



HAL
open science

Développement d'un système de caractérisation des agrégats et des flocs en suspension

Valentin Wendling

► **To cite this version:**

Valentin Wendling. Développement d'un système de caractérisation des agrégats et des flocs en suspension. Sciences de la Terre. Université Grenoble Alpes, 2015. Français. NNT : 2015GREAU010 . tel-01224167

HAL Id: tel-01224167

<https://theses.hal.science/tel-01224167>

Submitted on 4 Nov 2015

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

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

UNIVERSITÉ DE GRENOBLE

THÈSE

Pour obtenir le grade de

DOCTEUR DE L'UNIVERSITÉ DE GRENOBLE

Spécialité : **Océan Atmosphère et Hydrologie**

Arrêté ministériel : 7 août 2006

Présentée par

Valentin Wendling

Thèse dirigée par **Nicolas Gratiot**

et codirigée par **Cédric Legout**

préparée au sein du **Laboratoire d'étude des Transferts en Hydrologie et Environnement (LTHE, UMR 5564, CNRS - Grenoble INP - IRD - UJF)** dans l'Ecole Doctorale **Terre Univers Environnement**

Développement d'un système de caractérisation des agrégats et des flocs en suspension

Thèse soutenue publiquement le **6 février 2015**,
devant le jury composé de :

Jean Braun

Professeur à l'Université Joseph Fourier, ISTerre, Grenoble, Président

Olivier Ribolzi

Directeur de recherche à l'IRD, GET, Toulouse, Rapporteur

Erik A. Toorman

Professeur à l'Université de Leuven, Rapporteur

Eric Barthélemy

Professeur à l'Institut National Polytechnique de Grenoble, LEGI, Examineur

Ian G. Droppo

Chercheur à Environnement Canada, Burlington, Ontario, Examineur

Jérôme Le Coz

Chercheur à IRSTEA, HHLY, Lyon-Villeurbanne, Examineur

Nicolas Gratiot

Chargé de recherche à l'IRD, LTHE, Grenoble, Directeur de thèse

Cédric Legout

Maître de conférences à l'Université Joseph Fourier, LTHE, Grenoble, Co-Directeur de thèse



Résumé

L'évolution des caractéristiques des particules en suspension au cours de leur transfert au sein des bassins versants est encore mal connue. Ceci limite actuellement notre aptitude à prédire correctement l'érosion ou les flux de matières en suspension (MES) et rend difficile la proposition de pratiques de gestion adaptées aux réglementations en vigueur. A partir d'expériences en milieu contrôlé, nous avons montré que les particules de sols ont tendance à se désagréger en milieu turbulent. Il semble de plus qu'une augmentation de la concentration en suspension accélère cette désagrégation et conduit à des particules plus fines. Même si l'évolution des particules à l'échelle horaire semble rester de second ordre derrière les caractéristiques des sols sources, il est indispensable de pouvoir vérifier si les particules en suspension se comportent de la même manière en conditions naturelles où des interactions complexes entre processus peuvent avoir lieu. Cependant l'absence de méthode de mesure permettant le suivi des propriétés de transport des sédiments en écoulements très concentrés (de 1 à plusieurs centaines de grammes par litre) dans les bassins élémentaires limite notre capacité à hiérarchiser les processus à considérer pour modéliser le transfert sédimentaire ou améliorer la gestion opérationnelle des sédiments. Afin de répondre à ce besoin instrumental, nous avons développé un Système de Caractérisation des Agrégats et des Flocs (SCAF). Cet instrument est conçu pour être incorporé dans les stations de suivi hydro-sédimentaire. La mesure est réalisée immédiatement après prélèvement d'un échantillon de la suspension à caractériser par une série de capteurs optiques qui suivent l'évolution de l'absorbance optique durant la sédimentation de l'échantillon. Nous proposons une méthode de traitement des données optiques donnant accès à la distribution des vitesses de chute de la suspension ainsi qu'à un indice de floculation qui renseigne sur la capacité des MES à flocculer durant leur sédimentation. Les distributions de vitesses de chute mesurées sont validées sur une large gamme de matériaux et de régimes de sédimentation, afin de couvrir la variabilité des types de matériaux et des concentrations observées en milieu naturel. Pour des sédiments non cohésifs ou flocculant peu durant leur sédimentation les mesures du SCAF s'ajustent sur celles issues des autres méthodes. Pour les suspensions qui flocculent durant leur sédimentation, la plupart des méthodes de mesure classiques conduisent à des vitesses de chute non représentatives de la suspension. Nous avons montré que les variations des propriétés optiques des matières en suspension lors de leur floculation impactent nos mesures. La méthode proposée permet cependant de quantifier l'augmentation des vitesses de chute avec la floculation, et d'encadrer l'incertitude des mesures. Pour les mesures à forte concentration ($\gtrsim 10 \text{ g.l}^{-1}$), un front d'entravement peut se former durant la sédimentation, le SCAF mesurant alors précisément les vitesses de chute du front. La mesure des distributions des vitesses de chute et de la cohésion des particules en suspension peut permettre d'identifier différentes populations de particules formant une suspension (grains de sables, flocs, matières fines...). Le suivi de telles informations au sein de bassins versants ouvre de nouvelles perspectives pour aborder la connectivité sédimentaire et s'orienter vers une gestion optimale des flux de MES.

Abstract

Little is known about the processes that govern the evolution of suspended particle characteristics during their transport through a river basin. This is a main limitation for modelling erosion severity or suspended solids (SS) fluxes. It also leads to difficulties to propose management policies appropriated to environmental legislation. Based on experiments in controlled environments, we have shown that soil particles tend to disaggregate in turbulent flows. The increase in SS concentration was associated with an increase of the disaggregation of SS particles, leading to smaller final particle sizes. Laboratory experiments also showed that the variability of the particle sizes due to their evolution over one hour was smaller than the variability due to the soil type from which the particles originated. However it is important to ensure that the suspended particles behave in the same way in natural conditions, where complex interactions between hydraulic, chemical and biological processes can influence their evolution. Up to now no measurement method allows measuring continuously the suspended sediment properties in highly concentrated fluids (from one to hundreds of grams per liter), such as those observed in headwater catchments during runoff events. This severely limits the possibility to identify the processes that are important to consider in numerical models. The Aggregate and Floc Characterization System (SCAF) has been developed in order to measure SS properties for a wide range of SS concentrations. It was designed to be easily incorporated into sequential samplers. Immediately after the collection of a sample from the river, the sedimentation of the suspension is recorded by continuous measurements of the absorbance by a series of optical sensors. A method was proposed to process the raw optical data in order to obtain the settling velocity distribution of the suspension. It also provides a flocculation index representing the tendency of the particles to flocculate during their sedimentation. The calculated settling velocity distributions were validated on a large range of materials and settling regimes in order to cover the natural variability of suspended sediments. For sediments that hardly flocculate during their sedimentation or are non-cohesive, the measurements of the SCAF were similar to those from other methods. In the case of suspensions that strongly flocculate during sedimentation, most of the conventional methods give non-representative settling velocities. In this case, the optical property of the particles may vary during settling, affecting the optical measurement. The proposed method allowed quantifying the increase of settling velocity induced by flocculation, and provided confidence intervals for the settling velocities. For high SS concentrations ($\gtrsim 10 \text{ g.l}^{-1}$), a settling front can be formed during the sedimentation, which is well characterized by the SCAF. The measurement of the settling velocity distributions and of the flocculation index can be used to identify different particle populations (sand grains, flocs, individual particles) forming a suspension. Monitoring these properties in watersheds offers new insights to explore sediment connectivity within river basins and to optimize water management strategies.

Remerciements

Avec l'écriture des remerciements, s'achève mon travail au sein du Laboratoire d'étude des transferts en hydrologie et environnements et ma vie à Grenoble. C'est donc avec un peu de nostalgie que je reprends mon clavier, mais aussi avec la soif de découvrir de nouveaux horizons !

Je remercie les membres de mon jury d'avoir pris le temps de se plonger dans mon manuscrit. Je remercie particulièrement Erik Toorman et Olivier Ribolzi pour leurs remarques et les discussions qu'ils ont permises en tant que spécialistes des estuaires et de l'érosion des sols. Je remercie Jérôme Le Coz et Éric Barthélemy pour leur lecture attentive qui a enrichi les discussions et facilité la correction de petites erreurs, ainsi que Jean Braun pour avoir accepté d'être le président de mon jury.

Je souhaite remercier toute l'équipe au sein de laquelle j'ai travaillé durant ma thèse. Tout d'abord mes encadrants : Nicolas et Cédric. Nicolas, merci pour la confiance et la liberté que tu m'as accordée, d'abord lors de mon master, lorsque je travaillais sur la modélisation hydrodynamique, puis au cours de cette thèse. Cédric, merci pour tes conseils, ton suivi et ton organisation sans faille, qui a été précieuse lorsque je finissais la rédaction de cette thèse.

L'équipe avec laquelle j'ai travaillé sur le développement du *Système de caractérisation des agrégats et des floes* (SCAF) est beaucoup plus large que mes encadrants directs. I am particularly grateful to Ian : Thanks a lot for welcoming me in your lab for six months, during which I had the opportunity to conduct key experiments for this work and to develop data processing methods. Thanks for sharing with me your knowledge, for your patience and positive mindset when you were helping me writing my first paper. I appreciated your humanity and I am glad you let me discover the Canadian lifestyle! I am also grateful to the technicians who helped me for my experiments at Environnement Canada: Chris, Bryan, Quentin, and Johan.

La partie technique du SCAF a été réalisée par Bernard, Catherine et Henri. Merci à Bernard qui a soudé l'électronique des prototypes de SCAF. Merci d'avoir gardé le sourire lorsque je proposais d'élargir les gammes de sensibilité tout en augmentant la précision ! Et merci de m'avoir apporté ton aide technique même lorsque l'Atlantique nous séparait. Catherine, qui a développé et amélioré le système d'acquisition de données, merci pour ta disponibilité et pour le temps passé ensemble à réaliser des tests de calibration. Merci à Henri qui a découpé et assemblé la structure des SCAF.

Les mesures en milieu turbulent homogène ont été réalisées au LEGI. Hervé, merci pour ton enthousiasme, tes conseils en traitement de données et tes cafés bien forts. Merci également à Jean-Marc qui a réglé tous les problèmes techniques sur la cuve à turbulence. Merci aussi à Andrew, qui est venu d'Angleterre participer à ces mesures et qui m'a permis de découvrir la mesure vidéo des particules en suspension.

Merci également à toute l'équipe avec qui nous avons travaillé sur les chasses de l'Arc : Magalie, Germain, Benoît, et les équipes d'IRSTEA, de la DTG et du LNHE.

Durant mes trois années de thèse, j'ai eu la chance d'enseigner en tant que moniteur dans les Universités de Grenoble. Merci aux membres des équipes pédagogiques qui m'ont formé et suivi : Philippe, Laurent, Éric, Christophe, Cédric, Jean-Pierre, Théo, Guillaume...

Au-delà de ceux avec qui j'ai directement travaillé, je remercie l'ensemble des membres du laboratoire pour tous les conseils et discussions que nous avons échangés. Lorsque je me retrouvais bloqué, après trop de temps passé devant mon écran, sur un code qui semblait indébugable, ou sur une méthode de traitement qui ne donnait rien, je ne restais pas en zombi à mon bureau. Hop, un petit café, là nous échangeons sur ce qui bloquait, et un nouvel angle d'approche devenait souvent évident ! Une conférence à l'étranger ou un petit accident ? Et tout de suite plein de tracas administratifs... Merci à Claire, Odette et à toute l'équipe d'administration pour votre aide ! Merci à Patrick et Wajdi pour les petits et grands dépannages informatiques.

Je tiens à remercier tout particulièrement mes collègues de thèse, avec qui nous avons beaucoup échangé sur l'avancement de nos travaux, nous parlions de sciences, mais aussi d'organisation, et de plein d'autres choses... Merci à Tonio, Soso, Annette, Mimi, Milka, Marine, Bebe, Tom Grangeon, Geay, Morlot, Phuong, Max, Lise, Tania, Moussa, Oliv, Steph, Aurélien... et à la relève, mais je ne peux pas citer tout le monde ! Votre soutien à été très précieux lors de la convalescence de mon genou ...

Mon séjour au Canada m'a fait changer régulièrement d'appartement durant ma thèse, je remercie tous mes colocs qui ont rendu ceci possible : Kiriam, Pier... Kristofer, thanks a lot for welcoming me in Canada and for all you did to make my stay easy. You were a wonderful flatemate ! Merci aussi aux Giérois, Mimi, Guillaume, Simon, Victor, Éric et Lucas - et les poules - de m'avoir accueillis à mon retour sur le vieux continent. Et finalement Baptou, Hélène et Mathilde, avec qui j'ai partagé quelques soirées lors de la rédaction... lorsqu'ils ne dormaient pas encore quand je rentrais. Manu, Julie, JB et Lulu merci pour votre précieuse aide lors de mes déménagements. Merci à Pauline d'avoir partagé des bouts de chemin avec moi. Merci à Terre-à-Pied de m'avoir appris à danser, aux Jardins de m'avoir détendu lorsque mes codes ne marchaient toujours pas en fin de journée et de m'avoir offert plein de légumes, au Petit-Vélo qui m'a permis d'avoir un vélo toujours bien graissé, merci aussi aux Minitubiens, à Séverine, JL, Vivien, Mathilde, Rémi, Sabine, Pierre, Jonathan, et tous ceux que j'ai rencontrés durant ma thèse !

Merci à mes parents Jean-Michel et Francine, pour les petites relectures, mais surtout de m'avoir donné la soif de comprendre qui m'a conduit jusqu'à cette thèse. Merci à mes frères et soeurs, Jean-Mathieu, Colombon et Salomé. Merci pour vos conseils en informatique mais surtout pour le bon temps passé lors de vos visites. Je remercie finalement les montagnes du Vercors, de Belledonne et de Chartreuse pour m'avoir offert de belles randonnées et l'hospitalité lors de mes bivouacs...

Merci !

Cette thèse a été financée par une bourse du Ministère de l'Enseignement Supérieur et de la Recherche, par l'Agence Nationale de la Recherche via les projets ANR-12-JS06-0006 et EC2CO BIOHEFFECT, ainsi que par le programme Explora'doc de la région Rhône-Alpes.

Table des matières

1. INTRODUCTION	1
2. ÉTAT DE L'ART	5
1. Avant-propos	5
2. Le transport en suspension	5
2.1. Mécanique de la suspension	5
2.2. La vitesse de chute des particules	8
2.2.1. Chute d'une particule isolée : cas idéal et loi de Stokes	8
2.2.2. Interactions entre particules	10
2.3. Régimes de sédimentation	10
2.4. Sédimentation et turbulence	13
2.5. Conclusion	14
3. Caractéristiques de particules en suspension	15
3.1. Les particules érodées des versants	15
3.2. Particules en suspension en milieu marin et lacustre	16
3.3. Les particules de rivières	20
4. Concepts et modèles décrivant les particules cohésives en suspension	25
4.1. macro et micro floes, macro et micro agrégats	25
4.2. Théorie fractale	26
4.3. Mécanismes de floculation	29
4.4. Dynamique de la floculation	30
4.5. Synthèse sur la structure des matières en suspension	34
5. Mesures de la vitesse de chute des particules en suspension	35
5.1. Quels sont les paramètres mesurables ?	35
5.1.1. Les paramètres quantifiant la distribution de vitesses de chute d'une population de particules	35
5.1.2. Mesures de la taille de particules de formes irrégulières	36
5.1.3. Évolution des particules	40
5.2. Mesures de vitesses de chute hors turbulence	40
5.2.1. Mesure de la vitesse de chute des particules individuelles à partir du suivi de leurs trajectoires	40
5.2.2. Mesures de vitesses de chute à partir du temps de résidence dans une colonne de sédimentation	43

5.2.3.	Mesures de vitesses de chute à partir de l'évolution du dépôt de fond	45
5.2.4.	Mesures à plusieurs profondeurs durant un essai de sédimentation	47
5.3.	Mesures non intrusives en milieu turbulent	49
5.4.	Conclusions	49
3.	DYNAMIQUE DES AGRÉGATS EN MILIEU TURBULENT _____	51
1.	Avant-propos	51
2.	Abstract	52
3.	Introduction	52
4.	Materials and methods	53
4.1.	Soil characteristics	53
4.2.	The grid stirred tank	54
4.3.	Experimental protocol	54
4.4.	Measurements	55
5.	Results	56
5.1.	Temporal dynamics of suspended particles	56
5.2.	Relationships between particle sizes and concentrations	58
6.	Discusssion	60
6.1.	Mechanisms responsible for the size-concentration relationship	60
6.2.	Respective effects of soil type, temporal dynamics and concentration on particle size	63
7.	Conclusions	63
4.	DÉVELOPPEMENT DU SYSTÈME DE CARACTÉRISATION DES AGRÉGATS ET DES FLOCS (SCAF) —	65
1.	Avant-propos	65
2.	Présentation de l'instrument	66
2.1.	Objectifs	66
2.2.	Caractéristiques techniques	67
3.	Mesures	69
3.1.	Protocole de mesure	69
3.2.	Pré traitement des données	69
3.3.	Gammes de calibration	70
3.3.1.	Calibration au lait	70
3.3.2.	Calibration avec des billes de verre	71
4.	Choix d'une géométrie des capteurs	72
4.1.	Méthode	72
4.2.	Résultats	73
4.3.	Conclusions	75
5.	Propriétés de l'absorbance	76
5.1.	Théorie	76
5.2.	Expérience numérique	78
5.3.	Résultats expérimentaux	80
5.3.1.	Lait	80
5.3.2.	Billes	81
5.3.3.	Deux types de particules	82
5.4.	Synthèse sur l'absorbance	84
6.	Inter-calibration des capteurs	85

7.	Résolution temporelle	89
7.1.	Bruit de mesure	89
7.1.1.	Bruit électronique	89
7.1.2.	Effet des vibrations	90
7.1.3.	Effet de turbulence	91
7.1.4.	Hiérarchisation des sources de bruit	93
7.2.	Fréquence d'enregistrement optimale	93
7.3.	Prétraitement des données	94
8.	Conclusion	95
5.	TRAITEMENT DE DONNÉES DU SCAF	97
1.	Avant-propos	97
2.	Abstract	98
3.	Introduction	98
4.	Materials and Methods	100
4.1.	Suspended sediment properties	100
4.1.1.	Non cohesive sediments	100
4.1.2.	Natural river sediments	100
4.1.3.	Sediment sampling and processing	101
4.2.	Instrumentation and operations	101
4.2.1.	Optical settling column (OSC)	101
4.2.2.	Particle characterization tools	102
4.3.	Data processing methods	103
4.3.1.	Principle	103
4.3.2.	Settling velocity distribution (SVD)	104
4.3.3.	Determination of particle size distribution from settling velocity distributions	106
4.3.4.	Flocculation Indexes	106
4.3.5.	Settling flux	106
5.	Results and Discussion	108
5.1.	Free settling regime	108
5.1.1.	Settling velocity distribution and flocculation index	108
5.1.2.	Settling flux	110
5.2.	Flocculation regime	112
5.2.1.	Settling velocity distribution and flocculation index	112
5.2.2.	Identifying the settling properties of different particle types within a heterogeneous suspension	114
5.3.	Hindered settling regime	115
6.	Conclusion	118
7.	Appendix A: Calculation of PSD from SVD	118
6.	EFFET DE LA FLOCCULATION SUR L'ESTIMATION DES VITESSES DE CHUTE	121
1.	Avant-propos	121
2.	Introduction	121
3.	Évolution théorique de l'absorbance durant un essai de sédimentation	123
3.1.	Variation de concentration durant la sédimentation	123
3.1.1.	Export d'une population de particules : sédimentation libre	123
3.1.2.	Entraînement des particules fines par flocculation différentielle sur des particules rapides	123
3.2.	Variation de l'absorbance avec la flocculation	126

3.3.	Superposition des processus	127
3.3.1.	Superposition linéaire sans interactions entre types de particules	127
3.3.2.	Floculation dans une population de particules similaires	128
3.3.3.	Entraînement des particules fines par floculation différentielle sur des particules rapides	129
4.	Quantification de l'effet l'absorbance spécifique sur l'estimation des vitesses de chute.	130
4.1.	Introduction	130
4.2.	Méthode	131
4.2.1.	Protocole et instrumentation	131
4.2.2.	Suspensions testées.	131
4.3.	Résultats	132
4.4.	Discussion	135
5.	Conclusion	135
7.	ÉVALUATION ET UTILISATION DU SCAF	137
1.	Avant-Propos	137
2.	Sédimentation entravée pour des particules non cohésives	138
2.1.	Introduction	138
2.2.	Entravement des billes de verre	138
2.3.	Influence des fines sur la vitesse de chute des billes de verre	141
2.4.	Conclusions	144
3.	Influence de la consolidation sur les vitesses de chute mesurées en laboratoire	145
3.1.	Introduction	145
3.2.	Méthode	145
3.3.	Résultats	146
3.3.1.	Sédiments de la rivière Ells	146
3.3.2.	Sol du Pradel	147
3.4.	Conclusion	148
4.	Evaluation du SCAF sur une large gamme de matériaux	148
4.1.	Introduction	148
4.2.	Méthode	148
4.2.1.	Sédiments.	148
4.2.2.	Protocole	149
4.2.3.	Instruments de mesure et traitement de données	150
4.3.	Résultats et discussion	152
4.4.	Conclusions	159
5.	Variabilité intra-evènement : cas de la chasse hydraulique de l'Arc	160
5.1.	Introduction	160
5.2.	Contexte	160
5.3.	Résultats et discussions	161
5.4.	Conclusions	165
6.	Conclusion	166
8.	CONCLUSION ET PERSPECTIVES	169
	RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES	173

Annexes

183

A. ACRONYMES.....	185
B. EXPÉRIENCES DE VALIDATION DU CALCUL DE VITESSES DE CHUTES.....	187
1. Agrégats de sol.....	187
2. Flux de chute	189
C. DONNÉES DES EXPÉRIENCES DE COMPARAISON DE SÉDIMENTS.....	191

Table des figures

2.1	Profil de Rouse, d'après JULIEN [2010] cité par NORD [2006]	7
2.2	Coefficient de frottement Cd en fonction du nombre de Reynolds de grain, d'après GRANGEON [2012]	9
2.3	Évolution de la vitesse de chute en fonction de la concentration pour différentes vases d'estuaires. D'après la synthèse de WINTERWERP [1999] et les données de GRATIOT [2010] (gi) : vase de l'estuaire de la Gironde, (gu) : vase de la côte de Guyane.	11
2.4	Évolution schématique de flux de chute en fonction de la concentration. D'après CAMENEN & PHAM VAN BANG [2011].	12
2.5	Vue schématique de la formation de deux (a) et (b) ou d'une (c) et (d) interfaces lors de la sédimentation, en fonction de la concentration initiale en suspension. La colonne de gauche (a) et (c) présente le cas d'un sédiment non cohésif, la colonne de droite (b) et (d) le cas d'un sédiment cohésif. D'après CAMENEN & PHAM VAN BANG [2011].	13
2.6	Mesures de flux de chute en fonction de la concentration pour des vases estuariennes en conditions calmes et turbulentes. La ligne rouge pointillée correspond à la tendance des mesures en conditions calmes. Les symboles noirs correspondent aux mesures de flux de chute pour les mêmes sédiments en conditions turbulentes. La ligne verte discontinue correspond aux vitesses de Stokes calculées pour un régime de sédimentation libre. D'après GRATIOT et al. [2005].	14
2.7	Agrégat du lit d'une rivière après une forte pluie sur un bassin agricole. Une trace de racine est visible au centre du carré noir, d'après SLATTERY & BURT [1998].	16
2.8	Particule agrégée dans un chenal proglaciaire himalayen. D'après WOODWARD et al. [2002].	16
2.9	Matière en suspension dans la Marla Bay, Lake Tahoe, Nevada, États-Unis, observée en microscopie optique. D'après ANDREWS et al. [2010].	17
2.10	Montage de particules en suspension observées en imagerie holographique dans la baie de Plymouth (a), et en mer d'Irlande en avril (b) et en juillet (c). D'après GRAHAM et al. [2012].	18

2.11	Flocs en provenance de l'estuaire de la Tamise observés avec la caméra INSSEV [MANNING & DYER, 2002]. (a) microflocs, (b) et (c) macroflocs. D'après MANNING & DYER [2002].	19
2.12	Observation en microscopie électronique à transmission (TEM) de (a) vases maritimes de l'estuaire de la Tamise (Calstock region ; d'après SPENCER et al. [2010]) et (b) d'un floc lacustre de la baie d'Hamilton (Lac Ontario, Canada ; d'après DROPPA [2001]) Les flèches sur (b) montrent des zones formées de substances polymériques extracellulaires (EPS).	20
2.13	Observation en microscopie optique d'un floc de la rivière Fourteen-Mile Creek, Ontario, Canada. D'après DROPPA [2001]	21
2.14	Observation en microscopie électronique à balayage environnemental (ESEM) d'un floc de la rivière Sixteen-Mile Creek, Ontario, Canada. La flèche montre l'une des nombreuses bactéries présentes à la surface du floc. D'après DROPPA [2001].	21
2.15	Images en microscopie optique d'agrégats de sols après leur érosion hydrique (a : sol labouré et b : prairie), de flocs de rivière (c : en étiage et d : lors d'un maximum de turbidité) et de particules érodées de la surface du lit de la rivière (<i>Surfacial fine-grained lamina</i> SFGL) (e). Tous les échantillons proviennent de la rivière Dart (Devon, Angleterre) et de son bassin versant. Les nombres entre parenthèses représentent respectivement la dimension fractale et la sphéricité des particules. D'après DROPPA et al. [2005].	22
2.16	Exemple de dimension fractale et de sphéricité pour différentes formes de particules. D'après DROPPA et al. [2005].	23
2.17	Tendances des relations entre vitesse de chute et diamètre des particules. A : agrégats de sols. SS : sédiments en suspension, SFGL : sédiment de surface du lit. Les suffixes c et d renvoient respectivement aux bassins versants de la rivière Chilforme et de la rivière Dart. Les courbes en rouge correspondent aux mêmes matériaux après désagrégation aux ultrasons. D'après WILLIAMS et al. [2008].	23
2.18	Représentation schématique du lit de sédiment cohésif, représentant la matrice de structures organiques et inorganiques. Les biofilms sont principalement présents à la surface du lit, alors que les substances polymériques extracellulaires existent plus en profondeur. D'après GRABOWSKI et al. [2011].	24
2.19	Schématisation des flocs par (a) KRONE [1963] et (b) VAN LEUSSEN [1994]. Repris dans MAGGI [2005].	25
2.20	Répartition schématique des particules dans un modèle à quatre niveaux d'agrégation formés de particules primaires, de flocculi, de microflocs et de macroflocs. D'après LEE et al. [2014].	26
2.21	Exemple de cristaux de kaolinite (a), de particules primaires (b) et de flocs (c et d). La complexité de la structure géométrique augmente avec la taille des particules, depuis les constituants élémentaires jusqu'aux flocs. D'après MAGGI [2005].	27

2.22	Exemple de la dimension fractale en fonction de la taille de la particule lors de la croissance de celle-ci pour différentes géométries. Pour chacune, la dimension fractale locale $d = D_0(\Omega_3)$ est exprimée en fonction de la taille caractéristique. Le tableau récapitule les valeurs de γ et δ de l'équation 2.19, le type de géométrie locale et le type de croissance. D'après MAGGI [2005]	28
2.23	Schéma de l'interaction entre particules de kaolinite et ions dissous en fonction du pH et de la force ionique. La ligne continue représente la particule solide et la ligne pointillée sa double couche électrique. D'après MIETTA [2010]	30
2.24	Evolution de la taille des floes en fonction du cisaillement au sein de l'écoulement et de la concentration. D'après DYER [1989].	32
2.25	Schématisation de l'évolution du nombre de floes et de leur distribution granulométrique suite à une modification des conditions du milieu. D'après MAGGI [2005].	33
2.26	Conceptualisation de la dynamique des particules dans la lame d'eau. D'après MAGGI [2005].	34
2.27	Exemple de résultat de la couverture par des cercles de particules naturelles observées <i>in-situ</i> en milieu côtier : couverture par les cercles de tailles variables, et histogramme des distributions en nombre et en surface des cercles inscrits. D'après GRAHAM et al. [2012].	38
2.28	(a) Exemple de taille caractéristique pour un floe côtier : taille de l'axe majeur L_1 (rouge), de l'axe mineur L_3 (noir) et du diamètre sphérique équivalent L_{ECD} (bleu). (b) Distribution en nombre de particules mesuré par granulométrie laser (LISST-100X : en vert), et distribution numérique des diamètres sphériques équivalents L_{ESD} (ECD : en bleu), des tailles de L_1 (en rouge), et des cercles inscrits (<i>circle packing</i> en noir) mesurée à partir d'une caméra holographique en baie de Plymouth. (c) Exemple de cercles inscrits <i>circle packing</i> dans des particules de la baie de Plymouth. D'après GRAHAM et al. [2012].	39
2.29	Représentation schématique des réponses d'un granulomètre laser pour trois types de particules (A, B et C) de formes inconnues (colonne 1). La taille des particules primaires formant les floes est indiquée par les flèches et les lettres (a-f). Les colonnes centrales représentent les tailles de l'axe majeur L_1 , du diamètre sphérique équivalent L_{ESD} et des cercles inscrits qui peuvent être mesurées à partir des hologrammes. La colonne de droite représente la forme réelle du floe. D'après GRAHAM et al. [2012].	39
2.30	(a) Photo et (b) schéma optique du système de vidéo holographique submerstable développé par GRAHAM & SMITH [2010]. D'après GRAHAM & SMITH [2010].	42

2.31	(a) Courbe d'Odén présentant la masse accumulée en bas de colonne durant un essai de sédimentation d'un échantillon contenant quatre types de particules (d_1, d_2, d_3, d_4). Au temps t_0 , toutes les particules sont en suspension, au temps t_1 , toutes les particules du type d_1 , ainsi qu'une fraction des particules d_2, d_3 et d_4 ont sédimenté, ainsi à chaque fois qu'un type de particules a disparu de la suspension, sa contribution au flux devient nulle et celui-ci diminue. (b) Représentation schématique de la méthode graphique d'Odén pour obtenir la contribution en masse des types de particules totalement sédimentées $M_{CS}(t)$ et partiellement sédimentées $M_{PS}(t)$ à la masse totale sédimentée $M(t)$. (c) Application de la méthode d'Odén, à plusieurs temps (t_1, t_2, \dots, t_n), afin d'obtenir la fraction de masse sédimentée (m_1, m_2, \dots, m_n), correspondant à n classes de vitesses de chute ($W_{s_i} = \frac{z_{colonne}}{t_i}$). L'histogramme de la répartition des masses dans ces classes de vitesse est présenté en-dessous du graphique. Adapté de MANTOVANELLI [2005].	46
3.1	Grid-stirred experimental setup and procedure. Adaptated from Gratiot et al. [2005].	54
3.2	Time evolution of the suspended concentration (a, c, e) and the median aggregated size (b,d,f). The labels of each time series refer to the characteristics summarized in Table 3.2.	56
3.3	Relationship between suspended concentration and $d_{90}A$ (a), $d_{50}A$ (b) $d_{10}A$ (c). . .	57
3.4	Relationships between the suspended concentration and the volumetric amount of particles from various size classes of the aggregated distribution for the a) black marls, b) molasses and c) clay soil. The lines corresponds to linear regressions.	59
3.5	Aggregated particle size distributions for a) black marls, b) molasses and c) clay soil. For each soil, two levels of concentrations are presented at two sampling distances above the grid.	60
3.6	a) Scattering of the aggregation indices measured on samples collected in the grid tank after 10, 20 and 40 minutes for the whole set of experiments. b) Dynamics of aggregate breakdown within the laser sizer for the clay soil. The initial particle size distribution and the ones after 1 and 10 minutes of sonication and strong shirring are shown for Clay400 and Clay2000.	62
4.1	Le tube de mesure du SCAF dans la structure : la carte d'émission est visible à gauche, la réception à droite.	67
4.2	Mesure brute du SCAF lors de l'introduction du tube de sédimentation entre les capteurs.	69
4.3	Évolution du signal des capteurs du SCAF au début d'un essai de sédimentation avec des billes de verre. Le signal initial est calculé comme la moyenne temporelle sur la zone grisée.	72
4.4	Schéma du SCAF vu du dessus, présentant les angles entre émission et réception . .	72
4.5	a) Signal de chaque capteur du SCAF en fonction de la concentration en lait pour 4 géométries. Les lignes continues représentent le signal moyen entre capteurs. b) zoom pour des concentrations en lait inférieures à $0,05 \text{ g/g}$	73
4.6	Représentation logarithmique du signal du SCAF en fonction de la concentration en lait, les points situés à l'extrême gauche correspondent à $w_l = 0$	74

4.7	a) Signal de chaque capteur du SCAF en fonction de la concentration en lait pour les deux géométries en rétro-diffusion avec cache prévenant la mesure d'une réflexion sur le tube. Les lignes continues représentent le signal moyen entre capteurs. b) Zoom pour des concentrations en lait inférieur à $w_l = 0,05 \text{ g.g}^{-1}$	75
4.8	Représentation logarithmique du signal du SCAF en fonction de la concentration en lait, mesures avec caches. Les points situés à l'extrême gauche correspondent à $w_l = 0$	75
4.9	Masquage des sphères en fonction de la concentration.	78
4.10	Surface projetée des sphères en fonction de la concentration.	79
4.11	Absorbance des sphères en fonction de l'inverse de leur diamètre, pour une concentration de $c_v = 1.10^{-3}$	79
4.12	Absorbance mesurée en fonction de la concentration en lait.	80
4.13	Absorbance mesurée en fonction du logarithme de la concentration en lait.	81
4.14	Absorbance mesurée en fonction de la concentration en billes.	81
4.15	Absorbance mesurée en fonction du logarithme de la concentration en billes.	82
4.16	a) Mesure d'absorbance avec le SCAF pour une suspension de billes à $w_b = 0,053$, pour une suspension de montmorillonite à $w_m = 0,00816$ et pour une suspension contenant w_b de billes et w_m de montmorillonite. L'absorbance initiale pour chaque capteur est définie comme la moyenne durant la fenêtre grisée. b) Absorbance initiale pour chaque capteur et pour chacune des 3 solutions. La somme des absorbances mesurées pour les billes et la pour montmorillonite est présentée en rouge.	83
4.17	Biais de chaque capteur en fonction de l'absorbance. Mesures pour les solutions de lait : courbes pleines, modèle (équation 4.15) : courbes pointillées.	86
4.18	Biais de chaque capteur en fonction de l'absorbance après inter-calibration pour les solutions de lait.	87
4.19	Biais de chaque capteur en fonction de l'absorbance. Mesures pour les suspensions de billes : courbes en trait plein, modèle (équation 4.15) : courbes en pointillés.	87
4.20	Biais de chaque capteur en fonction de l'absorbance après intercalibration pour les suspensions de billes.	88
4.21	Absorbance mesurée en fonction du temps et de la profondeur durant un essai de sédimentation avec des billes ($w = 0,0565 \text{ g.g}^{-1}$). a) : Valeurs avant calibration. b) : Valeurs après intercalibration des capteurs.	88
4.22	Signal enregistré sur une seconde pour de l'eau pure. a) Valeur mesurée pour chaque capteur. b) Valeur normalisée par la moyenne sur une seconde. c) Moyenne de 0 à t.	90
4.23	Signal enregistré sur une seconde pour une suspension de lait à $w = 0,51 \text{ g.g}^{-1}$. a) Valeur mesurée pour chaque capteur. b) Valeur normalisée par la moyenne sur une seconde. c) Moyenne de 0 à t.	90
4.24	Signal enregistré sur une seconde pour une suspension lait à $w = 0,17 \text{ g.g}^{-1}$. a) Valeur mesurée pour chaque capteur. b) Valeur normalisée par la moyenne sur une seconde. c) Moyenne de 0 à t.	91
4.25	Signal enregistré sur une seconde pour une suspension lait à $w = 0,098 \text{ g.g}^{-1}$. a) Valeur mesurée pour chaque capteur. b) Valeur normalisée par la moyenne sur une seconde. c) Moyenne de 0 à t.	91

4.26	Signal enregistré sur une seconde pour une suspension de montmorillonite à $w = 8.10^{-3} g.g^{-1}$. a) Valeur mesurée pour chaque capteur. b) Valeur normalisée par la moyenne sur une seconde. c) Moyenne de 0 à t.	92
4.27	Signal enregistré sur une seconde pour une suspension de billes à $w = 0,045 g.g^{-1}$. a) Valeur mesurée pour chaque capteur. b) Valeur normalisée par la moyenne sur une seconde. c) Moyenne de 0 à t.	92
4.28	Signal enregistré sur une seconde pour une suspension de montmorillonite après 50 secondes de repos à $w = 8.10^{-3} g.g^{-1}$. a) Valeur mesurée pour chaque capteur. b) Valeur normalisée par la moyenne sur une seconde. c) Moyenne de 0 à t.	93
4.29	Evolution du signal brut sur 50 secondes pour une suspension de montmorillonite à $w = 8.10^{-3} g.g^{-1}$	93
5.1	schematics of iso-concentration evolution during quiescent settling for: (a) free settling of a two non-cohesive particles types suspension, and (b) flocculation occurring during settling.	104
5.2	schematic of settling velocity fits on an experimental iso-absorbance data set.	105
5.3	(a) Measured absorbance as a function of depth and time for the glass spheres suspension. Fits are presented for three relative absorbencies values indicated by black in (b). For each of those values, the removal time measured at each sensor depth is shown by circles. Fitted local tangents near the surface ($W_{s_{surface}}$) and near the bottom ($W_{s_{bottom}}$) of the column are shown by wide lines, as fitted power law is shown by thin line. Dotted lines represent 80 % confident ranges on the fits. (b) Maximum settling velocity as a function on relative absorbance, estimated from the data presented on (a). Error bars represent 80 % confident range. (c) flocculation index, calculated from the local fit and power fits.	109
5.4	Representative microscope slide of the glass spheres	110
5.5	Particle size distribution measured by conventional methods (LISST, CILAS, Camera) and calculated from settling velocities distribution obtained with the OSC for glass sphere suspension.	110
5.6	Settling flux over time of the glass spheres suspension calculated from the OSC data, using direct object calculation (thin line), power fitted settling velocity (dotted line), and local fitted settling velocities (wide line). Results are presented using all the data set (first sensor 2 cm under the water surface: black lines) and using only the 10 sensors located from the bottom (first sensor 8 cm under the water surface: gray lines).	111
5.7	Optical settling column results for the Elys river sediment. (a ,b) measured absorbance over depth and time. (c,d) Settling velocities distribution. (e,f) Flocculation Index. The left panel shows the results for the natural state of the sediment, whereas the right panel shows results for the deflocculated state. The blue lines represents the limit of the domains corresponding to types A, B and C particles.	113
5.8	Representative microscope slide of the Elys river sediment suspension: (a) immediately as introduced in the OSC, and (b) after 1 minute on quiescent settling in the OSC (sampling at 7 cm depth).	114

5.9	Optical settling column results for the Arc flush maximum turbidity. (a) Measured absorbance over depth and time. (b) Settling velocities distribution. (c) Flocculation Index. Settling occurs in hindered regime as shown by the front in (a) and with a constant settling velocities for all the absorbance as shown in (b). Dotted lines on (a) and error bar on (b) and (c) represent 80 % confident ranges on the fits.	117
6.1	Mesure du SCAF en régime de sédimentation entravée (matériel présenté au chapitre 7 section 4.2.1 : Nouvelle-Calédonie). a) Absorbance mesurée en fonction du temps et de la profondeur. Les valeurs d'absorbance autour de 0,1 sont représentées en rose. b) Absorbance mesurée en fonction du temps pour chaque capteur.	122
6.2	Schéma de l'évolution de l'absorbance en fonction du temps et de la profondeur pour une suspension de deux types de particules cohésives. Les lignes noires représentent des courbes d'une même concentration. Les particules qui chutent le plus rapidement entraînent les fines par floculation différentielle. Après l'export de ces floes, la concentration en fines décroît avec la profondeur.	124
6.3	Mesure du SCAF pour un sédiment de la rivière Ells en présence d'antifloculant (voir chapitre 5 section 4.1.3 et 5.1.1). a) Absorbance mesurée en fonction du temps et de la profondeur. b) Absorbance mesurée en fonction du temps pour chaque capteur.	125
6.4	Schéma de l'évolution de l'absorbance en fonction du temps et de la profondeur pour une suspension lorsque l'absorbance diminue avec la croissance des floes. Les lignes rouges en pointillés représentent des courbes d'iso-absorbance.	126
6.5	Schéma de l'évolution de l'absorbance en fonction du temps et de la profondeur pour une suspension de particules non cohésives et de particules fines cohésives . Les lignes rouges en pointillés représentent des courbes d'iso-absorbance. Les lignes noires représentent des courbes d'iso concentration.	127
6.6	Schéma de l'évolution de l'absorbance en fonction du temps et de la profondeur pour une suspension de particules cohésives et une variation d'absorbance spécifique avec la floculation. Les lignes rouges en pointillés représentent des courbes d'iso-absorbance. Les lignes noires représentent des courbes d'iso-concentration.	128
6.7	Schéma de l'évolution de l'absorbance en fonction du temps et de la profondeur pour une suspension de deux types de particules cohésives et une variation d'absorbance spécifique avec la floculation. Les lignes en pointillés rouges représentent des courbes d'iso-absorbance. Les lignes noires représentent des courbes d'iso-concentration.	129
6.8	Pipette utilisée pour prélever de petits volumes dans le tube du SCAF.	131
6.9	Jar test avec le sédiment de la rivière Ells tamisé à 63 μm . De gauche à droite, les concentrations en ZETAG sont de 0, 6.10^{-6} , $5,1.10^{-5}$ et $3,2.10^{-4}g$ de ZETAG par gramme de sédiment sec.	132
6.10	Mesures du SCAF pour une suspension de sédiment de la rivière Ells. Les prélèvements de petit volume pour l'analyse granulométrique sont représentés par les points roses, l'absorbance relative est de 0,66 pour les prélèvements A et B, et de 0,02 pour les prélèvements C et D.	132

6.11	Zoom de la figure 6.10 sur les premiers prélèvements (<i>A</i> et <i>B</i>). La trajectoire de la pipette utilisée pour les prélèvements est visible, ce qui permet de connaître précisément les points de prélèvement.	133
6.12	Mesures du SCAF pour une suspension de sédiment de la rivière Ells en présence de ZETAG. Les prélèvements de petits volumes pour l'analyse granulométrique le long des iso-absorbances sont représentés par les points roses.	133
6.13	Sédiment de la rivière Ells : mesures de granulométrie dans le tube du SCAF : (a) points A et B; (b) et C et D (voir figure 6.10)	134
6.14	Sédiment de la rivière Ells en présence de ZETAG : mesures de granulométrie dans le tube du SCAF : (a) points A et B; (b) et C et D (voir figure 6.12).	134
7.1	Cartes d'absorbances mesurées par le SCAF pour quatre concentrations en billes de verre.	139
7.2	Spectre de vitesses de chute mesurées par le SCAF pour plusieurs concentrations en billes de verre. Les lignes grises représentent les spectres calculés à partir des PSD.	139
7.3	Évolution de la vitesse de chute mesurée par le SCAF avec la concentration pour une suspension de billes de verre. Les vitesses de chute calculées à partir des PSD sont présentées pour une concentration nulle (microscopie : O, LISST : ∇ , CILAS : Δ)	140
7.4	Flux de chute normalisé $Ws.Cv/Ws_0$ en fonction de la concentration relative Cv/Cv_{max} pour une des expériences correspondant à une gamme de nombres de Reynolds particuliers ainsi que pour les mesures du SCAF avec les billes de verre. Adapté de CAMENEN & PHAM VAN BANG [2011].	141
7.5	Distributions granulométriques mesurées à l'aide des LISST-100x pour une suspension de 8 g.l^{-1} de montmorillonite (courbes rouges) et la même suspension après ajout de billes (52 g.l^{-1} de billes et 8 g.l^{-1} de montmorillonite). Les courbes discontinues correspondent aux distributions obtenues par inversion en supposant des particules sphériques (s), les courbes continues en supposant des particules de forme aléatoire(rs). Pour chaque suspension, deux échantillons sont mesurés dans deux LISST.	142
7.6	(a) Mesures d'absorbance du SCAF, (b) distribution de vitesses de chute et (c) indice de floculation pour une suspension de 52 g.l^{-1} de billes et 8 g.l^{-1} de montmorillonite. Les paramètres utilisés pour les calculs de vitesses sont ceux présentés au chapitre 5.	143
7.7	Vitesses de chute en fonction de la contribution des billes à l'absorbance.	144
7.8	(a) : Distributions des vitesses de chute mesurées pour un même échantillon de la rivière Ells soumis à différents protocoles de mise en suspension. <i>ini</i> : protocole par agitation magnétique. <i>agit</i> : agitation manuelle très vigoureuse. <i>1j</i> : remise en suspension douce après un jour de décantation. <i>5j</i> : remise en suspension douce après cinq jours de décantation. (b) : Distributions des vitesses de chute mesurées pour un même échantillon de sol du Pradel, soumis à deux protocoles de remise en suspension (<i>ini</i> et <i>1j</i>).	146
7.9	Schéma du protocole expérimental mis en oeuvre pour comparer des propriétés de chute de six sédiments par différents instruments.	150
7.10	Mesures d'absorbance du SCAF pour les essais (a) Pr ,(b) AF, (c), SE et (d) Ma; des ajustements d'iso-absorbances sont présentés à titre d'exemple.	153

7.11 Colonne de gauche : mesure de la masse sédimentée (pour deux expériences similaires R et T) et d'absorbance sédimentée (expérience T) calibrée par α_ϕ : les valeurs de α_ϕ et de m_1 utilisées pour la calibration sont présentées Colonne centrale : flux de chute massique ϕ_m et flux d'absorbance traduit en masse ϕ_{A_m} (équation 7.5). Colonne de droite : distribution en absorbance des vitesses de chute estimées à partir du SCAF et distribution massique des vitesses de chute estimées à partir de la balance immergée et des pipettes. Chaque ligne correspond à un sédiment, respectivement Pr , AF, SE et Ma de haut en bas. 156

7.12 a) Concentration massique en suspension (mesure des pipettes d'Andreasen) en fonction de l'absorbance (SCAF) pour chaque matériel. Les lignes continues correspondent aux ajustements linéaires. b) Concentration surfacique en suspension, calculée par l'équation 7.6 à partir des masses et des distributions granulométriques (pipettes), en fonction de l'absorbance (SCAF) pour chaque matériel. Les lignes continues correspondent aux ajustements linéaires sur les points entourés d'un cercle. 158

7.13 Évolution de la concentration de surface en MES durant la chasse hydraulique de l'Arc le 5 juin 2012. Mesure en un point et moyenne des mesures sur la section. D'après ANTOINE [2013]. 161

7.14 Mesures du SCAF pour trois essais de sédimentation durant la montée de concentration en MES de la chasse de l'ARC du 5 juin 2012. La première ligne présente les données d'absorbance relative, la deuxième les vitesses de chute en fonction de l'absorbance et la troisième les indices de floculation. Les paramètres de calcul sont ceux présentés au chapitre 5. La concentration en MES dans le tube du SCAF est précisée sur (a),(b) et (c). 163

7.15 Évolution de la concentration en MES et des vitesses de chute, estimées à partir du SCAF et de pipettes d'Andreasen, durant la chasse hydraulique de l'Arc le 5 juin 2012 165

B.1 Optical settling column results for the Pradel soil sediment. (a ,b) : measured absorbance over depth and time ; (c,d) settling velocities distribution and (e,f), Flocculation Index. The left panel shows the results for the natural state of the sediment, as the right panel presents results with the deflocculant solution. 188

B.2 Settling flux over time of the Ells River sediment calculated from the OCS data, using direct abject calculation (thin line), power fitted settling velocity (dotted line) and local fitted settling velocities (large line). Results are presented using all the data set (first sensor 2 cm under the water surface : black lines) and using only the 10 bottom sensor (first sensors 8 cm under the water surface : gray lines). 189

B.3 Settling flux over time of the Pradel Soil sediment calculated from the OCS data, using direct abject calculation (thin line), power fitted settling velocity (dotted line) and local fitted settling velocities (large line). Results are presented using all the data set (first sensor 2 cm under the water surface : black lines) and using only the 10 bottom sensor (first sensors 8 cm under the water surface : gray lines). Note that the time step for calculation is larger here than for the figures of qlass sphere and Ells River sediments. 189

C.1 Matériel : NC (Nouvelle Calédonie), sédiment de rivière. (a) Mesures d'absorbance du SCAF, (b) distribution de vitesses de chute et (c) des indices de floculation. Les paramètres utilisés pour les calculs de vitesses sont ceux présentés au chapitre 5. 192

C.2 Matériel : Ma (Marnes), roche altérée (badlands). (a) Mesures d'absorbance du SCAF, (b) distribution de vitesses de chute et (c) des indices de floculation. Les paramètres utilisés pour les calculs de vitesses sont ceux présentés au chapitre 5. 193

C.3 Matériel : SE (Saint-Egrève), sédiment de retenue. (a) Mesures d'absorbance du SCAF, (b) distribution de vitesses de chute et (c) des indices de floculation. Les paramètres utilisés pour les calculs de vitesses sont ceux présentés au chapitre 5. 194

C.4 Matériel : AF (Arc Flush), sédiment de rivière. (a) Mesures d'absorbance du SCAF, (b) distribution de vitesses de chute et (c) des indices de floculation. Les paramètres utilisés pour les calculs de vitesses sont ceux présentés au chapitre 5. 195

C.5 Matériel : Pr (Pradel), sol brun argileux. (a) Mesures d'absorbance du SCAF, (b) distribution de vitesses de chute et (c) des indices de floculation. Les paramètres utilisés pour les calculs de vitesses sont ceux présentés au chapitre 5. 196

C.6 Matériel : OS (Organic Soil), sol brun organique. (a) Mesures d'absorbance du SCAF, (b) distribution de vitesses de chute et (c) des indices de floculation. Les paramètres utilisés pour les calculs de vitesses sont ceux présentés au chapitre 5. 197

Introduction

Les paysages sont le résultat d'un équilibre dynamique aux échelles de temps géologiques entre les forces de tectonique à l'origine de la surrection des reliefs montagneux et les forces d'érosion qui redistribuent la matière vers les zones côtières. L'eau est le principal moteur de l'érosion à l'échelle planétaire, les sédiments arrachés aux versants en transit dans les cours d'eau se déposent finalement dans les plaines et le long des côtes. L'évolution du trait de côte résulte ainsi de la compétition entre l'apport continental, qui tend à faire progresser les deltas vers le large, et l'érosion par les vagues et courants marins, qui érodent les deltas et redistribuent la matière sur les côtes et les fonds marins.

