en rendant évanescente, à égalité de diamètre, la dépendance de f par rapport à x. Donc, si on veut maintenir dans la (4.1) la dépendance de S par rapport au diamètre moyen du matériau, il est nécessaire de choisir des instruments d'une fréquence faisant que x soit inférieur à l'unité pour la suspension examinée, et il est également évident qu'il faut distancer les fréquences utilisées, autrement les courbes reportées plus haut tendent à coïncider, en se maintenant cependant toujours dans l'intervalle de x servant à distinguer les dimensions des particules. En général, pour l'examen du matériau en suspension, il est nécessaire de diminuer les fréquences de l'onde sonore et en même temps de distancer les fréquences utilisées lorsque augmente le diamètre moyen de dispersion, comme le met en évidence également la figure 2.4.1.3, où chaque ligne se réfère à une dimension moyenne du matériau en suspension qui augmente en se déplaçant sur les courbes qui tendent à coïncider avec l'horizontale pour les hautes fréquences.

En remplaçant la (4.5) dans l'expression (4.4) du matériau en suspension et en écrivant cette dernière pour deux instruments de fréquence différente, on obtient:

$$\frac{M_1}{M_2} = 1 \Rightarrow \frac{s_1}{s_2} = \left(\frac{f_1}{f_2}\right)^2 \qquad (4.8)$$

où les forces de backscattering s s'obtiennent en appliquant la (4.1), en supposant α connu et non dépendant du matériau en suspension, et les facteurs de forme f peuvent s'exprimer en fonction du diamètre moyen a du matériau suspendu suivant les fonctions reportées plus haut, donc ayant extrait la valeur de a qui satisfait la (4.8), il est possible à rebours de calculer la masse de dispersion par unité de volume.

Le coefficient d'atténuation α est donné en réalité par la somme de un α_w en eau claire et de la contribution α_s due au matériau en suspension.

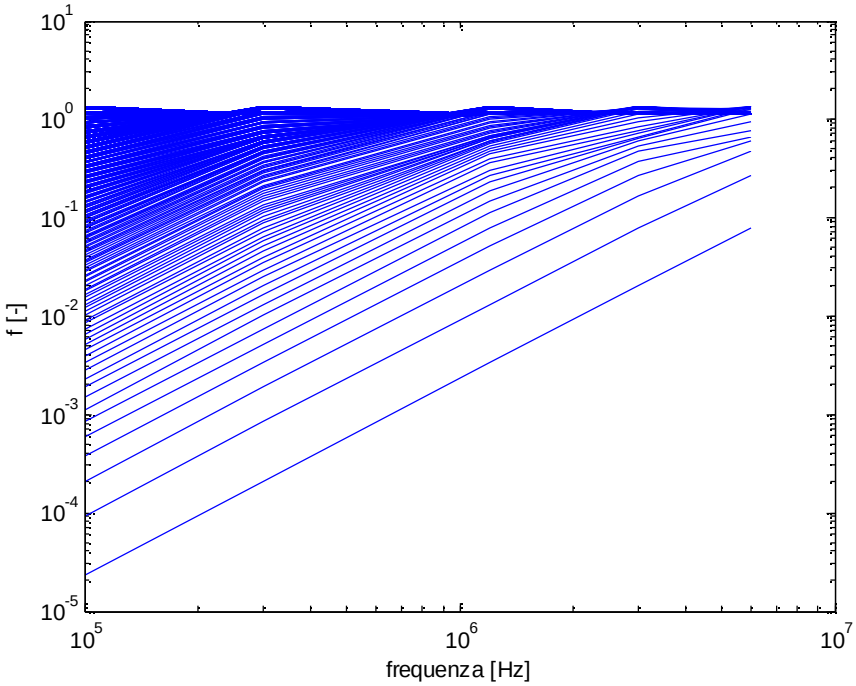

Figure 2.4.1.3 - Coefficient de forme en fonction du diamètre a et de la fréquence f

L'absorption en eau propre dépend uniquement de la fréquence du signal (Medwin et Clay, 1998; et Kinsler *et al.*, 2000), lui étant proportionnelle ; il faut en tenir compte dans le choix des instruments, et c'est particulièrement délicat lorsqu'on désire analyser des suspensions grossières (10^{-2} m) dans des eaux peu profondes (10^{-1}-10^{0} m), où la faible nécessité de pénétration permet l'utilisation de hautes fréquences dans le but d'obtenir une résolution appropriée sur la colonne liquide, mais les diamètres moyens en jeu exigent des basses fréquences pour maintenir x inférieur à l'unité.

Le coefficient d'absorption α_s dû à la présence du matériau solide dépend de la concentration et des dimensions moyennes de la suspension même, donc les valeurs calculées de a et M en considérant l'absorption bien connue à priori, soit $\alpha = \alpha_w$ et $\alpha_s = 0$, sont des premières approximations et doivent être corrigées itérativement en séparant dans la (4.1) l'apport dû à α_s:

$$M^{i+1} = M^{i} \cdot 10^{\frac{2 \cdot \alpha_s{}^{i} \cdot R}{10}} \qquad (4.9)$$

Diverses sont les expressions qu'on trouve dans la littérature pour exprimer α_s en fonction des caractéristiques du matériau en suspension (c'est-à-dire: a et M) déduites grâce à des expériences de laboratoire sur des mélanges ayant des caractéristiques connues (Thorne et Hanes, 2002 ; Hoitink et Hoekstra, 2005), en particulier, celle qui suit est valable pour n'importe quelle valeur de x :

$$\alpha_s = 20 \cdot \log_{10}(e) \cdot \frac{3}{4} \cdot \frac{\chi}{a \cdot \rho_s} \cdot M \qquad (4.10)$$

avec

$$\chi = \frac{0.26 \cdot x^4}{1 + 1.3 \cdot x^2 + 0.24 \cdot x^4} \qquad (4.11)$$

De même que pour le facteur de forme, les figures 2.4.1.4 et 2.4.1.5 ont été extraites en appliquant les (4.10) et (4.11) avec les fréquences du signal variable de 0.1 à 6.0 MHz, le diamètre du matériau de 10^{-5} à 10^{-2} m et la concentration en masse fixe à 10^{-3} [kg_m/m^3] :

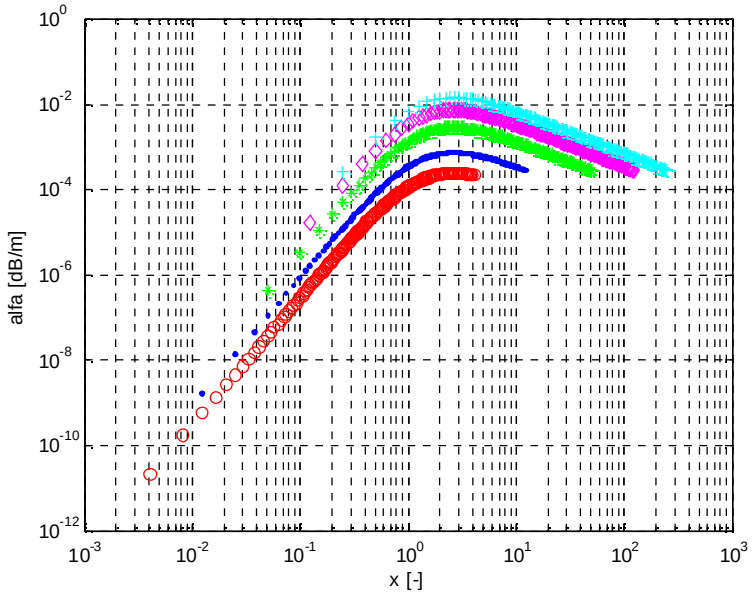

Figure 2.4.1.4 – Coefficient d'absorption en fonction de x=k.a

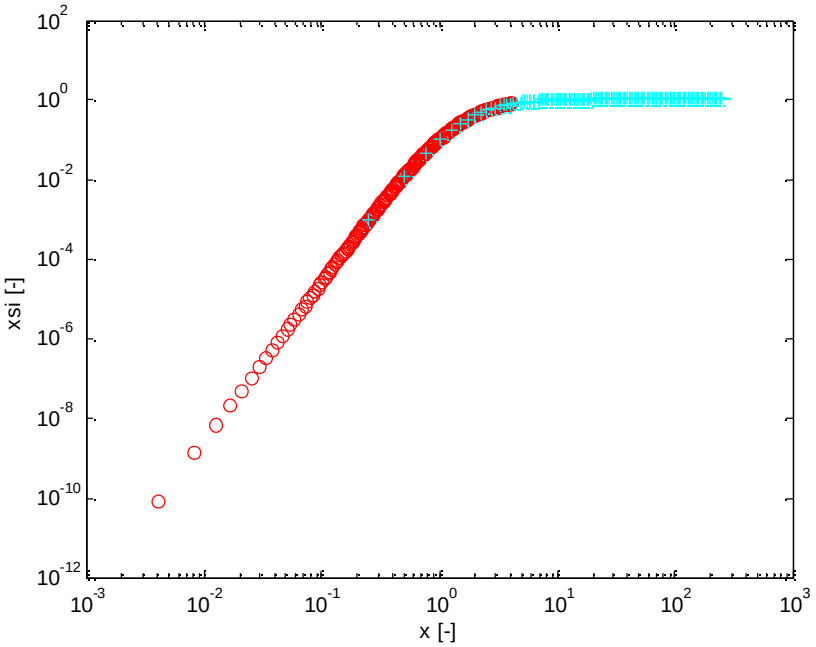

Figure 2.4.1.5 – Paramètre d'absorption en fonction de x=k.a

d'où on déduit un maximum d'absorption (résonnance) en rapport à x égal à l'unité, et encore une fois est évidente la nécessité de travailler avec x inférieur à 1 dans le but d'extraire des informations sur le diamètre moyen lorsque varie la fréquence utilisée. Comme on peut le déduire