Les surfaces continentales sont principalement recouvertes par les sols. Il s'agit d'une couche de quelques centimètres à plusieurs dizaines de mètres, formée à l'échelle de millions d'années par l'altération des roches sous l'effet de l'eau, du climat et de l'activité biologique. Les sols ont une structure complexe, formée de débris de roches à partir desquelles ils se sont développés, de minéraux secondaires issus de la mise à l'équilibre des roches primaires aux conditions de surface, ainsi que de matière organique vivante et morte.

L'érosion hydrique des sols est fortement dépendante de leur utilisation. Ainsi SYVITSKI et al. [2005] estiment que le flux de sédiments apportés aux océans à l'échelle mondiale a augmenté de 15 % suite au changement d'occupation des sols depuis la sédentarisation de l'humanité jusqu'au début de l'ère industrielle. Localement, il a été observé qu'un sol nu peut s'éroder 120 fois plus rapidement qu'un sol couvert de végétation [TURBÉ et al., 2010]. En Europe, environ 46 % des sols sont affectés par l'érosion [KIRKBY et al., 2004] et le taux d'érosion moyen est estimé à 17 tonnes par hectare et par an, alors que la vitesse de formation des sols n'est que d'environ 1 tonne par hectare et par an (BARROW [1991] cité par GRANGEON [2012]). L'érosion des sols entraîne une diminution de leur fertilité et est une préoccupation majeure pour la sécurité alimentaire [PIMENTEL, 2006] et l'avenir des territoires [TÓTH et al., 2008].

MILLIMAN & SYVITSKI [1992] ont montré que le taux de sédiments érodés exportés à l'exutoire diminue avec la taille des bassins versants. Ceci montre qu'une large partie de la matière érodée est stockée au sein des bassins versants. Toutefois, la connectivité sédimentaire entre versant, rivière et plaine d'inondation est encore mal documentée [GRANGEON, 2012]. Ce stockage sédimentaire dans les bassins versants a été largement augmenté depuis les années 1950 avec la construction de nombreuses retenues pour produire de l'hydro-électricité, tamponner les crues et faciliter l'irrigation des terres

agricoles. Les grandes retenues sont des zones de dépôt des sédiments qui peuvent stocker plus de 80 % du flux de sédiments entrant. VÖRÖSMARTY et al. [2003] estiment qu'à l'échelle mondiale le volume global des grandes retenues a été diminué de 70 % par le stockage sédimentaire. La diminution des flux sédimentaires à l'aval des barrages entraîne un déséquilibre entre érosion et dépôt dans le lit des cours d'eau. Ce déséquilibre est accentué par l'endiguement et la simplification du cours des rivières qui ont tendance à accélérer l'écoulement et donc à accentuer l'érosion. En Europe, la majorité des rivières sont en déficit sédimentaire [ROVIRA et al., 2014] ce qui conduit à l'enfoncement du lit des rivières avec des risques considérables pour les ouvrages, tels que les ponts, construits à proximité. Ainsi 25 à 30 % du flux sédimentaire mondial serait arrêté par les retenues [VÖRÖSMARTY et al., 2003]. Ce stockage est supérieur à l'augmentation de la quantité de matière érodée suite à la dégradation des sols. Le flux de sédiments arrivant aux océans est aujourd'hui diminué de près de 10 % par rapport au flux pré-antropocène [SYVITSKI et al., 2005]. Localement, la réduction du flux de sédiments apporté aux estuaires peut être largement supérieure, ainsi suite à la construction du barrage d'Assouan, le delta du Nil régresse de 10 à 100 $m.an^{-1}$ [WHITE & EL ASMAR, 1999; ERICSON et al., 2006].

Les particules de sol arrachées aux versants sont transportées par le réseau hydrographique en suspension dans la colonne d'eau ou par charriage. A l'échelle mondiale, le flux en suspension représente 90 % de la masse de sédiments arrivant aux océans [SYVITSKI et al., 2005]. Les sédiments fins jouent également un rôle clé dans le transfert de nutriments et de contaminants du fait de leur capacité à adsorber des ions et des molécules organiques. Ainsi la majorité du flux de nutriments et de contaminants en transit dans les cours d'eau ne se fait pas sous forme dissoute mais adsorbée aux matières en suspension (MES) [ELLIOTT et al., 2012; DUTORDOIR, 2014; ROVIRA et al., 2014; PLACH et al., 2014]. Comprendre les temps de transit des polluants depuis les sources jusqu'aux exutoires demande donc de comprendre les vitesses de transport des sédiments [ONGLEY et al., 1992]. Ainsi la vitesse de transfert des polluants au sein des bassins versants est généralement inférieure à celle de l'écoulement. Des polluants peuvent être stockés durant plusieurs décennies en bas de versant ou dans des bancs de sédiments le long des rivières, puis relibérés lors d'évènements de pluie ou de crue intenses. Ainsi MOURIER et al. [2014] montrent que les PCB (polychlorobiphényles) largués dans l'environnement il y a plus de 20 ans sont encore très présents dans les sédiments du Rhône et contaminent la faune aquatique.

L'augmentation de la concentration de matière fine en suspension modifie par ailleurs la géomorphologie des cours d'eau et ainsi les habitats écologiques. Le dépôt de sédiments fins dans les zones de frayères peut être fatal à certains poissons. La forte turbidité limite également la pénétration de la lumière dans les masses d'eau, réduisant ainsi la photosynthèse et donc la production primaire [KEMP et al., 2011]. La modification de l'équilibre écologique par une forte charge en suspension se traduit généralement par une diminution de la biodiversité [DONOHUE & GARCIA MOLINOS, 2009; KEMP et al., 2011]. Ainsi dans l'objectif de "bon état écologique" des rivières à atteindre fixé par la commission européenne (Directive cadre sur l'Eau), la turbidité et la morphologie des rivières font partie des critères de qualité. Dans une note centrée sur les sédiments au sein de la Directive cadre sur l'eau, BRILS [2008] montre que le suivi du transport solide doit être amélioré pour répondre aux engagements de l'Union Européenne en terme de qualité de l'eau.

Afin d'optimiser les pratiques de gestion des sols et de la ressource en eau, il est nécessaire de comprendre les transferts de particules sur l'ensemble du système versant-rivière-sédiments. L'évaluation

des pratiques actuelles et futures demande un suivi à long terme des flux de MES au sein du réseau hydrographique. L'évaluation des pratiques ou la mise en place d'aménagements requièrent quant à elles la mise en place de modèles numériques robustes capables de prédire correctement les flux de MES.

Deux verrous majeurs limitent actuellement notre capacité à prédire le devenir des sédiments, d'une part du fait de la difficulté à mesurer ces flux et d'autre part du fait d'un manque de documentation sur l'évolution des caractéristiques des particules en suspension au cours de leur transfert.

D'un point de vue physique, le transport des MES résulte de l'équilibre entre la turbulence de l'écoulement, qui tend à maintenir les particules en suspension et la vitesse de chute des particules qui tend à les faire sédimenter. La vitesse de chute des particules d'une même suspension peut varier sur plusieurs ordres de grandeur et dépend de la taille, de la densité, de la forme et de la composition des particules. De nombreux instruments ont été développés pour la mesure des vitesses de chute en milieu maritime ou estuarien. Toutefois, chaque instrument présente des limites et aucun d'entre eux ne permet d'acquérir en routine des chroniques fiables et continues. Aujourd'hui il n'existe donc pas de méthode standard de mesure des propriétés de transport des sédiments [MANTOVANELLI & RIDD, 2006]. De plus, ces instruments ne sont pas utilisables dans les bassins élémentaires, où les conditions d'écoulement peuvent être très énergétiques et où les concentrations en suspension présentent une forte variabilité et atteignent plusieurs dizaines de grammes par litre [NAVRATIL et al., 2012]. Du fait de la forte contribution des bassins élémentaires dans les flux observés à l'aval, il est important de mieux comprendre les processus et la dynamique des particules dans ces bassins. Un suivi en continu et autonome des propriétés de chute des particules s'avère indispensable pour comprendre la forte variabilité temporelle des systèmes amont.

En plus de la limitation technique due à la difficulté de mesure, notre capacité à modéliser le devenir des matières en suspension est limitée par le manque de documentation sur leur évolution. Les agrégats de sols sont initialement arrachés aux versants par la pluie ou le ruissellement puis sont transportés en suspension ou sédimentent en bas de versant et dans le lit des cours d'eau. Les dépôts du lit peuvent être remis en suspension lorsque le cisaillement de l'écoulement dépasse la résistance du lit. Dans les deux cas, les particules fines mises en suspension sont des particules agrégées. Il a été montré par DROPPA et al. [2005] et WILLIAMS et al. [2008] que les particules érodées des sols ne sont pas comparables à celles en suspension dans les systèmes aval. Les particules issues de l'érosion des sols sont nommées "agrégats" et sont des structures organo-minérales assez denses et relativement sphériques alors que les particules en suspension dans les systèmes aval sont plus poreuses et de formes plus complexes. Il s'agit de particules ayant évolué au sein de la colonne d'eau, nommées "flocs". Aujourd'hui nous ne savons pas par quels processus et à quelle vitesse les agrégats évoluent en flocs au sein des bassins versants.

Ce travail présente le développement d'une nouvelle méthode de mesure des vitesses de chute des matières en suspension, adaptée aux contraintes d'une large gamme d'environnements allant de milieux faiblement concentrés de zones estuariennes ou deltaïques aux milieux très concentrés comme les bassins versants élémentaires. Ce développement vise à apporter des éléments de réponse sur la connectivité sédimentaire et l'évolution des propriétés de chute des particules au cours de leur transfert.

Le chapitre 2 présente les mécanismes de transport des matières en suspension, l'état des connaissances sur la structure des particules agrégées, ainsi que les techniques de mesure *in-situ* de la distribution des vitesses de chute des MES.

Le chapitre 3 présente les premiers résultats d'une expérience visant à caractériser l'évolution des particules érodées en milieu turbulent.

Le chapitre 4 présente le développement et les caractéristiques techniques du Système de Caractérisation des Agrégats et des Flocs (SCAF). Ce système a pour objectif de mesurer la distribution des vitesses de chute et les propriétés de cohésion des sédiments en suspension dans les milieux concentrés.

Le chapitre 5 présente une méthode de traitement développée pour fournir la distribution de vitesses de chute ainsi qu'un indice de floculation à partir des mesures optiques du SCAF.

Le chapitre 6 présente l'influence de la floculation sur les mesures du SCAF. L'accent est mis sur les précautions d'interprétation des mesures optiques en cas de forte floculation.

Le chapitre 7 présente des résultats complémentaires acquis avec le SCAF, ceux-ci permettent à la fois de valider le SCAF sur une plus large gamme de matériaux et de mettre en évidence des propriétés de transport des sédiments naturels.

État de l'art

1. Avant-propos

Ce chapitre propose une synthèse des connaissances sur les particules en suspension en transit dans les bassins versants. Différentes communautés scientifiques se sont intéressées au transport de matières depuis les versants jusqu'aux estuaires, avec des approches et des échelles d'étude différentes. Ainsi ce chapitre présente des concepts d'hydraulique et d'hydrologie, de sciences du sol et d'agronomie, de transport sédimentaire, de géomorphologie et de dynamique de la floculation. L'objectif n'est pas d'être exhaustif ni d'entrer en détail dans chacune des approches mais de préciser les caractéristiques des particules à prendre en compte pour comprendre leur dynamique de transport.

Une première partie présente la mécanique du transport solide en mettant l'accent sur l'importance des caractéristiques individuelles de chaque particule et de leurs interactions dans les flux transportés.

Une seconde partie décrit les particules en suspension observées depuis les versants jusqu'aux exutoires en milieu maritime et met en évidence que les matières en suspension sont des particules agrégées et poreuses dont la structure est variable selon les environnements.

Une troisième partie présente la structure des agrégats et des flocs ainsi que leur dynamique. Alors que les trois premières parties permettent de préciser le besoin instrumental, la quatrième partie présente les méthodes de mesure *in situ* de la vitesse de chute des particules en suspension.

2. Le transport en suspension

2.1. Mécanique de la suspension

Le transport de solides en suspension résulte de l'équilibre entre la turbulence, qui tend à homogénéiser la concentration dans la colonne d'eau, et la gravité, qui tend à ramener les particules solides au fond. Un bilan local de masse en suspension (équation 2.1) permet de déduire la distribution spatiale

de la masse en suspension :

$$\frac{\partial C}{\partial t} = \frac{\partial(C \cdot u)}{\partial x} + \frac{\partial(C \cdot v)}{\partial y} + \frac{\partial(C \cdot (w - W_s))}{\partial z} \quad (2.1)$$

avec,

- C la concentration en suspension, [$kg \cdot m^{-3}$]
- t le temps, [s]
- u , v et w les trois composantes du vecteur vitesse de l'écoulement, [$m \cdot s^{-1}$]
- x , y et z les trois dimensions de l'espace, [m]
- W_s la vitesse de chute des particules en suspension, [$m \cdot s^{-1}$].

En considérant que l'écoulement est permanent ($\frac{\partial C}{\partial t} = 0$) et uniforme selon x et y ($\frac{\partial(C \cdot u)}{\partial x} = \frac{\partial(C \cdot y)}{\partial y} = 0$), l'équation 2.1 devient (equation 2.2) :

$$\frac{\partial(C \cdot (w - W_s))}{\partial z} = 0 \quad (2.2)$$

L'écoulement étant turbulent, on peut définir $w = \langle w \rangle + w'$ et $C = \langle C \rangle + C'$ avec $\langle w \rangle$ et $\langle C \rangle$ les valeurs moyennes de w et C , et w' et C' les fluctuations turbulentes autour de la moyenne. Pour un écoulement moyen selon la direction x , on a $\langle w \rangle = 0$. Ainsi la moyenne temporelle de l'équation 2.2, devient (equation 2.3) :

$$W_s \cdot \frac{\partial \langle C \rangle}{\partial z} = \frac{\partial \langle C' \cdot w' \rangle}{\partial z} \quad (2.3)$$

En pratique, il est difficile d'estimer le terme de droite de l'équation 2.3, une paramétrisation de type longueur de mélange en diffusivité turbulente (équation 2.4) est donc généralement admise [GRANGEON, 2012].

$$\langle C' \cdot w' \rangle = K_z \frac{\partial \langle C \rangle}{\partial z} \quad (2.4)$$

K_z est la diffusivité turbulente selon z . Dans la théorie de Rouse, on suppose que K_z présente une distribution parabolique selon la verticale :

$$K_z = \kappa u^* h \left(1 - \frac{z}{h}\right) \quad (2.5)$$

où :

- κ est la constante de Von Karman, [-]
- u^* est la vitesse de frottement de l'écoulement, [$m \cdot s^{-1}$]
- h , est la hauteur de la lame d'eau, [m]
- z , est la position verticale dans la lame d'eau, [m]

La constante de Von Karman est égale à $\kappa = 0,41$ en eau claire. Néanmoins LE BOUTELLER [2011], a montré que la valeur de cette constante varie lorsque la concentration en suspension dépasse plusieurs dizaines de $g \cdot l^{-1}$. Par intégration de l'équation 2.4 selon la verticale, avec la paramétrisation

K_z définie par l'équation 2.5, on obtient le profil de Rouse [ROUSE, 1937] :

$$\frac{C(z)}{C(a)} = \left(\frac{a(h-z)}{z(h-a)} \right)^{R_O} \quad (2.6)$$

avec a une hauteur de référence dans la lame d'eau et R_O est le nombre de Rouse :

$$R_O = \frac{W_s}{\kappa \cdot u^*} \quad (2.7)$$

Si la hauteur a est suffisamment proche du fond, le profil de Rouse paramétrise la concentration dans toute la colonne d'eau. Toutefois, cette paramétrisation prédit une concentration nulle en surface, ce qui n'est jamais observé ni en canal ni en milieu naturel [MANO, 2008]. Ceci s'explique par la valeur de K_z au niveau de la surface libre définie comme nulle dans l'équation 2.5. En pratique la surface libre oscille légèrement et la turbulence n'y est donc pas nulle [VAN RIJN, 1984]. De nombreuses corrections du profil ont été proposées depuis son énoncé, et ont été revues par CHENG et al. [2013].

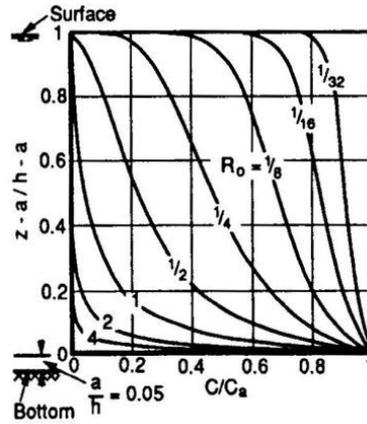


FIGURE 2.1 – Profil de Rouse, d'après JULIEN [2010] cité par NORD [2006]

Le nombre de Rouse 2.7 traduit l'équilibre entre la capacité de l'écoulement à maintenir les particules en suspension et la tendance des particules à sédimenter. La figure 2.1 présente la distribution verticale de concentration en suspension au sein de la colonne d'eau pour différents nombres de Rouse. Pour des valeurs du nombre de Rouse R_O entre 15 et 5, le transport passe progressivement de la siltation à une suspension concentrée près du fond [MANO, 2008]. Pour des nombres de Rouse inférieurs, la suspension se développe. Lorsque le nombre de Rouse diminue, la suspension devient de plus en plus homogène au sein de la colonne d'eau.

La théorie de Rouse est encore utilisée et élargie de nos jours [FALCINI et al., 2014]. Le profil de Rouse peut être utilisé dans deux objectifs. Il peut être utilisé de façon directe pour estimer la distribution verticale de matière en suspension au sein d'un écoulement à partir de la vitesse de chute des particules, ce qui permet par exemple de calculer un flux total dans la section d'un cours d'eau à partir d'un nombre restreint de mesures [ZHENG et al., 2013]. Toutefois, le calcul du profil impose de renseigner la vitesse de chute des particules en suspension, dont la mesure est assez difficile. L'expression du profil de Rouse peut également être utilisée pour définir la vitesse de chute d'une suspension à partir de la mesure d'un profil de concentration au sein de l'écoulement [SHI & ZHOU, 2004].

En milieu naturel, les particules en suspension ne sont pas toutes identiques et il existe une distribution large des tailles et des vitesses de chute des particules susceptibles d'être transportées par l'écoulement. Chaque type de particule a sa propre vitesse de chute et donc son propre profil de concentration au sein de la colonne d'eau. Pour les particules les plus fines, le nombre de Rouse sera très faible et la concentration sera quasi-homogène au sein de la colonne d'eau. Pour les particules dont la vitesse de chute est plus grande, comme des sables en suspension, le nombre de Rouse est plus grand et la concentration en suspension sera sûrement beaucoup plus forte près du fond qu'en surface [JULIEN, 2010]. Pour comprendre et pouvoir prédire le transport de particules, il est donc important de déterminer la vitesse de chute de chaque type de particule formant la suspension [AL-RAGUM et al., 2014].

2.2. La vitesse de chute des particules

2.2.1. Chute d'une particule isolée : cas idéal et loi de Stokes

L'approche la plus classique pour déterminer la vitesse de chute de particules en suspension est d'utiliser la loi de Stokes, dérivée de l'équilibre entre forces de gravité et forces de frottement pour une particule sphérique au sein d'un fluide au repos :

$$G = (\rho_s - \rho_f)g \frac{\pi d^3}{6} \quad \text{forces de gravité} \quad (2.8)$$

$$F = C_D \frac{\pi d^2 \rho_f W_s^2}{8} \quad \text{forces de frottement} \quad (2.9)$$

avec :

- ρ_s et ρ_f les masses volumiques respectives de la sphère solide et du fluide [$kg.m^{-3}$],
- g est la vitesse de frottement de l'écoulement [$m.s^{-2}$],
- d , est le diamètre de la sphère [m],
- W_s , est la vitesse de chute terminale de la sphère [$m.s^{-1}$],
- C_d , est le coefficient de frottement de la particule [-].

L'équilibre des forces permet de déduire la vitesse de chute de la sphère en régime permanent :

$$W_s = \sqrt{\frac{4}{3} \frac{1}{C_D} \frac{\rho_s - \rho_f}{\rho_f} g d} \quad (2.10)$$

Le coefficient de frottement C_D dépend du régime de l'écoulement autour de la sphère, qui est caractérisé par le nombre de Reynolds de grain $Re = \frac{W_s d}{\nu}$. où ν est la viscosité cinématique du fluide ($m^2.s^{-1}$).

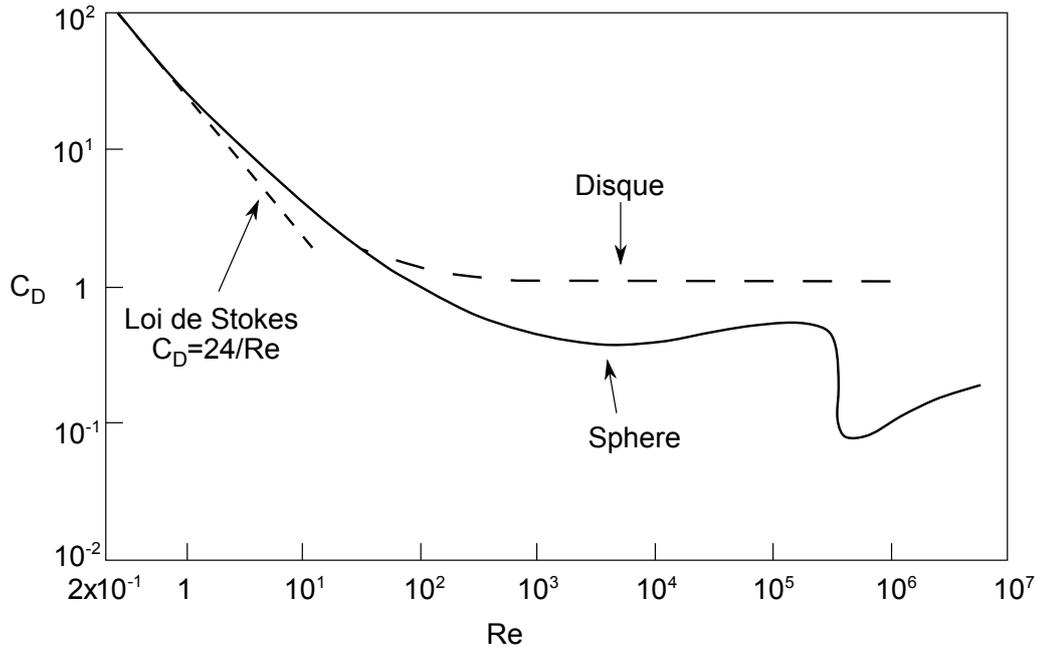


FIGURE 2.2 – Coefficient de frottement C_d en fonction du nombre de Reynolds de grain, d'après GRANGEON [2012]

La figure 2.2, présente le coefficient de frottement C_d en fonction du nombre de Reynolds :

- Pour $Re < 0.4$ l'écoulement autour de la sphère est laminaire et la particule chute en régime de Stokes : $C_D = \frac{24}{Re}$
- Pour $0.4 < Re < 10^3$ le régime est transitoire. Une formulation empirique du coefficient de frottement est utilisée : $C_D = \frac{24}{Re} \left(1 + \frac{3}{16}Re\right)$
- Pour $Re > 10^3$ le régime est pleinement turbulent, le coefficient de frottement est alors constant : $C_D = 0.45$

Pour des particules minérales ($\rho_s \approx 2650 \text{ kg.m}^{-3}$), le régime est laminaire jusqu'à des tailles de l'ordre de 70 à 100 μm [VAN RIJN, 1984]. Pour des particules moins denses, le régime de chute reste laminaire pour des tailles plus grandes. En régime laminaire, la loi de Stokes devient 2.11 :

$$W_s = \frac{g}{18 \cdot \nu} \frac{\rho_s - \rho_f}{\rho_f} d^2 \quad (2.11)$$

L'utilisation de la loi de Stokes pour estimer les vitesses de chute des particules en suspension présente deux limitations majeures.

Premièrement, le calcul de vitesse est basé sur le diamètre d et la masse volumique ρ_s de la particule solide. Ces deux paramètres sont relativement bien définis pour des grains minéraux. Dans le cas de particules non sphériques, il faut toutefois adapter la prise en compte de la taille. Pour des particules agrégées, telles des floes ou des agrégats de sol, la taille et la densité sont moins bien définies. En effet la structure des floes est ductile et de forme complexe ce qui rend la définition d'une taille difficile. La mesure de la densité de ces particules très poreuses est elle aussi problématique et est souvent déduite de la vitesse de chute à partir de la loi de Stokes elle-même [MANNING & DYER, 2002]. Les caractéristiques des particules en suspension dans les rivières seront abordées à la section 3.

Deuxièmement la loi de Stokes n'est valable que pour une particule chutant seule au sein du fluide. Si la concentration en particules est suffisante, les particules entrent en interactions, ce qui modifie leur vitesse de chute respective.

2.2.2. Interactions entre particules

Lorsque la concentration en particules augmente, les zones de surpression autour des particules en mouvement entrent en contact. Le fluide a alors plus de mal à passer autour des particules et leurs vitesses de chute diminuent. Pour des particules non cohésives, RICHARDSON & ZAKI [1954] proposent de modéliser la diminution de la vitesse de chute selon une loi puissance de la porosité entre particules ($n = 1 - c_v$) dont l'exposant varie entre 2 et 6 (avec c_v la concentration volumique de particules en suspension). Depuis, de nombreuses équations empiriques ont été développées pour modéliser l'évolution de la vitesse de chute avec la concentration. CAMENEN & PHAM VAN BANG [2011] présentent une évaluation de ces formules pour une large gamme de particules.

Si les particules en suspension sont cohésives, la rencontre de deux particules peut conduire à leur agglomération en une seule particule : on parle alors de floculation. Le floc ainsi créé dans la colonne d'eau est plus gros que les particules qui le forment et chute généralement plus vite que ses constituants élémentaires. La suspension contient alors des particules plus ou moins agrégées avec des vitesses de chute différentes. Pour caractériser la sédimentation d'une telle suspension, on utilise couramment le flux de chute Φ ($kg.m^{-2}.s^{-1}$) défini comme la masse sédimentant par unité de surface et par unité de temps. Pour une suspension contenant i types de particules, le flux de chute est la somme des contributions de chaque type de particules (équation 2.12).

$$\Phi = \sum_i Ws(i) \cdot c_m(i) \quad (2.12)$$

avec $Ws(i)$ la vitesse de chute et $c_m(i)$ la concentration massique pour le type de particule i . Une vitesse de chute moyenne de la suspension Ws_Φ peut être définie à partir du flux de chute :

$$Ws_\Phi = \frac{\Phi}{c_m} \quad (2.13)$$

2.3. Régimes de sédimentation

La figure 2.3 présente l'évolution de la vitesse de chute moyenne Ws_Φ avec la concentration pour différentes vases de milieux côtiers. On remarque que la vitesse de chute varie sur plusieurs ordres de grandeurs. A faible concentration la vitesse de chute augmente en suivant globalement une loi puissance de la concentration. Pour une concentration variant de 1 à $10 kg.m^{-3}$ selon la vase considérée, la vitesse de chute est maximum. Pour des concentrations supérieures, la vitesse de chute décroît avec la concentration.

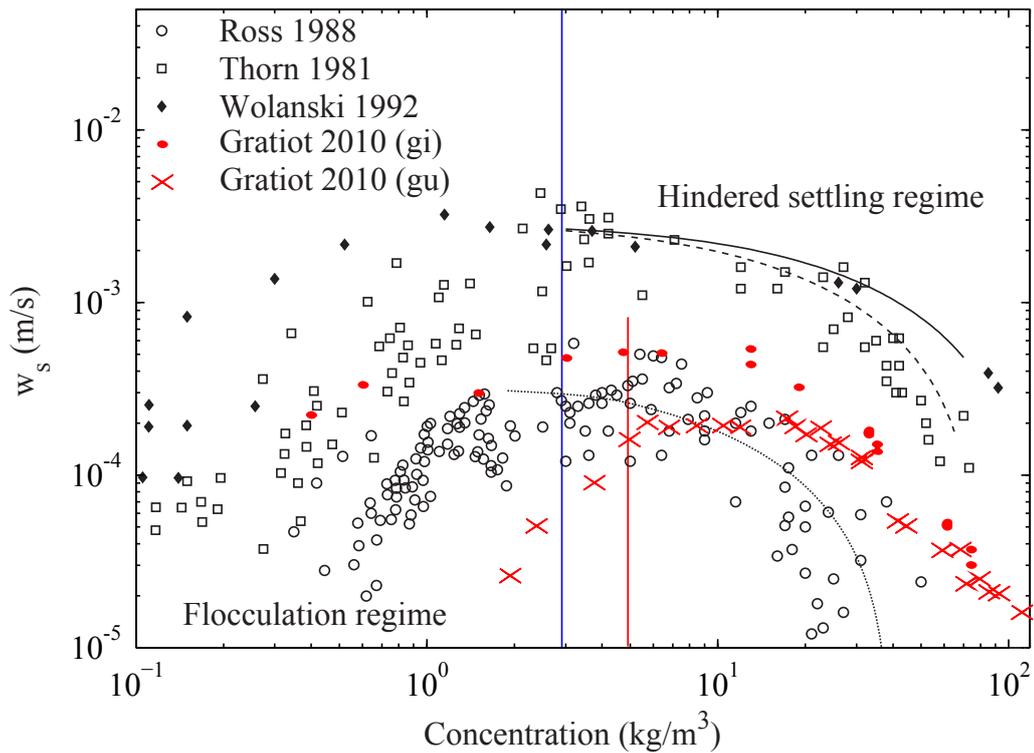


FIGURE 2.3 – Évolution de la vitesse de chute en fonction de la concentration pour différents vases d'estuaires. D'après la synthèse de WINTERWERP [1999] et les données de GRATIOT [2010] (gi) : vase de l'estuaire de la Gironde, (gu) : vase de la côte de Guyane.

L'évolution du flux de chute Φ ou de la vitesse de chute moyenne des particules $W_{s\Phi}$ avec la concentration permet de définir plusieurs régimes de chute. La nature cohésive ou inerte des sédiments influence également les régimes de chute.

- Régime de sédimentation libre. Pour de très basses concentrations en suspension, les interactions entre particules sont négligeables. On appellera par la suite W_{s0} la vitesse de chute d'une particule isolée dans le fluide au repos en milieu dilué.
- Régime de floculation. Dans le cas de particules cohésives, l'apparition d'interactions entre particules lorsque la concentration en suspension augmente peut activer la floculation. La floculation tend à augmenter la vitesse de chute moyenne de la suspension et entre donc en compétition avec l'entravement. On peut alors observer une augmentation de la vitesse de chute avec la concentration, comme sur les exemples présentés sur la figure 2.3. VERNEY et al. [2009] ont montré que la floculation peut avoir lieu à des concentrations inférieures à $0,05 \text{ g.l}^{-1}$ en milieu estuarien. Pour une certaine concentration bien supérieure, l'effet de l'entravement sur la vitesse de chute finit par l'emporter sur celui de la floculation et l'on passe en régime d'entravement. La concentration à laquelle on passe du régime de floculation à celui d'entravement dépend des matériaux en suspension. Pour des vases côtières et estuariennes, la transition se fait généralement pour des concentrations de l'ordre de 1 ou 10 g.l^{-1} (figure 2.3).
- Régime de sédimentation entravé. Dès que les particules entrent en interactions dans le cas de sédiments non cohésifs, ou lorsqu'on a dépassé le régime de floculation dans le cas de sédiments cohésifs, on entre en régime de sédimentation entravé et la vitesse de chute diminue avec la concentration. La vitesse de chute est alors gouvernée par la concentration volumique en particules.

Pour une concentration Cv_{Max} le flux de chute est maximal. Au-delà, il diminue avec la concentration.

Lorsque la concentration augmente encore davantage, on passe progressivement du domaine de la sédimentation à celui de la compaction. Deux régimes de compaction sont définis par CAMENEN & PHAM VAN BANG [2011].

- Régime de perméabilité. Le régime de perméabilité est atteint lorsque le flux de chute est gouverné par la perméabilité du milieu, qui gêne la consolidation.
- Régime de contrainte efficace. Ce régime est atteint lorsque la compaction se fait principalement par la déformation des particules.

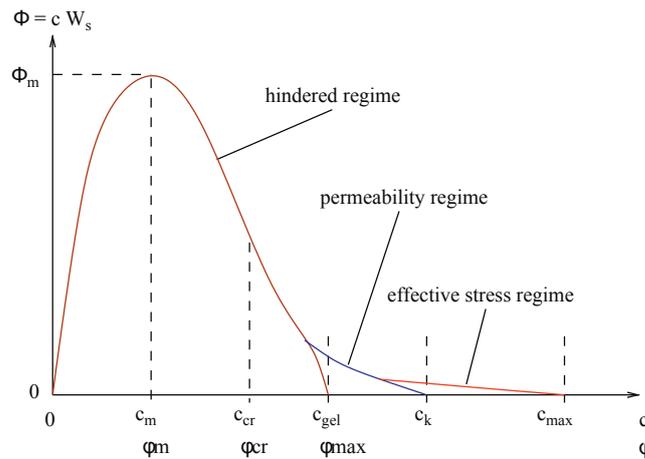


FIGURE 2.4 – Évolution schématique de flux de chute en fonction de la concentration. D’après CAMENEN & PHAM VAN BANG [2011].

La figure 2.4 présente schématiquement l’évolution du flux de chute avec la concentration et replace les différents régimes de chute. Au sein du régime de sédimentation entravé, deux concentrations particulières décrivent le comportement d’un sédiment. La concentration c_{max} pour laquelle le flux de chute est maximal, ainsi que la concentration critique c_{cr} qui délimite les régimes de dépôt avec une ou deux interfaces. La valeur de c_{cr} correspond au zéro de la dérivée seconde du flux de chute en fonction de la concentration [CAMENEN & PHAM VAN BANG, 2011].

Pour une concentration initiale $c_0 \leq c_{max}$ deux interfaces se forment lors de la sédimentation, l’une correspondant au front de sédimentation, au-dessus duquel la concentration en suspension est nulle, et l’autre correspondant au lit de sédiment. Au-dessous de ce second front, la concentration est constante et égale à la concentration maximum dans le cas d’un sédiment non cohésif (figure 2.5a). Dans le cas d’un sédiment cohésif (figure 2.5b), ce front correspond à la concentration c_{gel} au-delà de laquelle la consolidation se fait en régime de perméabilité puis de contrainte effective.

Pour $c_0 \geq c_{max}$ une augmentation de la concentration entraîne une diminution du flux de chute. Ainsi, la concentration en sédiments n’est plus gouvernée par le flux de particules chutant de dessus, mais par la concentration située immédiatement en-dessous qui limite le flux de chute. Il ne se forme alors plus de front à la surface du sédiment déposé, mais une augmentation progressive de la concentration (figures 2.5c et 2.5d).

La figure 2.5, présente schématiquement l'évolution de la concentration en fonction du temps et de la profondeur. Les lignes correspondent à des valeurs d'iso-concentrations telles que $c_0 < c_1 < c_2 < c_{max}$, déterminées à partir de la méthode des caractéristiques (WINTERWERP & KESTEREN, 2004 cité par CAMENEN & PHAM VAN BANG, 2011). Les flèches indiquent la direction du contrôle de la concentration. Dans le cas d'un sédiment cohésif (2.5b et 2.5d), les concentrations volumiques en floes sont notées ϕ et peuvent être inférieures à la concentration en matière solide formant les floes du fait de la porosité des particules.

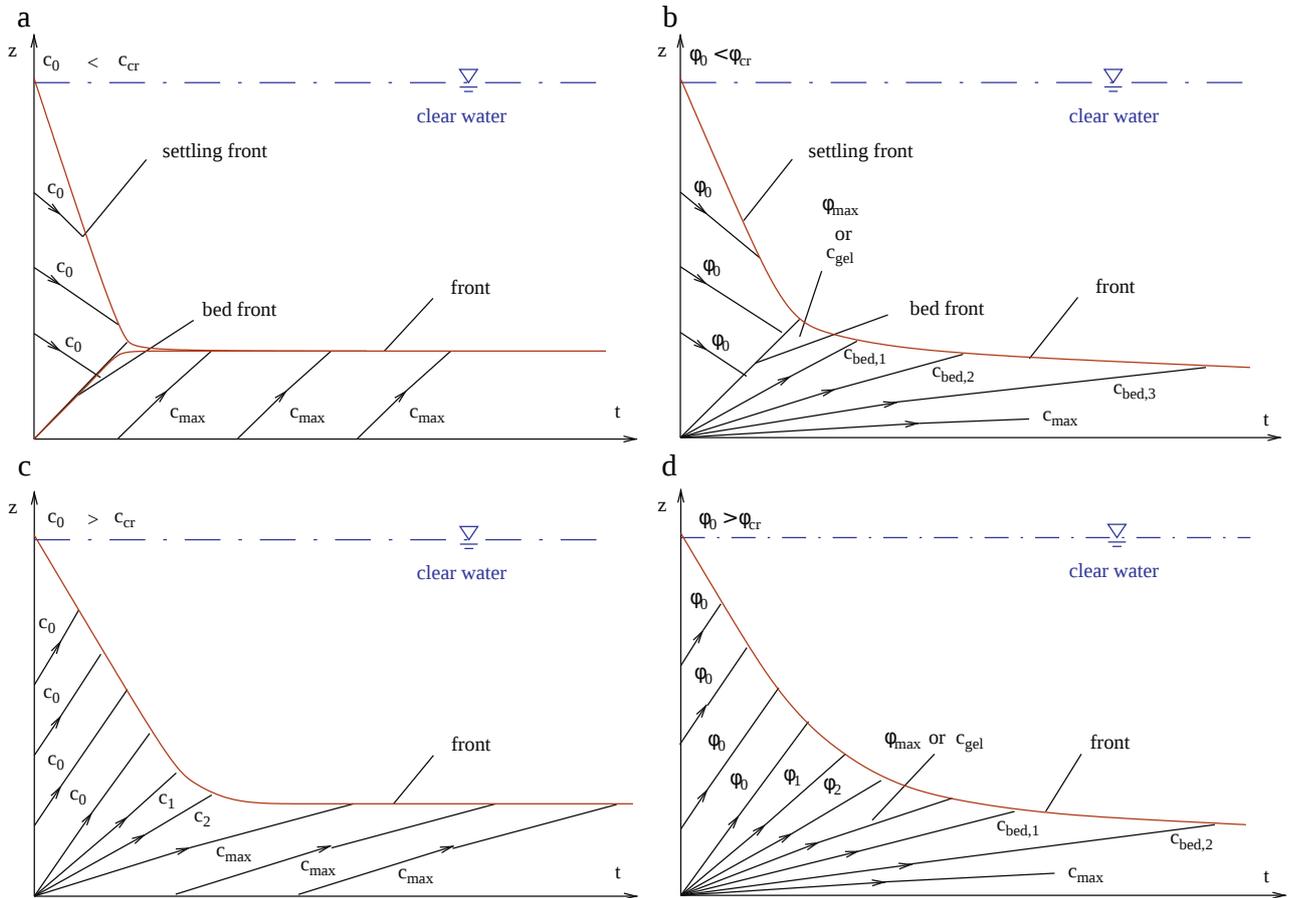


FIGURE 2.5 – Vue schématique de la formation de deux (a) et (b) ou d'une (c) et (d) interfaces lors de la sédimentation, en fonction de la concentration initiale en suspension. La colonne de gauche (a) et (c) présente le cas d'un sédiment non cohésif, la colonne de droite (b) et (d) le cas d'un sédiment cohésif. D'après CAMENEN & PHAM VAN BANG [2011].

2.4. Sédimentation et turbulence

A la section 2.1 nous avons vu que la turbulence de la rivière a tendance à maintenir les particules en suspension et donc à diminuer le flux de chute des sédiments. Toutefois, en régime entravé, la turbulence peut faire augmenter le flux de chute. Ainsi, GRATIOT et al. [2005] ont mesuré en laboratoire l'évolution du flux de chute de vases estuariennes dans un fluide au repos et en milieu turbulent. La figure 2.6 montre que le flux de chute en milieu calme (ligne rouge pointillée) suit celui prédit par la loi de Stokes (adaptant la taille et la densité des particules)(ligne verte discontinue) jusqu'à des concentrations d'environ 5 g.l^{-1} . Pour des concentrations plus importantes le régime de chute devient entravé. Le flux de chute en milieu calme atteint alors sa valeur maximum (environ $1.10^{-2} \text{ kg.m}^{-2}.s^{-1}$) et est relativement constant en fonction de la concentration jusqu'à 50 g.l^{-1}

puis diminue lorsque la concentration augmente encore. Le flux de chute mesuré en milieu turbulent (symboles sur la figure 2.6) est similaire à celui mesuré en milieu calme aux faibles concentrations. Toutefois, le flux de chute en milieu turbulent continue d'augmenter pour des concentrations allant jusqu'à 100 g.l^{-1} , où l'on mesure un flux de $1.10^{-1} \text{ kg.m}^{-2}.s^{-1}$, alors qu'en milieu calme, l'entravement limitait le flux de chute pour de telles concentrations. Ainsi le flux de chute maximum en milieu turbulent est ici un ordre de grandeur supérieur à celui mesuré en milieu calme. SOTTOLICHIO et al. [2011] ont réalisé des mesures de flux de chute similaires *in-situ*, proches du fond de l'estuaire de la Gironde. Ils observent un décrochement similaire entre le flux de chute dans un fluide au repos et en milieu turbulent.

L'augmentation avec la turbulence de la concentration pour laquelle l'entravement limite le flux de chute indique que les mouvements au sein du fluide créent des zones localement moins concentrées en sédiments qui limitent l'effet d'entravement. Dans les suspensions naturelles turbulentes et très concentrées, les vitesses de chute des sédiments peuvent donc être différentes de celles des particules dans un fluide au repos [SOTTOLICHIO et al., 2011]. Ainsi il est probable que les mesures en colonnes de décantation à très hautes concentrations soient représentatives des propriétés de dépôt des sédiments dans les zones calmes d'une rivière et de la sédimentation dans le lit majeur, mais ne soient pas représentatives des vitesses de chute à mettre en relation avec l'intensité de la turbulence pour modéliser une distribution verticale des concentrations dans la colonne d'eau.

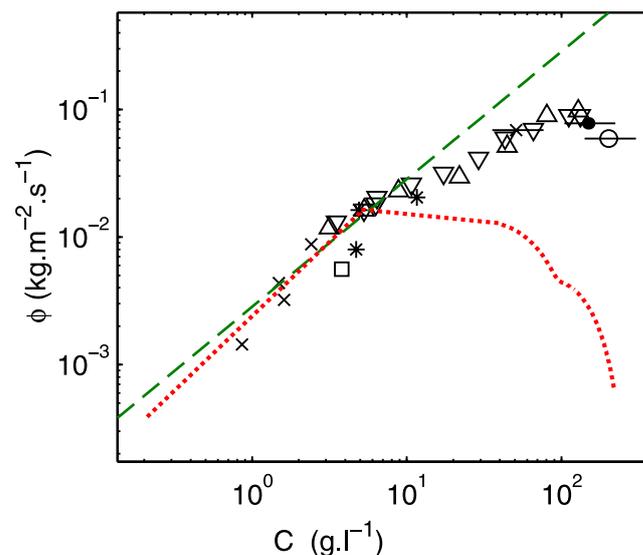


FIGURE 2.6 – Mesures de flux de chute en fonction de la concentration pour des vases estuariennes en conditions calmes et turbulentes. La ligne rouge pointillée correspond à la tendance des mesures en conditions calmes. Les symboles noirs correspondent aux mesures de flux de chute pour les mêmes sédiments en conditions turbulentes. La ligne verte discontinue correspond aux vitesses de Stokes calculées pour un régime de sédimentation libre. D'après GRATIOT et al. [2005].

2.5. Conclusion

Au sein d'une suspension naturelle les particules ne sont pas toutes identiques et peuvent avoir des caractéristiques de transport très différentes. Afin de comprendre la dynamique de la suspension, il est donc crucial de connaître les caractéristiques des particules transportées. La distribution des vitesses de chute est particulièrement importante pour modéliser le transport. Dans la partie suivante nous présenterons les caractéristiques de transport des particules en suspension dans les bassins versants.

Nous nous intéresserons en particulier à la variation de ces caractéristiques en fonction des milieux considérés, et à leurs variations dans l'espace et dans le temps au sein des bassins versants. Nous présenterons les approches utilisées par les différentes communautés scientifiques étudiant le transport de particules fines.

3. Caractéristiques de particules en suspension

3.1. Les particules érodées des versants

Les particules transportées dans les cours d'eau proviennent de l'érosion continentale. Nous nous intéresserons ici principalement à l'érosion hydrique, qui est le premier mode d'érosion en terme de masse détachée. Les particules érodées proviennent en majorité de sols, c'est-à-dire de structures de surface ayant déjà subi une évolution biogéochimique durant des milliers d'années. Toutefois, des particules peuvent également provenir directement de roches peu ou pas altérées. C'est le cas en particulier dans les zones de montagnes, où l'écroulement des versants et l'érosion glacière peuvent mettre à disposition des rivières de fines particules de roches.

Les sols sont des structures complexes qui comprennent des grains minéraux (cailloux, sables), des racines et des micro-organismes, ainsi que des agrégats dans lesquels sont imbriquées des particules fines ($< 50 \mu m$) organiques et minérales. Un premier type d'érosion des sols, l'érosion diffuse, est généré par l'impact des gouttes de pluie, qui désagrège les structures du sol et met en mouvement des particules solides. Les particules peuvent ainsi atteindre des zones où il y a du ruissellement et être ensuite transportées jusqu'au réseau hydrographique. Un second type d'érosion peut être dû au ruissellement lui-même. Le ruissellement tend en effet à se concentrer dans des rigoles où la contrainte de cisaillement induite par l'écoulement sur le sol peut devenir suffisante pour détacher des particules. La rigole se creuse alors et l'on parle alors d'érosion concentrée. L'érosion diffuse est généralement secondaire, le rôle principal des ravines étant de connecter l'érosion diffuse au réseau hydrographique.

Quel que soit le mécanisme de détachement, les particules érodées sont principalement des agrégats de sols [GRANGEON, 2012]. La figure 2.7 présente un exemple de particule transportée suite à une forte pluie en bas d'une parcelle agricole au Royaume-Uni [SLATTERY & BURT, 1998]. Cette particule de la taille d'un sable est un agrégat organo-minéral composé de petits grains et de racines, prouvant qu'il s'agit bien d'un fragment de sol.

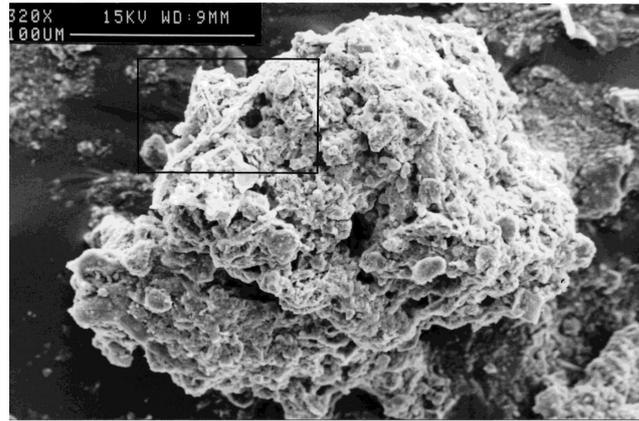


FIGURE 2.7 – Agrégat du lit d'une rivière après une forte pluie sur un bassin agricole. Une trace de racine est visible au centre du carré noir, d'après SLATTERY & BURT [1998].

En contexte de haute montagne, les particules érodées peuvent avoir une structure différente. En effet les sols sont inexistantes ou peu développés dans ce milieu. Les particules en suspension sont alors des grains de roche ou de minéraux. WOODWARD et al. [2002] ont étudié les particules générées par l'érosion glaciaire et ont montré que celles-ci contiennent également des petits agrégats minéraux (figure 2.8).

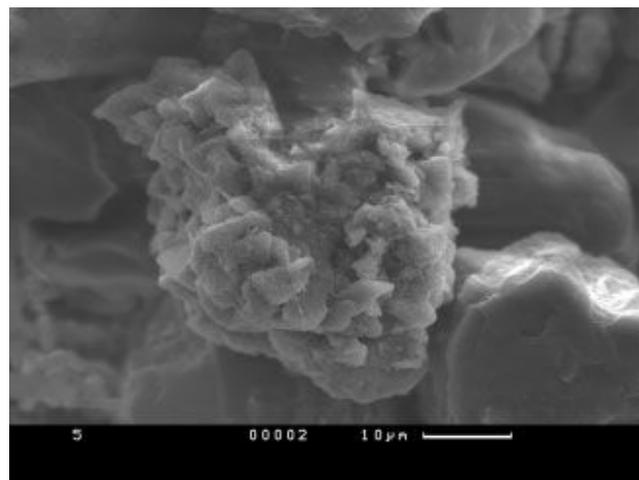


FIGURE 2.8 – Particule agrégée dans un chenal proglaciaire himalayen. D'après WOODWARD et al. [2002].

3.2. Particules en suspension en milieu marin et lacustre

La figure 2.9 présente les particules en suspension d'un lac oligotrophe observées en microscopie optique. On observe une grande diversité de particules, aussi bien en terme de taille que de forme ou de type. La suspension contient ainsi des algues et micro-organismes de taille allant jusqu'à $100\ \mu m$ de formes variées, ainsi que de nombreuses particules agrégées de taille allant jusqu'à $50\ \mu m$.

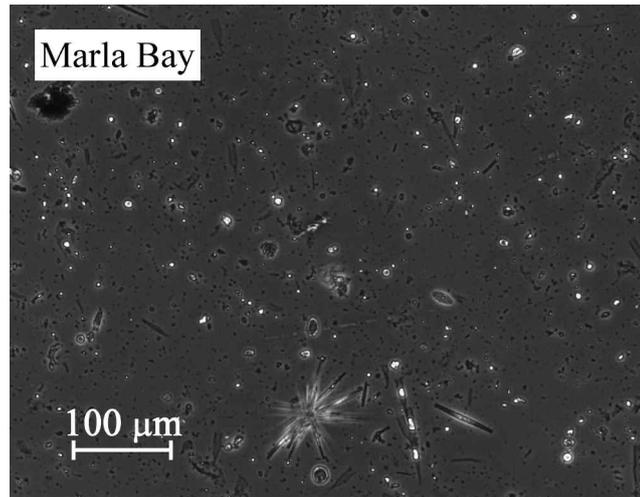


FIGURE 2.9 – Matière en suspension dans la Marla Bay, Lake Tahoe, Nevada, États-Unis, observée en microscopie optique. D'après ANDREWS et al. [2010].

Les particules biologiques sont également très présentes en milieu marin et côtier [VERNEY et al., 2009]. La figure 2.10 présente une sélection aléatoire de particules observées par imagerie holographique in situ dans la baie de Plymouth et en mer d'Irlande au mois d'avril et de juillet par GRAHAM et al. [2012]. La technique d'imagerie holographique (voir paragraphe 5.2.1.b) utilisée à une résolution de $7,4 \mu m$ ne permet de voir que les grosses particules. Dans les exemples présentés sur la figure 2.10 une grande proportion des particules sont des micro-organismes. On note une différence entre les particules observées en fonction de la saison, ce qui est la signature de la variation saisonnière de l'activité biologique.

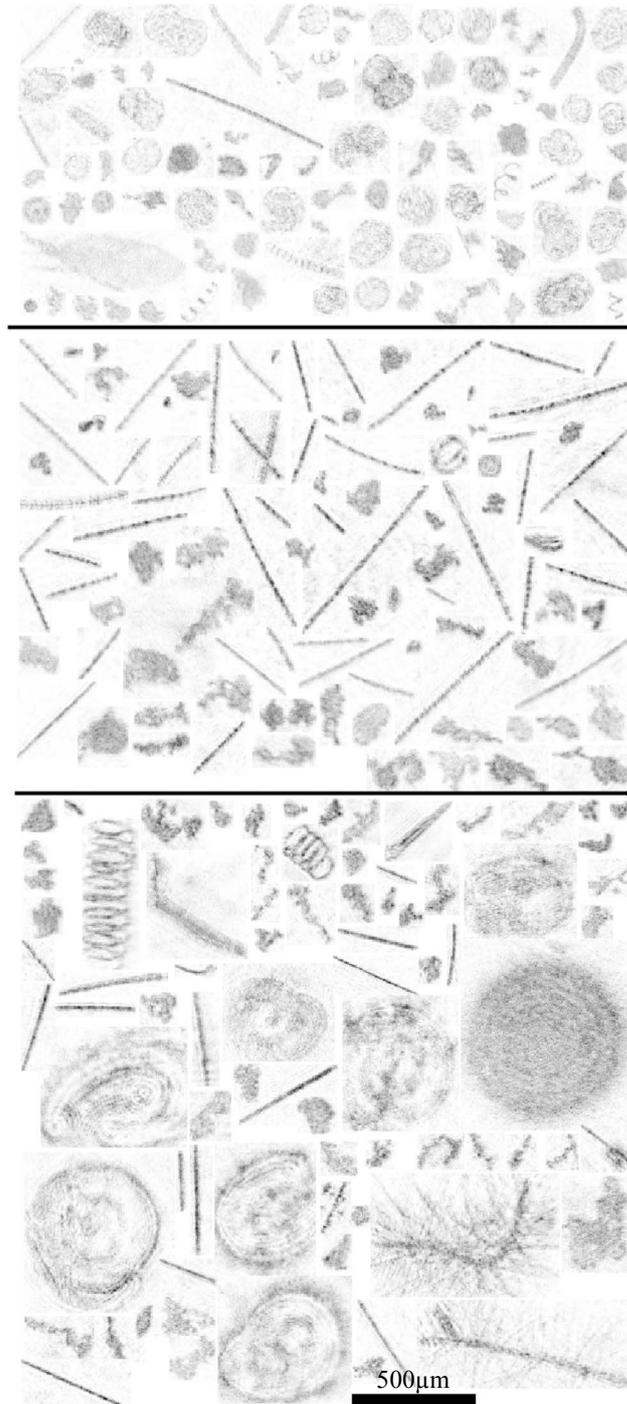


FIGURE 2.10 – Montage de particules en suspension observées en imagerie holographique dans la baie de Plymouth (a), et en mer d'Irlande en avril (b) et en juillet (c). D'après GRAHAM et al. [2012].

De nombreuses particules agrégées, de formes complexes et de taille allant jusqu'à $400 \mu m$ sont également présentes sur la figure 2.10. Ce type de particules sont des floccs, agrégés au sein de la colonne d'eau qui sont bien connus en milieu estuarien. Les floccs peuvent être observés à l'aide de techniques vidéo classiques. La figure 2.11 présente ainsi des floccs provenant de l'estuaire de la Tamise observés à l'aide du système vidéo INSSEV [MANNING & DYER, 2002]. Ces floccs atteignent des tailles de plusieurs millimètres et ont des formes beaucoup plus complexes que celles des agrégats directement issus de l'érosion des sols présentés au paragraphe précédent. Les floccs les plus gros ont des structures très complexes. Ainsi la figure 2.11c présente un flocc de $2 mm$ composé de plusieurs centres d'agrégation

liés entre eux par une structure filamenteuse. Le floc présenté en 2.11b est également formé de particules plus petites, mais présente une structure plus compacte. Enfin la figure 2.11a présente des floes plus petits (de l'ordre de la dizaine de μm). Ces petits floes sont appelés microflocs, et il est couramment considéré que les floes de plus grande taille, les macroflocs, sont issus de la floculation entre microflocs [MANNING & DYER, 2002; MANNING et al., 2006; HODDER, 2009; VERNEY et al., 2011; SOULSBY et al., 2013; LEE et al., 2014]. La limite entre micro et macrofloc est fixée entre 120 et 160 μm selon les auteurs.

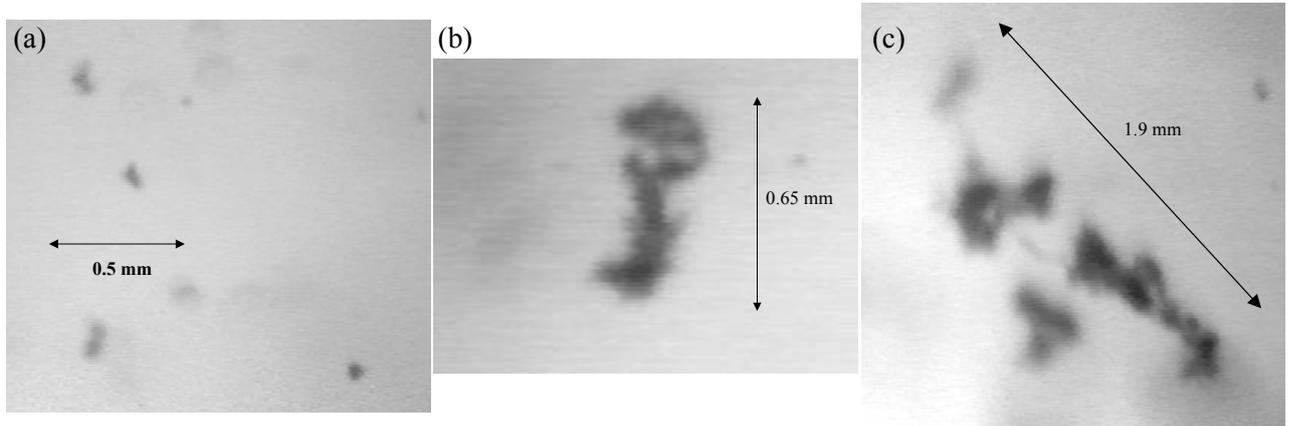


FIGURE 2.11 – Floes en provenance de l'estuaire de la Tamise observés avec la caméra INSSEV [MANNING & DYER, 2002]. (a) microflocs, (b) et (c) macroflocs. D'après MANNING & DYER [2002].

Les figures 2.12a et 2.12b présentent respectivement des observations en microscopie électronique de floes lacustres (baie d'Hamilton, Lac Ontario, Canada) et de vases maritimes (estuaire de la Tamise). Les structures à petite échelle des deux types de matériaux sont assez similaires. Il s'agit d'agrégats de quelques μm , relativement denses, formés principalement de plaquettes d'argile, de bactéries et de substances polymériques extracellulaires (EPS) dans lesquelles sont incorporés quelques petits cristaux minéraux [SPENCER et al., 2010]. Ce type de particule est appelé flocculi et forme les particules de base qui s'agrègent pour former des floes [LEE et al., 2014].

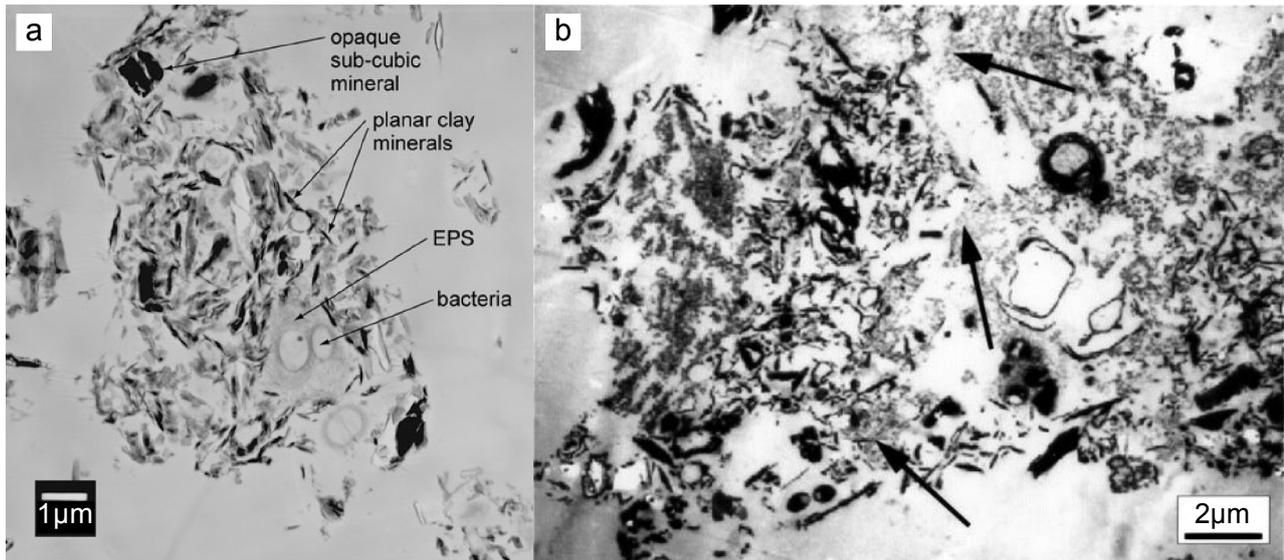


FIGURE 2.12 – Observation en microscopie électronique à transmission (TEM) de (a) vases maritimes de l'estuaire de la Tamise (Calstock region ; d'après SPENCER et al. [2010]) et (b) d'un floc lacustre de la baie d'Hamilton (Lac Ontario, Canada ; d'après DROPPO [2001]) Les flèches sur (b) montrent des zones formées de substances polymériques extracellulaires (EPS).

3.3. Les particules de rivières

Les particules agrégées observées dans les lacs ou les zones côtières diffèrent de celles observées à proximité des zones d'érosion. Les particules semblent donc avoir évolué au cours de leur transport au sein du réseau hydrographique. Les études des particules en suspension en rivières sont moins abondantes qu'en milieu côtier. Nous allons toutefois présenter les grandes caractéristiques structurales qui en ressortent. La figure 2.13 présente une image en microscopie optique d'une particule représentative de la suspension d'une petite rivière de plaine (Sixteen-Mile Creek Ontario, Canada), drainant un bassin versant d'environ 350 km^2 [DROPPO & ONGLEY, 1992]. La forme générale de la particule semble être plus irrégulière que celle des agrégats arrachés aux sols par l'érosion, mais moins que celle des floes marin ou lacustre. La figure 2.14 présente un zoom en microscopie électronique à balayage environnemental (ESEM) d'une particule d'une rivière voisine (bassin versant de 372 km^2). La particule contient des bactéries et de nombreuses diatomées, ce qui atteste que la particule s'est formée au sein de la rivière.

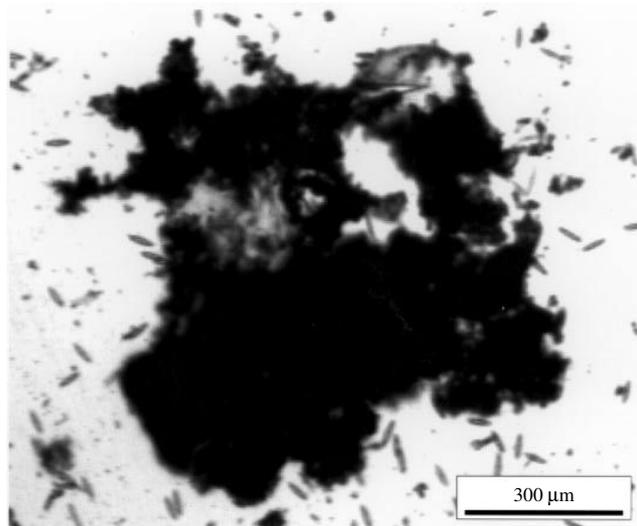


FIGURE 2.13 – Observation en microscopie optique d’un floc de la rivière Fourteen-Mile Creek, Ontario, Canada. D’après DROPPA [2001]

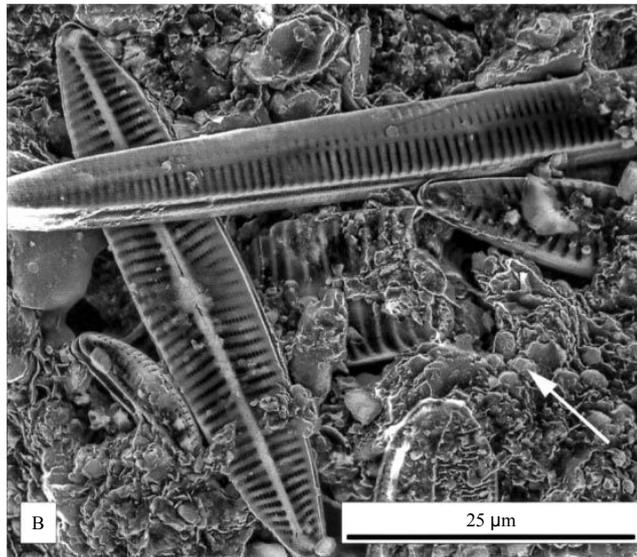


FIGURE 2.14 – Observation en microscopie électronique à balayage environnemental (ESEM) d’un floc de la rivière Sixteen-Mile Creek, Ontario, Canada. La flèche montre l’une des nombreuses bactéries présentes à la surface du floc. D’après DROPPA [2001].

DROPPA et al. [2005] et WILLIAMS et al. [2008] ont analysé la variabilité des particules dans des petits bassins versants. Ces études portent en particulier sur la comparaison des paramètres morphométriques et la vitesse de chute de particules érodées des sols, de particules en suspension et de particules provenant de la lamine de fine granulométrie présente à la surface des cours d’eau calmes (*Surfacial fine-grained lamina* SFGL). La figure 2.15 présente des images en microscopie optique de particules issues de l’érosion de sols, de particules en suspension en période d’étiage et en crue, ainsi que de particules issues de l’érosion de la SFGL de la rivière Dart (Devon, Angleterre) qui draine un bassin versant de 46 km².

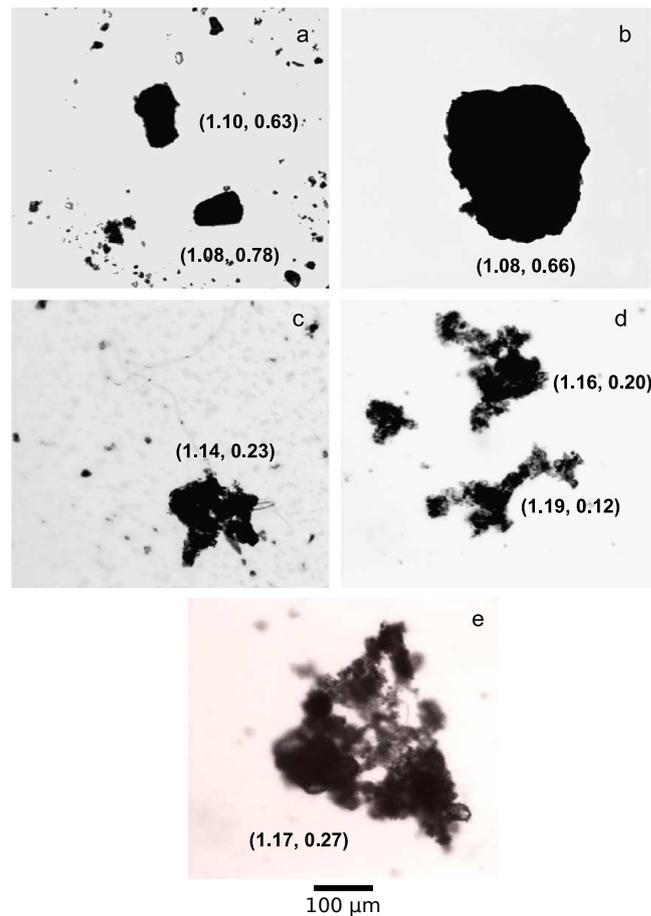


FIGURE 2.15 – Images en microscopie optique d'agrégats de sols après leur érosion hydrique (a : sol labouré et b : prairie), de floes de rivière (c : en étiage et d : lors d'un maximum de turbidité) et de particules érodées de la surface du lit de la rivière (*Surfaceal fine-grained lamina* SFGL) (e). Tous les échantillons proviennent de la rivière Dart (Devon, Angleterre) et de son bassin versant. Les nombres entre parenthèses représentent respectivement la dimension fractale et la sphéricité des particules. D'après DROPPPO et al. [2005].

DROPPPO et al. [2005] proposent de quantifier la forme des particules observées en microscopie à partir de la dimension fractale du périmètre ainsi que de la sphéricité du projeté en 2 dimensions des particules. La dimension fractale du périmètre D_P est une mesure de la complexité de forme définie au paragraphe 4.2 (équation 2.18). La valeur de D_P varie entre 1 pour une particule de forme régulière, et 2 pour une particule de forme complexe. La sphéricité β d'une particule d'aire A et de périmètre P correspond au rapport entre l'aire A de la particule et celle d'un disque de périmètre P (équation 2.14)

$$\beta = \frac{4\pi A}{P^2} \quad (2.14)$$

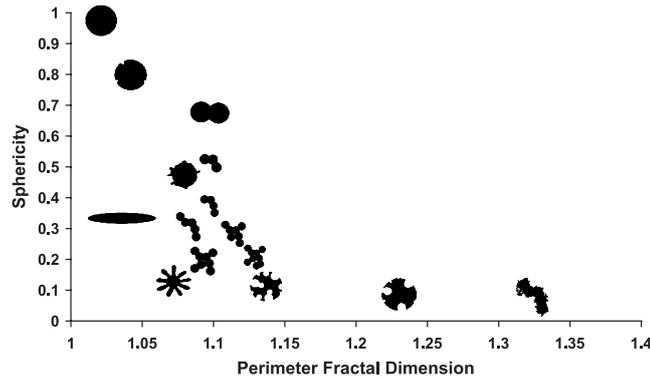


FIGURE 2.16 – Exemple de dimension fractale et de sphéricité pour différentes formes de particules. D’après DROPPA et al. [2005].

La figure 2.16 présente des exemples de dimension fractale et de sphéricité pour plusieurs géométries de particules. Ces deux paramètres de forme pour des particules de la rivière Dart sont indiquées sur la figure 2.15. Ainsi DROPPA et al. [2005] ont montré que ces paramètres morphométriques permettent de distinguer les flocs de rivière et les agrégats érodés des sols. De plus les études de DROPPA et al. [2005] et WILLIAMS et al. [2008] ont montré que les particules de sols, de la SFGL et les sédiments en suspension ont des vitesses de chute et des porosités très différentes. La figure 2.17 présente ainsi la relation entre taille des particules et vitesse de chute pour les agrégats de sols, les particules érodées de la SFGL et les sédiments en suspension de la rivière Dart et d’un bassin versant voisin (rivière Chilforme, bassin versant de 36 km^2). Pour des particules de tailles comparables, les vitesses de chute des sédiments en suspension sont statistiquement largement inférieures à celle des agrégats de sols, alors que les particules érodées de la SFGL ont un comportement intermédiaire. Pour les deux rivières étudiées par ces auteurs, il semble donc que la variabilité des particules entre bassins versants est moindre que celle entre compartiments au sein d’un même bassin. La figure 2.17 présente également les vitesses de chute après désagrégation des matériaux aux ultrasons. Une fois désagrégées toutes les particules ont des tailles et des vitesses de chute similaires et largement inférieures à celles des particules dans leur état naturel.

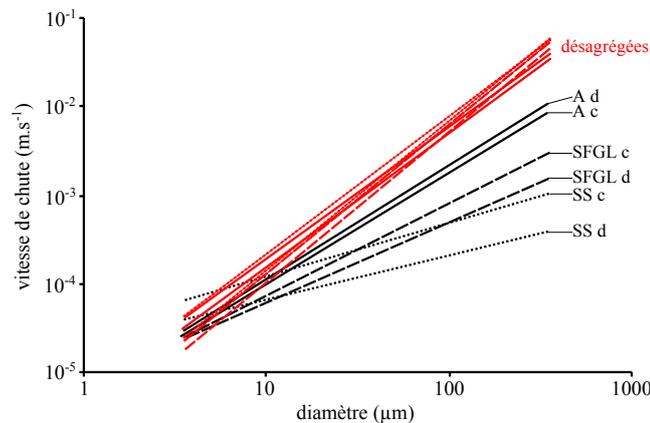


FIGURE 2.17 – Tendances des relations entre vitesse de chute et diamètre des particules. A : agrégats de sols. SS : sédiments en suspension, SFGL : sédiment de surface du lit. Les suffixes c et d renvoient respectivement aux bassins versants de la rivière Chilforme et de la rivière Dart. Les courbes en rouge correspondent aux mêmes matériaux après désagrégation aux ultrasons. D’après WILLIAMS et al. [2008].

Par rapport aux floes présents en suspension dans les petits bassins de plaines ou collines, les particules érodées des sols sont donc beaucoup moins poreuses, plus denses et présentent des vitesses de chute plus élevées. Toutefois, en analysant les particules en suspension dans la rivière Dart pour une large gamme de conditions hydrologiques, DROPPA et al. [2005] n'ont identifié qu'extrêmement peu de particules similaires à des agrégats de sols. Ces auteurs émettent plusieurs hypothèses pour expliquer une telle observation. Soit les agrégats de sols sont fournis à la rivière par le ruissellement mais y sédimentent rapidement et sont incorporés dans la SFGL, ou interagissent avec les particules en suspension pour former des particules hybrides entre floes et agrégats. Soit les agrégats de sols caractérisés précédemment n'existent qu'immédiatement après arrachement et floeculent immédiatement avec des particules plus fines également générées par l'érosion, de sorte que les particules arrivant au réseau hydrographique soient déjà des particules hybrides. Finalement DROPPA et al. [2005] considèrent également qu'il est possible que les particules érodées n'atteignent jamais la rivière ni sous forme d'agrégats ni sous forme de particules hybrides si elle sont longuement stockées à la base des versants ou dans d'autres zones de dépôt avant d'atteindre le réseau hydrographique. GRANGEON et al. [2014] ont étudié en laboratoire l'évolution à l'échelle de la crue de particules de sols au sein d'un écoulement. Ils ont montré que ces particules y sont dynamiques et se désagrègent lorsque la contrainte cisailante augmente puis peuvent refloculer lors de sa diminution.

Les phases de dépôt des sédiments fins jouent un rôle important dans l'évolution des caractéristiques des MES. En effet la formation de biofilms générant une grande quantité de substances polymériques extracellulaires (EPS) fait varier les propriétés des sédiments après leur érosion. Ainsi GARCIA-ARAGON et al. [2011a] ont montré en laboratoire qu'un même sédiment commence à s'éroder pour des contraintes cisailantes plus fortes et génère des particules de plus grande taille lorsque le temps de biostabilisation augmente. Sous la SFGL biostabilisée, le sédiment peut être plus érodable, et être très rapidement mobilisé suite à l'arrachement de la SFGL. La biostabilisation de la SFGL peut donc avoir un effet comparable au pavage des rivières à galets. La figure 2.18 présente la vision schématique du lit d'une rivière proposée par GRABOWSKI et al. [2011]. La SFGL y est représentée par une couche de quelques dizaines de μm riche en matières très fines, en EPS et en microorganismes.

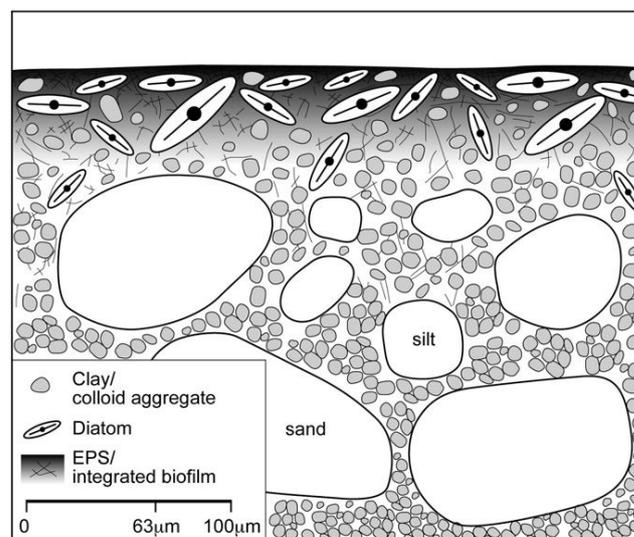


FIGURE 2.18 – Représentation schématique du lit de sédiment cohésif, représentant la matrice de structures organiques et inorganiques. Les biofilms sont principalement présents à la surface du lit, alors que les substances polymériques extracellulaires existent plus en profondeur. D'après GRABOWSKI et al. [2011].

4. Concepts et modèles décrivant les particules cohésives en suspension

4.1. macro et micro floccs, macro et micro agrégats

Nous avons vu aux sections précédentes que les floccs maritimes aussi bien que les agrégats de sols sont des particules agrégées à plusieurs échelles. Des micro-agrégats micrométriques d'argiles (et d'autres minéraux) et de matière organique - appelés particules élémentaires ou flocculi selon les auteurs - s'agrègent entre eux pour former des floccs. Ceux-ci continuent de s'agréger entre eux, ce qui crée une structure de plus en plus poreuse lorsque la taille du flocc augmente [DROPPA, 2004]. Ainsi KRONE [1963] et VAN LEUSSEN [1994] conceptualisent les floccs comme des structures identiques qui s'agrègent en structure d'ordre supérieur en incorporant une porosité supplémentaire (figure 2.19).

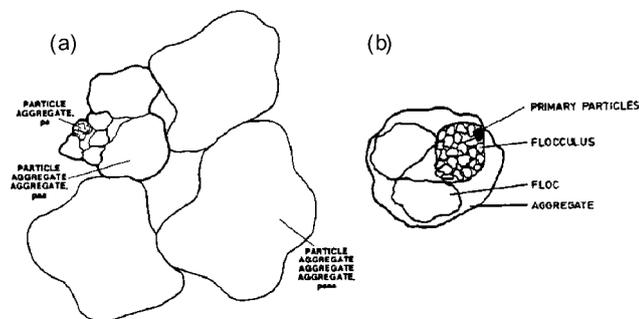


FIGURE 2.19 – Schématisation des floccs par (a) KRONE [1963] et (b) VAN LEUSSEN [1994]. Repris dans MAGGI [2005].

A partir de la théorie d'agrégation à plusieurs échelles, des modèles de floculation considérant plusieurs classes de tailles ont été développés. La figure 2.20 présente ainsi les particules prises en compte dans le modèle de LEE et al. [2014]. Des distributions granulométriques polymodales ont été observées en milieu estuarien par GRATIOT et al. [2005] et interprétées comme marquant la discontinuité entre mode des micro- et des macrofloccs.

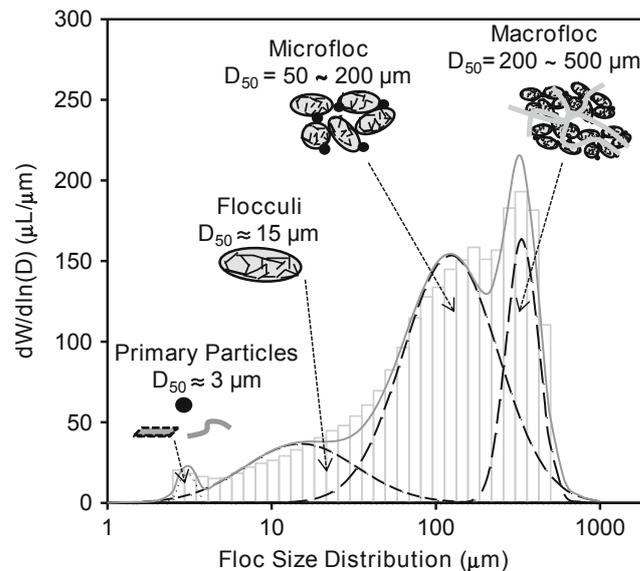


FIGURE 2.20 – Répartition schématique des particules dans un modèle à quatre niveaux d'agrégation formés de particules primaires, de flocculi, de microflocs et de macrofloccs. D'après LEE et al. [2014].

4.2. Théorie fractale

L'approche consistant à considérer que les floccs s'agrègent entre eux pour former des particules d'ordre supérieur suppose généralement que les particules ont un ordre d'agrégation entier et qu'il existe des tailles intermédiaires de particules peu représentées au sein de la distribution granulométrique. Dans cette conceptualisation de la structure des floccs, il y a une similitude d'échelle entre chaque degré d'agrégation. Si on ne suppose plus de discontinuité dans la distribution granulométrique, la similitude d'échelle devient continue et les floccs peuvent être considérés comme des structures fractales. La dimension fractale d'une grandeur géométrique exprime comment cette grandeur évolue avec la taille caractéristique de l'objet. Une grandeur de dimension fractale D est multipliée par n^D lorsque sa taille est multipliée par n . La dimension fractale d'une ligne est ainsi de 1. Lorsque sa longueur est multipliée par 2 la taille caractéristique de l'objet double. La surface d'un carré et le volume d'un cube ont respectivement des dimensions fractales de 2 et de 3 puisque la surface est multipliée par $4 = 2^2$ et le volume par $8 = 2^3$ lorsque la taille caractéristique de l'objet est multipliée par 2. Les structures fractales sont caractérisées par des dimensions fractales non entières.

Il existe plusieurs définitions de la dimension fractale. Nous présenterons la dimension fractale D du volume des floccs exposée par MAGGI [2005] appliquée au cas de la floculation, ainsi qu'une dimension fractale du périmètre D_P , utilisée par DROPPA et al. [2005] et MAGGI & WINTERWERP [2004] (voir figures 2.15 et 2.16).

Pour un agrégat de diamètre caractéristique L , formé de n particules élémentaires de taille L_p , la dimension fractale D du volume est définie par :

$$n = \left(\frac{L}{L_p} \right)^D \quad (2.15)$$

puisque n correspond au rapport entre des particules primaires et le volume solide du flocc. La taille caractéristique L est définie par MAGGI [2013] comme le diamètre hydraulique de la particule (KRA-

NENBURG, 1994 cité par MAGGI, 2013) (proportionnel au diamètre d'un cercle de même surface projeté de la particule). L'équation 2.15 est équivalente à :

$$D = \frac{\ln(n)}{\ln\left(\frac{L}{L_p}\right)} \quad (2.16)$$

avec $\frac{L}{L_p} = l$ la taille adimensionnelle de l'agrégat. On a ainsi $D = 1$ si les particules élémentaires forment une ligne et $D = 3$ si elles remplissent tout le volume L^3 , d'où $1 \leq D \leq 3$ [MAGGI, 2013]. La masse volumique relative des floes ρ_f est directement dérivable de leur dimension fractale :

$$\rho_f = (\rho_s - \rho_e)l^{3-D} \quad (2.17)$$

avec ρ_s et ρ_e les masses volumiques respectives des particules primaires et du fluide.

La dimension fractale du périmètre D_P est définie par MAGGI [2005] comme :

$$D_P = 2 \frac{\ln(P)}{\ln(A)} \quad (2.18)$$

avec P le périmètre adimensionnel de la particule (normalisé par le périmètre des particules primaires $P = \frac{P_{floc}}{P_{primaire}}$) et A l'aire projetée de la particule (elle aussi adimensionalisée par l'aire des particules primaires $A = \frac{A_{floc}}{A_{primaire}}$). La dimension fractale du périmètre est comprise entre 1 pour une surface régulière et 2 pour une surface fractale (voir figure 2.16). Cette dimension a l'intérêt de pouvoir être mesurée à partir d'images de floes en microscopie. En effet, il est possible de normaliser A et P par la taille des pixels [MAGGI & WINTERWERP, 2004]. Il est aussi possible de calculer D_P , à partir de l'approximation du périmètre par des segments de taille variable [DROPPA et al., 2005]. La dimension D n'est pas directement mesurable, elle est donc généralement estimée à partir de la mesure de D_P [MAGGI & WINTERWERP, 2004] ou à partir de la densité apparente (ou de la vitesse de chute) des floes en faisant l'hypothèse d'une relation telle que l'équation 2.17 [WINTERWERP, 1999].

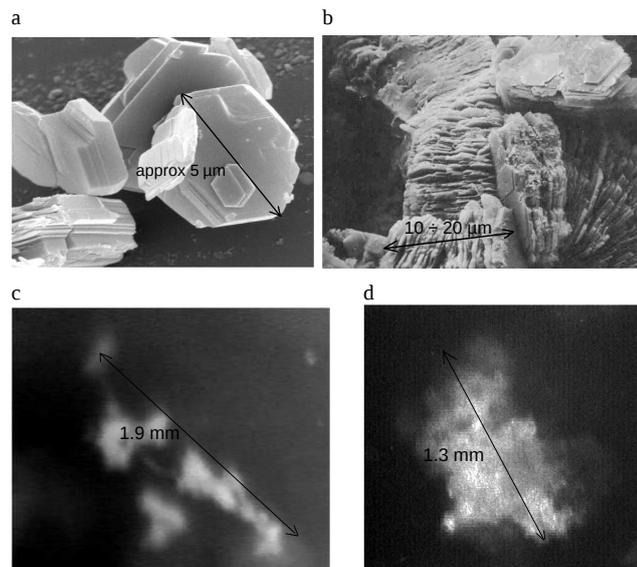


FIGURE 2.21 – Exemple de cristaux de kaolinite (a), de particules primaires (b) et de floes (c et d). La complexité de la structure géométrique augmente avec la taille des particules, depuis les constituants élémentaires jusqu'aux floes. D'après MAGGI [2005].

Mathématiquement, une fractale présente une invariance d'échelle parfaite, donc des dimensions D et D_P constantes quelle que soit l'échelle de taille considérée. Une telle fractale parfaite est qualifiée de monofractale. MAGGI [2005] remarque que si on considère des flocs naturels dont la taille varie sur plusieurs ordres de grandeur, la complexité de la structure augmente avec la taille caractéristique (voir figure 2.21). La dimension fractale D diminue donc lorsque la taille caractéristique augmente. Une telle structure est qualifiée de multifractale. Cet auteur propose de modéliser la dimension fractale d'un flocc par une loi puissance de la taille adimensionnelle du flocc :

$$d = \delta l^\gamma \tag{2.19}$$

avec $\gamma \leq 1$ et δ la dimension fractale des particules élémentaires, égale à 3 pour des solides non poreux. La figure 2.22 montre des exemples de relation entre dimension fractale d en fonction de la taille caractéristique pour différents types de géométries. Le cas (a), monofractale de dimension 3, modélise une structure cristalline. Le cas (b) est un monofractale théorique de dimension non entière. Les cas (c) et (e) peuvent modéliser la structure des flocs. Finalement, le cas (d) peut modéliser la croissance d'un biofilm.

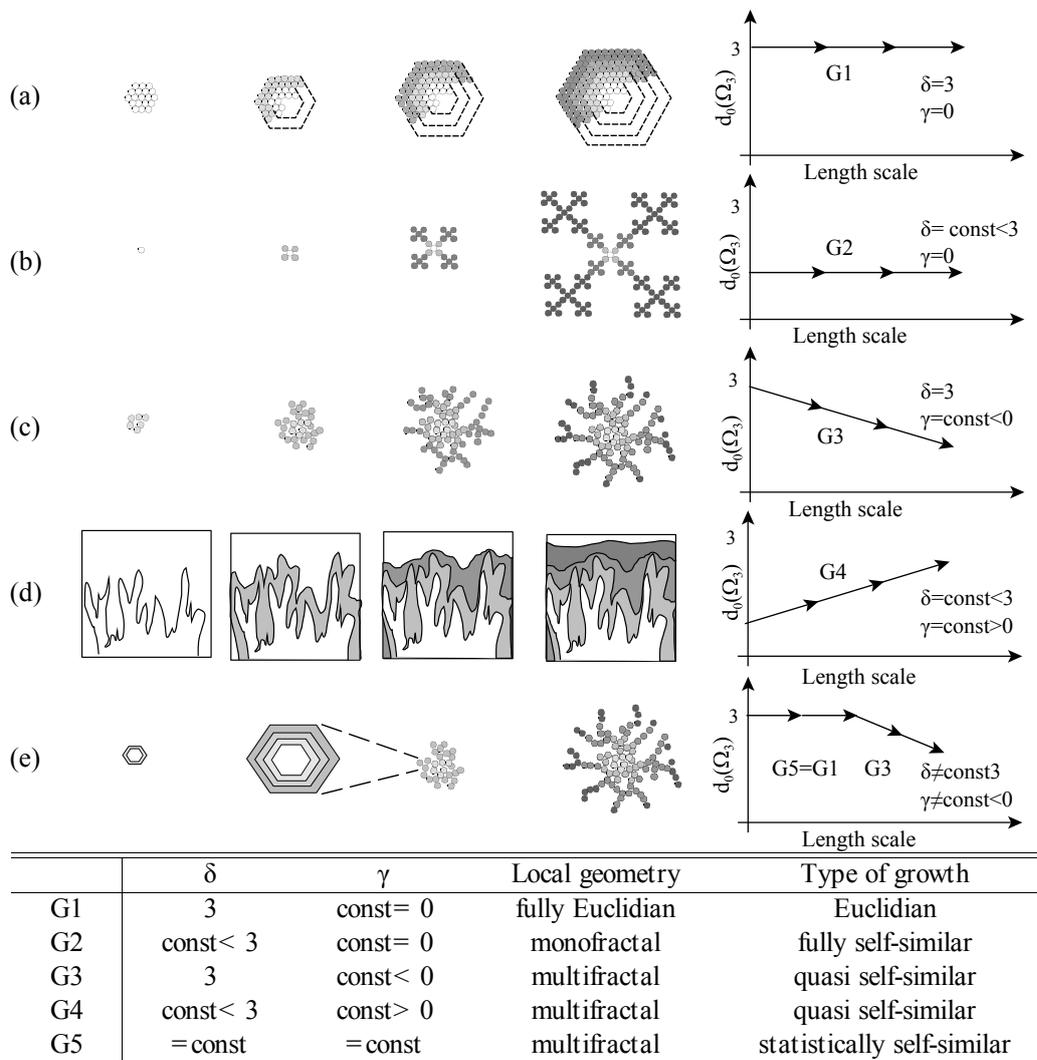


FIGURE 2.22 – Exemple de la dimension fractale en fonction de la taille de la particule lors de la croissance de celle-ci pour différentes géométries. Pour chacune, la dimension fractale locale $d = D_0(\Omega_3)$ est exprimée en fonction de la taille caractéristique. Le tableau récapitule les valeurs de γ et δ de l'équation 2.19, le type de géométrie locale et le type de croissance. D'après MAGGI [2005]

A partir de cette définition MAGGI [2013] présente un modèle permettant de calculer la vitesse de chute des floes en fonction de leur diamètre. Les paramètres de ce modèle sont la densité et la taille des particules primaires, les valeurs de γ et δ et les caractéristiques (μ et ρ) du fluide. Les valeurs de γ et δ sont mesurables à partir d'analyses d'images en microscopie [MAGGI & WINTERWERP, 2004]. D'autres formulations de la vitesse de chute à partir des propriétés fractales des floes ont été proposées par WINTERWERP [1999].

Une limite de l'approche fractale pour modéliser les vitesses de chute des particules en fonction de leur taille est que cette approche suppose que toutes les particules élémentaires sont identiques. Ceci revient à considérer qu'il existe une taille caractéristique - celle des agrégats "primaires" ou flocculi - pour laquelle toutes les particules ont des propriétés similaires, et que toutes les particules plus grosses sont formées par l'agrégation de ces particules primaires. La description plus naturaliste des particules en suspension faite à la section 3 a montré qu'il existe des particules de matière organique de toutes les tailles dans la plupart des environnements. En effet les algues ou les débris d'organismes peuvent mesurer jusqu'à plusieurs *mm*. Il en est de même pour les sols, où des cristaux, des débris de roche ou des particules organiques peuvent exister à toutes les échelles.

Dans certains milieux où ces particules élémentaires de grandes tailles sont rares, l'approche fractale explique assez bien les observations. Les relativement bons résultats obtenus en estuaires [MAGGI, 2005] ne sont probablement pas transposables aux particules en suspension dans les bassins de tête. En milieu estuarien, les MES sont formées majoritairement d'argiles, alors que dans les hauts bassins versants, la variabilité spatiale et temporelle des sources est plus importante.