immédiatement de la (4.10), à égalité d'autres facteurs, le coefficient d'absorption est directement proportionnel à la concentration, au point que dans certains cas il est négligeable, comme on le remarque dans la fig. 2.4.1.6, où α_s est écrit en fonction de M et pour les différentes valeurs de a considérées (les différentes droites $\alpha_s(M)$ se réfèrent à des diamètres a croissants en passant des courbes à absorption mineure, soit celles situées dans le bas, à celles d'absorption majeure, dans le haut).

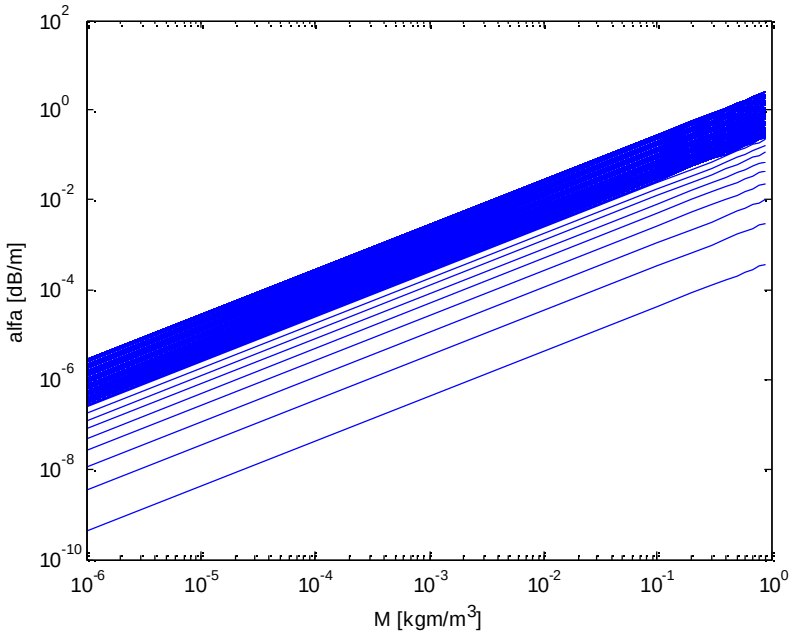

Figure 2.4.1.6 - Coefficient d'absorption en fonction du diamètre (a) et de la concentration (M)

.4.2 Exemples d'application de la nouvelle méthode

Comme on l'a vu au paragraphe précédent, en utilisant en même temps deux ADCP très rapprochés, idéalement sur la même colonne d'eau, il est possible de calculer le diamètre moyen et la concentration du matériau en suspension sans devoir calibrer le signal de *backscattering* au moyen de l'analyse en laboratoire des échantillons d'eau récoltés.

Le relevé à disposition pour tester la méthode décrite a été réalisé, grâce à la collaboration ICRAM-DISTART, dans le cadre d'une campagne de monitorage en cours de travail conduite par ICRAM sur mandat de la Région du Latium, afin d'étudier, conformément à ce qui est indiqué dans le protocole ENV1, les effets engendrés sur l'environnement marin par un dragage de sables reliques réalisé au large des côtes du Latium (mer Tyrrhénienne centrale). Durant la campagne, DISTART a pu tester la méthode dans le courant de la journée consacrée au relevé des conditions de "blank". Etant donné que ces relevés ont eu lieu pratiquement sans vagues et sans causes visibles de turbidité produite artificiellement, il s'agit donc d'une première analyse en conditions de faible turbidité naturelle. Les instruments à disposition étaient deux ADCP RDI de fréquences 0.3 et 1.2 MHz, tous deux utilisés à partir de surfaces flottantes et avec les transducteurs dirigés vers le fond. Etant le premier organisé pour relever de la -5 à la -100 et le second de la -2 jusqu'au maximum de pénétration possible pour cette fréquence, on a obtenu une superposition des signaux plutôt limitée (15 mètres environ) sur la colonne d'eau profonde d'environ 90 m, comme on le déduit de la figure 2.4.2.1 où sont reportés ensemble les signaux de la force de *backscattering* volumétrique tirée des deux instruments pour les différentes profondeurs :

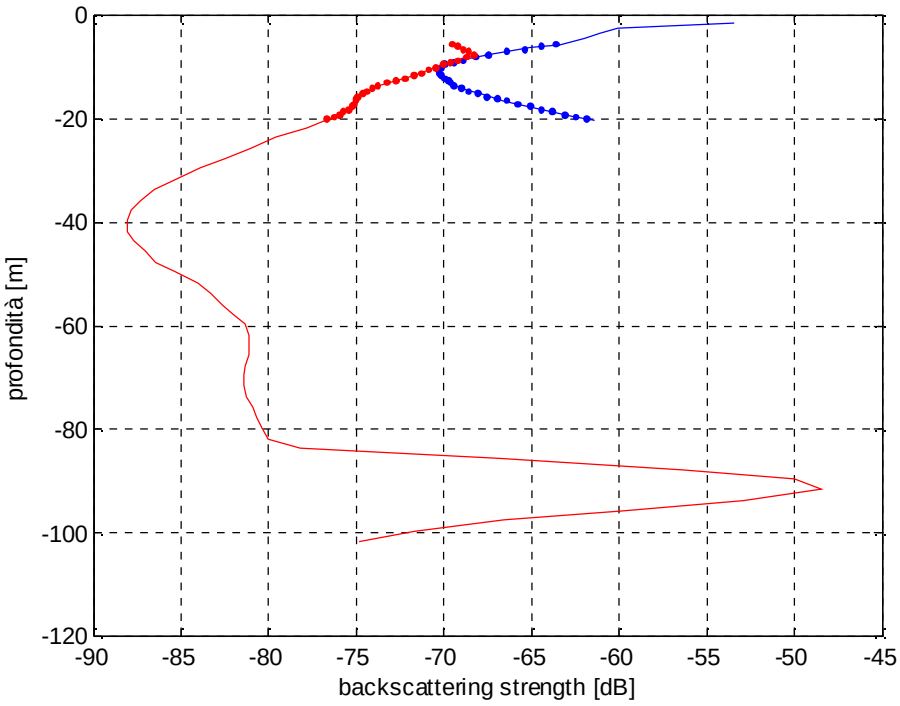

Figure 2.4.2.1 - Profils de *backscattering* pour le 300 kHz (jusqu'à la -90) et pour le 1200 kHz

Les figures suivantes (figures 2.4.2.2 et 2.4.2.3) montrent les coefficients de forme f et d'absorption χ en fonction du produit x entre numéro d'onde et diamètre moyen, pour les trente cellules superposées :