4.3. Mécanismes de floculation

Lorsque des particules minérales ou organiques sont immergées, des ions de surface peuvent se dissoudre dans le liquide. La surface du solide devient alors chargée et cette charge est compensée par des ions situés à proximité, ce qui forme une double couche électrique. Les argiles ont ainsi des charges de surface négatives importantes. La plupart des minéraux sont également chargés négativement, à l'exception des oxydes métalliques dont les charges varient en fonction de la chimie du milieu. Les sites actifs de la matière organique peuvent également avoir des charges (négatives ou positives) considérables. La charge de surface des particules solides est quantifiée par le potentiel zéta.

La floculation des particules est grandement influencée par leurs charges de surface. Ainsi les ions monovalents ont tendance à neutraliser les charges de surface et ainsi à inhiber la floculation. Au contraire, les ions polyvalents se lient facilement à la particule et en inversent les charges de surface apparentes. Ainsi les ions polyvalents forment des ponts ioniques qui peuvent lier ensemble des particules de même charge. Ainsi SPOSITO [1989] (cité par MIETTA, 2010) a montré que plus la valence des ions était forte plus ceux-ci se lient facilement à la matrice minérale solide. De façon opérationnelle, on ajoute souvent des oxydes de fer (deux ou trois charges positives) ou d'aluminium (trois charges positives) dans le traitement primaire des stations d'épuration pour exacerber la floculation et accélérer la décantation des matières en suspension [SIGG et al., 1992]. Les polymères organiques avec plusieurs sites actifs sont ainsi des agents floculants très puissants puisqu'ils sont capables de se lier à de nombreuses particules et que leur grande taille facilite l'agrégation. En plus des sites chargés ou polaires, les polymères organiques présentent souvent des sections apolaires (et ainsi hydrophobes) ce

qui leur permet de se lier à tous les types de surfaces. Des polymères organiques de synthèse avec de nombreux sites ioniques sont parfois ajoutés comme flocculant en traitement de l'eau [KRISHNAPPAN et al., 2004; LI et al., 2003]. Les polymères organiques sont généralement des agents flocculants plus puissants que les ions minéraux [DROPPA et al., 2008].

En milieu naturel, le rôle central de la matière organique dans la coagulation des matières en suspension est mis en évidence par de nombreuses études [DROPPA et al., 1997; GRATIOT & MANNING, 2004]. Les substances polymériques extracellulaires (EPS) assurent ainsi une cohésion particulière aux floes et à la lamine de fine granulométrie formant la surface du sédiment en milieu peu turbulent (SFGL) [DROPPA, 2001; DROPPA, 2004; GARCIA-ARAGON et al., 2011a]

La chimie de la solution peut faire varier les caractéristiques de surface des particules et donc leurs propriétés de cohésion. Ainsi une diminution du pH et une augmentation de la force ionique diminuent la valeur du potentiel zéta [TOMBÁ CZ & SZEKERES, 2006; CHASSAGNE et al., 2009] cités par [GRANGEON, 2012]. En milieu estuarien, les principaux minéraux formant les matières en suspension sont des argiles [MIETTA, 2010]. Les argiles forment des cristaux en plaquettes avec un potentiel zéta très négatif. L'influence des conditions de pH et de force ionique sur l'agrégation des plaquettes d'argile a été étudiée par TOMBÁ CZ & SZEKERES [2006] (cité par GRANGEON, 2012). Leurs conclusions sont synthétisées sur la figure 2.23. L'augmentation de la force ionique a tendance à réduire le potentiel zéta et l'épaisseur de la double couche électrique. Ceci diminue la répulsion entre particules et rend possible la cohésion des plaquettes d'argile par force de Van Der Waals. Les plaquettes s'agglomèrent alors par leurs faces. Lorsque le pH est faible, les plaquettes d'argile se chargent positivement sur les bords. Les plaquettes peuvent alors s'agréger perpendiculairement les unes aux autres par interaction ionique entre faces négativement chargées et bords positivement chargés. A haut pH (faible concentration en H^+) et faible force ionique, aucun de ces processus d'agrégation n'a lieu et les particules ne s'agrégent pas.

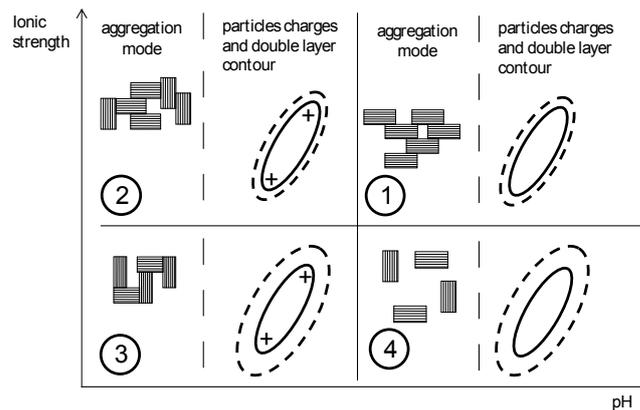


FIGURE 2.23 – Schéma de l'interaction entre particules de kaolinite et ions dissous en fonction du pH et de la force ionique. La ligne continue représente la particule solide et la ligne pointillée sa double couche électrique. D'après MIETTA [2010]

4.4. Dynamique de la floculation

Dans la section 4.3, nous avons vu les mécanismes par lesquels des particules peuvent se lier. La dynamique de floculation est également liée à la mécanique de la suspension. En effet il est nécessaire que deux particules entrent en collision pour qu'elle puissent s'agréger. Les mécanismes par lesquels

deux particules peuvent entrer en contact sont le mouvement brownien $\Lambda^{(BM)}$, le cisaillement du fluide (turbulent ou laminaire) $\Lambda^{(C)}$ ainsi que la sédimentation différentielle $\Lambda^{(SD)}$. Les probabilités de rencontre entre deux particules de tailles D_i et D_j et de vitesses de chute respectives W_{s_i} et W_{s_j} peuvent être définies comme [MAGGI, 2005] :

$$\Lambda_{i,j}^{(BM)} = \frac{2}{3} \frac{KT}{\mu} \frac{(D_i + D_j)^2}{D_i D_j} \quad (2.20)$$

$$\Lambda_{i,j}^{(C)} = \frac{\Gamma}{6} (D_i + D_j)^2 \quad (2.21)$$

$$\Lambda_{i,j}^{(SD)} = \frac{\pi}{4} (D_i + D_j)^2 |W_{s_i} - W_{s_j}| \quad (2.22)$$

avec T la température absolue ($^{\circ}K$), μ la viscosité dynamique du fluide, K la constante de Boltzmann et Γ le cisaillement du fluide. $\Gamma^{(CL)} = \frac{\partial V}{\partial z}$ pour un cisaillement laminaire dans la direction z et $\Gamma^{(CT)} = G$ pour le cisaillement turbulent. G est le cisaillement turbulent défini comme :

$$G = \sqrt{\frac{\epsilon}{\nu}} \quad (2.23)$$

avec ϵ la dissipation d'énergie turbulente sous forme de chaleur par unité de masse, et ν la viscosité cinématique du fluide ($\nu = \frac{\mu}{\rho}$).

D'après MAGGI [2005], la probabilité de choc total est :

$$\Lambda_{i,j} = \Lambda_{i,j}^{(BM)} + \Lambda_{i,j}^{(CL)} + \Lambda_{i,j}^{(CT)} + \Lambda_{i,j}^{(SD)} \quad (2.24)$$

En milieu naturel, l'importance du mouvement brownien dans la rencontre entre particules est négligeable devant celle des autres processus. La probabilité de rencontre par sédimentation différentielle est nulle pour deux particules de même vitesse de chute, et augmente linéairement avec la différence de vitesse. Ainsi pour des milieux faiblement turbulents et une suspension de granulométrie étendue, la sédimentation différentielle peut devenir prépondérante dans les chocs entre particules [MAGGI, 2005]. En modélisation de la floculation, le rendement des collisions $\alpha_{i,j}$ est défini comme la probabilité d'agrégation lors de la rencontre entre des particules i et j . Cette probabilité est une fonction empirique qui dépend de la taille et de la nature des particules [WINTERWERP, 1999 ; MAGGI, 2005]. Finalement, la variation du nombre de particules de type k du fait de la floculation peut être modélisée par la théorie de SMOLUCHOWSKI [1917] (cité par GRANGEON, 2012) :

$$\underbrace{\frac{d(n_k)}{dt}}_{\text{par agrégation}} = \underbrace{\frac{1}{2} \sum_{i+j=k} \alpha_{i,j} \Lambda_{i,j} n_i n_j}_{\text{formations dans la classe } k} - \underbrace{n_k \sum_i \alpha_{i,k} \Lambda_{i,k} n_i}_{\text{pertes dans la classe } k} \quad (2.25)$$

Toutefois, cette équation ne prend pas en compte la potentielle désagrégation des floes formés si leur structure ne résiste pas aux contraintes du milieu. La désagrégation a lieu si un floe ne résiste pas à la collision avec une autre particule ou s'il ne résiste pas au cisaillement du fluide. MAGGI [2005] définit donc deux probabilités de désagrégation : la désagrégation linéaire, ou désagrégation due au cisaillement, et la désagrégation non linéaire, due aux collisions :

$$B^{(c)} = EG^b \cdot D_i \quad (2.26)$$

$$B^{(c)} = \sum_{j=1}^N k \Lambda_{i,j} n_j \quad (2.27)$$

avec E, b des constantes empiriques, k la probabilité de désagrégation au cours d'un choc et n_j la concentration en floc de type j . La diminution du nombre de particules du type k par désagrégation est finalement :

$$\underbrace{\frac{d(n_k)}{dt}}_{\text{par deagregation desagr}} = B_k \cdot n_k \quad (2.28)$$

Les fragments de particules issus de la désagrégation vont augmenter le nombre de petites particules en suspension.

Au final, il ressort de ces paramétrisations qu'outre les paramètres empiriques qui représentent les types de particules primaires en suspension, deux grandeurs du milieu gouvernent le degré de floculation de la suspension, la concentration totale en suspension, au travers des valeurs de n et le taux de turbulence du milieu, au travers du terme G . Chacun des paramètres apparaît à la fois dans les paramétrisations des probabilités d'agrégation et de désagrégation. Ainsi, pour de faibles valeurs de concentration ou de turbulence, ces grandeurs ont un effet constructif sur la floculation, alors qu'au-delà d'une certaine valeur, elles ont un effet inhibiteur. C'est ce qui est représenté conceptuellement par le diagramme de DYER [1989] (figure 2.24).

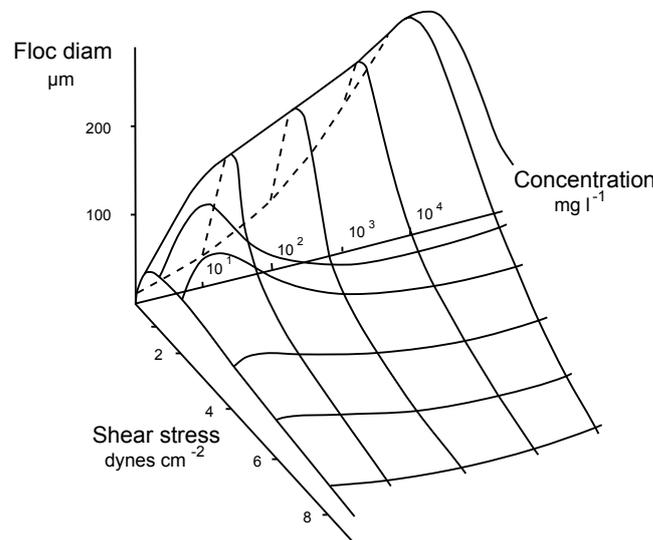


FIGURE 2.24 – Evolution de la taille des flocs en fonction du cisaillement au sein de l'écoulement et de la concentration. D'après DYER [1989].

Ainsi la taille des flocs en suspension tend à s'équilibrer avec les conditions du milieu, toutefois cette mise à l'équilibre n'est pas instantanée et l'état final est un équilibre dynamique entre agrégation et désagrégation des flocs. Ainsi même lorsque l'état stationnaire est atteint la distribution granulométrique des flocs est constamment en train d'osciller autour de sa position d'équilibre, comme le

conceptualise MAGGI [2005] par la figure 2.25. L'existence de ce temps de relaxation est confirmée par les expériences de laboratoire menées par HE et al. [2012].

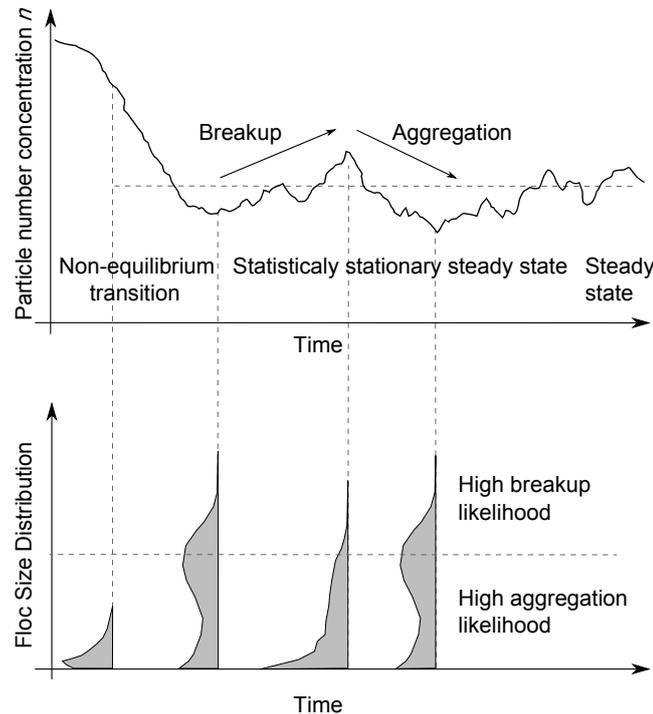


FIGURE 2.25 – Schématisation de l'évolution du nombre de floes et de leur distribution granulométrique suite à une modification des conditions du milieu. D'après MAGGI [2005].

Il est souvent admis que la taille maximum des floes est limitée par la microéchelle de Kolmogorov, comme c'est le cas dans les expériences de VERNEY et al. [2009]. Toutefois, la revue bibliographique de MAGGI [2005] montre que des floes de taille supérieure peuvent exister.

En milieu lacustre, maritime et pour les grandes rivières de plaine, il est généralement considéré que les particules sont extrêmement dynamiques au sein de la colonne d'eau et que leurs propriétés s'équilibrent en fonction des conditions du milieu. La figure 2.25 illustre schématiquement cette conceptualisation : des particules primaires sont formées d'argiles et de débris organiques. Ces particules primaires flocculent et se désagrègent continuellement conduisant à une distribution granulométrique stationnaire, fonction de la turbulence et de la cohésion des particules primaires. Les floes ainsi formés ont des vitesses de chute qui augmentent avec leur taille. Les floes plus gros sédimentent et atteignent le fond du lit de la rivière. Le cisaillement peut être élevé près du fond, générant de la désagrégation et la remise en suspension de certaines particules [DROPPA, 2004]. Les autres floes se déposent sur le lit et forment une lamine de particules fines à la surface du sédiment, la SFGL. Cette couche de surface présente une forte activité biologique et se stabilise au cours du temps par compaction et biostabilisation [GRABOWSKI et al., 2011]. La SFGL est érodée lorsque la contrainte hydrodynamique augmente et libère des particules fortement agrégées.

Nous avons abordé différentes approches de modélisation de la floculation visant à prédire l'évolution de taille et de vitesse de chute en fonction des conditions du milieu ou à déduire la vitesse de chute en fonction de la taille des particules. Dans les modèles de structures des floes ou de dynamique de la floculation présentés, nous faisons l'hypothèse qu'au-dessous d'une certaine taille - celle des particules primaires ou flocculi - toutes les particules ont des propriétés équivalentes. Or nous avons

vu au paragraphe 3.1 que même en milieu calme, il existe des particules purement biologiques à toutes les échelles de taille. Il s'agit probablement d'une limitation majeure des modèles de floculation. Pour des rivières plus énergétiques et plus proches des sources sédimentaires, la variabilité des constituants primaires des floes doit être encore plus importante.

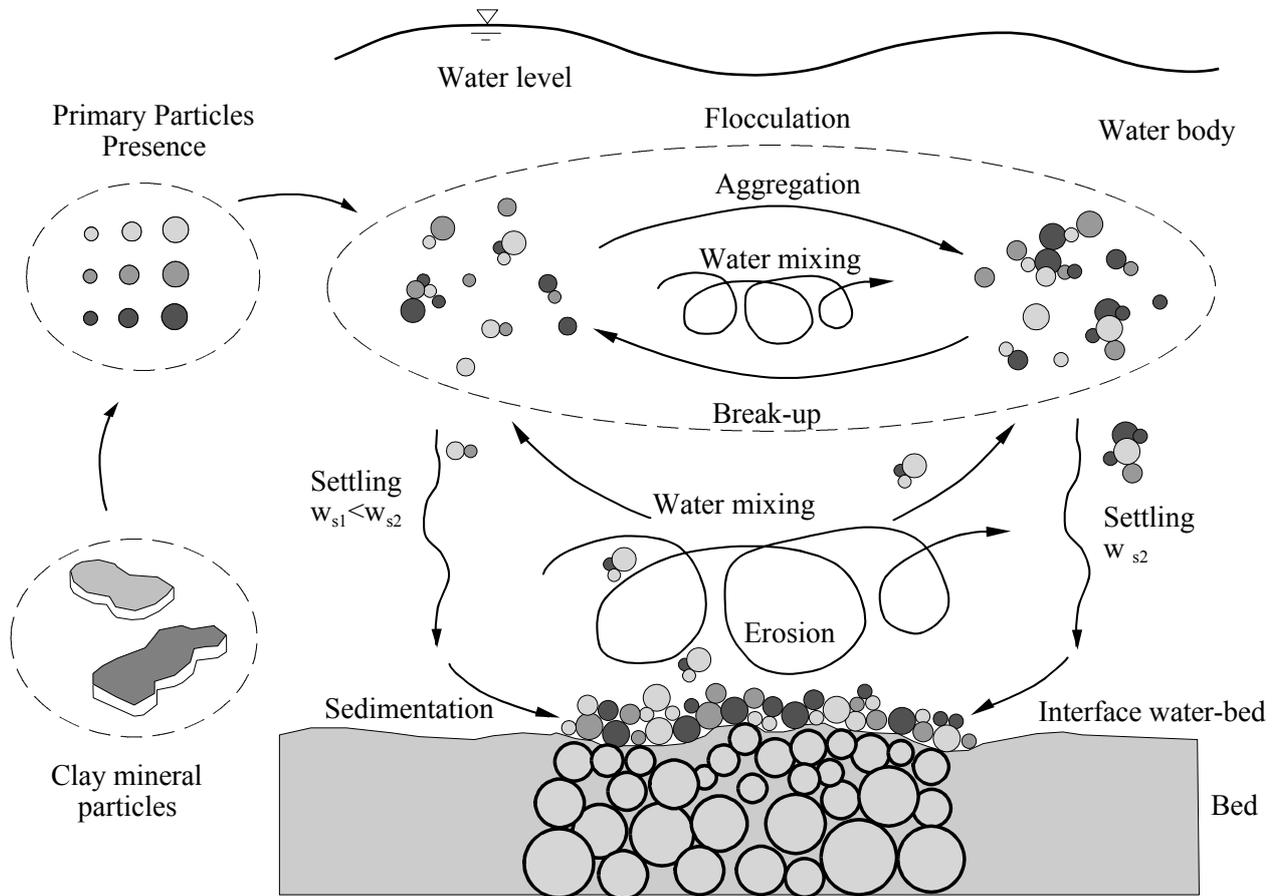


FIGURE 2.26 – Conceptualisation de la dynamique des particules dans la lame d'eau. D'après MAGGI [2005].

4.5. Synthèse sur la structure des matières en suspension

Les matières en suspension présentes en milieu naturel ont une structure variée. On peut distinguer :

- les particules minérales non cohésives généralement appelées "sables". Toutefois, ces particules peuvent avoir des tailles bien inférieures à des sables granulométriques.
- Des micro-algues et organismes planctoniques ou débris organiques isolés.
- des particules agrégées.

Les particules agrégées sont elles aussi variables, il peut s'agir :

- de particules agrégées hors du milieu aquatique, par exemple des agrégats de sol arrachés par l'érosion. Dans ce cas, ces agrégats ont la composition du sol d'origine, et peuvent contenir de petites particules de "sables", des argiles, des débris de racines et de matière organique vivante ou morte. Les agrégats de sol ont une structure assez dense et des formes relativement sphériques. De tels agrégats de sols sont générés par l'érosion des versants.

- des floccs formés au sein de la colonne d'eau, par floculation de matières en suspension. Ils sont formés de matières minérales fines, et de fibres organique (EPS), ainsi que de micro-organismes. Ce sont des particules très peu denses, peu sphériques et présentant une organisation fractale. La taille - c'est à dire le degré d'agrégation - de ces floccs est en équilibre avec les conditions de turbulence et la chimie de l'eau.
- des particules formées dans le milieu aquatique mais ayant sédimenté puis été ré-érodées. Il s'agit en particulier de particules arrachées à la lamine de fine granulométrie présente à la surface du sédiment (SFGL). Ces particules ont une composition proche de celle des floccs, mais semblent avoir une structure plus dense et moins fractale que les vrais floccs.

Pour toutes les particules agrégées il semble que la présence de matière organique, sous forme de débris ou de substances polymériques extracellulaires (EPS) joue un rôle important dans l'agrégation et la solidité des particules.

Tous les types de particules peuvent avoir des tailles très variées et il n'existe pas de corrélation généralisable entre taille et type de particules. Pour une même taille, ces différents types de particules présentent des vitesses de chute, et donc des propriétés de transport très différentes. Ceci limite l'approche du transport sédimentaire par classe granulométrique.

5. Mesures de la vitesse de chute des particules en suspension.

5.1. Quels sont les paramètres mesurables ?

5.1.1. Les paramètres quantifiant la distribution de vitesses de chute d'une population de particules

Nous avons vu que les matières en suspension contiennent des particules de plusieurs types, et qu'il n'existe pas de relation généralisable entre taille et vitesse de chute. Pour caractériser les propriétés de transport d'une suspension, il est donc nécessaire d'en mesurer directement les vitesses de chute. Dans la section suivante, nous allons présenter les grandes familles d'outils de mesure qui peuvent être utilisés. Les vitesses de chute des particules d'une suspension naturelle s'étalent souvent sur plusieurs ordres de grandeurs. De nombreuses techniques de mesure sont indirectes et ne sont pas sensibles aux mêmes paramètres. Ainsi il est important de bien définir les différentes vitesses qui peuvent être utilisées pour décrire la distribution des vitesses de chute.

On considère une suspension de i types de particules avec des vitesses de chute respectives $W_{s,i}$ et de tailles caractéristiques respectives d_i . En notant n_i le nombre de particules du type i on peut définir les distributions de la vitesse de chute en fonction :

- du nombre de particules n_i ,
- du diamètre des particules $d_i \cdot n_i$,
- de la surface des particules $d_i^2 \cdot \alpha_{2,i} \cdot n_i = c_{S,i}$,
- du volume des particules $d_i^3 \cdot \alpha_{3,i} \cdot n_i = c_{v,i}$,

- de la masse des particules $d_i^3 \cdot \alpha_{3,i} \cdot \rho_i \cdot n_i = c_{m,i}$,

Avec $\alpha_{2,i}$ et $\alpha_{3,i}$ des paramètres de formes, ρ_i la masse volumique apparente de chaque type de particules i et $c_{S,i}, c_{v,i}$ et $c_{m,i}$ les concentrations surfacique, volumique et massique en particules i .

Pour chacune de ces distributions, on peut définir une vitesse moyenne. Les vitesses de chute moyennes en nombre $\overline{W_{s_n}}$, en diamètre $\overline{W_{s_d}}$, surfacique $\overline{W_{s_S}}$, volumique $\overline{W_{s_v}}$ et massique $\overline{W_{s_m}}$ sont définies par :

$$\begin{aligned}\overline{W_{s_n}} &= \frac{\sum_i W_{s_i} \cdot n_i}{\sum_i n_i} = \frac{\Phi_n}{n_i} , \\ \overline{W_{s_d}} &= \frac{\sum_i W_{s_i} \cdot d_i \cdot n_i}{\sum_i d_i \cdot n_i} = \frac{\Phi_n}{\sum_i d_i \cdot n_i} , \\ \overline{W_{s_S}} &= \frac{\sum_i W_{s_i} \cdot d_i^2 \cdot \alpha_{2,i} \cdot n_i}{\sum_i d_i^2 \cdot \alpha_{2,i} \cdot n_i} = \frac{\sum_i W_{s_i} \cdot c_{S,i}}{\sum_i c_{S,i}} = \frac{\Phi_S}{S_v} , \\ \overline{W_{s_v}} &= \frac{\sum_i W_{s_i} \cdot d_i^3 \cdot \alpha_{3,i} \cdot n_i}{\sum_i d_i^3 \cdot \alpha_{3,i} \cdot n_i} = \frac{\sum_i W_{s_i} \cdot c_{v,i}}{\sum_i c_{v,i}} = \frac{\Phi_v}{c_v} , \\ \overline{W_{s_m}} &= \frac{\sum_i W_{s_i} \cdot d_i^3 \cdot \alpha_{3,i} \cdot \rho_i \cdot n_i}{\sum_i d_i^3 \cdot \alpha_{3,i} \cdot \rho_i \cdot n_i} = \frac{\sum_i W_{s_i} \cdot c_{m,i}}{\sum_i c_{m,i}} = \frac{\Phi_m}{c_m} ,\end{aligned}\tag{2.29}$$

avec Φ_n , Φ_d , Φ_S , Φ_v et Φ_m respectivement les flux de chute numérique, en diamètre, surfacique, volumique et massique.

Les vitesses moyennes définies à partir de ces distributions sont liées entre elles par les covariances entre la vitesse de chute W_{s_i} et les autres paramètres de la distribution (d_i , α_i , ϕ_i). Par exemple la vitesse moyenne en nombre $\overline{W_{s_n}}$ est liée à la vitesse moyenne en taille $\overline{W_{s_d}}$ par :

$$\overline{W_{s_d}} = \overline{W_{s_i} \cdot d_i \cdot n_i} = \overline{W_{s_n}} \cdot \overline{d_i} + \frac{\text{cov}((W_{s_i} \cdot n_i), (d_i))}{\overline{d_i}} ,\tag{2.30}$$

avec $\text{cov}((W_{s_i} \cdot n_i), (d_i))$ la covariance entre la vitesse de chute et la taille des particules. Si la taille des particules n'est pas corrélée à leur vitesse de chute alors $\overline{W_{s_n}}$ et $\overline{W_{s_d}}$ sont identiques. Dans la plupart des suspensions, la vitesse de chute est corrélée au diamètre des particules et $\overline{W_{s_n}} < \overline{W_{s_d}} < \overline{W_{s_S}} < \overline{W_{s_v}}$. Les mesures de GRATIOT & MANNING, 2004 montrent que cette corrélation peut être faible pour des particules fortement flocuées, alors qu'elle est maximum pour des particules dont les formes seraient identiques.

5.1.2. Mesures de la taille de particules de formes irrégulières

L'observation de particules en microscopie optique ou avec un système holographique donne une image (2D) du projeté de la particule. Dans le cas de particules de formes complexes telles que les floes, il est possible de définir plusieurs tailles (1D) caractérisant ces particules. D'autres méthodes

de mesure, comme le tamisage, le calcul d'une taille à partir de la vitesse de chute ne donnent qu'une taille de particule. La diffractométrie laser est une technique très utilisée en granulométrie. Cette technique permet de recalculer la distribution des tailles de particules d'une suspension à partir de l'intensité laser diffractée à plusieurs angles. Le calcul nécessite un modèle d'inversion, basé sur la théorie de Mie, qui peut prendre en compte des paramètres de forme des particules et leur indice de réfraction [ANDREWS et al., 2010]. Le résultat est une quantité de particules dans différentes classes de tailles.

ANDREWS et al. [2010] et GRAHAM et al. [2012] ont étudié à quelles mesures de taille correspondent les mesures laser dans le cas de sédiments naturels de formes complexes et sont arrivés à la conclusion que la diffraction laser est sensible aux différentes échelles de taille présentes dans une structure complexe. GRAHAM et al. [2012] comparent les mesures de LISST-100X (granulomètre laser de terrain) avec des images obtenues par holographie pour des suspensions maritimes. La taille d'une particule complexe peut être quantifiée par la longueur des trois axes du parallélépipède dans laquelle elle est contenue (axe majeur L_1 : taille dans la direction d'élongation maximale, axe médian L_2 , et axe mineur L_3). Pour l'étude de particules à partir d'imagerie 2D, il est également courant de définir le diamètre sphérique équivalent ESD [DROPPA et al., 1997], correspondant au diamètre d'un cercle de même surface que le projeté de la particule :

$$ESD = \sqrt{\frac{S}{4 \cdot D}} \quad (2.31)$$

avec S la surface projetée de la particule. Pour mesurer les tailles des petites structures secondaires qui forment les floes, GRAHAM et al. [2012] définissent un algorithme de recouvrement des surfaces projetées des particules par des cercles de taille décroissante (figure 2.27). L'algorithme *circle packing* commence par définir la taille du cercle le plus grand inscrit dans le projeté 2D de la particule, puis le plus grand cercle inscrit dans l'espace non couvert par le premier cercle et ainsi de suite. Ceci permet de définir toutes les petites sections comprises dans une particule de forme complexe.

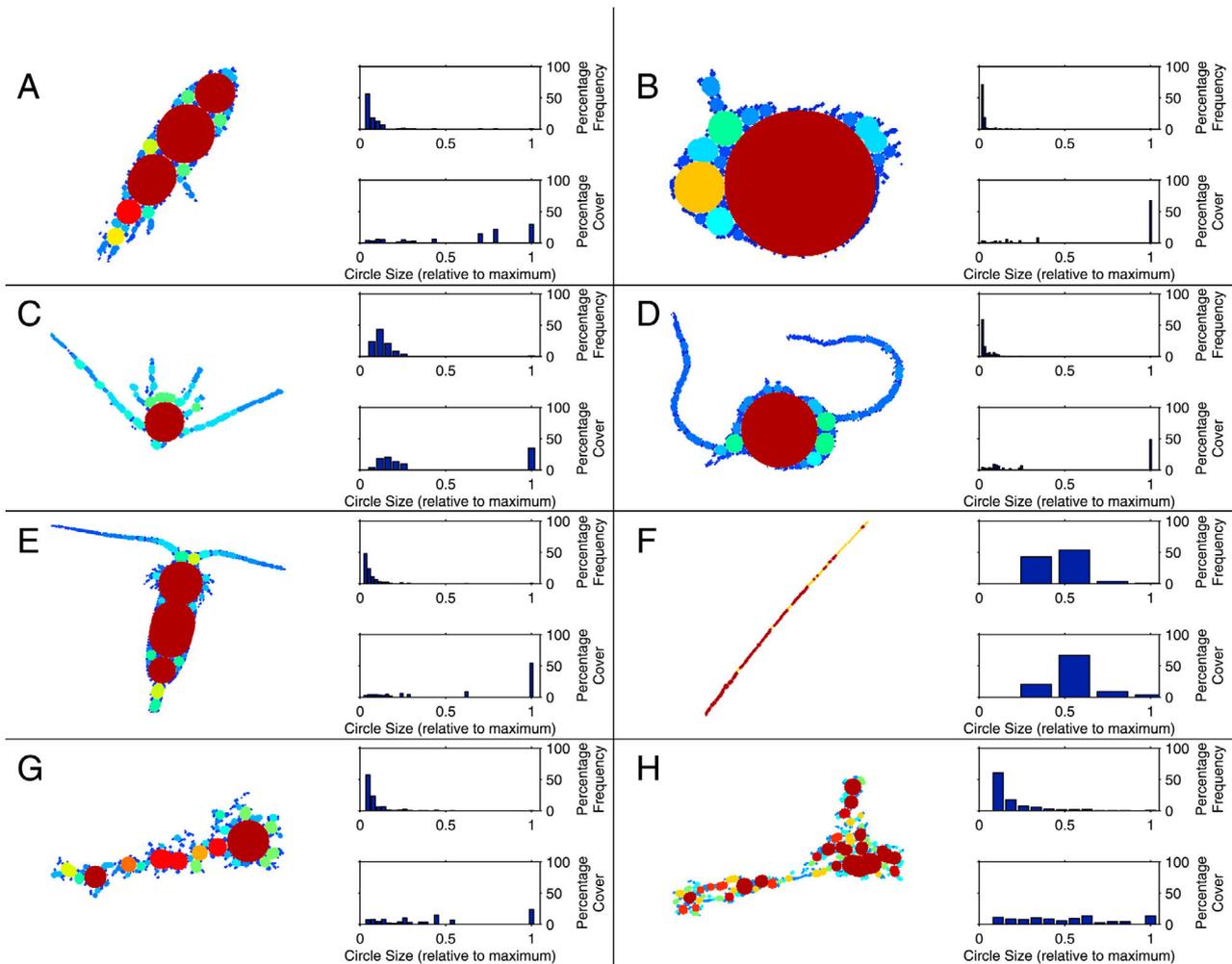


FIGURE 2.27 – Exemple de résultat de la couverture par des cercles de particules naturelles observées *in-situ* en milieu côtier : couverture par les cercles de tailles variables, et histogramme des distributions en nombre et en surface des cercles inscrits. D'après GRAHAM et al. [2012].

La figure 2.28 présente la distribution granulométrique mesurée par le LISST, ainsi que les distributions en diamètre sphérique équivalent L_{ESD} , en taille de l'axe majeur L_1 , et celle des cercles placés en *circle packing*, définies à partir d'une caméra holographique pour une suspension de la baie de Plymouth (Angleterre). La figure 2.28 montre ainsi que la distribution de taille mesurée par diffraction laser correspond à la somme des distributions des axes majeurs L_1 et des cercles compris dans la particule (*circle packing*).

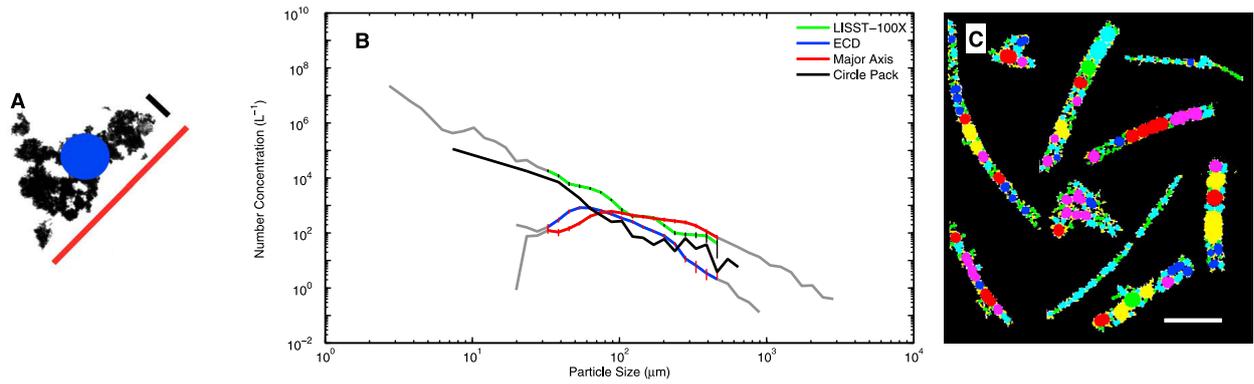


FIGURE 2.28 – (a) Exemple de taille caractéristique pour un floccule côtier : taille de l'axe majeur L_1 (rouge), de l'axe mineur L_3 (noir) et du diamètre sphérique équivalent L_{ESD} (bleu). (b) Distribution en nombre de particules mesurée par granulométrie laser (LISST-100X : en vert), et distribution numérique des diamètres sphériques équivalents L_{ESD} (ECD : en bleu), des tailles de L_1 (en rouge), et des cercles inscrits (*circle packing* en noir) mesurée à partir d'une caméra holographique en baie de Plymouth. (c) Exemple de cercles inscrits *circle packing* dans des particules de la baie de Plymouth. D'après GRAHAM et al. [2012].

La figure 2.29 présente schématiquement les distributions de tailles mesurées au granulomètre laser, la taille L_1 , l'ESD, ainsi que la distribution des cercles inscrits *circle packing* pour différentes formes de particules. Dans le cas d'une particule sphérique (figure 2.29 A), toutes ces mesures donnent la même taille qui correspond au diamètre de la sphère. Pour une particule allongée (figure 2.29 B), la granulométrie laser donnera une distribution bimodale, avec un pic correspondant à la taille dans la direction d'élongation maximale L_1 , et un pic correspondant à la taille L_3 (ici égale à L_2 et à la taille des cercles inscrits). Pour un floccule de forme complexe (figure 2.29 C), la granulométrie laser donnera une distribution de taille dispersée, allant de la taille L_1 à la taille du plus petit cercle inscrit et contenant toutes les tailles de cercles inscrits.

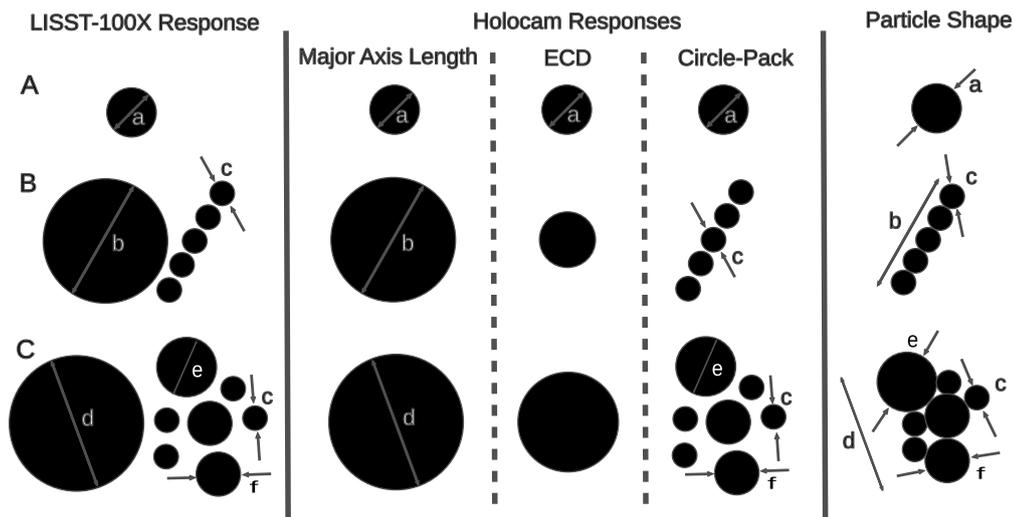


FIGURE 2.29 – Représentation schématique des réponses d'un granulomètre laser pour trois types de particules (A, B et C) de formes inconnues (colonne 1). La taille des particules primaires formant les floccules est indiquée par les flèches et les lettres (a-f). Les colonnes centrales représentent les tailles de l'axe majeur L_1 , du diamètre sphérique équivalent L_{ESD} et des cercles inscrits qui peuvent être mesurées à partir des hologrammes. La colonne de droite représente la forme réelle du floccule. D'après GRAHAM et al. [2012].

5.1.3. Évolution des particules

Les matières en suspension contiennent une part importante de matériaux cohésifs sous forme d'agrégats ou de floccs. Lorsque des particules sédimentent, le dépôt peut se consolider. Les particules issues de la remise en suspension d'un tel dépôt peuvent donc avoir des vitesses de chute très différentes de celles des particules initiales. La mesure de vitesse de chute de particules cohésives doit donc être réalisée *in-situ* pour être représentative des propriétés de transport des MES.

Les sections suivantes présentent les différentes techniques de mesure de la vitesse de chute des particules en suspension en milieu naturel. Une description des méthodes adaptées au milieu estuarien a été réalisée par MANTOVANELLI & RIDD [2006].

5.2. Mesures de vitesses de chute hors turbulence

Lorsqu'un échantillon de suspension est isolé du milieu turbulent, la chute des particules sous l'effet de la gravité n'est plus compensée par le mélange turbulent, et les particules sédimentent sous l'effet de la gravité. La vitesse de chute en régime permanent W_s au sein du fluide au repos peut être mesurée lors d'un essai de sédimentation.

L'opération de base d'un essai de sédimentation est de prélever un volume de solution à mesurer dans une colonne de sédimentation, puis de suivre le mouvement individuel de chaque particule ou de mesurer l'évolution au cours du temps de paramètres intégrateurs de la suspension ou du dépôt de fond. Des colonnes de sédimentation de terrain ont été développées depuis plusieurs décennies pour mesurer la vitesse de chute en milieu estuarien ou maritime [OWEN, 1976 ; COSTELLO et al., 1989]. Les premières colonnes étaient immergées dans la colonne d'eau à caractériser, où elles étaient remplies de la suspension à mesurer, puis remontées à la surface pour effectuer le test de sédimentation. Les colonnes sont souvent remplies à l'horizontale dans la direction de l'écoulement afin d'assurer l'homogénéité de l'échantillon. Certains auteurs préconisent de faire subir une rotation dans l'axe horizontal de la colonne lors de sa remontée pour empêcher la sédimentation sur les parois de la colonne (JONES & JAGO, 1996 cité par MANTOVANELLI & RIDD, 2006). Depuis, de nombreuses colonnes de sédimentation *in-situ* ont été développées pour permettre de réaliser des essais de sédimentation de façon autonome sans remonter l'échantillon à la surface [MURRAY et al., 1996 ; AGRAWAL & POTTS SMITH, 2000 ; MANNING & DYER, 2002]. La revue de MANTOVANELLI & RIDD [2006] présente les technologies de mesure *in-situ* de la vitesse de chute adaptées au milieu côtier et maritime.

Trois grandes familles de mesures de la vitesse de chute à partir de colonnes de sédimentation peuvent être définies à partir du paramètre mesuré et donc du traitement de données permettant de déterminer la vitesse de chute.

5.2.1. Mesure de la vitesse de chute des particules individuelles à partir du suivi de leurs trajectoires

5.2.1.a. Colonnes équipées de systèmes vidéo

La façon la plus directe de mesurer la vitesse de chute d'une particule est de suivre sa position au cours du temps lorsqu'elle a atteint sa vitesse de chute en régime permanent dans un fluide au repos. Différents instruments ont été développés pour réaliser une telle mesure. Les plus classiques sont

formés d'une colonne ou d'une chambre de sédimentation, au bas de laquelle se trouve une caméra à haute résolution qui filme le mouvement des particules [VAN LEUSSEN & CORNELISSE, 1996]. Une contrainte majeure de ce type de système est qu'il ne faut pas que les particules se superposent dans le champ de vision de la caméra afin de pouvoir les identifier. En milieu dilué, il est possible de placer le système vidéo immédiatement en bas d'une colonne de sédimentation qui emprisonne directement la suspension à mesurer. Le système INSSEV [MANNING & DYER, 2002] est une adaptation de la mesure vidéo *in-situ* à des milieux côtiers pour des concentrations allant jusqu'à 8 g.l^{-1} [MANNING & DYER, 2002]. Ce système comporte une première chambre de grande taille, ouvrant de deux côtés dans le milieu ambiant et dans laquelle environ 3 l de la suspension à analyser sont isolés afin de réduire la turbulence. A la base de cette chambre, une trappe coulissante ouvre sur une colonne remplie d'eau claire en base de laquelle se trouve la caméra. L'eau de la colonne de mesure est légèrement plus salée que le milieu ambiant de sorte à créer un gradient de densité et éviter toute recirculation du fluide. La trappe est ouverte durant un temps court - adapté en fonction de la concentration en floes - afin de laisser entrer dans la colonne de mesure un nombre de floes qui optimise la mesure. La résolution finale des vidéos du système INSSEV est de $20 \mu\text{m}$ [MANNING & DYER, 2002]. Pour des études de laboratoire, de nombreux auteurs ont utilisé des colonnes remplies d'eau claire au sommet desquelles un petit volume de la suspension à mesurer est introduit. Les particules en suspension sédimentent ainsi au travers de l'eau claire et passent dans le champ d'une caméra située à la base de la colonne [DROPPA et al., 1997; GRATIOT & MANNING, 2004]. Une limitation des systèmes vidéo pour l'étude microscopique des floes est la faible profondeur du plan focal (1 mm pour INSSEV) [MANNING & DYER, 2002].

5.2.1.b. Colonnes équipées de systèmes holographiques

Des systèmes d'imagerie holographique immergée ont été développés dans l'objectif de s'affranchir des problèmes de distance focale et d'améliorer la résolution des images des particules en suspension.

L'holographie est basée sur l'enregistrement de la phase et de l'amplitude d'un faisceau de lumière diffractée. Cet enregistrement est rendu possible par interaction entre un faisceau de lumière directe (onde de référence) et un faisceau de la même lumière après diffraction (onde objet). Une surface d'enregistrement éclairée par les deux faisceaux est sensible à l'intensité lumineuse, qui est maximale lorsque les faisceaux directs et diffractés sont en phase et minimum sinon. En éclairant l'enregistrement holographique avec une lumière similaire à celle utilisée lors de l'enregistrement (onde de référence), celui-ci laisse passer la lumière là où la phase de l'onde objet était celle de l'onde de référence. Les faisceaux passant au travers de l'enregistrement suivent alors ceux qui formaient l'onde objet et divergent depuis la position où se trouvait l'objet à l'origine de la diffraction lors de l'enregistrement. Ainsi il apparaissait une "image 3D" de l'objet initial.

L'enregistrement holographique développé pour l'étude des sédiments est basé sur ce principe. Une nappe de rayons laser parallèles est créée par un système de lentilles, et éclaire une surface photosensible au travers de la suspension à analyser [COSTELLO et al., 1989; GRAHAM & SMITH, 2010] (figure 2.30). Certains faisceaux de la nappe vont être diffractés par les matières en suspension alors que les autres serviront de faisceau de référence. Les surfaces photosensibles étaient des films analogiques lors des premiers développements de la technique [COSTELLO et al., 1989]. Les systèmes actuels utilisent des caméras holographiques numériques (*Charge-Coupled Device* CCD) permettant

d'acquérir des images à haute fréquence [GRAHAM & SMITH, 2010]. En théorie l'holographie permet d'obtenir une image 3D des particules étudiées. Toutefois les problèmes de bruit de mesure rencontrés dans l'étude de suspensions naturelles limitent aujourd'hui les résultats à une tomographie d'images 2D [GRAHAM & SMITH, 2010]. Le système présenté par GRAHAM et al. [2012] mesure à une fréquence de 2 Hz des images espacées de 0.6 mm sur lesquelles la taille des plus petits objets visibles est estimée entre 4 et 20 μm en fonction de leur forme. Une version de ce système est commercialisée par Sequoia Scientific sous le nom de LISST-Holo. Il est sensible aux particules de taille comprise entre 25 et 2500 μm et peut être utilisé pour des suspensions de concentration maximum de l'ordre 50 $mg.l^{-1}$ (très variable en fonction de la granulométrie)¹. L'analyse des hologrammes se fait aujourd'hui en calculant numériquement les positions des sources de diffractions à partir des enregistrements des CCD [GRAHAM & SMITH, 2010].

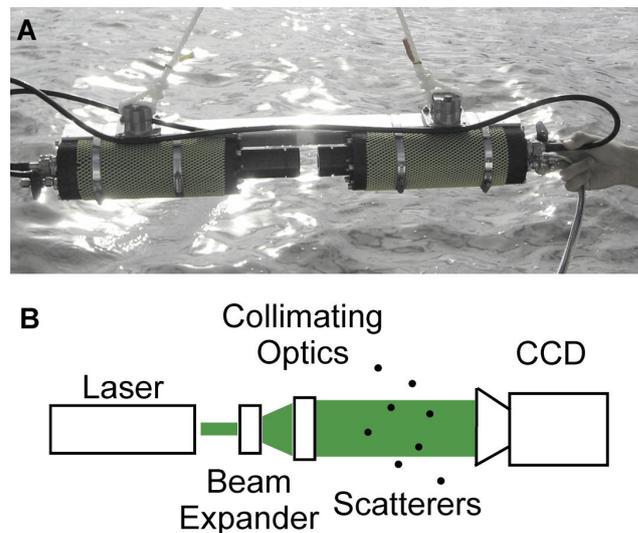


FIGURE 2.30 – (a) Photo et (b) schéma optique du système de vidéo holographique submersible développé par GRAHAM & SMITH [2010]. D'après GRAHAM & SMITH [2010].

5.2.1.c. Avantages et inconvénients de la mesure par suivi des particules

Le suivi de la trajectoire des particules est la seule technique de mesure qui donne accès à la vitesse de chute de chaque particule. On obtient pour chaque particule observée la vitesse de chute, des tailles caractéristiques et éventuellement des indicateurs de forme en fonction de l'algorithme de traitement d'image utilisé. La mesure de ces paramètres pour une grande population de particules permet de calculer des statistiques de vitesse de chute, de taille ou de forme. Il est également possible d'estimer des covariances entre paramètres, ce qui n'est pas possible lors de la mesure directe de paramètres intégrateurs.

L'utilisation de systèmes vidéo ou holographiques nécessite de distinguer les particules. Ainsi la limite de détection est généralement située entre 20 et 100 μm pour les caméras [MANTOVANELLI & RIDD, 2006] et peut descendre jusqu'à 4 μm pour certaines formes de particules pour les systèmes holographiques. La limitation majeure de l'utilisation de ces systèmes en rivière est la faible concentration en particules requise pour distinguer clairement les particules individuelles. Ces systèmes ne sont pas utilisables pour des eaux troubles très concentrées en matières fines. La dilution de l'échan-

1. d'après Sequoia Scientific <http://www.sequoiasci.com/>

tillon dans une colonne d'eau claire permet de contourner ce problème, mais donne alors la vitesse de chute en régime de sédimentation libre, qui peut être très différente de la vitesse en milieu concentré.

5.2.2. Mesures de vitesses de chute à partir du temps de résidence dans une colonne de sédimentation

Le suivi de la concentration en particules (ou de tout autre paramètre lié à la suspension) à la base d'une colonne de sédimentation permet de définir le temps nécessaire à la sédimentation d'un type de particules. A partir du temps τ_j auquel un type de particules j disparaît de la suspension à la profondeur z à laquelle les mesures sont effectuées, il est possible de calculer la vitesse de chute W_{s_j} de ce type de particules selon :

$$W_{s_j} = \frac{z_{\text{capteur}}}{\tau_j} \quad (2.32)$$

5.2.2.a. Colonnes équipées de pipettes

Les premières et les plus développées des mesures basées sur ce principe sont les colonnes équipées de pipettes. La pipette permet de prélever des échantillons à intervalles réguliers (ou logarithmiques). Ces échantillons sont analysés a posteriori en laboratoire pour en mesurer la masse en suspension. On obtient ainsi une courbe d'évolution de la masse en suspension à la profondeur z en fonction du temps $C(t)$. La différence de la concentration en MES (ou de la concentration en un autre paramètre), entre deux prélèvements à des temps τ_1 et τ_2 correspond à des particules dont les vitesses de chute sont comprises entre $W_{s_2} = \frac{z}{\tau_2}$ et $W_{s_1} = \frac{z}{\tau_1}$. Par interpolation de la courbe $C(t)$ on peut définir le temps τ_X nécessaire à un rabattement de $X\%$ de la concentration initiale en suspension, et la vitesse de chute $W_{s_X} = \frac{z}{\tau_X}$ correspondante. La vitesse $W_{s_{50}}$, correspondant à un rabattement de 50% de la masse initiale en suspension, est couramment utilisée comme indicateur global des propriétés d'une suspension [ANTOINE, 2013]. Des analyses chimiques ou granulométriques peuvent être réalisées sur les échantillons prélevés durant l'essai de sédimentation. Ceci permet de calculer le temps de sédimentation associé aux particules porteuses de polluants ou aux particules d'une certaine taille.

La prise d'échantillon est la seule méthode qui permet de déterminer les vitesses de chute associées à des paramètres chimiques, ce qui est indispensable pour les études de transport de polluants [HUEBNER, 2011]. Ainsi les nombreux modèles de pipettes qui ont été développés pour la mesure de la vitesse de chute avec prélèvement *in-situ* directement dans le tube de sédimentation (FIPIWITU, RWS tubes, Bigdan tubes [MANTOVANELLI & RIDD, 2006]) ou remplies après prélèvement (pipettes d'Andreasen [ANTOINE, 2013]), sont encore utilisés aujourd'hui.

Toutefois, ces mesures sont très coûteuses en temps d'analyse en laboratoire et la résolution sur les vitesses de chute est limitée par le nombre d'échantillons prélevés durant l'essai de sédimentation. C'est pourquoi des colonnes équipées d'instruments qui mesurent en continu et de façon autonome des paramètres de la suspension ont été développées.

5.2.2.b. Colonnes équipées de capteurs optiques

Des colonnes équipées de capteurs optiques ont été développées. Ces colonnes permettent de calculer les vitesses de chute correspondant à une certaine diminution de turbidité. Le suivi continu de

la concentration massique en matières en suspension (MES) en rivière ou en mer se fait couramment à l'aide de capteurs optiques calibrés mesurant la turbidité. La mesure de turbidité est basée sur le rapport entre l'intensité de la lumière émise par une source et mesurée par un capteur après interaction avec la solution à caractériser. Si l'émetteur et le capteur se font face (angle $\alpha = 180^\circ$) il s'agit d'une mesure de turbidité en transmission. Les capteurs OBS (*optical backscatter sensors*) mesurent quant à eux la turbidité en rétrodiffusion ($0 \leq \alpha \leq 90^\circ$) [DOWNING, 2006].

La turbidité est ensuite traduite en masse en suspension par une relation empirique établie à partir de mesures ponctuelles de MES. La relation entre MES et turbidité est très variable selon le site de mesure et peut l'être dans le temps lorsque les propriétés des sédiments varient. En rivière cette variation est souvent due à une crue sur certains affluents apportant des particules de types différents, alors qu'en milieu estuarien la variation saisonnière due à l'activité biologique est prépondérante. La relation entre turbidité et MES est en particulier extrêmement sensible à la granulométrie des particules (voir chapitre 4 section 5; VAN DE HULST [1957]; CLIFFORD et al. [1995]; DOWNING [2006]; VOUSDOUKAS et al. [2011]; VONGVIXAY [2012]).

De nombreux auteurs [KINEKE et al., 1989; MURRAY et al., 1996; YOU, 2004] ont traduit les valeurs de turbidité mesurées durant un essai de sédimentation en valeurs de concentration à partir d'une calibration établie sur le site de prélèvement. Toutefois, une telle approche risque d'apporter un biais considérable dans les résultats puisque la distribution granulométrique et le type de particules en suspension varie durant un essai de sédimentation : les particules les plus grosses et les plus denses sédimentent en effet en premier. HILL et al. [1994] abordent ce problème et proposent une correction basée sur le calcul de la contribution à la turbidité de chaque type de particules formant la suspension à partir de leurs vitesses de chute. Toutefois, comme le soulignent ces auteurs, la correction demande de faire des hypothèses sur la densité, la forme et les propriétés optiques des particules, et n'est donc pas applicable directement de façon fiable. MURRAY et al. [1996] proposent quant à eux de calibrer directement la relation turbidité - concentration durant un essai de sédimentation en réalisant des mesures à la pipette au sein de la colonne équipée de capteurs optiques. Ils obtiennent ainsi une relation turbidité - concentration qui varie en fonction du temps de sédimentation. Toutefois, une telle calibration est difficile à mettre en oeuvre sur le terrain et une relation constante y est généralement utilisée [MURRAY et al., 1996].

5.2.2.c. Colonnes équipées de granulomètres laser

La miniaturisation des granulomètres laser permet aujourd'hui d'en équiper des colonnes de sédimentation de terrain. Ainsi Sequoia Scientific commercialise sous le nom de LISST-ST un système comportant une colonne de sédimentation à la base de laquelle se trouve un granulomètre laser (identique au LISST-100X), couplé avec un module d'ouverture, de vidange et de fermeture de la colonne. Ce système permet d'emprisonner un échantillon de la suspension du milieu ambiant et de mesurer l'évolution de la granulométrie à la base de la colonne lors de sa sédimentation hors turbulence. Les LISST-100X (Laser In-Situ Scattering and Transmissometry) mesurent la distribution des tailles de particules par diffractométrie laser, ainsi que la concentration surfacique par une mesure de trans-

mission, ce qui permet de recalculer la concentration volumique en particules dans une gamme de classe granulométrique (1,25 à 250, 2 à 500 ou 7,5 à 1500 μm , selon les instruments)¹.

Les LISST donnent des concentrations dans 32 classes de tailles réparties logarithmiquement. Toutefois, la diffractométrie laser a tendance à "lisser" les distributions. Une certaine taille de particules va être mesurée dans la classe qui lui est propre, mais également dans les classes voisines. Ainsi AGRAWAL & POTTSMITH [2000] concluent qu'il est possible de définir 8 classes de granulométrie indépendantes à partir des mesures d'un LISST. En reconstituant les chroniques de concentration dans chacune de ces 8 classes, il est possible de définir le temps τ_i pour lequel la concentration en particules de la classe i devient nulle. Ce temps permet de calculer la vitesse de chute associée à la i^{eme} classe de taille [AGRAWAL & POTTSMITH, 2000].

Les colonnes de sédimentation équipées de granulomètres donnent donc accès à une vitesse de chute globale des particules pour 8 classes de granulométrie. Ces systèmes ont été validés pour des particules non cohésives [AGRAWAL & POTTSMITH, 2000] et utilisés avec succès pour des particules naturelles [AGRAWAL & POTTSMITH, 2000 ; WILLIAMS et al., 2008]. La concentration dans la colonne doit être suffisamment faible pour éviter que la diffraction multiple ne prenne de l'importance, ce qui devient problématique lorsque l'atténuation du faisceau en transmission dépasse 30% [AGRAWAL & POTTSMITH, 2000]. Il est possible d'adapter l'épaisseur de la cellule de mesure à la turbidité du milieu. Ainsi, en milieu naturel, les LISST ont été utilisés à des concentrations de l'ordre du mg.l^{-1} à quelques centaines de mg.l^{-1} [MIKKELSEN & PEJRUP, 2000 ; THONON et al., 2005 ; GUO & HE, 2011].

5.2.3. Mesures de vitesses de chute à partir de l'évolution du dépôt de fond

Mesurer au cours du temps la masse qui se dépose au fond d'une colonne donne directement accès au flux de chute massique. Ce flux peut être mesuré en continu par une balance immergée. L'intégrale du flux sur une fenêtre de temps peut quant à elle être mesurée par des trappes à sédiments ou en prélevant des échantillons de suspension à la base d'une colonne de décantation. La théorie d'Odén (FISHER & ODÉN, 1924 cité par MANTOVANELLI & RIDD, 2008) permet de calculer une distribution massique de vitesses de chute à partir de l'évolution de la masse sédimentée au cours du temps à la base d'une colonne de sédimentation. La dérivée temporelle de la masse sédimentée est proportionnelle au flux de chute à la base de la colonne. En supposant que la suspension est homogène en début de sédimentation et que l'on n'est pas en régime de floculation, le flux de chute initial correspond à la somme des flux de chute de toutes les populations de particules présentes au sein de la suspension. Ce flux est constant jusqu'à ce que les particules de la population chutant le plus rapidement aient toutes sédimenté, c'est à dire lorsque celles situées initialement à la surface de la colonne ont atteint le fond, soit à un temps $t_1 = \frac{z_c}{W_{s1}}$ avec z_c la profondeur de la colonne, et W_{s1} la vitesse de chute des particules de la population la plus rapide. Ensuite, seules les particules chutant plus lentement contribuent au flux de chute. Le flux de chute diminue donc au cours du temps au fur et à mesure que des populations de particules s'épuisent (figure 2.31a). A un instant t , la masse sédimentée $M(t)$ correspond à la somme de (i) la masse initialement en suspension des populations dont la vitesse de chute est supérieure à $Ws > \frac{z_c}{t}$ (M_{CS}), qui ont totalement sédimenté, et (ii) d'une fraction de

1. LISST-100X Particle Size Analyzer, User's Manual version 4.65 et LISST-ST Particle Size Analyzer, User's Manual version 3.0; SEQUOIA SCIENTIFIC, INC. Disponible sur <http://www.sequoiasci.com/>.

la masse des populations dont la vitesse de chute est plus faible $W_s < \frac{z_c}{t}$ (M_{PS}), qui n'ont que partiellement sédimenté [SEDIMENTATION, 1953 ; MANTOVANELLI & RIDD, 2008 ; MALARKEY et al., 2013]. Immédiatement après l'instant t , le flux de chute correspond au flux de chute des particules partiellement sédimentées, la tangente à la courbe d'Odén (masse sédimentée en fonction du temps) recoupe donc l'origine des temps pour une valeur de masse correspondant à M_{CS} (figure 2.31b). En calculant numériquement les tangentes à la courbe d'Odén pour plusieurs temps t_1, t_2, \dots, t_n , il est donc possible de calculer la répartition de la masse initialement en suspension dans n classes de vitesses de chute (figure 2.31c ; MANTOVANELLI & RIDD, 2008).

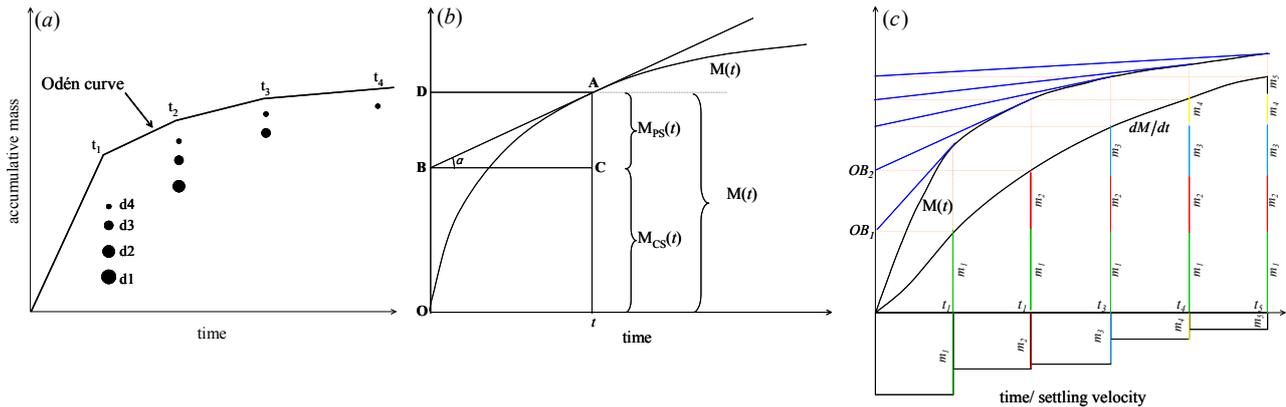


FIGURE 2.31 – (a) Courbe d'Odén présentant la masse accumulée en bas de colonne durant un essai de sédimentation d'un échantillon contenant quatre types de particules (d_1, d_2, d_3, d_4). Au temps t_0 , toutes les particules sont en suspension, au temps t_1 , toutes les particules du type d_1 , ainsi qu'une fraction des particules d_2, d_3 et d_4 ont sédimenté, ainsi à chaque fois qu'un type de particules a disparu de la suspension, sa contribution au flux devient nulle et celui-ci diminue. (b) Représentation schématique de la méthode graphique d'Odén pour obtenir la contribution en masse des types de particules totalement sédimentées $M_{CS}(t)$ et partiellement sédimentées $M_{PS}(t)$ à la masse totale sédimentée $M(t)$. (c) Application de la méthode d'Odén, à plusieurs temps (t_1, t_2, \dots, t_n), afin d'obtenir la fraction de masse sédimentée (m_1, m_2, \dots, m_n), correspondant à n classes de vitesses de chute ($W_{s_i} = \frac{z_{colonne}}{t_i}$). L'histogramme de la répartition des masses dans ces classes de vitesse est présenté en-dessous du graphique. Adapté de MANTOVANELLI [2005].

5.2.3.a. Prélèvement d'échantillons en bas de colonne

Les instruments les plus simples pour mesurer le flux de chute au cours du temps sont les colonnes de sédimentation à prélèvement basal, telle que les tubes d'Owen [OWEN, 1976], les tubes Quisset et les tubes Allersma [MANTOVANELLI & RIDD, 2006]. La hauteur z de fluide dans la colonne diminue à chaque prélèvement et cette variation doit être prise en compte lors du calcul des vitesses de chute. Comme pour les prélèvements par pipette, la masse de solide dans chaque échantillon est mesurée en laboratoire. Bien que demandant une main d'oeuvre considérable, cette technique de mesure est encore utilisée aujourd'hui car elle est facile à mettre en oeuvre et qu'elle permet de déterminer les vitesses de chute liées à des propriétés chimiques, telles que des polluants ou nutriments. Ces vitesses de chute sont celles recherchées pour paramétriser les modèles de transport biogéochimiques. Ainsi des algorithmes de traitement de données pour les tubes d'Owen [MALARKEY et al., 2013] et des variantes de ces tubes permettant de limiter les effets de bord [HUEBNER, 2011] sont encore développées aujourd'hui.

5.2.3.b. Trappes à sédiment

La mesure du flux de chute peut également être faite par des trappes à sédiments. La masse de sédiment déposé, divisée par le temps d'ouverture de la trappe, donne le flux moyen durant la période d'ouverture. Cette technique de mesure présente des avantages et des inconvénients similaires à la précédente. COSTELLO et al. [1989] et MIKKELSEN et al. [2004] présentent un des systèmes de tripodes submersibles regroupant diverses méthodes de caractérisation des particules en suspension et comportant des trappes automatiques.

5.2.3.c. Colonnes équipées de balance immergée

Les méthodes précédentes mesurent l'intégrale de flux de chute (masse déposée) durant une période de mesure. Afin de mesurer le flux de chute en continu, des balances immergées ont été développées. Des balances immergées utilisables pour des études ou des calibrations en laboratoire ont été utilisées par RIDD et al. [2001] et ANTOINE [2013]. MANTOVANELLI & RIDD [2008] ont développé le système SEDVEL, composé d'une balance immergée, d'une colonne de décantation et d'un système de vidange automatique. Cet instrument est déposé *in-situ* au fond d'une baie ou d'un cours d'eau à faible vitesse d'écoulement dont on veut caractériser les particules en suspension et réalise des essais de sédimentation à intervalles réguliers de façon autonome. Le système SEDVEL est utilisable dans une gamme de concentration de 5 à environ 800 mg.l^{-1} . La masse sédimentée est enregistrée toutes les 20 secondes avec une résolution de $0,01 \text{ g}$. L'autonomie du système est d'environ 4 jours. Il est possible de déterminer les masses correspondant à des classes de vitesse de chute de $9 \cdot 10^{-5}$ à $1,6 \cdot 10^{-2} \text{ m.s}^{-1}$ lorsque la durée des essais de sédimentation est fixée à 60 minutes [MANTOVANELLI & RIDD, 2008].

5.2.4. Mesures à plusieurs profondeurs durant un essai de sédimentation

La mesure de l'évolution de caractéristiques de la suspension à plusieurs profondeurs augmente la quantité d'informations et permet d'augmenter la précision des mesures de vitesses de chute ainsi que de donner des informations sur le régime de sédimentation. La *in-situ* settling box [MURRAY et al., 1996] permet de mesurer l'évolution de la turbidité à quatre profondeurs (25, 50, 100 et 200 mm). A partir de l'équation 2.32, ces auteurs utilisent chaque capteur pour mesurer les concentrations correspondant à une gamme de vitesse de chute donnée. Ainsi, ils élargissent la gamme de vitesses de chute mesurable pour un essai de sédimentation.

5.2.4.a. Estimation du flux de chute à partir de mesures optiques dans la colonne d'eau

A partir d'une colonne de sédimentation équipée de plusieurs capteurs OBS, YOU [2004] propose d'appliquer une équation de conservation de la masse intégrée sur la verticale pour déduire le flux de chute Φ_z à une profondeur z à partir de la variation de concentration en suspension dans la colonne :

$$\Phi_z(z,t) = \int_{z'=z}^{z'=0} \left(\frac{\partial C}{\partial t} \right)_{z',t} \cdot dz' \quad (2.33)$$

En pratique les mesures de concentration existent uniquement en un nombre fini de profondeurs z' équipées d'un OBS. YOU [2004] et SOTTOLICHIO et al. [2011] discrétisent l'équation 2.33 sur une série de profondeurs Δz centrées sur une mesure OBS. Au sein de la tranche d'épaisseur Δz , la concentration est supposée constante selon la verticale et égale à celle mesurée par l'OBS. En notant

z_1 la profondeur du premier capteur et en discrétisant également $\frac{\partial C}{\partial t}$ l'équation 2.33 devient :

$$\Phi(z,t) = \sum_{z'=z}^{z'=z_1} \frac{c_{t+1,z'} - c_{t-1,z'}}{2 \cdot \Delta t} \Delta dz' \quad (2.34)$$

Les résultats de cette méthode sont à considérer avec précaution. En effet l'approximation faite pour passer de l'équation 2.33 à l'équation 2.34 induit un biais, particulièrement important au début des essais de sédimentation (voir chapitre 5 section 5.1.2). Ce biais est d'autant plus important que la distance entre la surface du fluide et le premier capteur est grande. Les instruments utilisés par YOU [2004] ; SOTTOLICHIO et al. [2011] ne sont pas autonomes et sont limités à des utilisations de laboratoire ou ponctuelles lors de campagnes de mesure.

5.2.4.b. Estimation de vitesses de chute à partir de courbes d'iso-concentrations

En gestion des eaux usées, il est courant de réaliser des essais de décantation dans des colonnes de plusieurs mètres de haut avec des vannes de prélèvement d'échantillons à plusieurs profondeurs [METCALF & EDDY, 1979]. Ces essais sont utilisés pour optimiser les processus de décantation en station d'épuration. PIRO et al. [2010] utilisent ainsi une colonne de 3 m de haut équipée de vannes tous les 0,5 m. A partir de prélèvements de MES effectués au cours du temps aux différentes profondeurs, les temps $\tau_{x,z}$ correspondant à un rabattement de la concentration initiale de $X\%$ à chaque profondeur z sont déterminés par interpolation [METCALF & EDDY, 1979].

En régime de sédimentation libre les courbes $\tau_x(Z)$ sont des droites dont les pentes correspondent aux vitesses de chute, [PIRO et al., 2011]. En régime de floculation, elles deviennent courbes et PIRO et al. [2011] proposent de les modéliser par des fonctions puissance (voir chapitre 5 section 4.3).

Le *Z-axis translations laser light scattering* (ZATLLS) est un instrument développé pour mesurer en laboratoire les vitesses de chute de suspensions biologiques. L'instrument est composé d'un émetteur laser ainsi que d'un photo-détecteur situé face à l'émetteur, montés sur un rail vertical. Une colonne de sédimentation transparente (jusqu'à 20 cm de haut) est placée entre l'émission et la réception et le laser scanne la turbidité de la suspension au cours de cycles de montée descente le long du rail. Le système peut ainsi mesurer avec une résolution verticale de 1 mm [HOFFMAN et al., 2002]. MACIBORSKI et al. [2003] proposent de définir les vitesses de chute de la suspension à partir d'un ajustement linéaire des couples temps-profondeur auxquels une valeur de turbidité est mesurée. Ceci correspond à faire un ajustement linéaire sur $\tau_x(Z)$, avec x une valeur de turbidité. MCKEON & LOVE [2008] ont ensuite utilisé cette technique en bio-ingénierie pour déterminer l'agrégation de protéines.

Cette méthode de traitement de données est une adaptation de la théorie de sédimentation de Kynch [KYNCH, 1952 ; CONCHA & BUSTOS, 1987] qui indique que pour une suspension d'un seul type de particule, la variation temporelle de hauteur du front de sédimentation correspond à la vitesse de chute des particules. Le suivi de la position du front est couramment utilisé pour déterminer la vitesse de chute d'une suspension, en particulier en régime de chute entravé où le front est net [SOTTOLICHIO et al., 2011].

5.3. Mesures non intrusives en milieu turbulent

En régime entravé, la turbulence peut modifier le flux de chute d'une suspension (voir section 2.4). Ainsi il est intéressant d'estimer les vitesses de chute directement en milieu turbulent. L'estimation des vitesses de chute en milieu turbulent se fait à partir de l'équilibre en régime permanent entre le flux de chute et l'homogénéisation du profil de concentration par la turbulence.

Une estimation du flux de chute peut être faite à partir d'un profil vertical de concentration au sein de la colonne d'eau et d'une estimation du profil de turbulence. Il s'agit alors d'une estimation à partir du profil de type profil de Rouse.

GRATIOT et al. [2005] utilisent une cuve à turbulence de grille, permettant de générer une turbulence isotrope et bien caractérisée dont l'intensité décroît avec la hauteur dans la cuve. Lorsqu'une concentration en sédiments importante est introduite dans la cuve à turbulence, une lutocline, c'est-à-dire une interface définie par une discontinuité de concentration en suspension, est formée. La concentration est alors quasi homogène sous la lutocline, alors qu'elle diminue de plus de deux ordres de grandeur à l'interface. Ce gradient de concentration, et donc de densité apparente du fluide se comporte comme une barrière qui limite la propagation de la turbulence. Un gradient de turbulence est ainsi observé au travers de la lutocline. GRATIOT et al. [2005] établissent une relation permettant de lier la position de la lutocline au flux de chute de la suspension.

Les vélocimètres acoustiques à effet Doppler *acoustic Doppler velocimeter* (ADV) permettent de mesurer à haute fréquence le mouvement des impuretés présentes dans une particule fluide via le décalage fréquentiel entre un signal émis et réfléchi. Ainsi ces instruments permettent de mesurer le vecteur vitesse V d'une particule fluide. De plus l'intensité du signal réfléchi dépend de la surface des impuretés présentes dans la particule fluide. Cette intensité est donc liée à la concentration en sédiments. Ainsi, après calibration via d'autres types de mesures, l'ADV permet de mesurer à haute fréquence la concentration en sédiments C . La fréquence de mesure des ADV donne accès aux variations turbulentes C' et V' (u', v', w') de C et de V . En considérant un équilibre à petite échelle entre le flux de chute $Ws \cdot C$ et le flux turbulent $\langle C' \cdot w' \rangle$ qui est directement mesurable par l'ADV, on obtient :

$$Ws \cdot C = \langle C' \cdot w' \rangle \quad (2.35)$$

Ws peut être estimé à partir de l'équation 2.35 [FUGATE & FRIEDRICHS, 2002 ; SOTTOLICHIO et al., 2011]. On peut ainsi mesurer *in-situ* la valeur du flux et de la vitesse de chute en milieu turbulent. Cette mesure reste tout de même relativement complexe et demande de nombreuses calibrations.

5.4. Conclusions

La mesure de la vitesse de chute des matières en suspension est essentielle pour comprendre les processus de transport et de dépôt des sédiments en rivières. De nombreuses méthodes de mesure ont été développées en particulier pour les mesures en milieu côtier. Chaque méthode de mesure présente ses avantages mais également ses limitations. La diversité des méthodes de mesure développées et utilisées, et le fait qu'aucune méthode ne soit devenue une référence, montre qu'aucune méthode n'est réellement satisfaisante en terme de données acquises et de facilité de déploiement. De nom-

breux auteurs considèrent qu'une estimation des propriétés de chute des sédiments doit être faite en recoupant les mesures de différentes techniques [FUGATE & FRIEDRICH, 2002; MIKKELSEN et al., 2004; MANTOVANELLI & RIDD, 2006].

Dans la section précédente, nous avons classé les méthodes de mesure en fonction du type de traitement de données et des hypothèses faites pour déterminer les vitesses de chute. Il est également possible de distinguer les méthodes qui sont basées sur une estimation des paramètres de chute de chaque particule d'une population, et celles basées sur la mesure d'un paramètre intégrateur permettant de déduire une vitesse moyenne. Les rivières de bassins versants élémentaires sont souvent des environnements très turbides, dans lesquels il est impossible de discerner les particules individuelles. Ainsi seules les techniques basées sur la mesure de paramètres globaux y sont utilisables en crue. De plus il est courant qu'un charriage important ait lieu dans les hauts bassins versants, spécialement en période de crue lorsque le transport en suspension est lui aussi important. Ainsi il est extrêmement délicat de placer des instruments de mesures au fond de la rivière.

Dynamique des agrégats en milieu turbulent

1. Avant-propos

Nous avons vu au chapitre précédent que les caractéristiques de transport des particules en suspension mesurées en rivières sont généralement différentes de celles des agrégats de sols qui sont détachés des versants par l'érosion.

Les approches de modélisation sont également très différentes entre les modèles d'érosion, développés pour les parcelles puis extrapolés à l'échelle des bassins élémentaires, et les modèles développés pour étudier le transport sédimentaire dans les systèmes aval (grandes rivières, lacs, estuaires). Dans les modèles d'érosion, les caractéristiques de taille et de vitesses de chute des particules dépendent des sols érodés et sont ensuite considérées comme fixes lors du transfert des particules. Au contraire, dans les modèles de transport sédimentaire développés pour les systèmes aval, il est généralement considéré que les propriétés de transport des particules évoluent par floculation en fonction de la chimie, de la turbulence du milieu et de sa concentration en suspension. Les particules élémentaires susceptibles de flocculer sont quand à elles considérées comme invariantes ou de second ordre. Selon ces concentrations il doit donc exister une échelle à partir de laquelle la variabilité des propriétés des matériaux source est lissée par leur évolution durant leur transfert dans les bassins versants.

Ce chapitre présente des résultats d'une expérience en laboratoire au cours de laquelle nous avons suivi l'évolution d'agrégats de sols lorsqu'ils sont placés en milieu turbulent. Centré sur le premier verrou scientifique énoncé en introduction de mon travail de thèse, l'objectif de ce chapitre est de mieux comprendre l'importance des mécanismes physiques dans la transformation des particules à l'échelle de l'évènement érosif, afin de déterminer s'il s'agit d'un processus à prendre en compte pour améliorer les modèles d'érosion-transport de sédiment dans les bassins élémentaires.

Il s'agit d'un chapitre sous forme d'article à soumettre prochainement à *Catena* : W. Wendling, C. Legout, N. Gratiot, H. Michallet, T. Grangeon. : *Dynamics of soil aggregates sizes in turbulent flow : respective effect of soil type and suspended concentration.*

2. Abstract

The fate of eroded soil particles impacts soil loss, river engineering and aquatic ecosystems. However little is known about soil particles dynamics within the flow just after their detachment from the soil matrix. The relationship between particles size and turbulence were studied but few studies analysed the effect of particles concentration on their size characteristics. Three soils, two badland materials with little organic content and a well developed calcareous brown soil, were therefore analysed using a grid-stirred experiment. An isotropic and homogeneous turbulence was generated to focus on the effects of suspended concentration on particles size. Increasing the suspended concentration in the range $1 - 10 \text{ gL}^{-1}$ leads to a decrease of the proportion of the medium size particles and to an increase of the proportion of the smallest particles, as a consequence to enhanced abrasion. The soil aggregates with the largest organic content had the highest strength but were still subject to disaggregation and concentration effects. This study demonstrates that soil aggregates characteristics are influenced by concentration, this behaviour being dependent upon the soil type.

Keywords: Soil erosion • Aggregates • Suspended sediments dynamics • Disaggregation • Sediments transport • Particle size distribution • Headwater catchment

3. Introduction

Soil erosion by water is considered to be the main threat to soils in Europe. In addition to local land degradation resulting in net loss in crop productivity [Collins et al., 2005], the transfer of sediments to rivers is also of great concern for aquatic life and water resources [Owens et al., 2005]. It contributes to reservoir siltation and to the export of pollutants such as heavy metals and nutrients to downstream water bodies. In Europe, the worrying level of 1.10^6 km^2 of eroded soils [Jones et al., 2012] (16 % of Europe's total land area) is expected to increase in the context of global change. Despite the modelling effort undertaken in the last decades, erosion models performance remain moderate to low [Jetten et al., 1999; Jetten et al., 2003; Boardman, 2006; De Vente et al., 2013]. These models therefore cannot be used as tools to evaluate erosion mitigation strategies or the evolution of sediment yield in a context of climatic change.

Among the hypothesis proposed to explain the current catchments scale model's inability to reproduce the exported soil quantities, Wainwright et al. [2008] pointed out their inability to consider particle travel distances. The maintenance of solid particles in suspension results from the balance between turbulence and particles settling velocity [Winterwerp, 2001]. This latter being mainly dependent upon particles size, one of the model's misconception may be that particles characteristics are considered to be stable over time after their detachment from the soil matrix. Conversely, in lowland rivers and estuarine environments, conceptual models such as the ones proposed by Dyer [1989] or Droppo [2004], argue that the particles size is mostly controlled by in-channel processes acting upon the suspended primary particles, i.e. flocculation and disaggregation, each being dependent upon particle concentration and flow turbulence. Headwater hydrosystems are characterized by a high variability of discharge, suspended concentration [Navratil et al., 2012] and suspended particle

size [Grangeon et al., 2012]. emphasizing the need to study turbulence and concentration effects on newly eroded particles characteristics.

While particles eroded from the soil matrix are mainly aggregated particles, almost no studies have addressed the dynamical behaviour of soil aggregates within headwater hydrosystems, whereas soil aggregates seem to coexist with newly formed flocs during flood events [Droppo et al., 2005; Williams et al., 2008]. Grangeon et al. [2014] explored this issue through laboratory experiments for three soils within an annular flume. Over an increasing and decreasing sequence of bed shear stress, their observations suggest that soil aggregates were not stable once introduced in the flow, but rather undergo disaggregation and flocculation. The suspended particles size distribution were shown to be mainly controlled by the soil characteristics during the early stage of the experiments. Then disaggregation and flocculation contributed to decrease these differences. However, the objectives of the experiments and the intrinsic design of the flume experiments did not allowed a detailed study of the respective effects of flow turbulence and suspended particles concentration on particles characteristics. The objectives of this study are therefore to assess i) the effects of suspended particles concentration on soil aggregates characteristics and ii) if these effects were more or less important than the soil type.

4. Materials and methods

4.1. Soil characteristics

The dynamic of soil particles within the flow is explored through the introduction of different amounts of three soil in a turbulent water tank. The three studied material types were similar to those studied by Grangeon et al. [2014]. They were sampled in the first top 10 cm of bare soil area. Two of them were collected within the Galabre catchment, located in a sedimentary area of the southern French Alps [Navratil et al., 2012]. The Galabre catchment, typical of highly energetic headwater catchment, exhibited highly varying suspended sediment yield during flood events (i.e. from a few gL^{-1} to more than 100 gL^{-1}) [Navratil et al., 2011; Grangeon et al., 2012; Legout et al., 2013]. These two materials could not be considered as evolved soils, since they were sampled in badland areas. Therefore they were labelled with the names of the lithological layers they were originated from: *Black marls* and *Molasses*. The third material was collected in a sedimentary area located within the Cevennes-Vivarais Mediterranean Hydrometeorological Observatory (southern France; Boudevillain et al., 2011). It was a cultivated well-developed calcareous brown soil Le Bissonnais et al., 2007, hereafter referred as *Clay soil*. As shown in Table 3.1, the clay soil had the highest organic content. All these materials were air dried and sieved at 1 mm before the experiments.

Table 3.1: Soil characteristics. All contents are in $g.kg^{-1}$.

Soil	Sampling latitude	Sampling longitude	Clay content (0-2 μm)	Silt content (2-50 μm)	Sand content (50-2000 μm)	Organic Carbon content
Molasses	44°11'50"N	06°12'57"E	326	477	197	20
Black marls	44°10'18"N	06°12'56"E	182	566	252	18
Clay soil	44°34'48"N	04°29'44"E	341	413	246	27

4.2. The grid stirred tank

The experiments were conducted in a grid stirred tank. The tank is a square 53 cm wide and 90 cm high plexiglass box. The grid is made of seven square 1.5 cm bars, with a mesh size of 7.5 cm. It is fixed horizontally on a vertical bar that serves as a guide for stirring. The grid oscillates with a stroke (twice the amplitude) $S = 4.3$ cm and at a controlled frequency $f = 4$ Hz. The mean grid position is located at $h_g = 5$ cm above the bottom of the tank, and the z axis is defined upward with the origin at the mean grid position (Figure 3.1). Additional description of the experimental set-up can be found in Gratiot & Manning [2004] and Gratiot et al. [2005].

Such a device generates an homogeneous and isotropic turbulence with an intensity depending only on the distance to the oscillating grid [Hopfinger & Toly, 1976]. Matsunaga et al. [1999] proposed universal laws of turbulence decay with the distance to the grid for clear water (without sediment). Michallet & Mory [2004] later showed with a k - ϵ model that the turbulence decay is not much affected by fine sediment suspensions up to a level where it eventually vanishes, leading to the formation of a sharp concentration interface called lutocline. Gratiot et al. [2005] experimentally confirmed that there is very little stratification below the lutocline. The dissipation gradient of turbulence $G = \sqrt{\epsilon/\nu}$, where ϵ is the dissipation rate of turbulent kinetic energy and ν the fluid kinematic viscosity, has been evaluated by Gratiot & Manning [2004] for similar experimental conditions, reaching $O(10^2)$ s^{-1} close to the grid and decreasing to 19, 7 and 3 s^{-1} for distances of 15, 20 and 25 cm respectively. Those values are characteristic of many natural flows and laboratory devices [Jarvis et al., 2005].

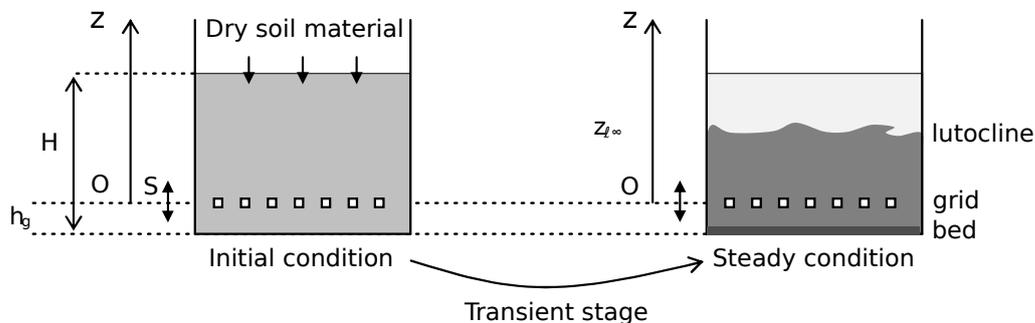


Figure 3.1: Grid-stirred experimental setup and procedure. Adapted from Gratiot et al. [2005].

4.3. Experimental protocol

A set of 12 experiments were performed (Table 3.2). For the three materials, three different amounts of material were introduced in the tank in order to get different levels of concentration

Table 3.2: Summary of the grid stirred experiments principal characteristics

Experiment label	Soil	Amount of soil introduced in the tank (g)	Time-averaged concentration at $z=15$ cm (g L^{-1})	Time-averaged aggregated median diameter at $z=15$ cm (μm)	Lutocline mean position above grid (cm)
Marl400	Black marls	400	1.6	18.9	26
Marl1000	Black marls	1000	5.4	18.8	21
Marl2000a	Black marls	2000	10.9	15.2	20
Marl2000b	Black marls	2000	8.5	15.2	20
Molasse400a	Molasses	400	1.6	14.7	26
Molasse400b	Molasses	400	1.6	16.9	25
Molasse1000	Molasses	1000	5.0	15.5	21
Molasse2000a	Molasses	2000	10.5	13.1	19
Molasse2000b	Molasses	2000	9.7	13.2	19
Clay400	Clay soil	400	1.8	63.9	19
Clay1000	Clay soil	1000	5.0	63.8	17
Clay2000	Clay soil	2000	6.7	45.3	15

ranging from 1.6 to 10.9 g L^{-1} . The tank was first filled ($H = 40$ cm) with tap water and the grid stirring was started. Dry material was then introduced at the top of the tank at time $t = 0$ and the experiments lasted 40 minutes. Two 1 m long vinyl pipes were installed at $z = 15$ cm allowing to collect simultaneously by gravity two suspended sediment samples. This sampling position has been chosen to be far enough from the grid to minimized local convection effects and to remain under the lutocline for all the experiments. Samplings were done at $t = 1, 5, 10, 20$ and 40 minutes. Each sampling lasted 20 seconds. At the end of each experiment (after 40 minutes) the vinyl pipes were lifted at $z = 20$ cm and $z = 25$ cm and additional samples were collected in order to evaluate potential stratification effects. For each time and position, one sample was used to measure the suspended concentration and the other one was used to measure the particle size distribution (PSD) by laser diffraction.

4.4. Measurements

Samples were weighed after collection, oven dried at 105 °C during 24 h and then reweighed in order to measure the suspended sediment concentration (SSC). The position of the lutocline z_l above the central position of the grid was visually tracked during each experiment, as done by Gratiot et al. [2005]. Particle size distributions (PSD) were measured thanks to a laser diffraction sizer (Malvern, Mastersizer 200) operating in the range 0.01 – 2000 μm . A first measurement, referred as to the aggregated PSD, was performed during the first thirty seconds without any sonication and with stirring and pumping at half of their maximum levels (i.e. 500 and 1250 rpm respectively). Then, sonication, stirring and pumping were activated at their maximum levels. PSD was then measured each minute, and the dispersed PSD was defined as the last measurement performed after 10 minutes. This protocol was found to provide quick and reliable measurements of aggregated PSD and an interesting proxy of dispersed PSD (Grangeon et al., 2012). An aggregation index AI was

defined as the relative reduction in volume median particle size between the aggregated and dispersed size distributions [Phillips & Walling, 2005; Grangeon et al., 2014]:

$$AI = \frac{d_{50}A - d_{50}D}{d_{50}D} \quad (3.1)$$

where $d_{50}A$ and $d_{50}D$ are respectively the volume median diameter of the aggregated and the dispersed PSD.

5. Results

5.1. Temporal dynamics of suspended particles

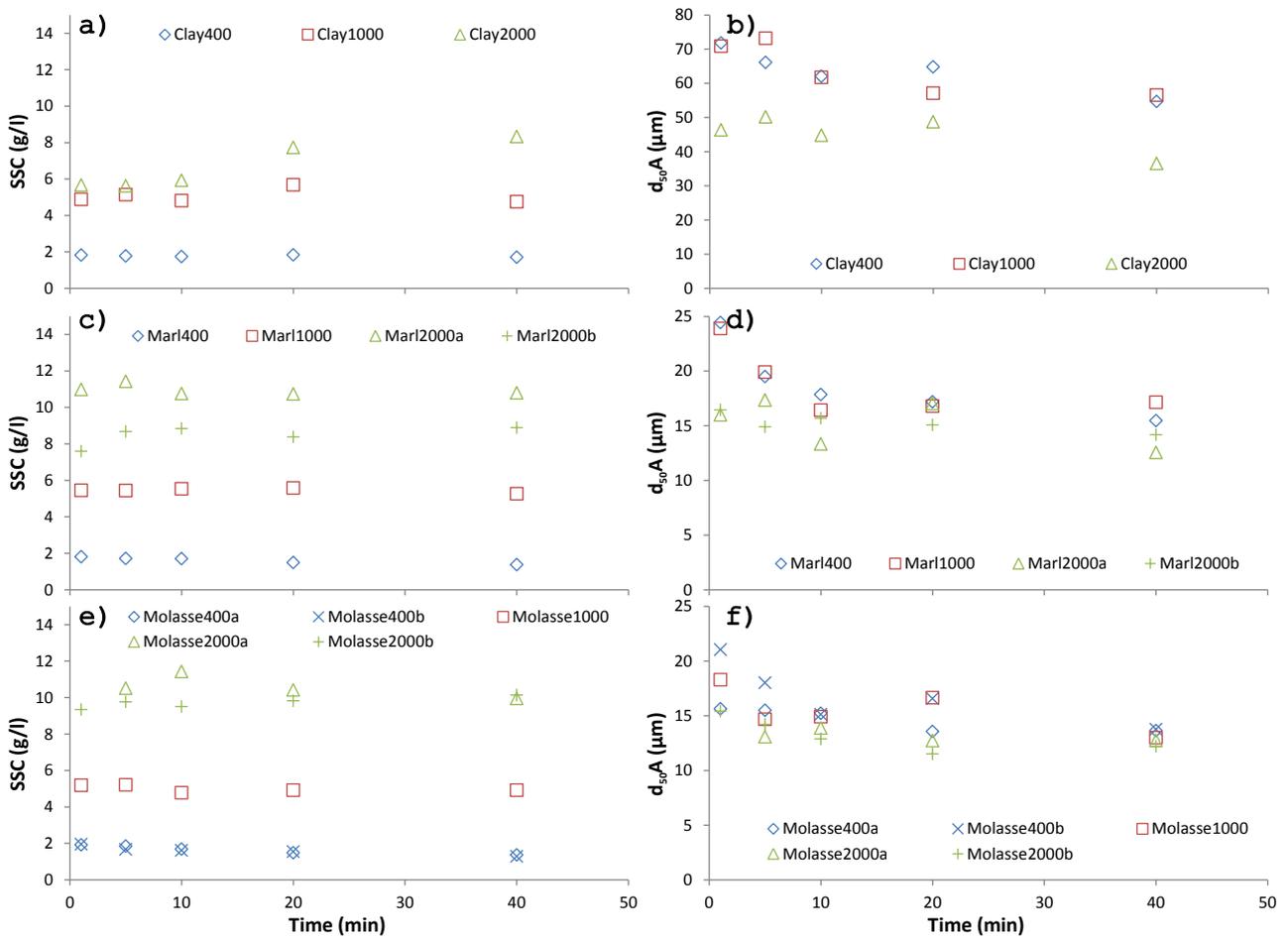


Figure 3.2: Time evolution of the suspended concentration (a, c, e) and the median aggregated size (b,d,f). The labels of each time series refer to the characteristics summarized in Table 3.2.

For all the experiments, a bottom deposit and a lutocline appeared immediately after the introduction of the dry material in the tank. As the lutocline acts as a barrier for both turbulence and suspended particles, the relation between concentration and PSD can be analysed only below the lutocline. The lutocline was affected by waves and plumes and oscillated with an amplitude of roughly 2 cm.

The suspended concentrations at $z = 15$ cm (below the lutocline) remained steady over 40 min for the three materials, except for the clay soil at the highest concentration (Figure 3.2a, c, e). This overall stability means that the homogenization within the tank and the adjustment of the suspended concentration to the vertical turbulence profile was rather rapid since the first measurement was done only 1 minute after the injection of the amount of soil at the top of the tank.

The suspended concentration below the lutocline increased with the amount of soil introduced (Table 3.2). Introducing 400 and 1000 g of soil respectively led to SSC close to 1.6 and 5 g L⁻¹ for the three soils. However, introducing 2000 g of soil within the tank resulted in concentrations lower than 6.7 g L⁻¹ for the clay soil, whilst it rose up to 10 g L⁻¹ for the two badland materials.