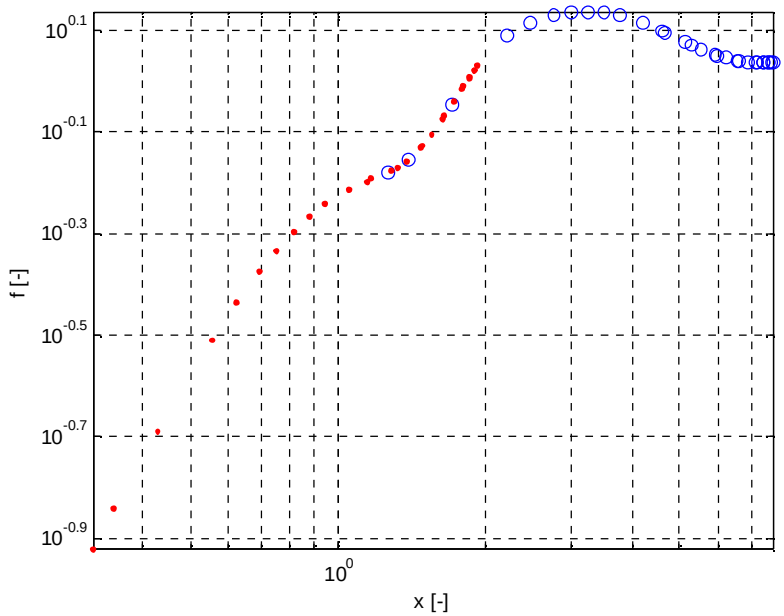

Figure 2.4.2.2 - Coefficient de forme pour les cellules relevées

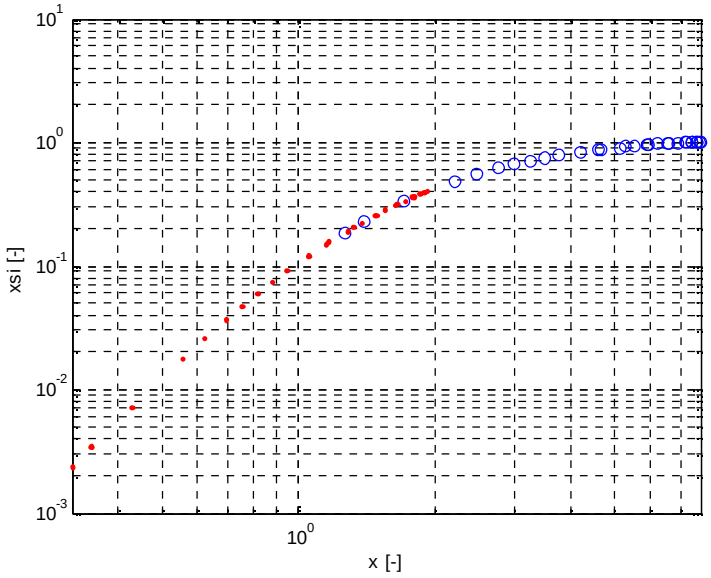

Figure 2.4.2.3 - Coefficient d'absorption pour les cellules relevées

On peut nettement distinguer les points se référant à l'instrument à fréquence 0.3 et 1.2 MHz ; même si pour ce dernier les relatives valeurs de x sont supérieures à l'unité, il a été possible de résoudre convenablement l'équation (4.8), puisque l'instrument à plus faible fréquence a assuré le maintien de la caractérisation signal-diamètre moyen.

Ci-après (fig. 2.4.2.4) sont reportées les valeurs de la concentration et des diamètres moyens pour les cellules analysées

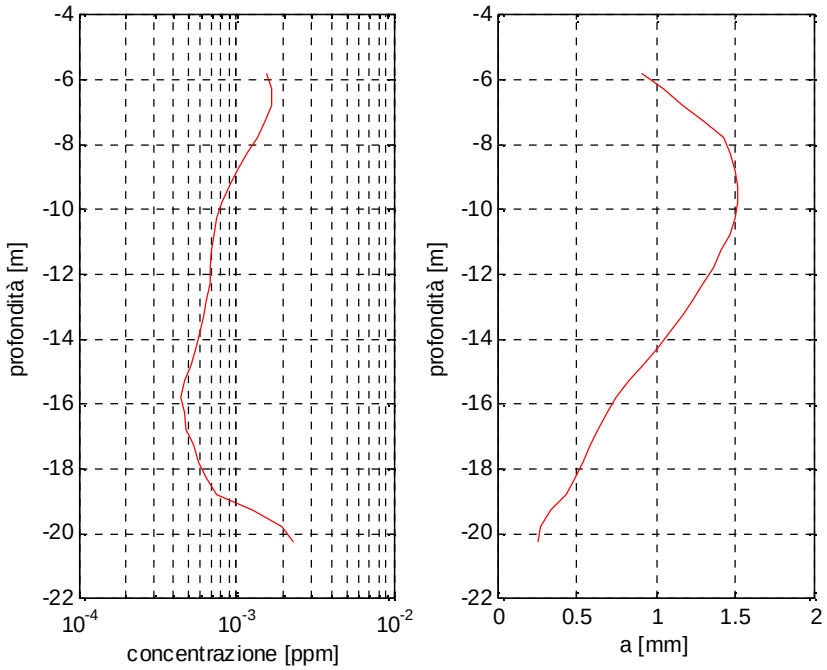

Figure 2.4.2.4 – Profil de la concentration et du diamètre relevés

Enfin, les coefficients d'absorption dus à la présence du matériau de dispersion se sont révélés fort bas, soit 10^{-5}-10^{-6} dB/m, étant donné la faible turbidité naturelle.

La présence de matériau de dispersion de dimensions majeures (1.5 mm) à environ -9 m de profondeur fait penser à la présence d'un matériau organique à cette profondeur.

2.5. *Modèles*

Dans cette section, on analysera tout d'abord le phénomène du transport d'une quantité physique de la part d'un fluide, en se référant tout particulièrement aux phénomènes de la convection et de la diffusion, en régime d'écoulement aussi bien laminaire que turbulent.

Les lois examinées sont de caractère général, puisqu'on peut les utiliser pour décrire le comportement de n'importe quelle grandeur extensive (masse, chaleur, substance chimique dissolue) se mouvant au sein du fluide. Pour faciliter la compréhension du texte, on a fait coïncider cette grandeur avec le transport des solides en suspension : l'épanchement, ou la nouvelle suspension, est modelé comme une source de turbidité, et le dépôt des particules est considéré comme un puits.

On décrit ci-après les modèles d'analyse de la turbidité utilisés, qui sont de type 2DH (deux dimensions, celles sur un plan horizontal). Après avoir mesuré la turbidité localement, le modelage permet d'étendre la connaissance sur la turbidité à toute l'aire concernée.

Enfin, on décrit les objectifs et les méthodes de l'utilisation des modèles décrits dans les cas d'étude identifiés dans 3 projets pilotes (Région Emilie Romagne, Région Toscane et Région Ligurie).

On utilise deux modèles à des niveaux de précision et avec des temps de calcul très différents, qui fournissent des informations complémentaires. Pour un modelage détaillé, il faut un code plus évolué, celui qu'utilise la Province de Livorno. Pour pouvoir modeler beaucoup de scénarios, susceptibles de produire une carte des risques de turbidité, il faut un modèle souple et rapide, comme celui qu'utilise le DISTART.

Un modèle d'advection, de diffusion et de sédimentation (*MADS)* a été inventé pour être utilisé dans les recherches sur la dynamique de la *plume* produite par les dragages ; ce modèle a été utilisé sur la plate-forme continentale du Latium et sera utilisé également en Ligurie pour prévoir la diffusion du particulaire en partant de l'aire de dragage. Les mesures expérimentales de concentration du particulaire, utilisées pour la vérification du modèle, ont démontré qu'il est fiable dans l'évaluation des aires et des temps de diffusion du matériau présent dans les troubles superficiels.

2.5.1 Les processus de dispersion du particulaire en suspension

On entend par dispersion la tendance d'une substance relâchée dans un fluide à se répandre dans l'espace et dans le temps, en occupant progressivement une aire toujours plus grande autour de sa position initiale.

La dynamique de ce processus dépend des caractéristiques physiques et chimiques du moyen de transport, ainsi que des caractéristiques intrinsèques de la substance, telles que sa composition moléculaire, sa viscosité, sa densité.

Ajoutons à cela que la dispersion est fortement influencée par les conditions dynamiques du flux.

La substance introduite dans des milieux particulièrement turbulents, comme ceux qui caractérisent l'atmosphère et l'océan, est en effet impliquée dans toute une série de mouvements de différentes formes et dimensions en aucune manière assimilables à une quelconque structure de flux régulier.

Le nombre élevé d'échelles du mouvement qui participent à l'évaluation de la concentration, les problèmes souvent liés aux mesures *in situ*, (dus à une grande variabilité des facteurs en jeu et, parfois, à des instruments peu adéquats), auxquels s'ajoutent des problèmes de nature économique et politique, ont donné lieu à un croissant développement de modèles mathématiques en mesure d'analyser et de prédire quantitativement et de manière toujours plus réaliste les processus de dispersion sur un large éventail espace-temps.