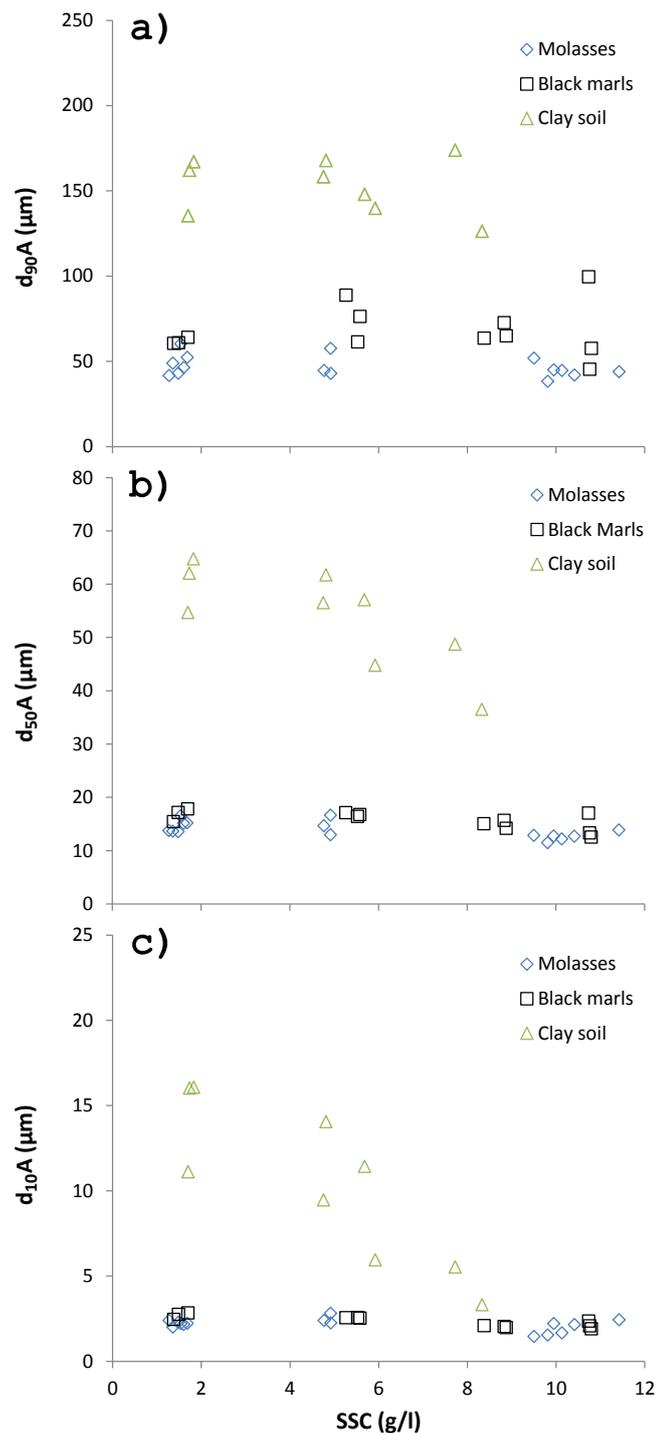


Figure 3.3: Relationship between suspended concentration and d_{90A} (a), d_{50A} (b) d_{10A} (c).

For all the soils, the lutocline height decreased with the increased amount of introduced material (Table 3.2). The density gradient through the lutocline becomes stronger which hinders the upward transport of turbulence and particles. The lutocline position also varied depending on the soil type considered. The lutocline height varied from 26 to 19 cm for the two badlands materials, while it did not exceeded 19 cm for the clay soil.

For all materials and concentrations, the median aggregated sizes d_{50A} decreased with time (Figure 3.2b, d, f). This decrease was observed during the first ten minutes, the aggregated sizes remaining quasi steady from 10 to 40 minutes. However this decrease was not similar for all soils and concentrations. The black marl exhibited both the highest size variations with time and the largest differences between the levels of concentrations. For the lower concentration the d_{50A} decreases from 24 μm to 16 μm between 1 and 40 minutes (relative variation of -37%) as for the higher concentration it decreases from 16 μm to 13 μm (relative variation of -17%). For the molasses, the size relative size variation was higher ranging from -21% to -29% . The smallest size variations with time were observed for the clay soil, with d_{50A} variation during the experiments ranging from -20% to -24% .

5.2. Relationships between particle sizes and concentrations

The first ten minutes were not taken into account to analyze the size-concentration relationship, because these include multiple interacting processes (such as the settling of the coarsest particles and aggregate breakdown). The effect of the concentration was then analysed during the period from 10 to 40 minutes, exhibiting little temporal variations. Whatever the material, no significant relationship was observed between the 9th decile aggregated size d_{90A} and the suspended concentration (Figure 3.3a). For the clay soil, the size-concentration relationships were significant for the median d_{50A} and first decile d_{10A} aggregated size (Figures 3.3b and 3.3c). The d_{10A} and the d_{50A} exhibited respectively a 66 % and a 28 % decrease of their size as the concentration increased from 2 to 8 g L^{-1} . These decrease were smaller for the two badland materials with values of 16 and 12 % respectively. These results suggest that the suspended concentration controls some feature of the particle size distribution, particularly the amount of the smallest particles, increasing with increasing concentration (Figure 3.4). The increase in small particles was associated with a decrease of the relative volume concentration of the medium particles size classes. Nevertheless, for each soil, the proportion of the largest size class was not affected by concentration. As previously observed in Figure 3.3, these trends were less significant for the badland materials than for the clay soil. It is also worth noting that the size classes affected by the concentration depend on the considered soil.

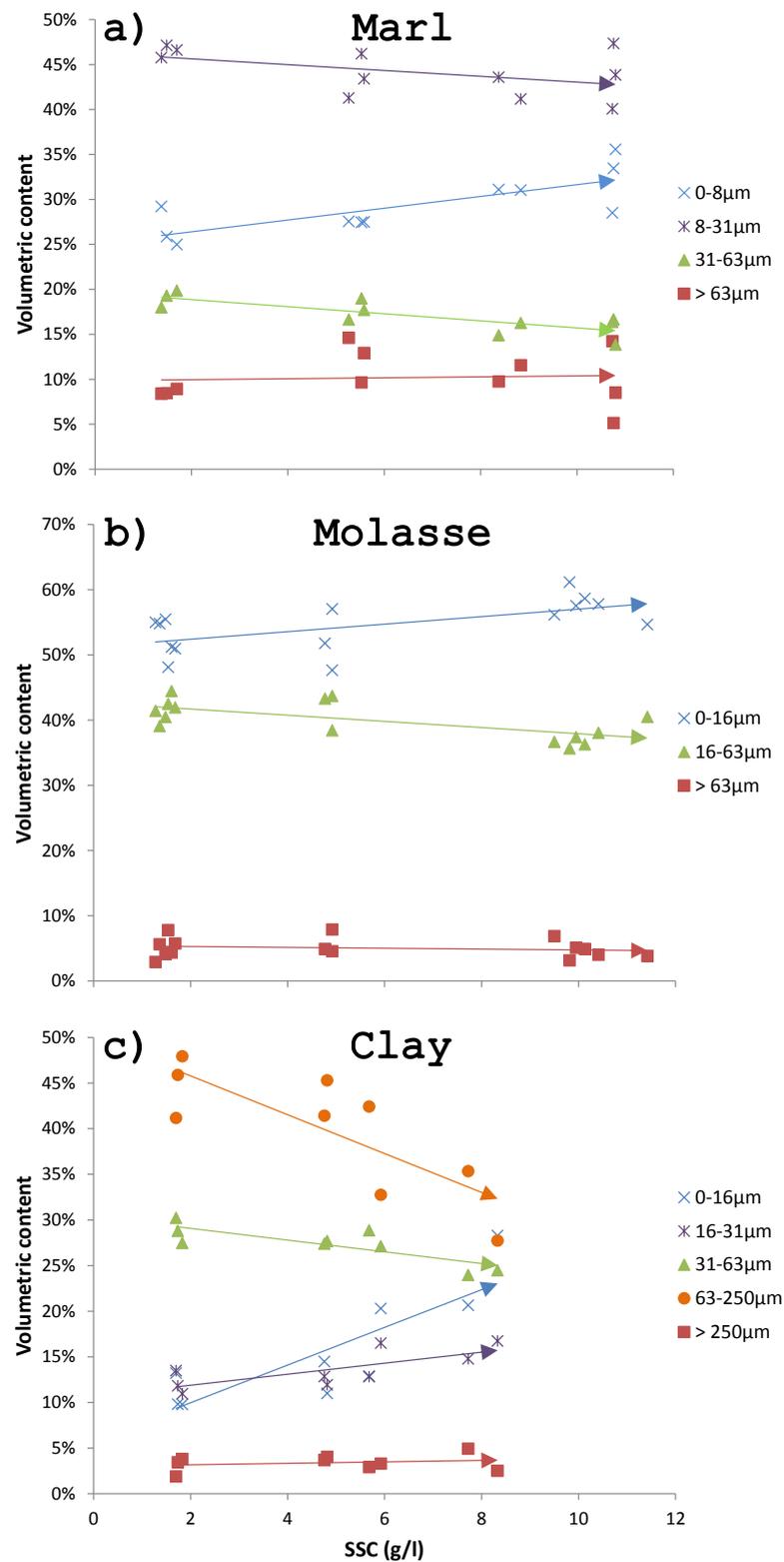


Figure 3.4: Relationships between the suspended concentration and the volumetric amount of particles from various size classes of the aggregated distribution for the a) black marls, b) molasses and c) clay soil. The lines corresponds to linear regressions.

6. Discussion

6.1. Mechanisms responsible for the size-concentration relationship

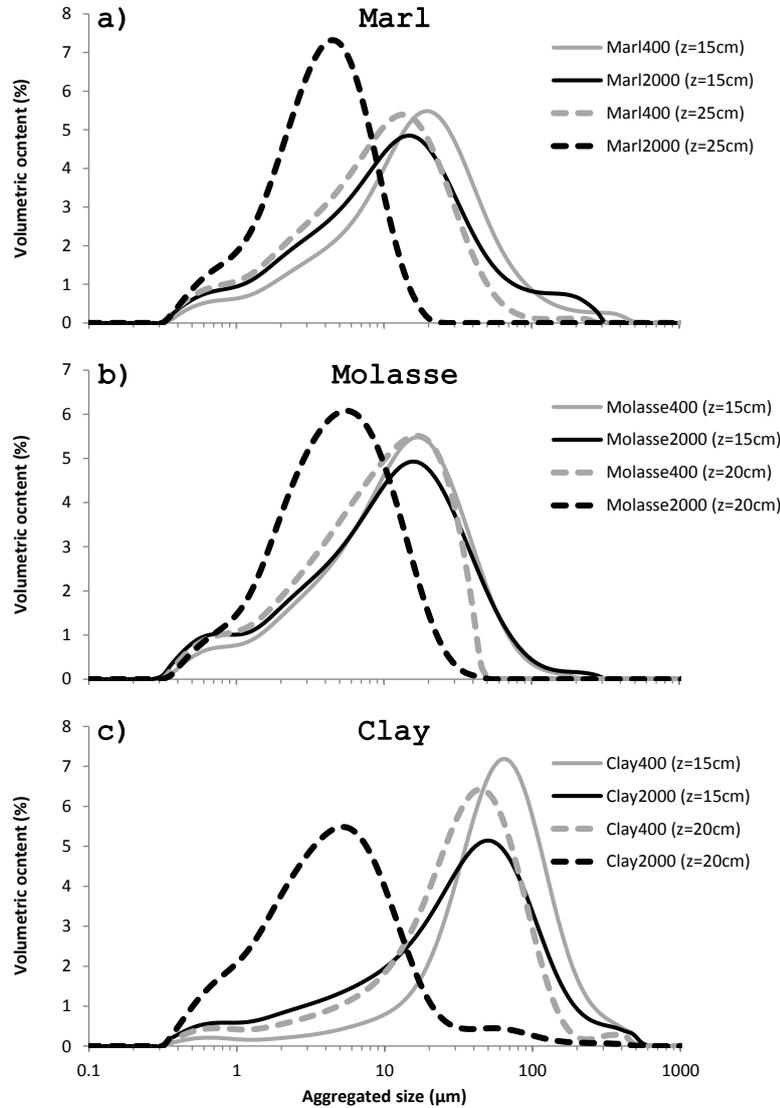


Figure 3.5: Aggregated particle size distributions for a) black marls, b) molasses and c) clay soil. For each soil, two levels of concentrations are presented at two sampling distances above the grid.

As shown in Table 3.2, the elevation of the lutocline decreased as the amount of dry material introduced in the grid tank increased. This is due to the turbulence damping that occurs at a lower elevation for a more concentrated suspension [Michallet & Mory, 2004]. Given that the absolute depth of sampling remained unchanged (15 cm) for all the experiments, the relative distance below the lutocline ranged from 4 – 5 cm for the two badlands materials to almost 0 for the clay soil at the highest concentrations. Thus we first analysed if the variations of the lutocline position with concentration could be responsible for the size-concentration relationship.

The effect of the lutocline on the suspended material is illustrated by figure 3.5 showing aggregated particle size distributions for each soil and two contrasted experiments in terms of levels of suspended concentrations. The particle size distributions measured at $t=40$ min are shown for two depths, one

below the lutocline ($z = 15$ cm), and one above the lutocline for the largest concentrations ($z = 20$ cm or $z = 25$ cm). Samples collected above the lutocline for large concentrations were systematically impoverished in large particles as compared to those collected at 15 cm.

The complete or quasi complete vanishing of the largest size class (i.e. larger than $100 \mu\text{m}$ for the two badland materials and bigger than $200 \mu\text{m}$ for the clay soil), underlines that the lutocline acts as a strong barrier for the heaviest particles. Less pronounced differences in particle size distributions can be seen in Figure 3.5 for the low concentrated cases. For these experiments, both measurement depths remained below the lutocline and a weak stratification was observed. Lower turbulent activity at $z = 20$ cm led to slightly smaller suspended particles compared to that measured at $z = 15$ cm.

Focusing on the samples collected at $z = 15$ cm, the size-concentration relationship is limited to small and medium size classes. As shown in Figure 3.4, the largest particle size class (i.e. the $63\text{--}250 \mu\text{m}$ particles for the two badland materials and the $250\text{--}500 \mu\text{m}$ for the clay soil) did not exhibit any significant correlation with the concentration. It further indicates that the largest class is equally present in all the samples collected at $z = 15$ cm whatever the concentration. Consequently, the size-concentration relationship observed at $z = 15$ cm could not be attributed to stratification effects, as these latter would have affected mainly the largest particles. Actually the PSD variations observed with the amount of introduced material are believed to be a direct effect of suspended concentration leading to the modification of particles structure.

Figure 3.6a emphasizes that all suspended sediment samples were aggregated with aggregation index values ranging from $AI = 0.3$ in average for the two badland materials to $AI = 0.85$ for the clay soil. An example of aggregate breakdown during sonication within the laser sizer is presented in Figure 3.6b for the clay soil, exhibiting the most significant size-concentration relationship. The disaggregation dynamics is presented for the samples collected at 15 cm for the lower (Clay400) and higher (Clay2000) concentrations. After 10 minutes of sonication and high stirring, both samples exhibited similar particle size distributions, with all the particles larger than $100 \mu\text{m}$ being disaggregated. This confirms that the primary particles forming the suspended aggregates did not vary from one experiment to another, i.e. from one concentration to another. The same behaviour during sonication was observed for the Marl and Molasse materials (not shown). Nevertheless the low aggregation index (from 0.2 to 0.4) of those materials led to smaller variations.

The concentration was mainly found to increase the smallest size proportion whilst most of the large aggregates remained intact. This dynamics could be interpreted as the signature of abrasion, generating small particles from the periphery of medium-size aggregates [Legout et al., 2005]. Abrasion is a cumulative process, fine fragments quantity being proportional to the cumulative mechanical energy applied to the sample [Le Bissonnais, 1988].

The experiments conducted by Larionov et al. [2007]; Wang et al. [2012] and Wang et al. [2013] aiming at exploring the aggregate evolution within runoff through flume experiment already mentioned that surface aggregate abrasion is a main control on the particle size during their transport. Those studies underline that abrasion of soil aggregates differs from mineral particle abrasion and depends on the aggregates strength.

As the sampling location at $z = 15$ cm was never above the lutocline, the turbulence at this elevation could be considered identical for all experiments [Gratiot et al., 2005]. Increasing the suspended concentration led to more frequent collisions between particles [Abrahamson, 1975]. If the probability of breakdown or abrasion during a collision is higher than the probability of cohesion, the statistical effect of an increasing collision number is a decreased mean particle size [Winterwerp, 1999]. Our results suggest that in case of soil aggregates, collision were mainly destructive and led to particle surface abrasion. In estuarine environments, the opposite trend is generally observed, particles size increasing with the suspended concentration because of an enhanced flocculation efficiency [Shi & Zhou, 2004; Verney et al., 2009]. Gratiot & Manning [2004] have tested the dynamics of estuarine muds within the same grid shear experiment. They have shown that it formed two populations of flocs : $\approx 80 \mu\text{m}$ microflocs and $\approx 300 \mu\text{m}$ macroflocs. In those experiments the proportion of the macroflocs was increasing as the concentration increased from 0.2 to 8 g L^{-1} . The macrofloc and the PSD variation with concentration was not any-more observed if the organics matter was destroyed from the mud. It has to be noted that the experiments with estuarine mud were performed with a saline water (≈ 16.5 ppt) whereas fresh water was used in the present soil aggregate study. This may impact flocculation as salinity enhance clay flocculation [Migniot, 1968; Thill et al., 2001]. Another difference between mud flocs and soil aggregates explaining their contrasted behaviour during collision could result from physiochemical differences. Soil aggregates are relatively spherical particle as compared to the more complex shape of flocs formed within the hydrographic systems [Droppo et al., 2005; Williams et al., 2008]. The high floc specific surface may enhance its propensity to flocculate [Droppo, 2004].

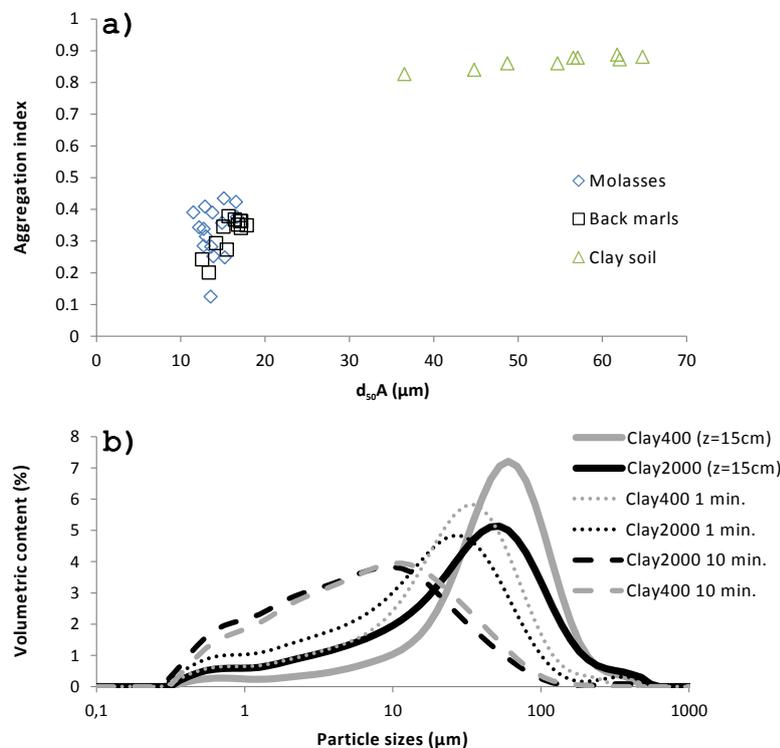


Figure 3.6: a) Scattering of the aggregation indices measured on samples collected in the grid tank after 10, 20 and 40 minutes for the whole set of experiments. b) Dynamics of aggregate breakdown within the laser sizer for the clay soil. The initial particle size distribution and the ones after 1 and 10 minutes of sonication and strong shirring are shown for Clay400 and Clay2000.

6.2. Respective effects of soil type, temporal dynamics and concentration on particle size

In the present study, the soil type was the dominant factor controlling particle size. The differences of suspended concentration and the temporal dynamics within the flow were proven to be of second order. Indeed the two badlands materials exhibited similar trends with aggregated d_{50} between 10 and 20 μm as the clay soil had aggregated d_{50} between 35 and 70 μm (Figure 3.6). The clay soil results from a longer pedogenesis process and has a higher organic carbon content than the badland materials. As organic matter is known to increase soil aggregate stability [Chenu et al., 2000; Cosentino et al., 2006], the clay soil aggregates may be more strongly structured, which would explain their higher resistance to the slaking mechanism during the early times of the experiment. In experiments conducted in an annular flume with the same materials, Grangeon et al. [2014] observed that the soil type was the first controlling parameter during the first stages of their experiment, when the shear stress was increasing to simulate the rising limb of an hydrograph, however the differences between soil was smoothed during the falling limb of the hydrograph. Grangeon et al. [2014] also showed that an increase in the shearing level accelerates disaggregation and leads to smaller particle sizes. The present study shows that an increase of suspended concentration also enhances disaggregation through surface particles abrasion leading to an increased proportion of small particles. Nevertheless Grangeon et al. [2014] also noticed that the small particles generated by disaggregation during the rising limb of the hydrograph were subjected to flocculation during the falling limb, which would mean that soil aggregates could also exhibit flocculation at larger time scale.

Even though additional work should be conducted in order to improve our understanding of soil aggregates evolution with hydrodynamics questions arise about the conservative particle size assumption in soil erosion physically based models. The increased proportion of small particles generated by abrasion during transport may indeed have consequences on the total suspended load and nutrient or contaminant fluxes both at small and large watershed scales. Those small size particles may be transported easier in suspension, as wash-load, with few interactions with the bed except in particular zone of weak flow as lakes, reservoirs or floodplains. By reducing aggregates size, the process of abrasion promotes their distance of transport downstream and thus potentially modifies the areas of deposition.

7. Conclusions

Three soil materials were introduced in a grid stirred tank in order to analyse the respective role of the soil type and the suspended concentration on the size of particles. A steady suspended concentration was reached less than one minute after the introduction of the dry material within the turbulent water. After 10 minutes of shearing, the particle size variations were no longer significant. The particle size distributions between 10 and 40 minutes for the different soils and concentrations were compared. Increasing the suspended concentrations led to a decrease of the proportion of the medium size particles and to an associated increase of the proportion of the smallest particles. The amount of large aggregates exhibited no significant correlation with concentration. This indicates

that size variations due to the difference of suspended concentration was mainly due to an enhanced abrasion of aggregate surfaces. Similar trends were observed with increasing the shearing levels by Grangeon et al. [2014].

Even though a dependence of the particle size to the suspended concentration and shearing level was observed, the initial soil characteristics remained the main controlling parameter of the particle size after 40 minutes within turbulent environment.

Développement du Système de caractérisation des Agrégats et des Flocs (SCAF)

1. Avant-propos

Deux limitations à notre compréhension du transport des particules ont été identifiées à partir de la synthèse des études existantes : le manque de documentation sur l'évolution des particules suite à leur détachement et les limitations instrumentales rendant les mesures *in-situ* des propriétés de transport des particules difficiles dans les bassins versants élémentaires.

Les expériences en laboratoire présentées au chapitre 3 viennent compléter celles de GRANGEON et al. [2014] et montrent que les agrégats de sols introduits en milieu turbulent ont une dynamique différente de celle des particules en suspension dans les systèmes aval. Dans les expériences réalisées, les agrégats subissent une dynamique de désagrégation. GRANGEON et al. [2014] ont montré que les particules issues de cette désagrégation peuvent floculer lorsque les conditions redeviennent plus calmes. Cependant, même si ces expériences de laboratoires ont permis I) de mettre en évidence que les agrégats de sol n'étaient peut-être pas aussi inertes dans l'écoulement que classiquement considéré en modélisation et II) d'identifier des mécanismes faisant évoluer les tailles de particules, il est difficile d'évaluer la représentativité de nos résultats pour des événements naturels.

Ceci souligne le besoin d'instruments de terrain qui mesurent les propriétés de sédimentation des particules en suspension près des sources. Les instruments actuels ne permettent pas de suivre les caractéristiques des MES dans ces environnements. Cette limitation instrumentale se répercute sur notre compréhension des processus de transport solide et sur l'optimisation de la gestion opérationnelle des cours d'eau.

Afin de répondre à ce besoin instrumental, la suite de cette thèse présente le développement du système de caractérisation des agrégats et des flocs (SCAF). Le chapitre qui suit présente les caractéristiques techniques de l'instrument, des tests et des choix faits lors du développement. Le

SCAF mesurant l'absorbance optique de la suspension lors de sa sédimentation, une section sera consacrée à définir les interactions entre optique et matières en suspensions à l'échelle macroscopique.

Le développement instrumental présenté dans ce chapitre a fait l'objet d'un brevet déposé le 16 octobre 2014 à l'Institut National de la Propriété Industrielle (numéro de soumission : 1000261117 ; numéro de demande PCT : *PCT/FR2014/052646*) par Nicolas Gratiot, Bernard Mercier, Cédric Legout, Valentin Wendling, Catherine Coulaud, Henri Mora. *Unité de mesure de la vitesse de chute de particules en suspension dans un fluide et dispositif comprenant au moins une unité de mesure et un préleveur automatique.*

2. Présentation de l'instrument

2.1. Objectifs

Le système de caractérisation des agrégats et des flocs (SCAF) est développé pour acquérir des mesures de vitesse de chute de façon autonome dans les bassins versants élémentaires. Pour cela, il doit donc fournir des mesures lorsque les instruments classiques sont mis en défaut, en particulier pour les concentrations en MES élevées. En effet, lorsque la concentration, et plus particulièrement la turbidité, est élevée, il est impossible de discerner les particules individuelles. Les instruments dont la mesure est basée sur l'acquisition des caractéristiques individuelles des particules d'une population sont alors mis en défaut. De plus, la concentration et les caractéristiques des matières en suspension qui transitent dans les hauts bassins versants sont extrêmement variables, ce qui fait que tous les régimes de sédimentation sont susceptibles d'y être observés. Finalement, les sédiments en suspension dans ces environnements contiennent une large part de matières cohésives. Ainsi, l'échantillon est susceptible d'évoluer dès qu'il est prélevé. Quand un échantillon est transporté de la rivière jusqu'à un laboratoire, les particules en suspension sont susceptibles de flocculer et de sédimenter pour former un dépôt dense qui pourrait se consolider. Une fois remis en suspension, les propriétés de l'échantillon peuvent ainsi être plus dépendantes du protocole de remise en suspension que de la suspension initiale [PHILLIPS & WALLING, 1995 ; GRANGEON et al., 2012](voir chapitre 7). Il est donc nécessaire de mesurer les propriétés des sédiments en suspension avant que ceux-ci aient pu évoluer.

Pour répondre à toutes ces contraintes, nous avons envisagé de mesurer l'évolution spatio-temporelle de la turbidité lors d'un essai de sédimentation immédiatement après le prélèvement. Le SCAF est né de cette idée. L'objectif du SCAF est, à terme, d'être autonome et intégrable à une station de mesure hydro-sédimentaire automatique. Les dimensions du tube dans lequel est fait l'essai de sédimentation ont ainsi été choisies pour pouvoir l'incorporer dans les préleveurs automatique de type ISCO ou SIGMA qui sont couramment utilisées dans les stations hydro-sédimentaires [NAVRATIL et al., 2012].

2.2. Caractéristiques techniques

Le SCAF est constitué d'un tube en verre à fond plat dans lequel a lieu l'essai de sédimentation. Le tube a une hauteur de 20 cm, un diamètre intérieur de 3,5 cm et un diamètre extérieur de 4 cm. Le tube est placé dans une structure qui permet de fixer les diodes émettrices et réceptrices (figure 4.1). La structure du prototype utilisé dans mon travail de thèse est conçue pour pouvoir adapter l'angle entre les diodes d'émission et de réception. Ceci permet de tester des géométries en transmission (angle = 180°), et en rétrodiffusion (angle $\leq 90^\circ$). Le SCAF est équipé de 16 couples de diodes d'émission et de photo-récepteurs, disposés verticalement tous les 1,01 centimètres, le capteur bas étant à 1,7 cm (1,5 cm du fond intérieur du tube). Les diodes d'émissions s'allument à tour de rôle en commençant par celle du fond (capteur 1), puis tour à tour jusqu'à celle du haut (capteur 16). Lorsqu'une diode est allumée, seul le photo-récepteur placé au même niveau enregistre l'intensité lumineuse transmise au travers de l'échantillon. Ceci permet de prévenir de toute interaction avec une émission qui a lieu à un autre niveau. La mesure d'un capteur dure 3.10^{-4} s (3360 Hz) et un cycle de mesure sur toute la colonne $4,8.10^{-3}$ secondes (210 Hz). Les intensités mesurées par chaque capteur sont enregistrées par une centrale d'acquisition en temps réel. Les données sont ensuite traitées et analysées à l'aide de routines développées sous MatLab. Le tableau 4.1 décrit l'historique du développement instrumental. Le tableau 4.2 présente les caractéristiques des diodes utilisées pour les mesures.



FIGURE 4.1 – Le tube de mesure du SCAF dans la structure : la carte d'émission est visible à gauche, la réception à droite.

Tableau 4.1 – Historique du développement instrumental

date	avancée technique
Avril 2012	Les premières mesures sont possibles, mais le système d'enregistrement n'est pas opérationnel. Seule les données du dernier cycle de mesure sont enregistrées. Des mesures sont réalisées en rétro-diffusion et en transmission avec les cartes "focalisation large" et "focalisation fine" (tableaux 4.2).
Mai 2012	le premier système d'enregistrement des données est en place.
Septembre 2012	Le système d'enregistrement est modifié. Perte de données aléatoire.
Septembre 2012	Mesures uniquement en transmission avec les cartes "focalisation fine" (tableaux 4.2).
Novembre 2012	le système d'acquisition est modifié. Aucune donnée n'est perdue. La première donnée d'un enregistrement ne correspond pas à un capteur donné, mais au capteur actif au moment du début des mesures. Il faut assigner un canal de mesure à une profondeur en post-traitement.
été 2013	Passage d'un enregistrement sur 10 V à 5 V.
été 2014	Passage d'une alimentation en tension à une alimentation en courant.

Excepté dans le présent chapitre lorsque les versions du SCAF sont précisées, toutes les mesures présentées dans cette thèse sont réalisées en transmission, avec les cartes de diodes et de photo-récepteurs "focalisation fine" et un enregistrement des données sur 10 V. Seul le mode d'enregistrement des données a varié, ce qui a compliqué le pré-traitement des données mais n'affecte pas les données présentées.

Il est important de souligner que, comme l'avancement du développement instrumental s'est prolongé au-delà des dernières mesures réalisées avec le SCAF pendant ma thèse, les versions et limitations du SCAF présentées par la suite correspondent au SCAF de l'automne 2013.

Tableau 4.2 – Caractéristiques techniques des diodes d'émission et des photo-récepteurs

version	diodes d'émission	longueur d'onde	angles d'émission	photo-récepteurs
focalisation large	SHF485P (OSRAM)	880 nm	$\pm 40^\circ$	TEMT1020 (Vishay Semiconductors)
focalisation fine	TSHF5010 (Vishay Semiconductors)	890 nm	$\pm 10^\circ$	TEMT1020 (Vishay Semiconductors)

3. Mesures

3.1. Protocole de mesure

Après prélèvement ou préparation, l'échantillon est introduit dans le tube de mesure. L'enregistrement des mesures de turbidité est lancé avant l'introduction du tube dans la structure du SCAF. Le tube est agité doucement en le retournant de haut en bas afin d'homogénéiser la suspension. Le tube est ensuite placé à l'horizontale à proximité du SCAF et subit une rotation axiale pour atténuer la turbulence en empêchant toute sédimentation. Le tube est ensuite relevé à la verticale et introduit dans la structure. L'évolution de l'absorbance au niveau de chacun des 16 capteurs est alors enregistrée dans la mémoire de la centrale d'acquisition.

3.2. Pré traitement des données

Une fois la mesure terminée, les données sont importées sur un ordinateur pour être traitées. Les données sont initialement enregistrées sous forme de vecteur, un bloc de 16 données correspond à un cycle de mesure. Une matrice avec une colonne correspondant à chaque capteur est créée, un bloc de 16 données correspond alors à une ligne. Le temps correspondant à chaque cycle de mesure est assigné à une ligne de la matrice (dans les premières versions du SCAF pour lesquelles le temps n'était pas enregistré, le vecteur temps a été reconstitué à partir de la fréquence d'enregistrement). La figure 4.2 présente un exemple des tensions mesurées au cours du temps par les différents capteurs au début d'un essai de sédimentation¹. Les capteurs sont numérotés de bas en haut.

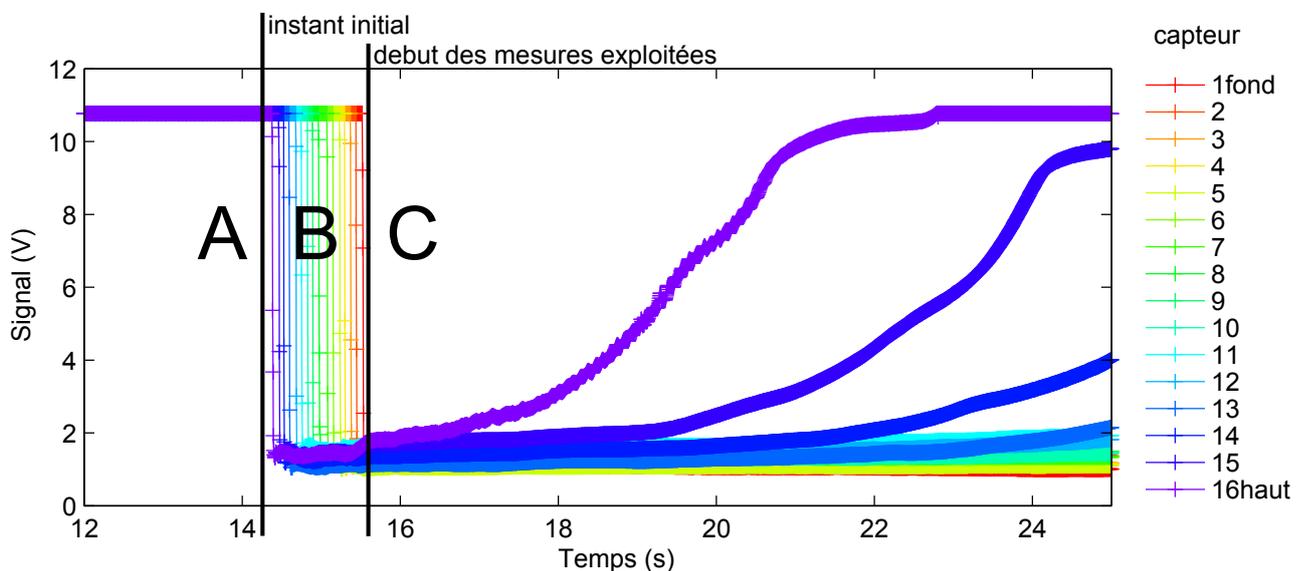


FIGURE 4.2 – Mesure brute du SCAF lors de l'introduction du tube de sédimentation entre les capteurs.

Avant l'introduction du tube dans le SCAF (période A sur la figure 4.2) tous les capteurs sont saturés. Lorsque le tube est introduit dans la structure du SCAF (période B, figure 4.2), le signal

1. Dans certaines versions du programme d'enregistrement en temps réel, il y avait une désynchronisation entre les mesures et l'enregistrement. Certaines données étaient donc perdues et le traitement par bloc de 16 mesures ne permettait pas de classer les données par capteur. Un algorithme de post-traitement a été développé pour détecter les instants où les données manquent et le nombre de données manquantes. Ceci a permis de rendre ces mesures exploitables.

mesuré baisse du fait de l'opacité de l'échantillon. Le capteur du haut (n° 16) qui est le premier devant lequel passe le tube est donc le premier dont le signal baisse. Les signaux des capteurs suivants baissent à tour de rôle jusqu'à ce que le tube atteigne le niveau du capteur du bas (n° 1) et sa position de mesure¹. Le tube est alors en place et l'évolution du signal traduit la sédimentation de la suspension (période C, figure 4.2). Les signaux des capteurs augmentent alors au fur et à mesure que la suspension s'éclaircit.

Les mesures qui ont lieu avant que le tube n'atteigne sa position définitive ne sont pas prises en compte. Seules les mesure faites en C sur la figure 4.2 sont donc exploitées. Toutefois la sédimentation a alors déjà commencé puisque le tube est déjà en position verticale durant la période B. L'origine du temps lors de l'essai de sédimentation devrait être l'instant où le tube est mis à la verticale. Ainsi un nouveau vecteur temps est créé. Son origine est définie, soit :

- à l'instant où le tube passe devant le capteur du haut,
- 3 secondes avant qu'il atteigne sa position définitive, ce temps correspondant au temps moyen pour l'introduction du tube (1.8 s sur la figure 4.2).

Ainsi les mesures commencent environ 2 à 3 secondes après l'instant initial de la sédimentation².

3.3. Gammes de calibration

Lors du développement du SCAF, nous avons cherché à fabriquer des suspensions d'un même type de particules à différentes concentrations. Comme il a été montré au chapitre 2 les sédiments en suspension présentent des caractéristiques qui évoluent en fonction de leur environnement, entre autres en fonction de la concentration. De plus, même pour un échantillon qui évolue très peu, lorsqu'on sous-échantillonne un petit volume de sédiment ou de suspension à partir d'un échantillon initial, des problèmes d'homogénéité entre sous échantillons sont souvent rencontrées [GRANGEON et al., 2012]. Ainsi l'incertitude risque d'être élevée et difficile à estimer si l'on crée une gamme de suspension à différentes concentrations à partir d'un sédiment naturel. Afin de s'affranchir de ces phénomènes et de créer des suspensions de particules similaires à différentes concentrations, nous avons utilisé des suspensions artificielles. Deux types de suspension ont servi à créer des gammes de calibrations : du lait et des billes de verre.

3.3.1. Calibration au lait

Le lait est une émulsion colloïdale qui ne sédimente pas à l'échelle de l'heure. Ainsi, du lait stérilisé UHT à été utilisé pour créer des solutions de calibration homogènes à différentes concentrations. Le lait a été dilué avec de l'eau du réseau. La solution est agitée vigoureusement à la main durant quelques secondes puis le tube de mesure est introduit dans le SCAF. Les masses de lait (m_l) et d'eau (m_e) introduites dans le tube sont mesurées, ce qui permet de calculer la fraction massique de

1. L'ordre avec lequel chaque capteur détecte le tube permet d'assigner chaque canal de mesure à la profondeur correspondante

2. L'instant initial de sédimentation est bien défini si l'on suppose qu'il n'y a aucune turbulence lorsque le tube est passé en position verticale. Du point de vue sédimentaire, l'instant initial correspond au temps où l'effet de la sédimentation gravitaire sur les particules devient plus important que celui de la turbulence. Pour ces particules qui sont denses et chutent rapidement, cet instant correspond au passage du tube en position verticale. Pour des particules fines qui chutent lentement, la turbulence initiale peut ralentir la sédimentation durant les premières secondes de test (voir section 7.1.3).

lait (équation 4.1)

$$w_l = \frac{m_l}{m_e + m_l} \quad (4.1)$$

L'ensemble de la gamme, de l'eau pure $w_l = 0$, au lait pur $w_l = 1$, a été exploré.

En fonction de l'avancement de l'électronique du SCAF les mesures ont été réalisées :

- sur un seul cycle de mesure (test en transmission de 2012),
- sur 470 cycles de mesures (2.24 s) test en rétrodiffusion de 2012,
- sur 3 minutes (tests de 2013).

La moyenne du signal sur la durée de mesure est calculée pour chaque capteur.

3.3.2. Calibration avec des billes de verre

Afin de créer une gamme de suspension de concentrations différentes formées de particules dont les caractéristiques individuelles sont identiques, des billes de verre de 60 μm ont été utilisées (les caractéristiques des billes sont précisées au chapitre 5 section 4.1.1). Pour préparer ces suspensions, une masse de bille est introduite dans le tube du SCAF. Il est ensuite complété à 19.1 cm avec de l'eau du réseau. La masse de billes (m_s) et d'eau (m_e) sont respectivement mesurées. La fraction massique de billes est définie comme (équation 4.2)

$$w_s = \frac{m_s}{m_e + m_s} \quad (4.2)$$

Les billes sont mises en suspension en retournant manuellement le tube plusieurs fois. Puis le protocole présenté en 3.1 est appliqué pour avoir la solution la plus homogène possible en début de sédimentation. Les données sont acquises durant 1500 s (25 minutes). A posteriori, on constate que les billes sédimentent en moins de 500 s et qu'une telle durée d'acquisition aurait été suffisante. Pour créer la gamme de calibration, on ne s'intéresse qu'aux instants où tous les capteurs mesurent la même solution, c'est-à-dire avant que la solution n'ait été modifiée par la sédimentation. En considérant que les billes les plus rapides chutent à 0,4 $cm.s^{-1}$ (voir chapitre 5 section 5.1.1), il faudrait 5,5 s pour que les billes initialement en surface atteignent le 1^{er} capteur ($t = z_1/w_s = 2,2 \cdot 10^{-2} m / 4 \cdot 10^{-3} m.s^{-1} = 5,5 s$). Avant cet instant, la concentration serait donc égale à la concentration initiale au niveau de tous les capteurs (voir chapitre 5 section 4.3.1). L'introduction du tube dans le SCAF requiert environ 3 secondes, durant lesquelles la sédimentation commence. Au niveau du premier capteur, la concentration devrait donc être constante durant environ 2 s à partir du moment où le tube est en place. Expérimentalement, il est vérifié sur l'ensemble des essais de cette gamme de calibration que le signal varie peu durant les deux premières secondes (figure 4.3). Toutefois le signal au niveau du capteur le plus haut présente plus de variations que les autres et dans de nombreux cas, l'intensité qui y est mesurée a tendance à augmenter dès que le tube est en place. Ceci indique qu'il n'a pas été possible d'avoir une solution initiale parfaitement homogène. Une fenêtre de 2 secondes qui commence au moment où le tube atteint le fond du SCAF a finalement été choisie pour définir l'état initial de la suspension (zone grisée sur la figure 4.3). Le signal moyen de chaque capteur durant cette fenêtre définit la réponse du SCAF pour la concentration initiale de la solution.

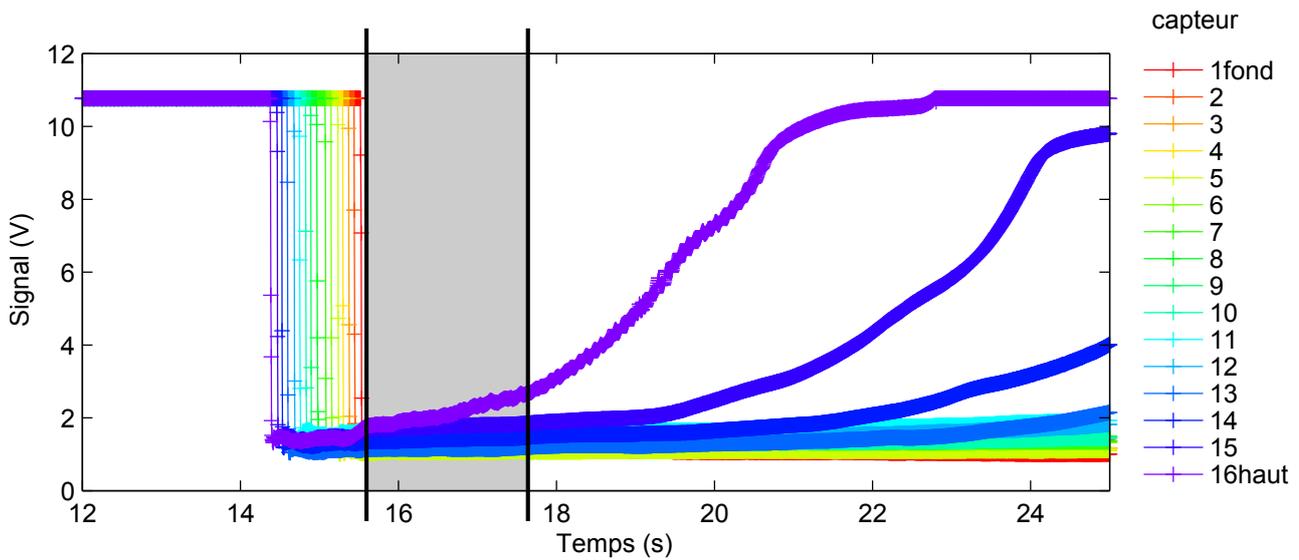


FIGURE 4.3 – Évolution du signal des capteurs du SCAF au début d'un essai de sédimentation avec des billes de verre. Le signal initial est calculé comme la moyenne temporelle sur la zone grisée.

4. Choix d'une géométrie des capteurs

4.1. Méthode

Afin de tester différentes géométries entre émission et réception lumineuse, 4 angles ont été testés : un en transmission ($\alpha = 180^\circ$) et trois en rétro-diffusion ($\alpha = 90^\circ, 45^\circ$ et 22°) (figure 4.4). Ces tests ont été réalisés pour une gamme de solutions de lait.

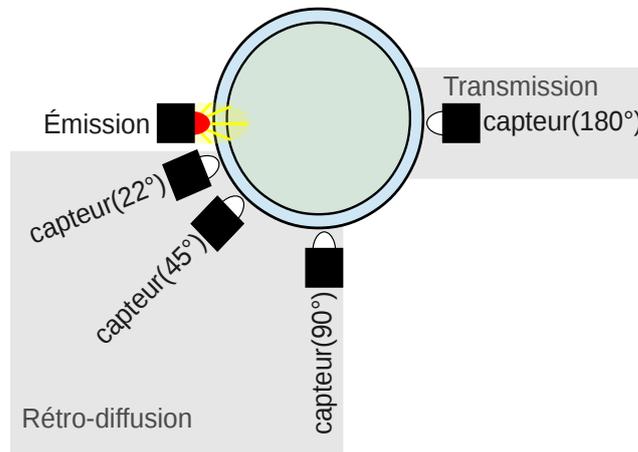


FIGURE 4.4 – Schéma du SCAF vu du dessus, présentant les angles entre émission et réception

Pour les mesures en transmission ($\alpha = 180^\circ$), la carte d'émission utilisée est la carte "focalisation fine" (tableau 4.2). La carte de réception utilisée est la carte détecteurs "révision 0", (proche de la carte de réception "focalisation fine", mais avec $R_{polarisation} = 8,2 k\Omega$, sauf pour les détecteurs 1 et 9 pour lesquelles $R_{polarisation} = 1,2 k\Omega$). Une première série de mesures en diffusion à été réalisée avec la carte d'émission "focalisation large", et la carte détecteurs est "focalisation fine", prévue pour la transmission ($R_{polarisation} = 1,2k\Omega$). Une seconde série de mesures a été réalisée en ajoutant un cache à l'extérieur du tube entre l'émission et la réception afin de prévenir l'effet d'une éventuelle

réflexion directe sur l'extérieur du tube. Une seconde série de mesures en rétrodiffusion à été réalisée selon une émission plus focalisée. Les cartes d'émission et de réception utilisées sont alors les cartes "focalisation fine" ($R_{polarisation} = 1,2k\Omega$).

Toutes les mesures présentées dans cette section ont été réalisées avant que le système d'enregistrement des données en continu soit mis au point. Les résultats présentés correspondent donc à un seul cycle de mesure (voir tableau 4.1).