L'équation de convection-diffusion pour le transport de sédiments dans un cas stationnaire est la suivante :

$$U_j \frac{\partial c}{\partial x_j} + w\frac{\partial c}{\partial z} = \frac{\partial}{\partial x_j}\left(\Gamma_T \frac{\partial c}{\partial x_j}\right) \qquad (5.1)$$

où *c* est la concentration de sédiment, *w* la vitesse de chute des particules, *U* la vitesse du courant, *x* une dimension spatiale et Γ le coefficient de diffusion turbulente. ((Les trois directions de l'espace sont x_1, x_2, e x_3 alors que les vitesses dans les trois directions sont U_1, U_2 e U_3))

Le coefficient de diffusion turbulente a des valeurs typiques en plein océan. Pour ce qui concerne la capacité de diffusion horizontale, de 500m^2s^{-1}, alors que le long de la verticale sa valeur est estimée égale à $0.6 \cdot 10^{-4}$ m^2s^{-1}. La différence entre diffusion horizontale et diffusion verticale diminue dans une couche bien mélangée où l'on a une forte vitesse dans toutes les directions (Mann et Lazier,1996).

Une hypothèse applicable en milieu côtier (échelle locale) où l'on considère un coefficient de diffusion de l'ordre de 10^5 cm^2 s^{-1} (Okubo,1971).

Dans la formule précédente, on a utilisé la convention d'Einstein dans la notation de l'indice. En développant les sommes le long des trois directions, l'équation peut être réécrite sous la forme suivante :

$$U\frac{\partial c}{\partial x} + V\frac{\partial c}{\partial y} + W\frac{\partial c}{\partial z} + w\frac{\partial c}{\partial z} = \frac{\partial}{\partial x}\left(\Gamma_T \frac{\partial c}{\partial x}\right) + \frac{\partial}{\partial y}\left(\Gamma_T \frac{\partial c}{\partial y}\right) + \frac{\partial}{\partial z}\left(\Gamma_T \frac{\partial c}{\partial z}\right) \qquad (5.2)$$

dans laquelle ont été utilisées les lettres *x*, *y* et *z* pour indiquer les trois directions de l'espace, alors que *U*, *V* et *W* sont les vitesses respectives.

L'équation qu'on vient de voir décrit le processus de transport du sédiment, et c'est celle qui est reportée dans les textes et dans la littérature technique ; cette formulation est toutefois difficile à utiliser du point de vue mathématique et ne trouve pas d'applications pratiques dans le modelage numérique décrit ci-après.

On adopte généralement les simplifications suivantes : mouvement uniforme, faible importance de la diffusion en direction horizontale. En outre, la vitesse verticale est égale à la vitesse de chute du sédiment, exprimée comme suit :

$$V_{sed} = \frac{g\left(\rho^p - \rho^w\right)d^2}{12\mu} \qquad (5.3)$$

où *g* est l'accélération de gravité (m/s^2), μ est la viscosité de l'eau (kg/s), *d* est le diamètre moyen de la particule, (m), ρ^p (kg/m^3) est la densité du parcellaire relâché et ρ^w est la densité à la profondeur du relâchement (kg/m^3).

En cas de dépendance du temps, l'équation de convection-diffusion présente un terme en plus :

$$\frac{\partial c}{\partial t} + U_j \frac{\partial c}{\partial x_j} + w\frac{\partial c}{\partial z} = \frac{\partial}{\partial x_j}\left(\Gamma_T \frac{\partial c}{\partial x_j}\right) \qquad (5.4)$$

Le terme temporel devient par conséquent un terme supplémentaire “de source” dans l’équation discrétisée, et il concerne toutes les cellules.

Le principal concept de la discrétisation est de transformer l’équation différentielle aux dérivées partielles en une nouvelle équation où la variable pour une cellule est fonction seulement de la même variable dans les cellules voisines. La procédure de discrétisation pour un calcul avec dépendance du temps impose souvent le choix entre une procédure explicite et une procédure implicite. La procédure implicite est plus stable mais plus coûteuse.

Il y a beaucoup de méthodes de discrétisation à utiliser. L'équation à la diffusion-convection est l’une des plus difficile à résoudre parce que les deux processus ont différentes directions de propagation : la diffusion a lieu dans toutes les directions, la convection dans la direction du courant.

Deux sont les approches utilisées : les différences finies et les éléments finis. Ce sont des approches très différentes, mais qui mènent substantiellement au même résultat. Nombreux, aussi, sont les liens lexicaux, la méthode aux différences finies plus stable est sans doute celle dite des volumes finis (utilisée par les principaux codes commerciaux).

2.5.3 Le modèle MIKE21 MUD TRANSPORT MODELLING (Province de Livorno)

Le modèle MIKE21 MUD TRANSPORT Modelling (pour la description détaillée voir l'annexe ci-joint) décrit l'érosion, le transport et la pose des sédiments cohésifs et d'un mélange de sable et boue. Le modèle utilise les équations indiquées dans l’annexe spécifique pour décrire tous les phénomènes physiques liés aux sédiments fins, et la possibilité d’avoir sur le fond plusieurs couches à consistance variable : voir le schéma de la figure 2 dans l’annexe citée. Il est possible d’insérer des sources de turbidité ponctuelles sur plusieurs points de la superficie étudiée.

La description des phénomènes liés aux sédiments cohésifs demande, au-delà de toute une série d'informations sur les sédiments mêmes et sur les caractéristiques du fond, la connaissance du « phénomène du mouvement des vagues » dans l’aire d’étudiée, soit pour les caractéristiques des vagues en entrée (hauteur, période), soit pour les courants qui s'instaurent. En effet, la suspension des sédiments fins sur le fond dépend du phénomène du brisement des vagues et du degré de consolidation du fond même. Par contre la sédimentation des solides suspendus et leur distribution dans l'aire intéressée dépendent, au-delà des caractéristiques des sédiments, des courants marins.

Opérationnellement, le module MT est activé en même temps que le module HD, c’est à dire le module qui permet la simulation de la circulation et des courants hydrodynamiques du modèle MIKE 21.

Le module HD et le module MT sont activés selon le schéma de résolution classique de MIKE 21, sur une grille bien définie, qui contient une série d'informations, de façon à être représentative de l'aire étudiée. Les informations sur l'aire à simuler doivent décrire la bathymétrie existante, les caractéristiques du fond (type et granulométrie des sédiments sur le fond, l’épaisseur des couches présentes) et, dans le cas de l'MT, ils doivent fournir toute une série de paramètres liés aux caractéristiques de la colonne d'eau et des sédiments présents en suspension.

Pour l'utilisation du module HD (et même du module MT) il est nécessaire de déterminer auparavant les forçant hydrodynamiques, en utilisant, dans le cas des courants engendrés par les mouvement des vagues, des formulaires spécifiques de vague afin de calculer la propagation du mouvement des vagues jusqu'à la rive. Pour atteindre ce but, en restant dans le cadre du logiciel du MIKE 21, et en omettant le cas des bassins fermés (dans lesquels les phénomènes de réflexion des vagues sont considérables), on peut utiliser les formulaires de vague NSW et/ou PMS (selon la présence ou pas des phénomènes importants de diffraction dans la propagation du mouvement des vagues) et ensuite le module HD + MT.

Une connaissance détaillée des caractéristiques des fonds de la superficie étudiée et la disponibilité des moyens sur place sont des composantes fondamentales pour un réglage correcte du modèle : une opération indispensable pour obtenir une simulation fiable, compte tenu du nombre élevé des paramètres à affecter.

2.5.4 Le modèle DISTART-UNIBO

Le modèle utilisé se propose de définir du point de vue spatial les aires au sein desquelles on prévoit que reste confinée la turbidité durant les opérations de dragage. On entend substantiellement déterminer plusieurs niveaux de turbidité, par exemple trois, et définir, pour le climat météo-marin moyen escompté pendant les opérations de dragage, les trois aires autour de la zone de prélèvement qui peuvent être concernées par ces niveaux de turbidité.

L'objectif qu'on se propose d'atteindre est d'une importance considérable, puisqu'il définit indirectement les aires qui, avec un degré d'incertitude fixé à discrétion, ne sont pas concernées par des augmentations significatives de turbidité.

Le modèle consiste en la résolution aux éléments finis de l'équation de diffusion-dispersion-convection dans une aire de bathymétrie connue. Le modèle est bidimensionnel, ou bien intégré sur la verticale. Le régime des courants est simulé en résolvant les *shallow water equations*, où les conditions alentour sont celles relevées par l'ADCP.

Il sera implémenté en utilisant *Comsol Multiphysics*.

L'inconnue d'intérêt majeur est la concentration de solides en suspension sur toute l'aire, et les conditions de concentration alentour sont toutes d'une concentration égale à la concentration initiale (blank). Le terme source est local et désigne spécifiquement la production de la turbidité par le bateau. On déduira ensuite du bilan de masse la quantité de matériau déposée par sédimentation.

Cela peut être exprimé en termes de masse "re-suspendue", et ce sera une certaine fraction (jusqu'à présent inconnue) de la masse draguée, à évaluer au moyen des mesures effectuées.

La diffusivité à proximité de la drague devra être déduite des mesures *in situ*, tandis que la diffusivité loin de la drague peut dériver d'informations de littérature en fonction des vagues et des courants.

Le point le plus délicat est le choix des trois valeurs de concentration sur lesquels fixer l'attention. En effet, il n'a pas été possible de définir ces valeurs au préalable. Ce sera fait en accord avec les autres partenaires, après les campagnes de mesure.

Lorsque la vitesse de sédimentation dépasse la vitesse de friction due aux vagues et aux courants, on suppose que le matériau se dépose. Dans ce cas, la vitesse de sédimentation détermine le temps nécessaire au matériau pour atteindre le fond et, en dernière analyse, la distance parcourue par les particules. Puisque les particules ne s'éloignent pas davantage, il est possible de définir la distance maximum intéressée par le phénomène de la turbidité. Vice-versa, il est possible que pour certaines fractions minces de sédiment la sédimentation soit infime, ou n'ait pas lieu, sinon très loin de la source. Dans ce cas on modèle seulement la dispersion des sédiments. A une certaine distance de la source, la concentration sera de toute manière réduite en-dessous du seuil minimum identifié à cause de la dispersion même.

La simulation se répète pour différents scénarios de vagues et de courants, et les résultats, en termes de cartes avec lignes à iso-concentration, sont juxtaposés de manière à identifier l'aire maximum atteinte par le solide en suspension pour chaque configuration climatique.

Pour permettre une comparaison avec le modèle utilisé par la Province de Livourne, présenté en annexe, nous fournissons les informations suivantes :

Paramètres de calibrage

- Coefficients de dispersion
- Diffusion

- Partie du matériau dragué qui entre en suspension

Le résultat principal est le suivant :

- Concentration dans l'espace et dans le temps du sédiment mis en suspension.

2.5.5 Le modèle MADS: Modèle d'Advection, Diffusion et Sédimentation (ARPAL-DIPTERIS)

Le modèle MADS est un modèle numérique simulant des processus d'advection-diffusion et de sédimentation en suivant une approche eulérienne, c'est-à-dire qui permet de visualiser la variation spatio-temporelle de la concentration de la substance relâchée que l'on étudie.

L'étude eulérienne des processus dispersifs analyse l'évolution de la concentration de la substance introduite dans un fluide par l'intégration de l'équation différentielle aux dérivées partielles (Csanady,1980), vue au paragraphe 2.5.2.

Description numérique du modèle

Le choix du schéma numérique a été fait en cherchant de minimiser, en plus des coûts informatiques, les erreurs de diffusion numérique qui peuvent générer des concentrations négatives, physiquement sans signification, surtout à proximité de forts gradients de concentration.

La structure du modèle se base sur l'application de la méthode des lignes (Schiesser,1979; 1997). Par ce terme, on comprend une classe de méthodes dont la discrétisation de l'opérateur spatiale se produit séparément de la discrétisation de l'opérateur temporel.

La discrétisation spatiale du terme advectif a été réalisé en appliquant une méthode upwind du troisième ordre et un schéma d'ordre plus bas, mais qui garantit la positivité de la solution, dans les régions où peuvent se présenter des concentrations négatives (Hundsdorfer *et al*., 1995).

La sélection automatique entre deux schémas est rendue possible par l'introduction d'une fonction non linéaire du flux qui agit comme un commutateur entre les deux méthodes. La discrétisation spatiale du terme diffusif aussi bien le long du plan horizontal que vertical a été effectuée en appliquant le schéma aux différences centrales du second ordre.
Enfin, le terme relatif à la composante verticale de la vitesse et celui de sédimentation de la particule a été discrétisé en utilisant la méthode explicite d'Euler.
La progression temporelle est effectuée de manière explicite en utilisant une méthode de Runge-Kutta du second ordre. Il a été démontré que cette méthode conserve les propriétés de positivité et fournit de bonnes prestations en terme de précision et d'efficacité (Riccio,1987).

ALLEGATO

Il modello MIKE21 MUD TRANSPORT Modelling

The mud transport module includes a state-of-the-art mud transport model developed by DHI Water & Environment. The model simulates the fate suspended cohesive materials in marine, brackish and freshwater areas.

The cohesive sediment transport module or mud transport (MT) module deals in general with the movement of mud in a fluid, and the interaction between the mud and the bed. The module is an add-on module to MIKE 21/3, and requires a coupling to the hydrodynamic solver MIKE 21/3 HD as well as the transport solver for passive components MIKE 21/3 AD.

The mud transport model included in MIKE 21 includes the following physical phenomena:

- Flocculation due to concentration
- Flocculation due to salinity
- Density effects at high concentrations
- Hindered settling
- Consolidation
- Morphological bed changes

The main features in the in MIKE 21 MT Mud Transport Module are:

- Multiple fractions
- Multiple layers
- Hindered settling
- Flocculation
- Non-cohesive sediments
- Inclusion of flocculation due to salinity
- Shear stress from combined wave and currents
- Wave database or 2D time series.
- Consolidation
- Morphological update of bed

The mud transport model is used for a variety of cases where the spreading, erosion and deposition of cohesive sediments are of interest. Spreading of fine sediments may impact in various ways. It may shadow areas enough to kill the natural inhabitants. It may settle in areas with coral reefs and thereby damage the corals. The siltation of harbours and access channels is another application as well as estimations of long term morphological changes in, for instance, rehabilitation of natural environments. Finally, various pollutants such as heavy metals may hang on to the sediments making the sedimentation areas into possible risk areas for bathing. Thus, the module has many application areas and some of the most important ones are listed below:

- Spreading of dredged material
- Optimisation of dredging operations
- Cohesive sediment morphology
- Siltation of harbours
- Estuarine sediment dynamics
- Spreading of river plumes
- Erosion of material under combined waves and currents
- Studies of spreading of contaminated sediments
- Siltation in access channels

Figure 1 - *Example of spreading of dredged material in Øresund, Denmark*

Mud transport modelling implies setting a lot of parameters. Some can be measured and some are calibration parameters. In the following the different parameters are given:

Measurable input:

- Settling velocity
- Flocculation
- Dry density of bed layers
- Critical shear stress for erosion
- Thickness of bed layers or estimate of total amount of sediment in the system
- Concentration at open boundaries
- Salinity

Calibration parameters:

- Dispersion coefficients
- Critical shear stresses
- Erosion coefficients
- Power of erosion
- Transition coefficients between bed layers

The main output possibilities are listed below:

- Suspended sediment concentrations in space and time
- Height or density of bed layers
- Net sedimentation rates
- Bed shear stress
- Bed masses
- Settling velocities
- Updated bathymetry

The model engine is well proven in numerous studies throughout the world. See for references on applications: Petersen & Vested (2002); Petersen et al., (2002); Brøker et al. (1994); Edelvang et al. (2002).

Equations solved by MIKE 21 MUD TRANSPORT

The equations solved by the model are at the state of the art. They are rather specific and the non-expert reader would rather refer to the generic description given above before entering into these details. The following description is obtained from the reference manual.

The transport of the mud is described by the following equation:

$$\frac{\partial c^i}{\partial t}+\frac{\partial uc^i}{\partial x}+\frac{\partial vc^i}{\partial y}+\frac{\partial wc^i}{\partial z}-\frac{\partial w_S c^i}{\partial z}=\frac{\partial}{\partial x}\left(\frac{\upsilon_{Tx}}{\sigma^i_{Tx}}\frac{\partial c^i}{\partial x}\right)+\frac{\partial}{\partial y}\left(\frac{\upsilon_{Ty}}{\sigma^i_{Ty}}\frac{\partial c^i}{\partial y}\right)+\frac{\partial}{\partial z}\left(\frac{\upsilon_{Tz}}{\sigma^i_{Tz}}\frac{\partial c^i}{\partial z}\right)+S^i \quad (0.12)$$

where

t is time
x, y, z are Cartesian co-ordinates
u,v,w are velocity components
c^i is the i'th scalar component (defined as the mass concentration)
$w_s{}^i$ is the fall velocity
$\sigma_{Tx}{}^i$ is the turbulent Schmidt number
ν_{Tx} is the anisotropic eddy viscosity
S^i is a source term

The transport of mud is handled by a transport solver for passive components. The extra term $\frac{\partial w_s C^i}{\partial z}$ in the transport equation for mud, due to the fall velocity w_i^s, is considered to be a mud process and is handled separately using an operator splitting technique.