4.2. Résultats

La figure 4.5a présente le signal (V) mesuré en fonction de la concentration en lait pour chacune de ces dispositions. Les mesures en transmission ($\alpha = 180^\circ$) sont présentées en noir, la rétrodiffusion à 90° en rouge, à 45° en bleu sombre et à 22° en cyan. La figure 4.5b présente un zoom sur les faibles concentrations en lait. A faible concentration, le signal du SCAF en rétro-diffusion est proportionnel à la concentration en lait. Pour les angles $\alpha = 23^\circ, 45^\circ$ le signal est proportionnel à la concentration jusqu'à $w = 0,03 g.g^{-1}$, alors qu'il ne l'est que jusqu'à $w = 0,012 g.g^{-1}$, pour un angle de $\alpha=90^\circ$. Pour $\alpha = 23^\circ$, le signal continue d'augmenter avec la concentration, puis sature dès qu'une concentration de $w \approx 0,2 g.g^{-1}$ est atteinte. Pour $\alpha = 45^\circ$, le signal continue d'augmenter avec la concentration jusqu'à $w \approx 0,1 g.g^{-1}$, puis atteint un palier pour finalement décroître très légèrement avec la concentration au-delà de $w \approx 0,5 g.g^{-1}$. Pour $\alpha = 90^\circ$, le signal continue d'augmenter avec la concentration jusqu'à une fraction massique de $w = 0,03 g.g^{-1}$, autour de laquelle il présente une forme parabolique. Au-delà de $w = 0,07 g.g^{-1}$, le signal décroît (à peu près exponentiellement) avec la concentration.

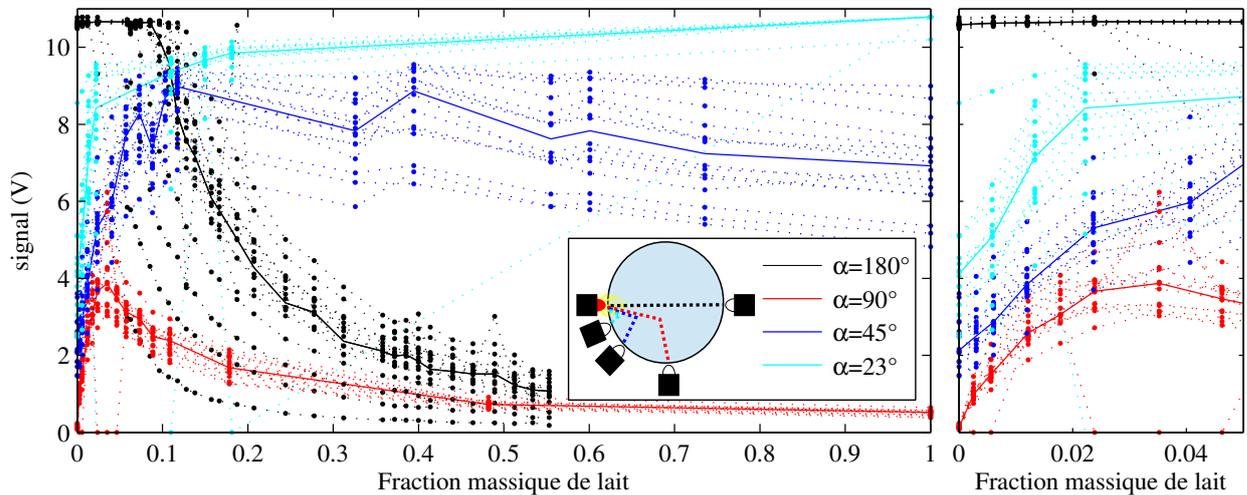


FIGURE 4.5 – a) Signal de chaque capteur du SCAF en fonction de la concentration en lait pour 4 géométries. Les lignes continues représentent le signal moyen entre capteurs. b) zoom pour des concentrations en lait inférieures à $0,05 g/g$.

Les mesures en transmission ($\alpha=180^\circ$) ne présentent pas l'augmentation initiale. Les capteurs sont saturés aux faibles concentrations ($w \approx 0,1 g.g^{-1}$) puis le signal décroît exponentiellement avec la concentration.

La décroissance du signal avec la concentration pour les angles $\alpha=90^\circ$ et $\alpha = 180^\circ$ est linéaire dans une représentation logarithmique (figure 4.6). En transmission ($\alpha = 180^\circ$), la valeur de concentration à partir de laquelle le SCAF n'est plus saturé dépend du capteur. En particulier les deux capteurs pour lesquels le gain était inférieur sont ceux qui se désaturent les premiers (pour $w \approx 0,025$ et $0,035 \text{ g.g}^{-1}$). Le signal de ces capteurs est toujours inférieur à celui des autres capteurs. Il est donc probable que la limite haute de sensibilité ait elle aussi diminué. Toutefois cette limite n'est pas atteinte avec le lait.

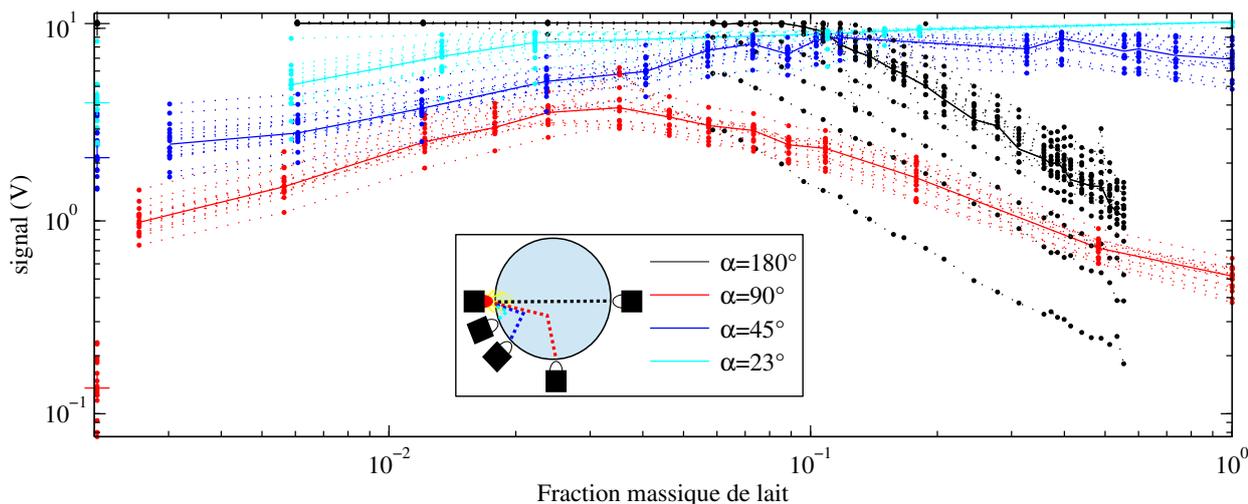


FIGURE 4.6 – Représentation logarithmique du signal du SCAF en fonction de la concentration en lait, les points situés à l'extrême gauche correspondent à $w_l = 0$.

Quelle que soit la géométrie, le logarithme du biais entre capteurs est constant en fonction de la concentration pour les valeurs inférieures à 11 V (figure 4.6), ce qui correspond à la saturation de la chaîne d'acquisition. Il semble donc que la grandeur physique mesurée soit proportionnelle au logarithme du signal mesuré (voir section 5.1).

Pour les mesures en rétro-diffusion ($\alpha = 23^\circ$ et 45°), le signal mesuré pour de l'eau pure n'est pas nul (figure 4.5b). Ceci limite la gamme de mesures et ainsi la précision. De plus ceci n'est pas observé pour les OBS classiques [DOWNING, 2006]. Une réflexion directe dans l'épaisseur du tube de verre dans lequel est réalisé l'essai de sédimentation pourrait expliquer ce signal.

Afin de tester cette hypothèse et d'essayer de corriger l'effet d'une telle réflexion, des tests ont été réalisés en plaçant un morceau de carton noir mat entre les diodes d'émission et de réception pour des mesures à $\alpha=23^\circ$ et $\alpha=45^\circ$. La mise en place du cache était assez délicate, il est possible qu'il ait existé un interstice entre le cache et le tube lors de certaines mesures. Cette seconde série de mesures a été réalisée avec des cartes d'émission et de réception différentes (voir 4.1). Les résultats sont présentés aux figures 4.7 et 4.8. L'amélioration est nette pour un angle de $\alpha=45^\circ$: la valeur moyenne du signal mesuré pour l'eau claire passe en effet de $2,1 \text{ V}$ à $0,7 \text{ V}$. Pour les mesures à $\alpha=45^\circ$, les valeurs mesurées pour l'eau pure restent identiques autour de 4 V . Dans les deux cas, l'augmentation du signal avec la concentration est plus rapide que lors des mesures sans séparation entre émission et réception.

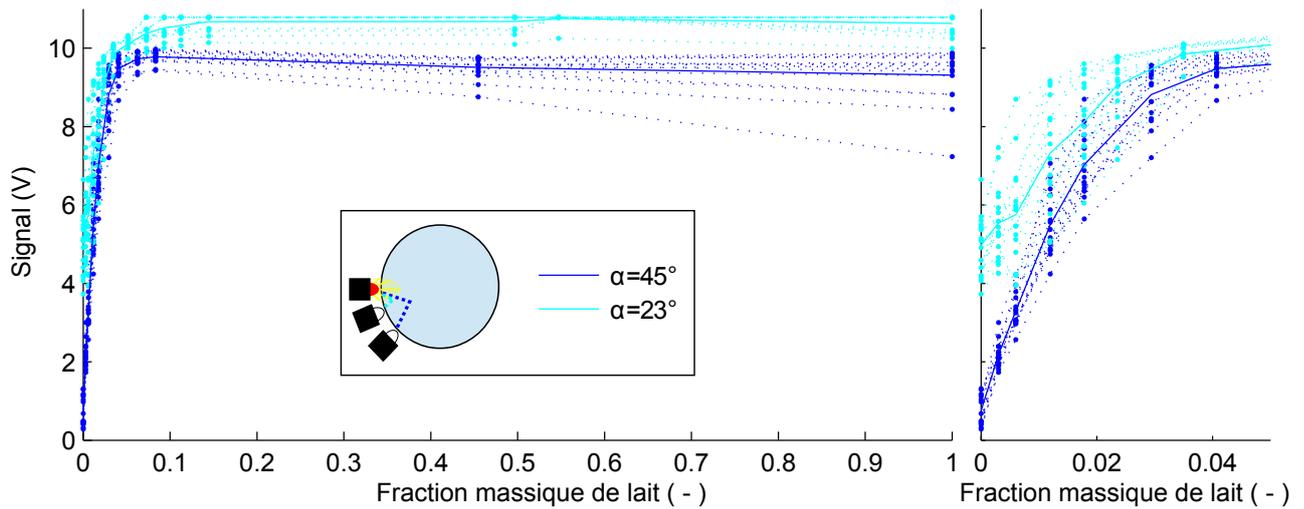


FIGURE 4.7 – a) Signal de chaque capteur du SCAF en fonction de la concentration en lait pour les deux géométries en rétro-diffusion avec cache prévenant la mesure d'une réflexion sur le tube. Les lignes continues représentent le signal moyen entre capteurs. b) Zoom pour des concentrations en lait inférieure à $w_l = 0,05 \text{ g.g}^{-1}$.

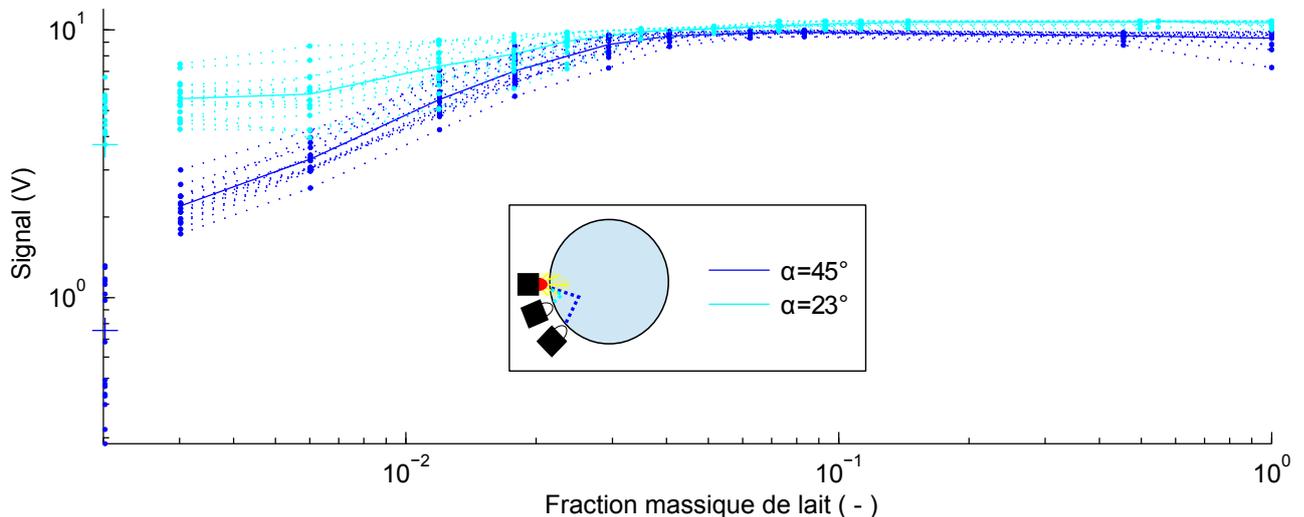


FIGURE 4.8 – Représentation logarithmique du signal du SCAF en fonction de la concentration en lait, mesures avec caches. Les points situés à l'extrême gauche correspondent à $w_l = 0$.

4.3. Conclusions

Le SCAF est développé pour étudier les environnements très concentrés en MES. Ainsi il est plus important d'avoir une bonne sensibilité à haute concentration qu'à basse concentration. Les mesures en rétro-diffusion à $\alpha = 23^\circ$ et $\alpha = 45^\circ$ sont donc peu adaptées puisque leur gamme de sensibilité est limitée aux basses concentrations. La diffusion à $\alpha = 90^\circ$ est quant à elle un cas intéressant mais compliqué à exploiter. Premièrement, l'évolution non monotone du signal avec la concentration complique le traitement et oblige à traiter les données par morceaux [KINEKE & STERNBERG, 1992]. Autour du maximum la mesure est en outre peu sensible aux variations de concentration. En effet, à basse concentration l'instrument mesure la réflectance de la solution, alors que lorsque la concentration augmente l'atténuation du faisceau au travers de la solution devient importante et l'instrument mesure l'extinction de la suspension [DOWNING, 2006]. La concentration pour laquelle le signal est maximal est donc fonction du rapport entre la réflectance et l'extinction des particules, elle peut varier selon

les matériaux en suspension. De telles courbes de sensibilité sont typiques de l'utilisation de mesures en rétro-diffusion (OSB) à hautes concentrations [KINEKE & STERNBERG, 1992 ; DOWNING, 2006].

Les mesures en transmission présentent l'avantage d'être sensibles aux hautes concentrations et d'avoir une réponse monotone avec la concentration. De plus la gamme de sensibilité est ajustable en fonction du gain de la chaîne d'enregistrement. Il a donc été choisi de concentrer l'effort de développement sur les mesures en transmission.

Afin de mieux comprendre le résultat des mesures en transmission, la section suivante présente les propriétés de l'absorbance. Une première partie reprend rapidement l'état des connaissances. Dans une deuxième partie, la théorie est comparée aux mesures du SCAF.

5. Propriétés de l'absorbance

5.1. Théorie

Lorsqu'un rayonnement électromagnétique arrive sur une particule, une partie de l'énergie du rayonnement incident est absorbée par la particule et une seconde partie est diffusée (sous forme de diffraction et de réflexion). En reprenant le formalisme de VAN DE HULST [1957] l'énergie absorbée par la particule est définie comme l'énergie incidente sur une surface C_{abs} et l'énergie diffractée comme l'énergie incidente sur une surface C_{diff} . L'énergie soustraite au rayon initial est définie comme l'énergie incidente sur la surface C_{ext} . Cette énergie est égale à la somme de l'énergie diffusée et de l'énergie absorbée par la particule, d'où [VAN DE HULST, 1957] :

$$C_{ext} = C_{diff} + C_{abs} \quad (4.3)$$

L'efficacité de l'extinction Q_{ext} , de la diffusion Q_{diff} et de l'absorption Q_{abs} est respectivement définie par :

$$Q_{ext} = \frac{C_{ext}}{G}, \quad (4.4)$$

$$Q_{diff} = \frac{C_{diff}}{G}, \quad (4.5)$$

$$Q_{abs} = \frac{C_{abs}}{G}, \quad (4.6)$$

G étant la surface géométrique de la particule.

Pour une suspension homogène, les particules dissipent en chaque point une énergie proportionnelle à l'intensité locale du rayonnement, d'où une décroissance exponentielle de l'intensité lumineuse $I(l)$ en fonction de la distance (l) de solution traversée :

$$I(l) = I_0 \cdot e^{-\lambda \cdot l} \quad (4.7)$$

I_0 étant l'intensité initiale du rayonnement et λ [m^{-1}] le coefficient d'extinction de la suspension. L'absorbance optique, grandeur sans dimension qui servira de référence dans cette étude est définie comme :

$$A = -\log_{10} \left(\frac{I(l)}{I_0} \right) = \lambda \cdot \frac{l}{\ln(10)} \quad (4.8)$$

Pour un trajet optique de longueur l constante, l'absorbance est donc proportionnelle au coefficient d'extinction.

Pour une suspension de particules identiques, le coefficient d'extinction λ est proportionnel à la concentration numérique de particules (c_n [particules/volume]) [VAN DE HULST, 1957] :

$$\lambda = C_{ext} \cdot c_n \quad (4.9)$$

Pour un nuage de particules de différentes tailles (ou de différents types) a , l'atténuation totale est la somme des atténuations induite par chaque type de particules [VAN DE HULST, 1957] :

$$\lambda = \int_0^\infty C_{ext}(a) c_n(a) da \quad (4.10)$$

Pour des particules de diamètre d , de surface $\pi \cdot \frac{d^2}{4}$ et de volume $\pi \cdot \frac{d^3}{6}$, les équations 4.4, 4.7 et 4.10 deviennent :

$$I(l) = I_0 \cdot e^{\int_0^\infty \frac{3}{2} Q_{ext}(a) \frac{c_v(a)}{d(a)} da \cdot l} \quad (4.11)$$

c_v étant la concentration volumique ($[c_v] = V_{particules} / V_{total}$). Cette équation est utilisée en météorologie radar pour déterminer l'atténuation d'un signal radar au travers de la pluie [VAN DE HULST, 1957].

On retrouve l'adaptation de la loi de Beer-Lambert proposée par CLIFFORD et al. [1995] pour des particules en suspension :

$$I(l) = I_0 \cdot e^{\frac{-bl}{\rho} \frac{K}{d} c_m^n} \quad (4.12)$$

b étant un facteur de forme ($b = \frac{2\pi}{4/3\pi} = 1,5$ pour des sphères), K un coefficient d'extinction empirique ($K \approx 1$ pour $d \geq 4\mu m$), ρ la densité des particules et c_m la concentration massique. n est ici un coefficient qui dépend du diamètre des particules et inclut la diminution de la lumière incidente sur les particules avec la concentration. Cette dépendance à la concentration n'est pas présente dans la formule de VAN DE HULST [1957] qui suppose donc que la suspension est diluée. Dans le cas de suspension concentrée, il est possible que de la diffusion multiple par plusieurs particules vienne compliquer les processus [KINEKE & STERNBERG, 1992].

CLIFFORD et al. [1995] simplifient cette équation pour des application pratiques, en définissant la sensibilité s du transmissiomètre :

$$s = \log \left(\frac{I}{I_0} \right) \cdot \frac{1}{c_m} = \frac{k_1}{d} \quad (4.13)$$

k_1 étant une constante empirique.

Des études réalisées en laboratoire et en rivière ont montré que ces formules sont applicables aux MES. VONGVIXAY [2012] a montré expérimentalement sur des sédiments de rivières de plaine à des concentrations comprises entre 0 et 4 $g.l^{-1}$ que l'absorbance optique en transmission est additive, c'est-à-dire que l'absorbance induite par deux populations de particules est égale à la somme des

absorbances de chaque population. CLIFFORD et al. [1995] et VONGVIXAY [2012] ont également montré expérimentalement à partir de sédiments naturels que, pour des particules d'une même source et à concentration fixe, l'absorbance est inversement proportionnelle au diamètre moyen des particules. La même dépendance à l'inverse du diamètre des particules est connue pour les mesures en rétrodiffusion [DOWNING, 2006]. Cette relation est vérifiée dans les rivières alpines. Ainsi THOLLET et al. [2013] ont montré que la mesure de la turbidité en rétrodiffusion est proportionnelle à la concentration surfacique des particules à partir d'une étude des sédiments de l'Arc (Alpes, France). Ces études montrent expérimentalement que l'absorbance est bien proportionnelle à la concentration surfacique en MES (équations 4.11, 4.12 et 4.13).

5.2. Expérience numérique

Afin de vérifier si, pour une suspension très concentrée, l'absorbance reste proportionnelle à la concentration, une expérimentation numérique très simple à été conduite. Des particules sphériques toutes identiques sont placées aléatoirement dans un cube de côté L . La surface projetée de l'ensemble des particules S_p sur une des faces du cube (surface $S = L^2$) est ensuite calculée. En considérant que les particules ont une absorption totale ($Q_{abs} = 1$) et n'induisent aucune réflexion ou diffusion ($Q_{diff} = 0$), le rapport $(S - S_p)/S$ correspond au rapport entre le rayonnement incident et le rayonnement transmis au travers de la suspension.

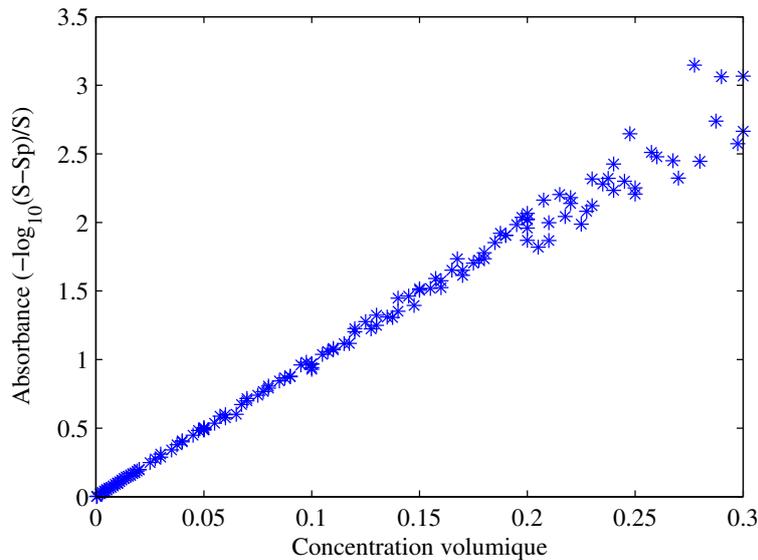


FIGURE 4.9 – Masquage des sphères en fonction de la concentration.

La figure 4.9 présente le logarithme de $(S - S_p)/S$ (c'est-à-dire l'absorbance pour $Q_{abs} = 1$ et $Q_{diff} = 0$) en fonction de la concentration, pour des particules de diamètre normalisé $d/L = 0,063$. La gamme de concentration volumique c_v explorée va d'un volume solide de 0 à 30% du volume total. On remarque que l'absorbance ($A = -\log((S - S_p)/S)$) est proportionnelle à la concentration même pour des concentrations élevées. Il est toutefois à noter que, dans le code utilisé, il est possible que des billes se recoupent. Ceci arrive probablement aux hautes concentrations.

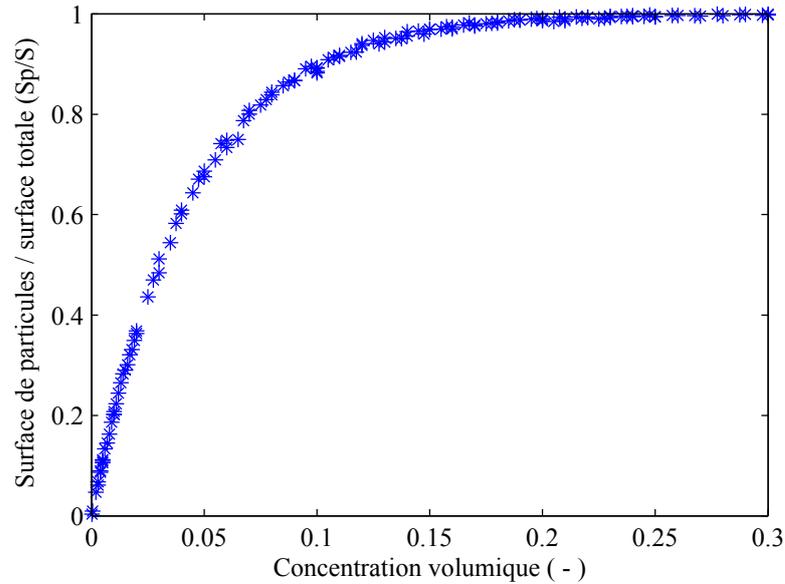
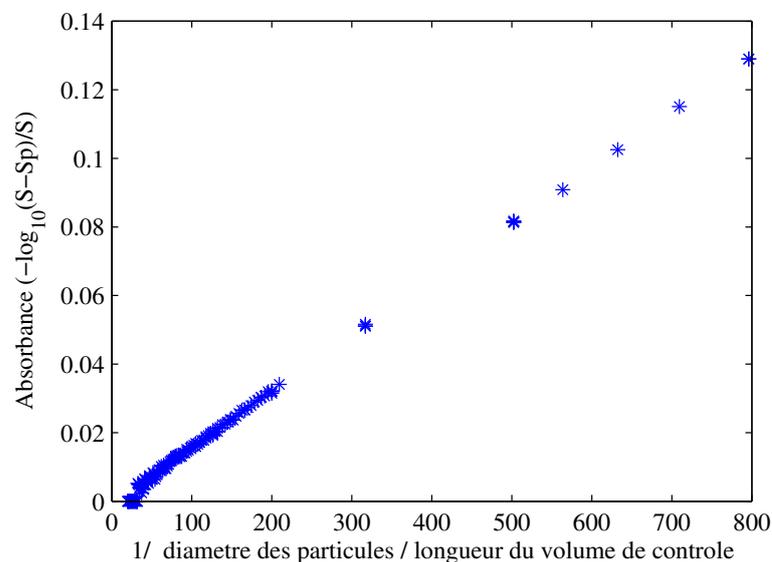


FIGURE 4.10 – Surface projetée des sphères en fonction de la concentration.

Pour des faibles concentrations $c_v \leq 3\%$, la surface projetée des particules S est également proportionnelle à la concentration (figure 4.10). Ceci indique que le masquage entre particules est encore négligeable. Cette gamme doit correspondre aux concentrations pour lesquelles les capteurs en rétro-diffusion comme les OBS ont une réponse linéaire.

La dépendance de la surface projetée avec l'inverse du diamètre des particules a également été vérifiée numériquement.

FIGURE 4.11 – Absorbance des sphères en fonction de l'inverse de leur diamètre, pour une concentration de $c_v = 1.10^{-3}$.

La figure 4.11 présente l'absorbance en fonction de l'inverse du diamètre des particules pour une concentration de $C_v = 1.10^{-3}$. On retrouve la proportionnalité attendue entre l'inverse du diamètre et l'absorbance. On note sur la figure 4.11 un décrochement pour les grands diamètres de particules ($1/D \leq 20$) qui s'explique numériquement par le trop petit nombre de particules d'un tel diamètre pour obtenir une concentration de $C_v = 1.10^{-3}$.

Dans le cas de particules sphériques et en négligeant le diffusion de la lumière, l'absorbance d'une solution est donc proportionnelle à la concentration volumique en suspension, et inversement proportionnelle au diamètre des particules. Ceci équivaut à une proportionnalité entre concentration surfacique des particules et absorbance.

5.3. Résultats expérimentaux

Cette section présente l'absorbance initiale mesurée par le SCAF en fonction de la concentration pour les gammes de calibration réalisées avec le SCAF. La turbidité est mesurée pour les mêmes échantillons par un turbidimètre classique en rétrodiffusion¹. L'absorbance est définie comme :

$$A = -\log\left(\frac{J}{J_0}\right) \quad (4.14)$$

J étant le signal du SCAF lors de la mesure et J_0 le signal moyen mesuré par le SCAF au travers d'une solution d'eau pure, lorsque l'instrument est saturé. La valeur de J_0 est fixée à $J_0 = 10,78 \text{ V}$.

5.3.1. Lait

La figure 4.12 présente l'absorbance mesurée par le SCAF, ainsi que la turbidité mesurée indépendamment, en fonction de la concentration en lait. La relation est linéaire pour la turbidité, mais ne l'est pas pour l'absorbance. Dans ce cas, la relation semble logarithmique, ce qui est confirmé par la figure 4.13 qui présente les mêmes données en fonction du logarithme de la concentration. Pour le lait, l'absorbance est donc proportionnelle au logarithme de la concentration. On retrouve la tendance observée avec les premiers prototypes du SCAF (voir section 4.2), pour lesquelles le signal du SCAF présente une relation log-log avec la concentration (l'absorbance dépend du logarithme du signal $A = -\log\left(\frac{J}{J_0}\right) = -\log(J) + \log(J_0)$).

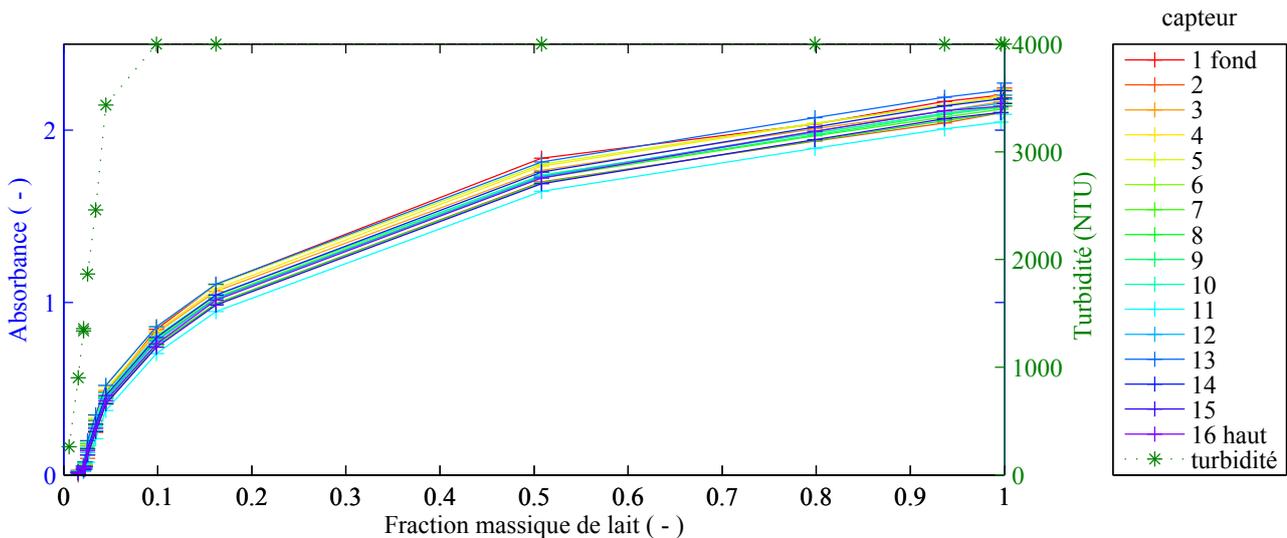


FIGURE 4.12 – Absorbance mesurée en fonction de la concentration en lait.

1. mesure de turbidité avec un 2100N Laboratory Turbidimeter, HACH, Loveland, CO, USA

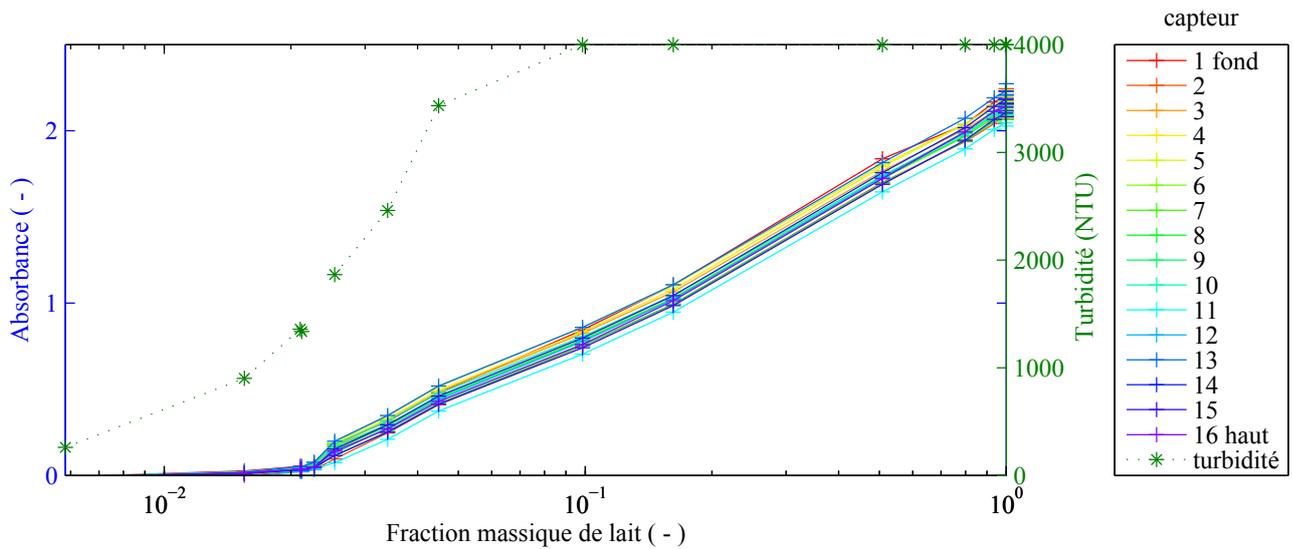


FIGURE 4.13 – Absorbance mesurée en fonction du logarithme de la concentration en lait.

5.3.2. Billes

La figure 4.14 présente l'absorbance initiale mesurée par le SCAF ainsi que la turbidité en fonction de la concentration pour des suspension de billes. Aussi bien l'absorbance que la turbidité dépendent linéairement de la concentration. On ne retrouve pas la relation en log de la concentration observée pour le lait. La figure 4.15 qui présente les mêmes données sur un axe logarithmique le démontre puisqu'il n'y a plus de tendance linéaire.

La relation linéaire entre absorbance et concentration est bonne pour les absorbances supérieures à 0,5 (soit des fractions massiques de moins de 0,06). Pour de plus faibles concentrations, on observe un décrochement de la tendance linéaire, avec une absorbance nulle pour une fraction massique de 0,02. Pour les mesures à une absorbance supérieure à 0,5 la tendance est linéaire et la droite d'ajustement passe par l'origine.

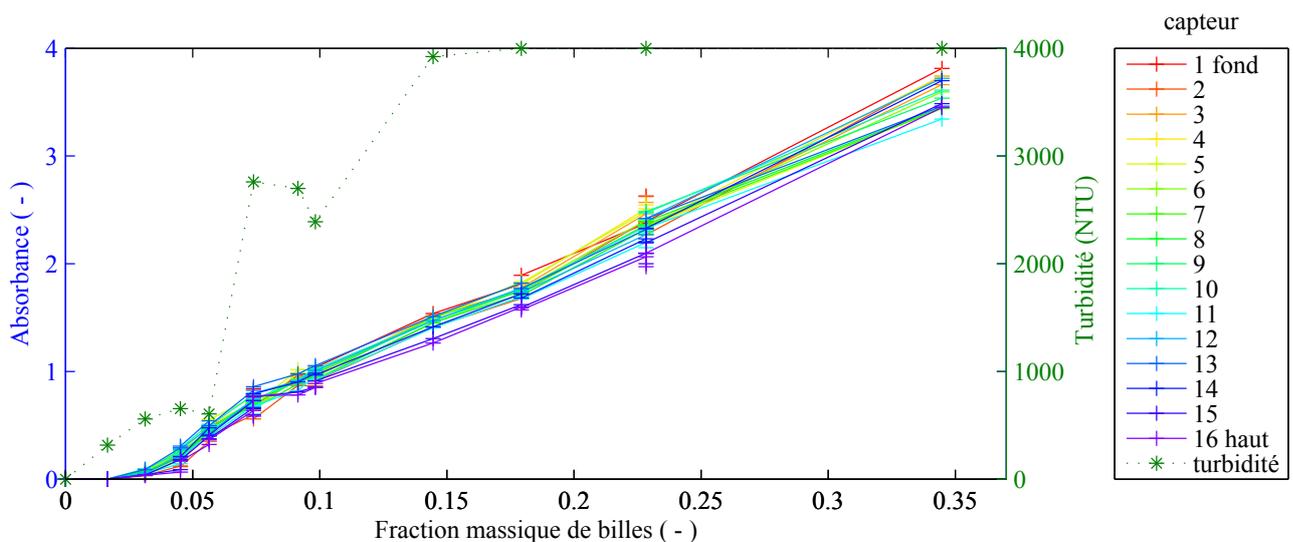


FIGURE 4.14 – Absorbance mesurée en fonction de la concentration en billes.

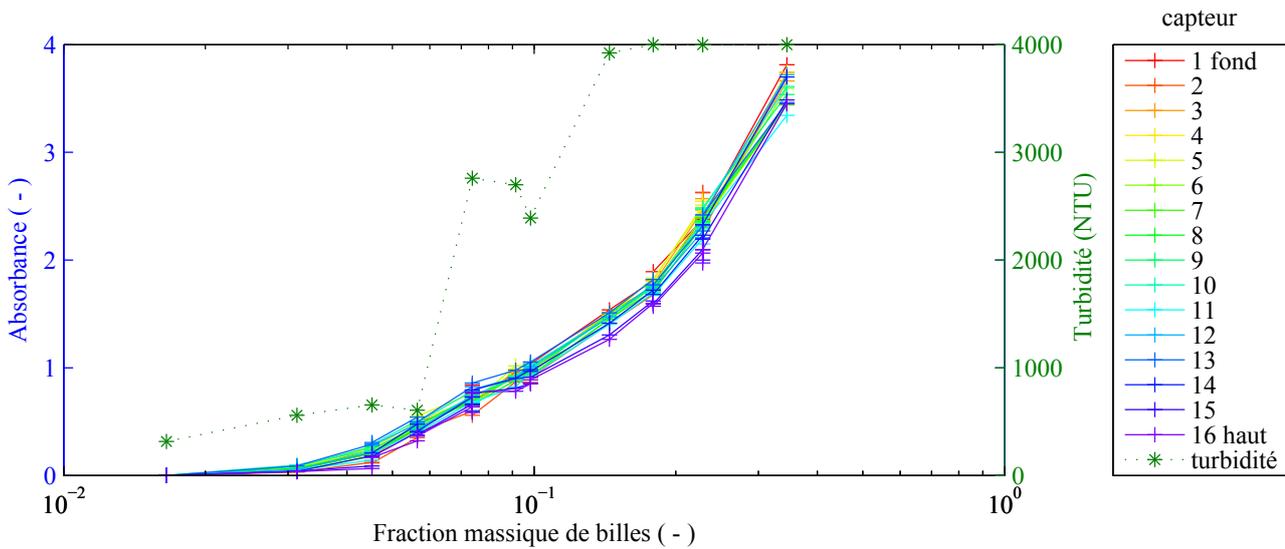


FIGURE 4.15 – Absorbance mesurée en fonction du logarithme de la concentration en billes.

5.3.3. Deux types de particules

Afin de vérifier si l’absorbance d’une solution contenant deux types de particules est égale à la somme des absorbances induites par chacun des composants de la suspension, des mesures ont été réalisées avec une suspension de billes à $w_b = 0,053 [g/g]$ ($m_b = 9,1 g$) et une suspension de montmorillonite à $w_m = 0,0082 [g/g]$ ($m_m = 1,4 g$). Cette seconde suspension à été mesurée durant 1 minute (il n’y a alors encore aucun dépôt au fond), puis une masse de $m_b = 9,1 g$ de billes y est ajoutée, la suspension est homogénéisée (voir section 3.1) et à nouveau mesurée. Cette dernière suspension correspond ainsi à la superposition des deux suspensions précédentes.

La figure 4.16a présente les 10 premières secondes de mesures acquises pour la suspension de billes (trait plein), de montmorillonite (pointillés) et la suspension contenant les deux types de particules (trait discontinu). La zone grisée sur la figure 4.16a correspond à la période retenue pour calculer l’absorbance initiale de chaque capteur. La figure 4.16b présente l’absorbance moyenne durant cette période pour chacune des trois suspensions. Les barres d’erreur représentent deux écart-types (2σ) de la variabilité durant la période de calcul de la moyenne. La somme des absorbances mesurées pour la suspension de billes et pour la suspension de montmorillonite est également représentée (en rouge) sur la figure 4.16b.

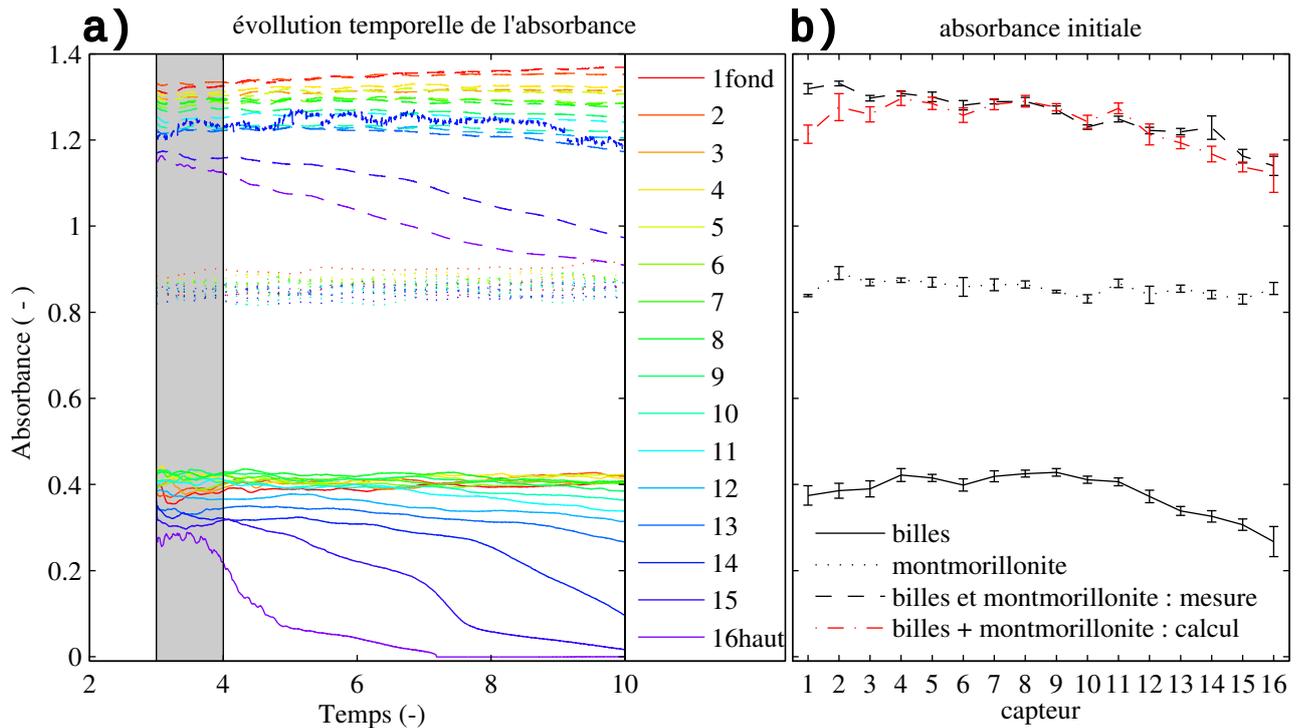


FIGURE 4.16 – a) Mesure d'absorbance avec le SCAF pour une suspension de billes à $w_b = 0,053$, pour une suspension de montmorillonite à $w_m = 0,00816$ et pour une suspension contenant w_b de billes et w_m de montmorillonite. L'absorbance initiale pour chaque capteur est définie comme la moyenne durant la fenêtre grisée.

b) Absorbance initiale pour chaque capteur et pour chacune des 3 solutions. La somme des absorbances mesurées pour les billes et la pour montmorillonite est présentée en rouge.

L'absorbance initiale mesurée pour la suspension de montmorillonite dépend très peu du capteur, avec une valeur moyenne $A_m = 0,856$ et un écart-type entre capteurs de $\sigma_m = 0,017$. Pour la suspension de billes l'absorbance initiale mesurée varie plus en fonction du capteur ($A_b = 0,380$, $\sigma_b = 0,047$). La valeur est toutefois assez stable sur les 11 capteurs du fond ($A = 0,407$, $\sigma = 0,018$ et décroît au niveau des 5 derniers capteurs pour atteindre une valeur de $A = 0,267$ au niveau du capteur le plus proche de la surface (capteur n°16). Ceci s'explique par la sédimentation rapide des billes. En effet, on voit sur la figure 4.16a que l'absorbance décroît déjà légèrement du fait de la sédimentation durant la période de calcul des valeurs initiales. L'absorbance initiale mesurée pour la suspension contenant les billes et la montmorillonite est de $A = 1,258$ avec $\sigma = 0,055$. On observe également un début de sédimentation pour les capteurs du haut, ainsi la valeur moyenne sur les 11 premiers capteurs est de $A = 1,288$ avec $\sigma = 0,030$, alors que le dernier capteur mesure une absorbance initiale de $A = 1,139$. La somme des valeurs d'absorbance pour la suspension de billes et pour la suspension de montmorillonite est très proche de la mesure pour la suspension contenant les deux types de particules (l'écart quadratique moyen est de $RMSE = 0,038$, soit 3% de la moyenne). Pour la plupart des capteurs, l'écart entre le calcul et la mesure est compris dans la barre de variabilité durant la première seconde de mesure. Un écart plus important existe pour les deux capteurs du fond (n°1 et n°2) ainsi que pour le capteur n°14. Ce dernier capteur présentait une forte décalibration, probablement due à un mauvais contact durant la dernière mesure. La mesure de ce capteur ne doit donc pas être prise en compte. La différence observée au fond pourrait s'expliquer par la formation d'un dépôt en cours de consolidation.

La sensibilité du SCAF (équation 4.13) correspond au rapport entre l'absorbance et la concentration. Pour les billes, cette sensibilité est $s_b = A_b/w_b = 7,18$. et pour la montmorillonite $s_m = A_m/w_m = 105$. Si on suppose que la constante d'absorption k_1 est identique pour les billes et la montmorillonite, alors on a : $k_1 = s_b \cdot d_b = s_m \cdot d_m$ avec d_b et d_m les diamètres médians des billes et des particules de montmorillonite. En fixant $d_b = 60 \mu m$ on obtient $d_m = 4,1 \mu m$, ce qui est un ordre de grandeur réaliste pour des particules d'argile. Au premier ordre, on vérifie donc que l'absorbance est proportionnelle à la concentration surfacique.

5.4. Synthèse sur l'absorbance

Pour des mesures optiques en transmission, la grandeur proportionnelle à la concentration est l'absorbance : définie comme : $A = -\log\left(\frac{J}{J_0}\right)$ (voir équations 4.11 et 4.14).

Si l'énergie déviée ou absorbée par une particule n'atteint pas le capteur, alors l'absorbance induite par plusieurs populations de particules est égale à la somme des absorbances individuelles de chaque population. Il en résulte que pour un type de particule donné l'absorbance est proportionnelle à la concentration. Ceci a été vérifié numériquement et expérimentalement avec le SCAF pour une gamme de suspensions de billes de verre et pour un mélange de billes et de montmorillonite. VONGVIXAY [2012] a également vérifié cette propriété à l'aide d'un transmissiomètre pour des sédiments naturels de rivières de plaine.