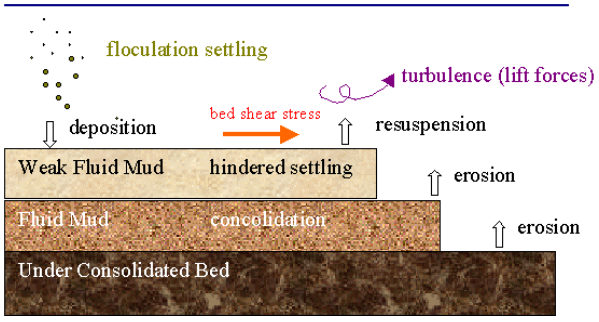

Figure 2 - *Example of modelled physical processes*

The bed interaction/update and the settling velocity term are handled in the mud process module.

The mud effects on density and viscosity (concentrated near-bed suspensions) are not considered as part of the mud process module, but instead provided as separate sub-modules, which are incorporated in the appropriate places (where the density and eddy viscosity are calculated in the host program). For adequately low concentrations of mud, these effects can be neglected.

Figure 3 - *Example of sediment plume from a river near Malmö, Sweden*

1. Erosion and deposition

Erosion features two modes.

Soft bed
For a soft, partly consolidated bed the erosion rate can be written as:

$$Se = E\left(e^{\alpha\sqrt{(\tau_b - \tau_c)}}\right) \qquad \tau_b > \tau_c \qquad (0.13)$$

Hard bed
For a consolidated bed the erosion rate can be written as:

$$Se = E\left(\frac{\tau_b}{\tau_c} - 1\right)^n \qquad \tau_b > \tau_c \qquad (0.14)$$

Where E is the erodibility, n is the power of erosion, τ_b is the shear stress at the bed and τ_c is the critical shear stress for erosion. S_e is the erosion rate.

Figure 4 - *Example of resuspension in the nearshore zone. Caravelas, Brazil*

The deposition for the i´th mud fraction is described as (Krone, 1962):

$$D^i = w_s^i c_b^i p_D^i \tag{0.15}$$

where p_D^i is a probability ramp function of deposition:

$$p_D^i = \max\left(0, \min\left(1{,}1 - \frac{\tau_b}{\tau_{cd}^i}\right)\right) \tag{0.16}$$

The mud concentration near the bed c_b^i is handled differently, depending upon if it's a 0D or 1D case.

0D case, Teeter profile (Teeter, 1986), for application in 2D horizontal model

The mud concentration c_b^i is related to the depth-averaged concentration $\bar{c}^i$ using the Teeter profile.

$$c_b = \bar{c}^i \left(1 + \frac{p_e^i}{1.25 + 4.75 p_D^{i\,2.5}}\right) \tag{0.17}$$

where p_e^i is the peclet number, defined as

$$p_e^i = \frac{convective\ Courant\ number}{diffusive\ Courant\ number} = \frac{w_s^i \frac{\Delta t}{H}}{\overline{D}_z \frac{\Delta t}{H^2}} = \frac{w_s^i H}{\overline{D}_z} = 6\frac{w_s^i}{\kappa U_f} \tag{0.18}$$

It has been used that the depth-averaged eddy diffusivity $\overline{D}_z$ corresponds to a standard logarithmic velocity profile, which gives

$$\overline{D}_Z = \frac{1}{6}\kappa U_f H \,. \qquad (0.19)$$

Figure 5 - *Example of muddy estuary. Caravelas, Brazil*

0D case, Rouse profile

The mud concentration c_b^i is related to the depth-averaged concentration $\overline{c}^i$ using the Rouse profile

$$c_b = \overline{c}^i \cdot CentroidHeight \qquad (0.20)$$

2. Settling velocity

The settling velocity can be divided into three parts:

1) Constant settling velocity for the regime where the likelihood of two particles hitting each other is small.

$$Ws = Constant \qquad c < c_{floc} \qquad (0.21)$$

In which *Ws* is the settling velocity and *c* is the total concentration and c_{floc} is the concentration at which flocculation occurs.

2) Flocculation. Increasing settling velocity for the regime with moderate concentrations where flocculation occurs.

$$Ws = W_0\left(\frac{c}{\rho_{sediment}}\right)^r \qquad c_{floc} < c < c_{hinder} \qquad (0.22)$$

In which W_0 is a constant, $\rho_{sediment}$ is the sediment density, usually 2650 kg/m^3 and *r* is a coefficient.

Figure 6 - *Mud plains in Loire river (France)*

3) Hindered settling.

Hindered settling is where the concentrations are high enough for the flocs to interfere and hereby reducing the settling velocity. Two different expressions for the settling velocity are implemented:

Formulation by Richardson and Zaki (1954)
For a single mud fraction, the standard Richardson and Zaki formulation is

$$w_s = w_{s,r}\left(1-\frac{c}{c_{gel}}\right)^{w_{s,n}} \tag{0.23}$$

In which c_{gel} is the concentration at the gelling point. For multiple mud fractions, the Richardson and Zaki formulation is extended to:

$$w_s^i = w_{s,r}^i\left(1-\Phi_*\right)^{w_{s,n}^i} \tag{0.24}$$

where $W_{s,r}$ and $W_{s,n}$ are settling velocity coefficients and:

$$\Phi = \frac{\sum_i c^i}{c_{gel}} \tag{0.25}$$

$$\Phi_* = \min\left(1.0, \Phi\right) \tag{0.26}$$

Formulation by Winterwerp (1999)

$$w_s^i = w_{s,r}^i \frac{\left(1-\Phi_*\right)\left(1-\Phi_p\right)}{1+2.5\Phi} \tag{0.27}$$

where

$$\Phi_p = \frac{\sum_i c^i}{\rho_s} \tag{0.28}$$

$$Ws = W_0 \left(\frac{c}{\rho_{sediment}} \right)^r \qquad c_{floc} < c < c_{hinder} \quad (0.29)$$

3. Consolidation

Consolidation can be an important parameter to model. Especially when making long term simulations. Consolidation times are often weeks or months or even years. Also in areas with much flooding and drying consolidation can be important.

Consolidation is taking into consideration by transferring mass from an upper layer to the lower layer at a constant rate.

BIBLIOGRAFIA

ALCOVERRO T., CERBIAN E., BALLESTEROS E. (2001) - The photosynthetic capacity of the seagrass *Posidonia oceanica*: influence of nitrogen and light. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology,* **261**: 107–120.

ARDIZZONE G., BELLUSCIO A., MAIORANO L. (2006) - Long-term change in the structure of a *Posidonia oceanica* landscape and its reference for a monitoring plan. *Marine Ecology,* **27** (4): 299–309.

BAKER E.T., MILBURN H.B., TENNANT D. A. (1988) - Field assessment of sediment trap efficiency under varying flow conditions. *J. Mar. Res*. **46**: 573-592.

BEACHMED-E (2006) – La gestion stratégique de la défense des littoraux pour un développement soutenable des zones côtières de la Méditerranée (code 3S0155R). PROGRAMME OPÉRATIONNEL INTERREG III C – ZONE SUD. Composante 2. Mesure 2.4 : Partage, perfectionnement et application du protocole ENV1 aux activités de dragage et de rechargement avec des sables fossiles, et applications spécifiques pour l'étude de la turbidité. Phase A, Rapport finale: 80 pp.

BISCAYE P.E., EITTREIM S.L (1977). Suspended particulate loads and transports in the nepheloid layer of the abyssal Atlantic Ocean. *Marine Geology*, **23**: 155-172.

BOLDRIN A., S. MISEROCCHI, S. RABITTI., M.M. TURCHETTO, V. BALBONI, G. SOCAL. (2001) - Particulate matter in the southern Adriatic and Ionian Sea: characterisation and downward fluxes. *Jour. Mar. Syst.*, **33-34** : 389-410.

BOUDOURESQUE C.F., JEUDY de GRISSAC A., MEISNEZ A. (1984) - Relations entre la sédimentation et l'allongement des rhizomes orthotropes de *Posidonia oceanica* dans la Baie d'Elbu (Corse). In : Boudouresque C.F., Jeudy de Grissac A. e Olivier O. (eds.) International Workshop on *Podisonia oceanica* Beds: pp. 185-191. *G.I.S. Posidonie Publ*., Marseilles.

BOUDOURESQUE C.F., BERNARD G., BONHOMME P., CHARBONNEL E., DIVIACCO G., MEINESZ A., PERGENT G., PERGENT-MARTINI C., RUITTON S., TUNESI L. (2006) - Préservation et conservation des herbiers à *Posidonia oceanica*. *RAMOGE* pub.: 202 pp.

BRØKER I., JOHNSEN J., LINTRUP M.J., JENSEN A., MØLLER J.S. (1994) - "The spreading of dredging spoils during construction of the Denmark Sweden link". Proceedings, Kobe, Japan 1994, 24'th international conference on coastal engineering ASCE.

BROMAN D., COLMSJO A., GANNING B., NAF C., ZEBUHER Y. (1988) - A multi-sediment-trap on the temporal and spatial variability of polycyclic aromatic hydrocarbons and lead in an anthropogenic influenced archipelago, *Environmental Science and Technology*, **22**: 1219-1228.

BUDILLON G., SALUSTI E., TUCCI S. (2006) - The evolution of density currents and nepheloid bottom layers in the Ross Sea (Antarctica). *Journal of Marine Research*, **64**: 517-540.

BUESSELER K.O., LIVINGSTON H.D., HONJO S., HAY B.J., KONUK T., KEMPE S. (1990) - Scavenging and particle deposition in the southwestern Black Sea evidence from Chernobyl radiotracers. *Deep-Sea Research*, **37**: 413-430.

BUIA M.C., GAMBI M.C., DAPPIANO M. (2003) – I sistemi a fanerogame marine. In: Gambi M.C. e Dappiano M. (Eds.). Manuale di metodologie di campionamento e studio del benthos marino mediterraneo. *Biol. Mar. Med.*, **10** (suppl.): 145-198.

CAPELLO M., GABELLINI M., NICOLETTI L., BUDILLON G., DI PROSPERO A., ARGHITTU F., CUTRONEO L., TUCCI S. (2005) - The management of sedimentary dynamic in areas to be subjected to dredging for artificial nourishment: a predictive model applied to Gaeta, Montalto di Castro e Anzio. Spoleto, GeoItalia 2005, Poster.

CARTWRIGHT G.M., FRIEDRICHS C.T. (2004) - Dredged sediment movement and fate project Brunswick Harbor, Georgia dredge plume survey December 2002. Report to Evans-Hamilton, Inc. and the United States Army Corps of Engineers, Vicksburg, MS, Contract No. DACW39-99-D-008.

CHRONIS G., LYKOUSIS V., GEORGOPOULOS D., ZERVAKIS V., STAVRAKAKIS S., POULOS S. (2000) - Suspended particulate matter and nepheloid layers over the southern margin of the Cretan Sea (N.E. Mediterranean): seasonal distribution and dynamics. *Progress in Oceanography*, **46***:* 163–185.

CORRADI N., PICCAZZO M., TUCCI S. (1981) - Dispersione del materiale in sospensione nelle acque superficiali antistanti le foci dei Fiumi Magra ed Arno: misure di trasparenza ed analisi di particellato. *Quaderni Istituto di Geologia Università di Genova*, **2** (6): 131-144.

CSANADY G.T. (1980) - Turbulent Diffusion in the Environment, D. Reidel Publishing Co., Holland/Boston, USA; London, England, 248 pp., reprinted.

DEINES K.L. (1999) - Backscattering Estimation Using Broadband Acoustic Doppler Current Profilers. IEEE conference, San Diego.

DIMBERLINE A.J., WOODCOCK N.H. (1987) - The southeast margin of the Wenlock turbidite system, Mid-Wales. *Geological Journal Volume: Thematic Issue Pages*: 61-71 Call number / NOTES: ES.807 (C/ BOTH).

EDELVANG K., LUND-HANSEN L.K., CHRISTIANSEN C., PETERSEN O.S., UHRENHOLDT T., LAIMA M., BERASTEGUI D.A. (2002) - Modelling of suspended matter transport from the oder river. *Journal of Coastal Research*, **18**(1): 62-74. West Palm Beach (Florida).

ELKALAY K., FRANGOULIS C., SKLIRIS N., GOFFART A., GOBERT S., LEPOINT G., HECQ J.H. (2003) - A model of the seasonal dynamics of biomass and production of the seagrass *Posidonia oceanica* in the Bay of Calvi (Northwestern Mediterranean). *Ecological Modelling* **167**: 1–18

EPPLEY R.W., PETERSON B.J. (1979) - Particulate organic matter flux and planktonic new production in the deep ocean, *Nature*, **282**: 677-680.

FERRETTI O., SETTI M., TORTELLI M. (1989) - Parametri mineralogici come traccianti naturali della dispersione del materiale sospeso sulla piattaforma costiera (Varazze-Capo Noli). *Serie Studi Ambientali Enea "Studi ambientali dell'area costiera di Vado Ligure"*: 125-134.

GACIA E., GRANATA T.C., DUARTE C.M. 1999) - An approach to the measurement of particle flux and sediment retention within seagrass (*Posidonia oceanica*) meadows. *Aquatic Botany* **65**: 255-268.

GACIA E., DUARTE M. (2001) – Sediment Retention by a Mediterranean *Posidonia oceanica* Meadows: the Bilance between Depositing and Resuspension. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, **52**: 505-514

GARDNER W.D. (1980a) - Sediment trap dynamics and calibration: A laboratory evaluation. *Journal of Marine Research*, **38**: 17-39.

GARDNER W.D. (1980b) - Field assessment of sediment traps. *Journal of Marine Research*, **38**: 41-52.

GARDNER W.D., SOUTHARD J.B., HOLLISTER C.D. (1985) - Sedimentation, resuspension and chemistry of particles in the northwest Atlantic, Marine Geology, 65, pp. 199-242.

GARDNER W.D. (1989) - Baltimore Canyon as a modern conduit of sediment to the deep sea. *Deep Sea Research Part A. Oceanographic Research Papers*, *Volume 36, Issue 3*, *March 1989*, *Pages 323-358.*MANZANERA M., PEREZ M., ROMERO J. (1998) – Seagrass mortality due to oversedimentation: an experimental approach. *Journal of Coastal Conservation*, **4**: 67-70.

GARDNER W.D. (2000) - Sediment trap technology and sampling in surface waters. In: Hanson, R. B., Ducklow, h.W., Field, J.G., (Eds.), The changing ocean carbon cycle: Midterm synthesis of the joint global ocean flux study. Cambridge University Press, Cambridge: 240-220.

GARDNER, W.D., RICHARDSON M.J. (1992) - Particle export and resuspension fluxes in the western North Atlantic. In: G.T. Rowe and V. Pariente, (eds.). *Deep-Sea Food Chains and the Global Carbon Cycle.* Netherlands: Kluwer Academic Publishers: 339-364.

GUST G., BOWLES W., GIORDANO S., HUETTEL M. (1996) - Particle accumulation in a cylindrical sediment trap under laminar and turbulent steady flow: An experimental approach. *Aquatic sciences*, **58**: 297-326.

HEUSSNER S., RATTI C., CARBONNE J. (1990) - The PPS 3 time-series sediment trap sample processing techniques used during the ECOMARGE experiment. *Continental Shelf Research*, **10**: 943-958.

HOITINK A.J.F., HOEKSTRA P. (2005) - Observation of suspended sediment from ADCP and OBS measurements in a mud-dominated environment. *Coastal Engineering*, **52**: 103-118.

HONJO S., DOHERTY K.W. (1988) - Large aperture time-series oceanic sediment traps: Design objectives, construction and application. *Deep-Sea Research*, **35**: 133-149.

HONJO S., MANGANINI S.J., COLE J.J. (1982) - Sedimentation of biogenic matter in the deep ocean. *Deep Sea Research Part A. Oceanographic Research Papers*, *Volume 29, Issue 5*, *May 1982*: 609-625.

HUNDSDORFER W., KOREN B., VAN LOON M., VERWER J.G. (1995) - A positive finite-difference advection scheme, *J. Comput. Phys.,* **117**: 35-46.

ICRAM (2007) - Studio per l'impatto ambientale connesso allo sfruttamento di depositi sabbiosi sommersi ai fini di ripascimento lungo la piattaforma continentale laziale: Cava C2 - Tor Vaianica. Fase C2 - Controllo in corso d'opera. ICRAM per conto della Regione Lazio (Maggio 2007).

JAEGER J.M., NITTROUER C.A., DE MASTER D.J., KELCHNER C., R.B. DUNBAR (1996) - Lateral transport of settling particles in the Ross Sea and implications for the fate of biogenic material. *Journal of Geophysical Research*, **101**: 18.479–18.488.

JICKELLS T.D., DEUSER W.G., KNAP A.H. (1984) - The sedimentation rates of trace elements in the Sargasso sea measured by sediment trap., *Deep-Sea Research*, **10**: 1169-1178.

KINSLER L.E., FREY A.R., COPPENS A.B., SANDERS J.V. (2000) - Fundamentals of Acoustics. Wiley Inc. USA.

KNAUER, G.A., MARTIN, J. H., BRULAND, K. W. (1979) - Fluxes of particulate carbon, nitrogen and phosphorus in the upper water column of the northeast Pacific., *Deep-sea Research*, **26**: 97-108.

KRONE R.B. (1962) - Flume studies of the transport of sediment in estuarial processes. Hydraulic Engineering Laboratory and Sanitary Engineering Research Laboratory, Univ. of California, Berkely, California, Final Report.

LIVINGSTON H.D., ANDERSON R.F. (1983) - Large particle transport of plutonium and other fallout radionuclides to the deep ocean. *Nature*, **303**: 228-231.

MANN KH., LAZIER J.R. (1996) - Dynamics of Marine Ecosystems: Biological-Physical Interactions in the Oceans, 2nd Edition.

MANZANERA M., PÉREZ M., ROMERO J. (1998) – Seagrass mortality due to oversedimentation:

an experimental approach*. Journal of Coastal Conservation*, 4: 67-70.

MARTIN J.H., KNAUER G.A., KARL D.M., BROENKOW W.W. (1987) - VERTEX: Carbon cycling in the northeast Pacific., *Deep-Sea Research*, **34**: 267-285.

MCCAVE I.N., (1972) - Transport and escape of fine-grained sediment from shelf areas. In: Swift, D.J.P., Duane, D.B., Pilkey, O.H. (Eds.), Shelf Sediment Transport: Process and Pattern. Dowden, Hutchinson and Ross: 225–247.

McCAVE I.N. (1986) - Local and global aspects of the bottom nepheloid layers in the world ocean. Netherland *Journal of Sea Research*, Vol. **29**: pp. 167-181.

MEDWIN H., CLAY C.S. (1998) - Fundamentals of Acoustical Oceanography. Academic Press. London.

MICHAELS A.F., KNAP A.H., DOW R.L., GUNDERSEN K., JOHNSON R.J., SORENSEN J., CLOSE A., KNAUER G.A., LOHRENZ S.E., ASPER V.A., TUEL M., BIDIGARE R. (1994) -Seasonal patterns of ocean biogeochemistry at the U.S. JGOFS Bermuda Atlantic time-series study site. *Deep Sea Research Part I: Oceanographic Research Papers*, Volume **41**, Issue 7, July 1994: 1013-1038.

MONACO A., BISCAYE P., SOYER J., POCKLINGTON R., HEUSSNER S. (1990a) - Particles fluxes and ecosystem response on a continental margin: the 1985-1988 Mediterranean ECOMARGE experiment. *Conf. Shelf Res*. **10**: 809-839.

MONACO A., COURP T., HEUSSNER S., CARBONNE J., FOWLER S.W., DENIAUX B. (1990b) - Seasonality and composition of particulate fluxes during ECOMARGE-1, western Gulf of Lions. *Continental Shelf Research*, Volume **10**, Issues 9-11, September-November 1990: 959-987.

OKUBO A. (1971) - Oceanic diffusion diagrams, *Deep Sea Research*, **18**: 789-802.

PETERSEN, O., VESTED, H.J. (2002) - Description of vertical exchange processes in numerical mud transport modelling. Fine Sediment Dynamics in the Marine Environment. Winterwerp, J.C., Kranenburg, C. (Eds.) (Proceedings in Marine Science; 5). Elsevier 2002: 375-392. DHI ref. 27/02

PETERSEN O., VESTED H.J., MANNING A., CHRISTIE M., DYER K. (2002) - Numerical modelling of mud transport processes in Tamar Estuary. Fine Sediment Dynamics in the Marine Environment. Winterwerp, J.C., Kranenburg, C. (Eds.) (Proceedings in Marine Science; 5). Elsevier 2002, 643-654. DHI ref. 29/02PICAZZO M., TUCCI S. (1983) - Distribuzione e trasporto di materiale particolato sospeso nei canyons di Genova. Atti 5°Congr. *Ass. It. Oceanol. Limnol*., Stresa (1982): 675-690.

PICCAZZO M., TUCCI S. (1983) - Distribuzione e trasporto di materiale particolato sospeso neicanyons di Genova. *Atti 5°Congr. Ass. It. Oceanol. Limnol*., Stresa (1982): 675-690.

PIERCE J.W, TUCCI S., FIERRO G. (1981) - Assessing variation in suspensates, Ligurian Sea (northwestern Mediterranean). *Geo-Marine Letters* Vol. **1**: 149-154.

RICCIO A. (1987) - *Reti di reazioni chimiche e fotochimiche interagenti con processi diffusivi e convettivi*, tesi di dottorato in scienze chimiche, Napoli, 1987.

RICHARDSON J.F, ZAKI W.N. (1954) - Sedimentation and fluidization, Part I, Transactions of the institution. *Chemical Engineers*, Vol **32**: 35-53.

RUIZ J.M. , ROMERO J. (2001) - Effects of in situ experimental shading on the Mediterranean seagrass *Posidonia oceanica*. *Mar. Ecol. Prog. Ser.,* **215**: 107–120.

RUIZ J.M., ROMERO J. (2003) - Effects of disturbances caused by coastal constructions on spatial structure, growth dynamics and photosynthesis of the seagrass *Posidonia oceanica*. *Marine Pollution Bulletin* **46** : 1523–1533

SANTSCHI P.H. (1985) – The MERL mesocosm approach for studying sediment-water interactions and ecotoxicology. *Environ. Tecnol. Lett.*, **6**: 335-350.

SCHIESSER W.E. (1979) - Availability of the Dartmouth national energy policy model. *Computers & Geosciences*, **5** (3-4): 396 pp.

SCHIESSER W.E. (1997) - An introductory world food model. *Computers & Education,* **1** (2): 99-107. SEABIRD ELECTRONICS Inc. CTD Data Acquisition Software manual.

SIEGEL D.A., DEUSER W.G. (1997) - Trajectories of sinking particles in the Sargasso Sea: Modelling of statistical funnels above deep ocean sediment traps., *Deep Sea Research I*, **44**: 1519-1541.

SPEZIE G., TUCCI S., BUDILLON G., CORRADI N., PICCAZZO M., FANUCCI F., FIRPO M., MIRABILE L., FERRARI M. (1993) - Water masses characteristics, sediment dispersal and seismic stratigraphy in the continental margin of the Ross Sea (Antarctica). *Annali Facoltà Scienze Nautiche*, Istituto Universitario Navale, Napoli, vol **LX**, 1 - 32.

STANLEY R.H.R., BUESSELER K.O., MANGANINI S.J., STEINBERG D.K., VALDES J.R. (2004) - A comparison of major and minor elemental fluxes collected in neutrally buoyant and surface-tethered sediment traps. *Deep-Sea Research I*, **51**: 1387-1395.

TERRADOS J., DUARTE C.M. (2000) - Experimental evidence of reduced particle resuspension within a seagrass (*Posidonia oceanica* L.) meadow. *J. Exper. Mar. Biol. and Ecol.* **243**: 45-53.

THORNE P.D., HANES D.M. (2002) - A review of acoustic measurement of small-scale sediment processes. *Continental Shelf Research***, 22**: 603-632.

TOMASELLO A., CALVO S., DI MAIDA G., LOVISON G., PIRROTTA M., SCIANDRA M. (2007) - Shoot age as a confounding factor on detecting the effect of human-induced disturbance on *Posidonia oceanica* growth performance. *J. Exper. Mar. Biol. Ecol.* **343**: 166–175.

TOUMAZIS A.D. (1995) - Environmental impact associated with the dumping of dredged material at sea. A study for the limassol port extension works. *Water Science and Technology*, **32**(9-10): 151-158.

TUCCI S. (1989a) - Trasporto e sedimentazione del materiale particellato sospeso nelle acque comprese fra Gaeta e la foce del Volturno. *Nuove osservazioni sul sistema marino costiero dal Golfo di Gaeta alla foce del Volturno*. A cura di Ferretti O. e Tucci S. Serie Studi Ambientali ENEA: 61-73.

TUCCI S. (1989b) - Caratterizzazione dimensionale del materiale particolato sospeso nelle acque costiere (Varazze - Capo Noli). In "Studi ambientali dell'area costiera di Vado Ligure". Serie Studi Ambientali, ENEA: 105-123.

TUCCI S., Martini A. (2003) - Variabilità interstagionale delle caratteristiche dei sedimenti sospesi in un'area deltizia (nord adriatico). *Atti ass. It. Oceanol. Limnol*., Genova, vol. 16: 175-186.

TYLER J.E., WOODCOCK N.H. (1987) - The Bailey Hill Formation: Ludlow series turbidites in the Welsh Borderland reinterpreted as distal storm deposits = La formation Bailey Hill: les séries turbiditiques de Ludlow de la bordure galloise réinterprétées en tant que dépôts de tempêtes distaux. *Geological journal* (Geol. j.) ISSN 0072-1050 CODEN GELJA8., **22**, no spec.: 73-86 (46 ref.).

US GOFS Working Group (1989). Sediment Trap Technology and Sampling. Planning Report No. 10. November 1988. WHOI, USA.JGOFS Protocols—June 1994 201.

WINTERWERP J.C. (1999) - Flocculation and settling velocity. TU delft.: 10-17.