La valeur retenue pour J_0 dans le calcul d'absorbance est validé par l'additivité expérimentale des absorbances mesurées par le SCAF. En effet pour deux suspensions S_1 et S_2 , on a :

$$A_1 = -\log(J_1) + \log(J_0),$$

$$A_2 = -\log(J_2) + \log(J_0),$$

d'où :

$$A_1 + A_2 = -\log(J_1) - \log(J_2) + 2 \cdot \log(J_0).$$

Pour la suspension S_3 contenant les particules des deux premières suspensions si on a $A_3 = A_1 + A_2$ alors

$$-\log(J_3) = -\log(J_1) - \log(J_2) + \log(J_0).$$

Il ne reste J_0 que d'un côté de l'équation. Si celui-ci était mal défini, les données pour les deux types de particules ne se superposeraient pas à la mesure de la solution contenant les deux types de particules. L'ordonnée à l'origine nulle de la droite d'ajustement entre absorbance et concentration pour les billes de verre vient également valider la valeur retenue pour J_0 .

Pour des suspensions de lait, l'absorbance n'est pas additive. En effet, l'absorbance mesurée dépend de façon logarithmique et non linéaire de la concentration. Ceci peut s'expliquer en considérant que le lait est très brillant. En effet, si on suppose que le coefficient d'absorption Q_{abs} des particules colloïdales du lait est très faible par rapport à leur coefficient de diffusion Q_{diff} , alors pour une solution concentrée, on aura une diffusion multiple sur plusieurs particules. Suite aux nombreuses diffusions, chaque particule peut rediffuser une partie de la lumière dans sa direction initiale (vers le

capteur) et ainsi se comporter comme une source secondaire. Une telle hypothèse mettrait en défaut l'équation 4.11 et pourrait expliquer les résultats observés pour le lait.

Les mesures réalisées à partir de MES naturelles, semblent toutes présenter une relation linéaire entre absorbance et concentration surfacique en particules. Pour une suspension naturelle contenant plusieurs types de particules, le rapport entre concentration surfacique et massique peut être difficile à mesurer puisqu'il dépend à la fois de la distribution granulométrique, de la forme et de la densité des particules en suspension. Pour les suspensions avec une granulométrie étendue, la taille des particules semble être la première cause de variabilité du rapport absorbance-concentration [VONGVIXAY, 2012; THOLLET et al., 2013]. La synthèse réalisée par DOWNING [2006] le conduit à hiérarchiser les principaux facteurs influant sur la mesure OBS en rétro-diffusion comme :

- concentration : O (1000)
- diamètre des particules : O (100)
- forme des particules : O (10)
- réflectivité des particules : O (10)
- floculation et désagrégation des particules : O (2)

La réflectivité des particules est probablement beaucoup moins importante pour les mesures d'absorbance en transmission.

Ainsi pour une suspension présentant une granulométrie étendue, les petites particules contribuent beaucoup à l'absorbance, alors qu'elles ne contribuent que peu à la masse de MES. Inversement, les particules les plus grossières contribuent beaucoup à la masse de MES, mais seulement peu à l'absorbance mesurée par le SCAF.

6. Inter-calibration des capteurs

Sur les figures 4.14 et 4.12, on note une dispersion entre les valeurs mesurées par les différents capteurs. Il ne s'agit pas uniquement de bruit de mesure car certains capteurs présentent un biais systématique par rapport aux autres. Nous souhaitons intercalibrer les mesures des différents capteurs pour pouvoir analyser l'ensemble des données. Pour quantifier le biais entre capteurs, nous calculons pour chaque capteur i , l'écart à la moyenne des 16 capteurs $A_i - \bar{A}$.

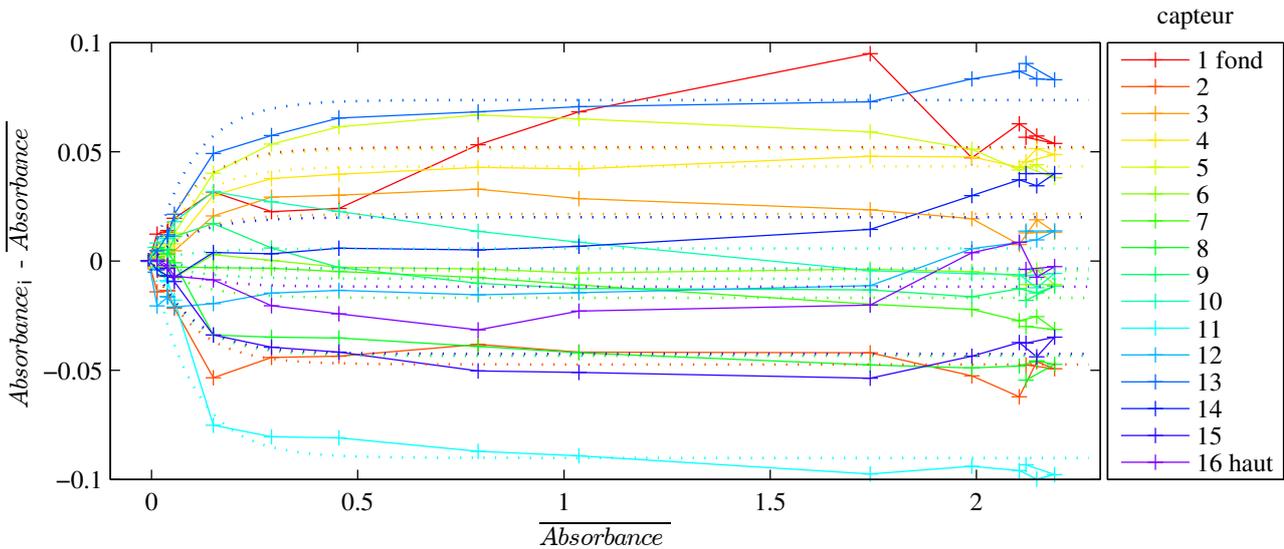


FIGURE 4.17 – Biais de chaque capteur en fonction de l'absorbance. Mesures pour les solutions de lait : courbes pleines, modèle (équation 4.15) : courbes pointillées.

La figure 4.17 présente cet écart à la moyenne en fonction de l'absorbance moyenne \bar{A} pour la calibration au lait. Le biais entre capteurs est nul pour une absorbance nulle, pour tous les capteurs. Le biais augmente ensuite avec l'absorbance jusqu'à des valeurs d'absorbance d'environ 0,2. Pour les absorbances plus élevées, les biais de chaque capteur ne varient plus avec l'absorbance. On peut donc modéliser le biais de chaque capteur à l'aide d'une loi qui augmente pour de faibles valeurs d'absorbance et tend ensuite vers un plateau constant. Nous avons choisi d'utiliser une fonction exponentielle décroissante pour modéliser les biais. La portée τ de cette loi a été fixée à $\tau = 0,1$. La valeur au plateau α_i a été définie pour chaque capteur comme le biais moyen sur les valeurs d'absorbance supérieures à 0,15 : $\alpha_i = \text{moyenne}(A_i - \bar{A})$ pour $(A \geq 0,15)$. Le biais de chaque capteur en fonction de l'absorbance est modélisé par l'équation 4.15 :

$$\text{Biais}_i(A) = \alpha_i \cdot \left(1 - e^{-\left(\frac{A}{\tau}\right)}\right) \quad (4.15)$$

Les biais ainsi modélisés sont présentés en courbes pointillées à la figure 4.17. Finalement les données mesurées sont calibrées en y soustrayant le biais ainsi modélisé. La figure 4.18 présente les biais résiduels après calibration pour la gamme de mesure sur le lait.

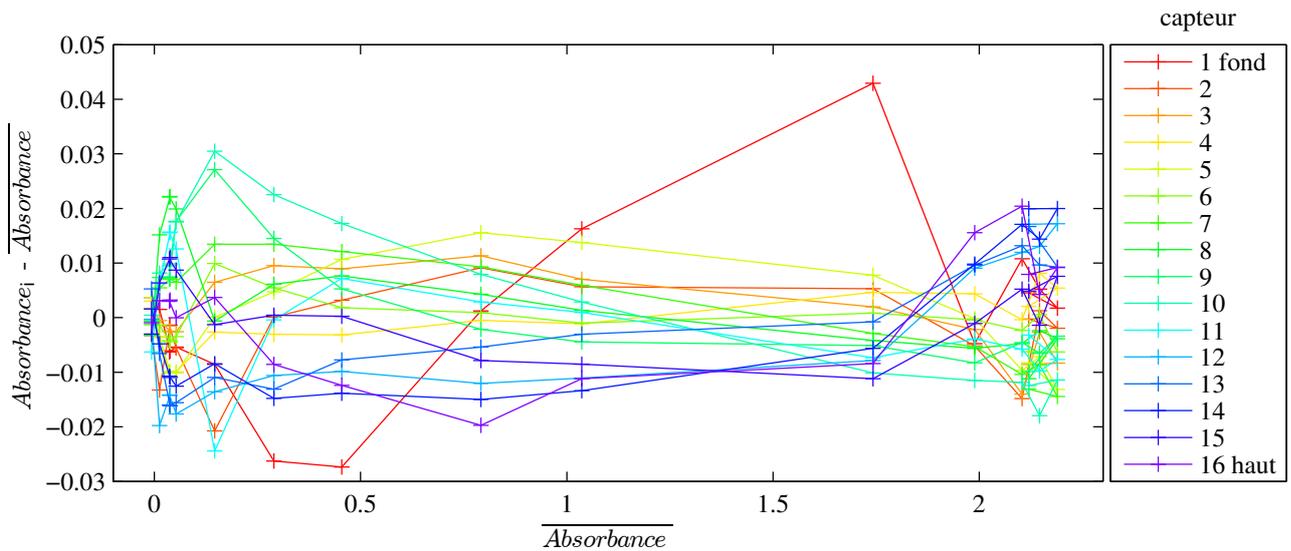


FIGURE 4.18 – Biais de chaque capteur en fonction de l'absorbance après inter-calibration pour les solutions de lait.

Après calibration, il n'existe plus de claire tendance du biais pour un capteur donné, ce qui veut dire que la calibration a éliminé le biais systématique. La dispersion globale des mesures est largement diminuée par la calibration. Ainsi l'écart type sur l'ensemble des mesures était de 0,036 (absorbance) avant calibration et passe à 0,011 (absorbance) après calibration. On peut toutefois noter un biais résiduel plus important pour les valeurs d'absorbance comprises entre 0,02 et 0,15 que pour les autres valeurs, du fait que la loi exponentielle décroissante d'une portée de 0,1 n'ajuste pas exactement la dynamique avec laquelle le biais tend vers son plateau.

Le modèle de biais développé à partir de la gamme de calibration au lait a été testé sur la gamme de calibration aux billes de verre. La figure 4.19 présente le biais pour les billes de verre en fonction de l'absorbance. Les courbes en pointillés présentent les modèles de biais définis à partir des tests au lait. On note que les données présentent un bruit plus important que pour le lait, l'écart-type global étant de 0,08. Ceci s'explique par la sédimentation rapide des billes (voir chapitre 5 section 5.1.1) qui rend l'homogénéisation initiale imparfaite.

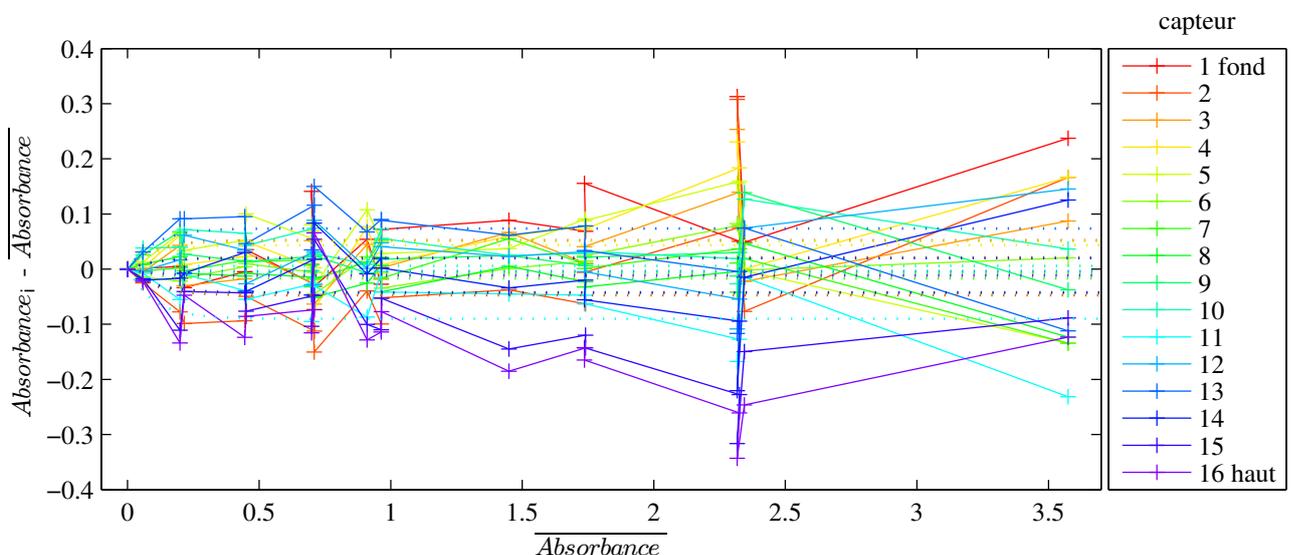


FIGURE 4.19 – Biais de chaque capteur en fonction de l'absorbance. Mesures pour les suspensions de billes : courbes en trait plein, modèle (équation 4.15) : courbes en pointillés.

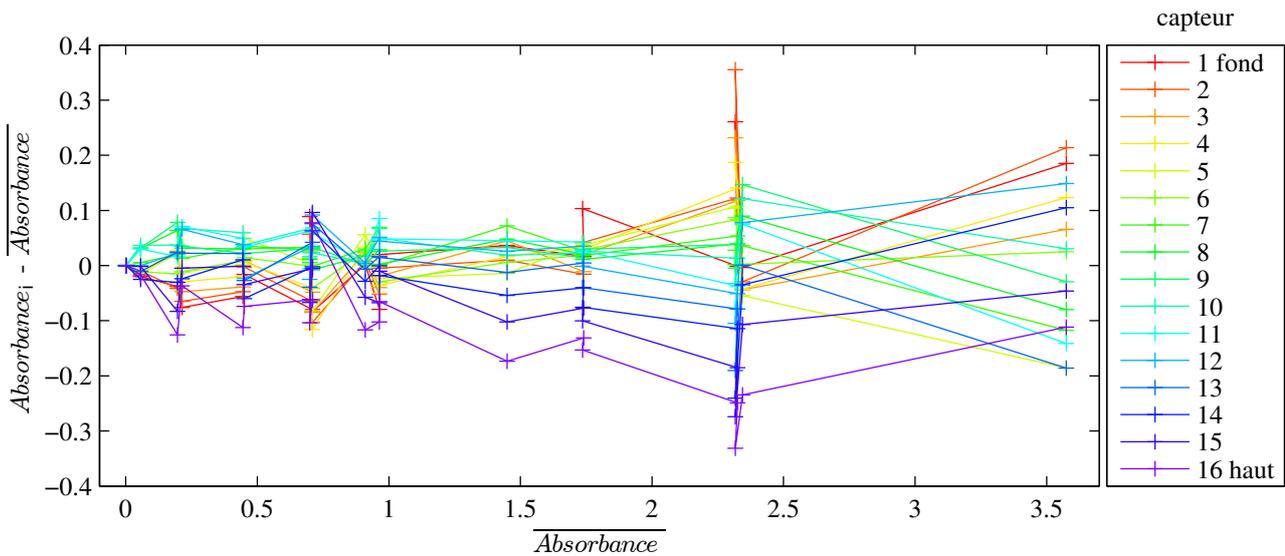


FIGURE 4.20 – Biais de chaque capteur en fonction de l’absorbance après intercalibration pour les suspensions de billes.

La figure 4.20 présente les biais résiduels après calibration. L’écart-type global n’est plus que de 0,07, la dispersion est donc réduite mais reste importante. Il ne s’agit cependant pas uniquement de bruit. En effet on note que les capteurs proches de la surface mesurent systématiquement une absorbance plus faible, ce qui pourrait indiquer que la sédimentation a déjà affecté le signal. Ceci est confirmé par la légère diminution temporelle du signal de ces capteurs durant la fenêtre temporelle de calcul de l’absorbance initiale (section 3.3.2). Lorsque l’on représente l’absorbance mesurée en fonction du temps et de la profondeur avant (4.21a) et après (4.21b) avoir appliqué la calibration présentée, on remarque que la calibration a “lissé” les mesures et a diminué la variabilité entre capteurs contigus. Cela valide empiriquement la méthode présentée.

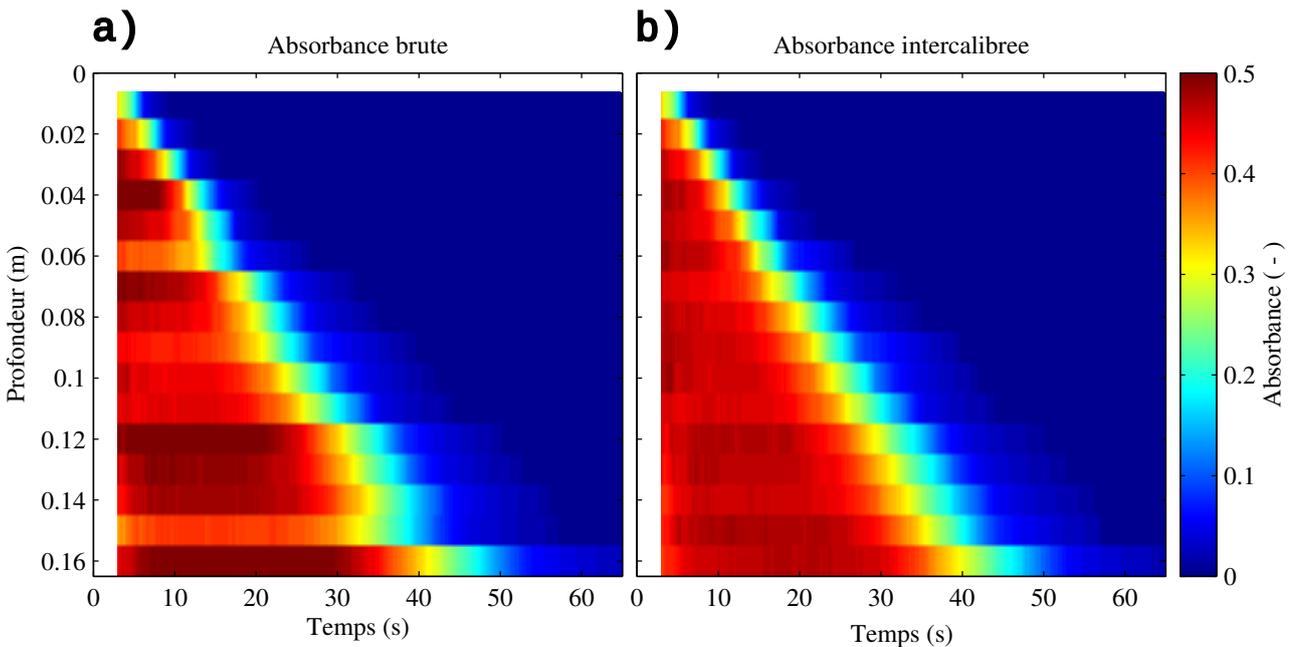


FIGURE 4.21 – Absorbance mesurée en fonction du temps et de la profondeur durant un essai de sédimentation avec des billes ($w = 0,0565 \text{ g.g}^{-1}$). a) : Valeurs avant calibration. b) : Valeurs après intercalibration des capteurs.

La forme exponentielle décroissante des biais a été observée pour toutes les gammes de calibrations réalisées. Cette loi de calibration a ainsi été utilisée sur l'ensemble des jeux de données mesurées. Les valeurs des biais par capteur au plateau α_i dépendent quant à elles des imperfections électroniques et des petites variations de la position des diodes d'émission et de réception. A chaque fois qu'un SCAF a été démonté ou déplacé de façon conséquente, la valeur des α_i a été déterminée. Dans les cas où cela n'a pas été possible, la dernière calibration a été utilisée.

La gamme complète de calibration n'a pas été réalisée après chaque déplacement du SCAF. En connaissant l'allure du biais, il suffit d'une seule mesure avec une solution homogène réalisée à une absorbance supérieure à 0,2 pour déterminer les α_i . Dans les meilleurs cas, la mesure a été réalisée à partir d'une solution qui sédimente très lentement. Il est également possible de calibrer à partir des mesures à l'instant initial lors d'un test de sédimentation à condition que les capteurs ne soient pas saturés et mesurent une absorbance supérieure à 0,2.

7. Résolution temporelle

7.1. Bruit de mesure

7.1.1. Bruit électronique

Des enregistrements comportant différentes sources de bruits ont été réalisés afin de quantifier la variabilité du signal du SCAF. Dans un premier temps, le bruit électronique a été quantifié. Pour ceci des solutions homogènes ont été testées.

Le signal de chaque capteur présente des oscillations périodiques à une fréquence de 20 Hz . L'amplitude de ces variations est de $\pm 2 \cdot 10^{-3} V$ (figure 4.22b et 4.23b). Les figures 4.22c et 4.23c présentent le signal moyen calculé sur une fenêtre temporelle en fonction de la durée de cette fenêtre $V_{\Delta t}(t) = \frac{1}{\Delta t} \int_0^t V' dt$. Pour une moyenne réalisée sur 0,1 seconde, le bruit n'est plus que de $\pm 5 \cdot 10^{-4} V$. On observe le même comportement proche de la saturation de la chaîne d'acquisition (mesure avec de l'eau pure, figure 4.22) et pour une forte atténuation du signal (mesure avec une solution de lait à $w = 0,51 g.g^{-1}$, figure 4.23).

Pour la version $\alpha 0$ du SCAF utilisée pour les mesures présentées au chapitre 7 section 4, le bruit électronique est plus important et induit des variations de $\pm 1 \cdot 10^{-2} V$.

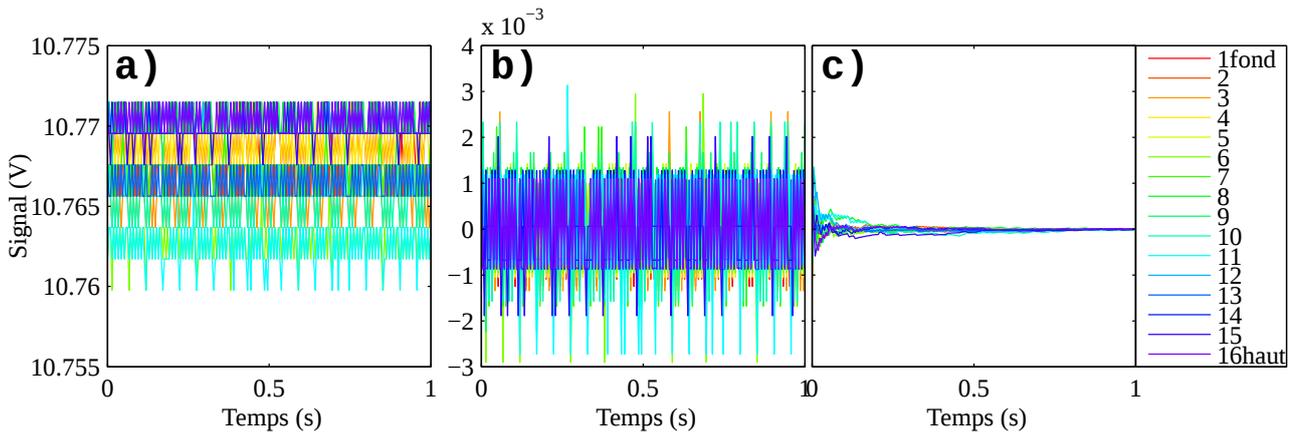


FIGURE 4.22 – Signal enregistré sur une seconde pour de l'eau pure. a) Valeur mesurée pour chaque capteur. b) Valeur normalisée par la moyenne sur une seconde. c) Moyenne de 0 à t.

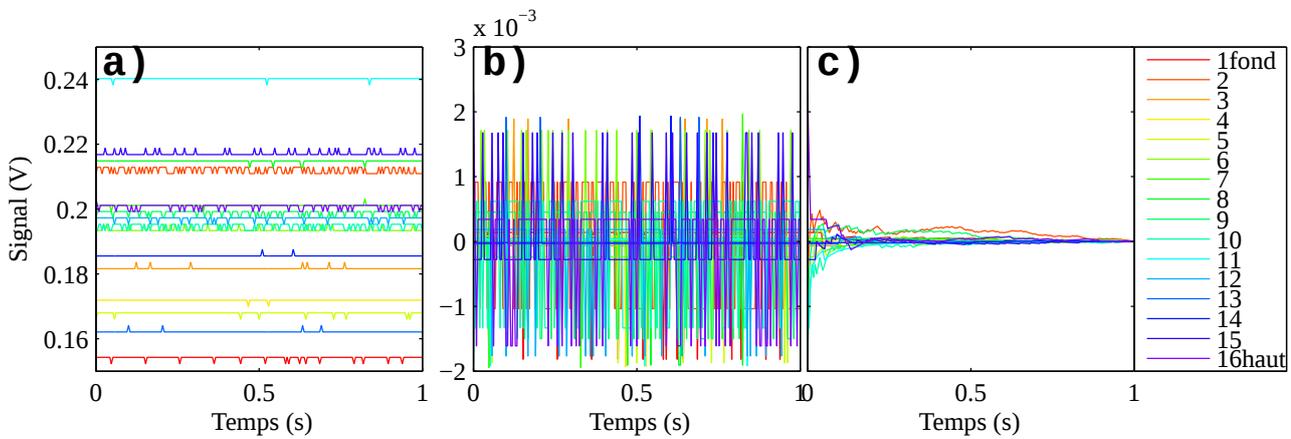


FIGURE 4.23 – Signal enregistré sur une seconde pour une suspension de lait à $w = 0,51 \text{ g.g}^{-1}$. a) Valeur mesurée pour chaque capteur. b) Valeur normalisée par la moyenne sur une seconde. c) Moyenne de 0 à t.

7.1.2. Effet des vibrations

Lors de certaines mesures réalisées avec des suspensions homogènes, de brusques variations de signal d'amplitudes plus importantes sont observées (figures 4.24 et 4.25). Ces variations brusques affectent simultanément plusieurs capteurs et leur amplitude est de l'ordre de $8 \cdot 10^{-3} \text{ V}$. Ces variations sont probablement dues à des petits mouvements du tube dans la structure dus à des vibrations. Ce bruit étant localisé, il est donc mal lissé par une moyenne temporelle (figures 4.25c et 4.24c)

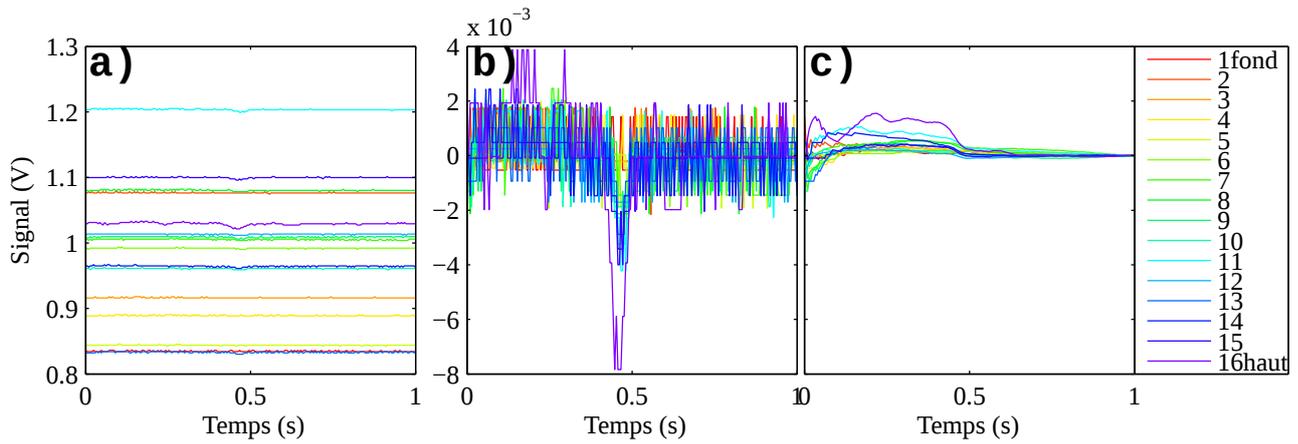


FIGURE 4.24 – Signal enregistré sur une seconde pour une suspension lait à $w = 0,17 \text{ g.g}^{-1}$. a) Valeur mesurée pour chaque capteur. b) Valeur normalisée par la moyenne sur une seconde. c) Moyenne de 0 à t .

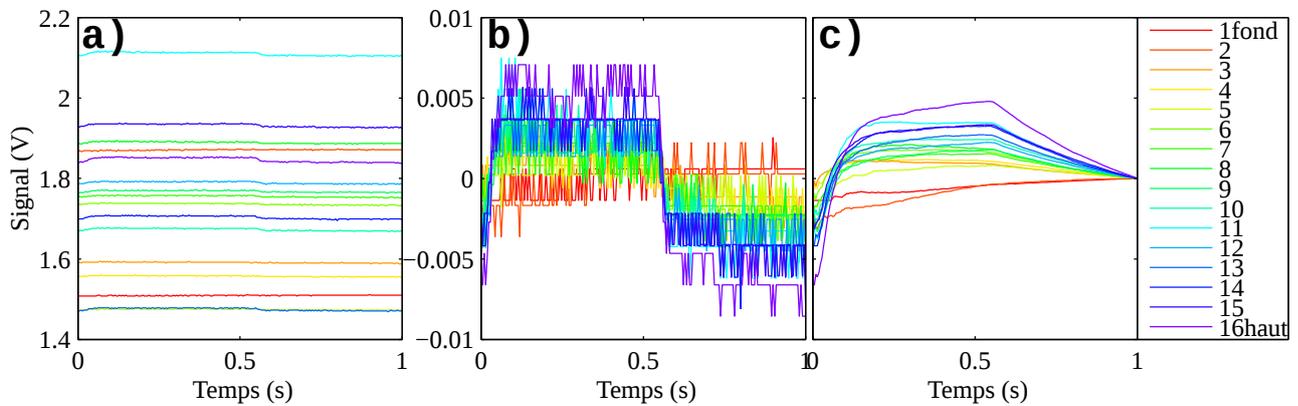


FIGURE 4.25 – Signal enregistré sur une seconde pour une suspension lait à $w = 0,098 \text{ g.g}^{-1}$. a) Valeur mesurée pour chaque capteur. b) Valeur normalisée par la moyenne sur une seconde. c) Moyenne de 0 à t .

7.1.3. Effet de turbulence

Pour des suspensions de particules minérales, on observe généralement des variations de plus grande période et amplitude en début de mesure. La figure 4.26 présente le signal mesuré durant la première seconde d'un essai de sédimentation de montmorillonite à $w = 0,045 \text{ g.g}^{-1}$. On observe des oscillations d'une amplitude de $\pm 0,5 \text{ V}$ avec des périodes allant jusqu'à 1 s . Le même type d'oscillations est observée pour une suspension de billes (4.27). Dans ce cas, on observe également une variation rapide du signal durant la première $0,2 \text{ s}$ qui vient se superposer à celle observée pour la montmorillonite. Ces variations initiales plus importantes peuvent s'expliquer par la moins bonne homogénéité initiale de la solution. Ces oscillations initiales semblent être l'effet de la turbulence résiduelle dans le tube de mesure en début de sédimentation. Malgré le bruit induit par la turbulence, les premières secondes du signal peuvent contenir de l'information sur la sédimentation lorsque la suspension contient des particules chutant rapidement, comme dans les exemples présentés aux figures 4.16 et 4.21 où l'on voit que l'absorbance des capteurs superficiels commence à diminuer.

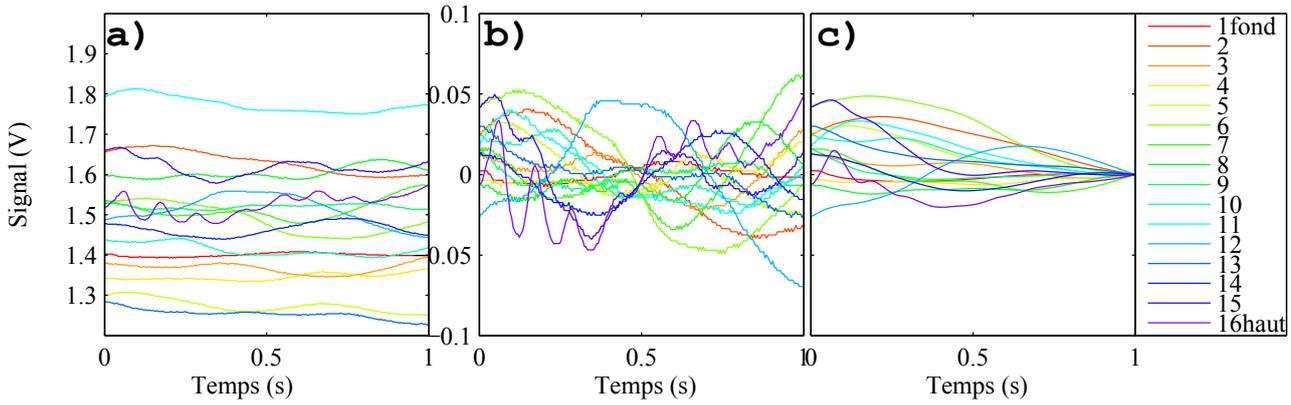


FIGURE 4.26 – Signal enregistré sur une seconde pour une suspension de montmorillonite à $w = 8.10^{-3} g.g^{-1}$. a) Valeur mesurée pour chaque capteur. b) Valeur normalisée par la moyenne sur une seconde. c) Moyenne de 0 à t.

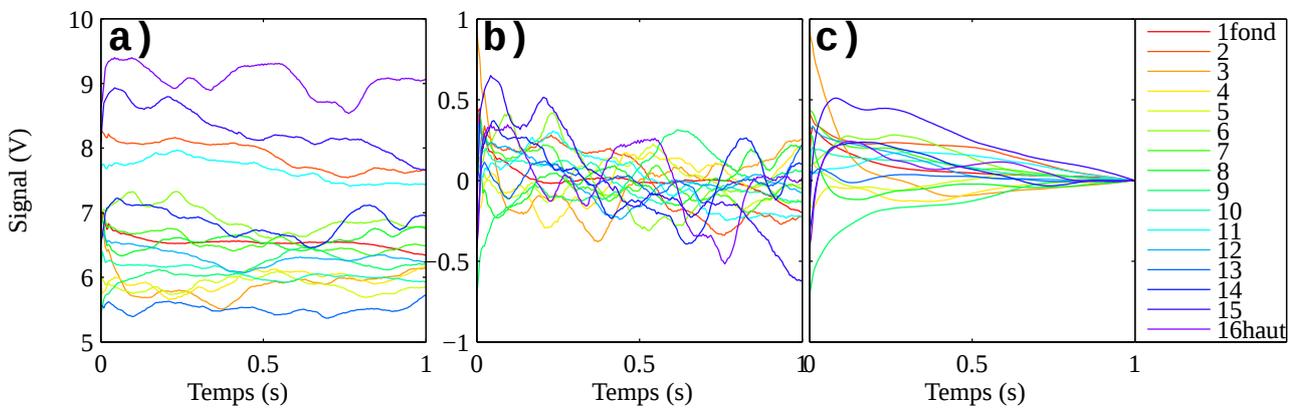


FIGURE 4.27 – Signal enregistré sur une seconde pour une suspension de billes à $w = 0,045 g.g^{-1}$. a) Valeur mesurée pour chaque capteur. b) Valeur normalisée par la moyenne sur une seconde. c) Moyenne de 0 à t.

La figure (4.28) présente le même type de graphes sur une période de temps entre 49 et 50 secondes pour la montmorillonite. Il n'est pas possible de réaliser de tels graphes pour les billes car pour cette suspension la sédimentation est terminée en moins de 50 secondes. Dans le cas de la monmorillonite qui sédimente très lentement, le signal moyen n'a pas été modifié significativement après 1 minute, comme le montre la figure 4.29. Les oscillations de plus haute fréquence sont rapidement amorties, la fréquence et l'amplitude des oscillations diminue avec le temps. Vers 15 secondes, la période dominante est ainsi de 5 s. Après 40 secondes l'amplitude des oscillations devient très faible et le bruit électronique devient dominant. Ceci confirme que les oscillations initiales sont dues à la turbulence résiduelle dans le tube de mesure en début de sédimentation. De plus, ceci montre que la suspension n'est jamais parfaitement homogène sur la verticale, sans quoi la turbulence n'induirait pas de variation de signal.

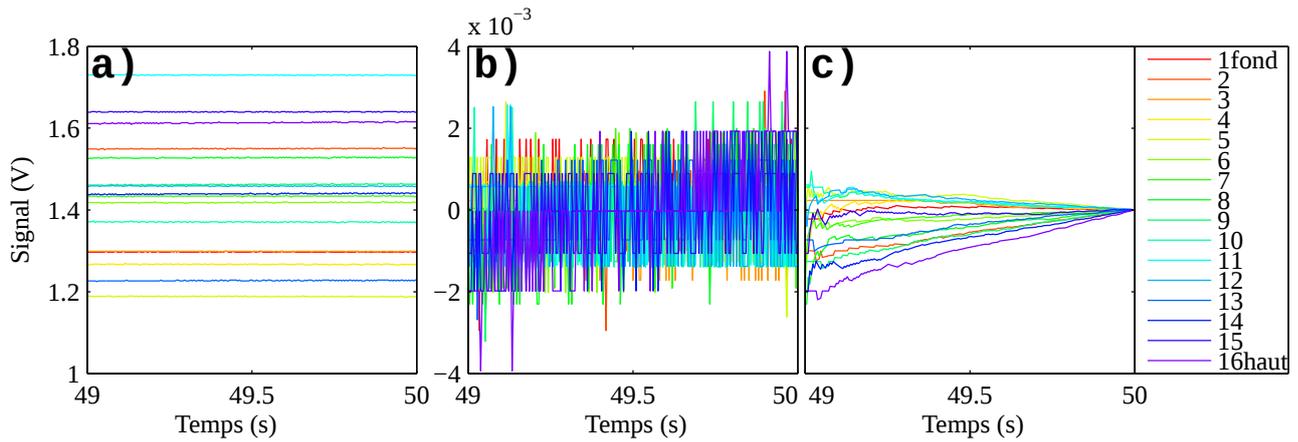


FIGURE 4.28 – Signal enregistré sur une seconde pour une suspension de montmorillonite après 50 secondes de repos à $w = 8.10^{-3} g.g^{-1}$. a) Valeur mesurée pour chaque capteur. b) Valeur normalisée par la moyenne sur une seconde. c) Moyenne de 0 à t.

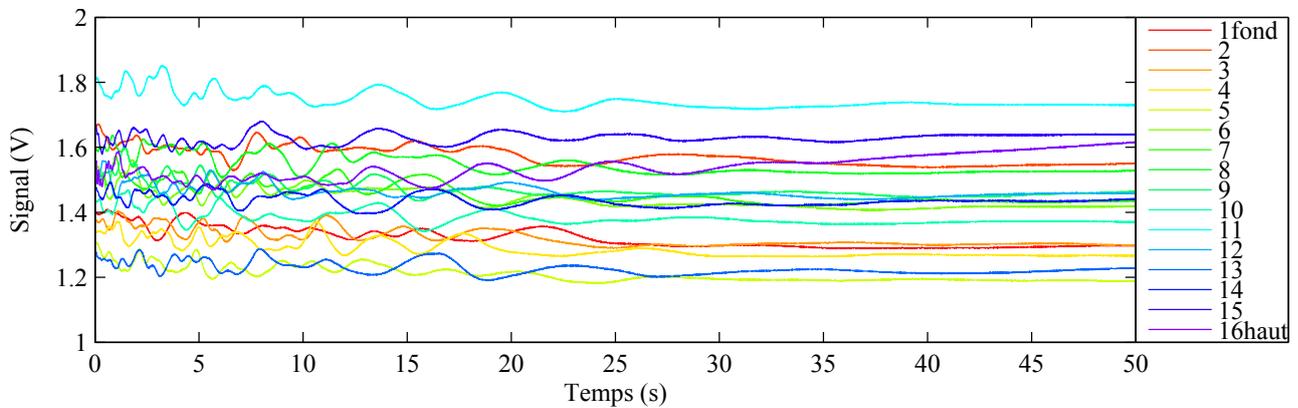


FIGURE 4.29 – Evolution du signal brut sur 50 secondes pour une suspension de montmorillonite à $w = 8.10^{-3} g.g^{-1}$.

7.1.4. Hiérarchisation des sources de bruit

Trois sources de bruit ont été identifiées dans les mesures du SCAF :

- le bruit électronique, périodique à $20 Hz$, d'une amplitude de $\pm 2 \cdot 10^{-3} V$,
- des petits sauts brusques, dont l'amplitude peut aller jusqu'à $\pm 1 \cdot 10^{-2} V$, probablement dus à des vibrations du tube de mesure,
- la turbulence résiduelle dans le tube à l'origine de variations de l'ordre de $\pm 5 \cdot 10^{-1} V$ dont des périodes vont jusqu'à $5 s$. Cette turbulence semble avoir disparu après 1 minute.

On aurait pu s'attendre à observer une variabilité haute fréquence due au passage de grosses particules devant un capteur lors des mesures de grosses particules. Toutefois une telle variabilité n'a jamais été observée et doit donc être négligeable.

7.2. Fréquence d'enregistrement optimale

Afin de gagner de l'espace de stockage dans la mémoire du SCAF et du temps de calcul lors du traitement de données, il peut être intéressant de réduire la fréquence d'enregistrement. On souhaite alors un optimum entre la diminution de fréquence et la perte d'informations sur les vitesses de chute.

Les capteurs sont espacés d'une distance Δz . A partir de deux (ou plusieurs) capteurs adjacents, on peut calculer une vitesse de chute d'après l'équation 4.16 (voir chapitre 5)

$$W_s = \frac{\Delta z}{\Delta t} \quad (4.16)$$

Au premier ordre, la plus petite variation de δW_s mesurable en fonction du pas d'enregistrement δt est $\delta W_s = \frac{\partial W_s}{\partial t} \cdot \delta t$, d'où

$$\delta W_s = \Delta z \cdot \frac{-1}{\Delta t^2} \cdot \delta t \quad (4.17)$$

$$\Leftrightarrow \delta W_s = W_s^2 \cdot \frac{-1}{\Delta z} \cdot \delta t \quad (4.18)$$

$$\Leftrightarrow \frac{\delta W_s}{W_s} = W_s \cdot \frac{-1}{\Delta z} \cdot \delta t \quad (4.19)$$

Si on suppose qu'il n'y a pas d'évolution des particules ou d'interaction entre particules durant la sédimentation, les particules dont la vitesse de chute est W_{s_i} ont disparu de la suspension par sédimentation après un temps τ_i tel que :

$$W_{s_i} = \frac{z_{colonne}}{\tau_i} \quad (4.20)$$

$z_{colonne}$ étant la profondeur du tube du SCAF. Pour avoir une résolution minimale de 5% sur les vitesses de chute, il faudrait donc avoir une résolution temporelle minimale telle que :

$$\frac{\delta W_s}{W_s} = \frac{5}{100} = \frac{z_{colonne}}{t} \cdot \frac{-1}{\Delta z} \cdot \delta t \quad (4.21)$$

soit avec $z_{colonne} = 20 \text{ cm}$ et $\Delta z = 1 \text{ cm}$:

$$\delta t(t) = t \cdot \frac{5}{100} \cdot \frac{\Delta z}{z_{colonne}} = \frac{t}{400} \quad (4.22)$$

Après 400 s (≈ 7 minutes), il est donc inutile d'échantillonner à plus de 1 Hz. Nous avons ici négligé l'effet de floculation qui pourrait conduire à l'existence tardive de particules qui chutent rapidement, mais en estimant les vitesses de chute à 5% à l'aide de deux capteurs seulement, nous nous sommes placés dans un cas très défavorable et nous avons ainsi calculé une limite basse de l'incertitude sur la vitesse de chute. De plus les particules qui chutent le plus rapidement sont généralement peu cohésives (voir chapitre 5 section 5.2), les vitesses importantes induites par la floculation restent donc inférieures à celles observées en début de sédimentation.

7.3. Prétraitement des données

Dans la version β du SCAF, nous avons choisi de ne pas enregistrer les données à leur fréquence de mesure (210 Hz) mais à une fréquence plus basse. Nous avons choisi d'enregistrer 100 mesures par seconde (100 Hz) durant les 100 premières secondes, puis d'enregistrer une donnée par seconde (1 Hz). Afin de s'affranchir des bruits potentiels, la valeur enregistrée est alors la moyenne des valeurs mesurées durant la période d'enregistrement.

8. Conclusion

Le Système de Caractérisation des Agrégats et des Flocs (SCAF) a été développé pour mesurer les propriétés de sédimentation des matières en suspension sur le site de mesure, de façon robuste et dans une large gamme de régimes de sédimentation, en particulier pour les hautes concentrations et les turbidités importantes que l'on observe durant les crues des bassins élémentaires. L'instrument est dimensionné de façon à pouvoir être intégré dans les préleveurs automatiques des stations hydrosédimentaires existantes pour fonctionner en autonomie.

Les SCAF avec lesquels les mesures de cette étude sont réalisées sont des prototypes qui ne sont pas incorporés dans des préleveurs automatiques. Il s'agit d'instruments de laboratoire et d'instruments portables sur le terrain mais qui demandent encore de prélever les échantillons manuellement.

Le SCAF mesure à haute fréquence l'évolution de l'atténuation de lumière ($\lambda = 890 \text{ nm}$) en fonction du temps et de la profondeur durant un essai de sédimentation réalisé dans un tube de verre de 20 *cm* de haut et 3,5 *cm* de diamètre. Comparée à une mesure en rétro-rediffusion, la mesure en transmission présente le double avantage d'être moins sensible aux réflexions parasites et d'être plus robuste aux hautes concentrations. Les données fournies par le SCAF sont des voltages qui sont traduits en absorbance optique. L'absorbance optique d'une suspension est proportionnelle à la concentration surfacique des particules en suspension [$m^2.m^{-3}$].

Traitement de données du SCAF

1. Avant-propos

Au chapitre 4, nous avons vu que le SCAF mesure l'évolution de l'absorbance optique d'une suspension en fonction du temps et de la profondeur durant un essai de sédimentation. L'absorbance est une grandeur additive qui dépend au premier ordre de la concentration surfacique des particules en suspension.

L'objectif de ce chapitre est maintenant de déterminer comment traiter de telles données afin d'en déduire les propriétés sédimentaires de la solution, en particulier la distribution des vitesses de chute. Plusieurs méthodes de traitement ont été envisagées et évaluées à partir des mesures du SCAF dans différents régimes de sédimentation. L'évaluation est complétée par des mesures en microscopie des particules en suspension.

Nous proposons une méthode qui permet de déterminer la distribution de vitesses de chute en fonction de l'absorbance, ainsi que l'évolution de cette distribution suite à la floculation durant la sédimentation. Nous quantifions cette floculation par un indice de cohésion. La distribution des vitesses de chute et de l'indice de floculation permet d'identifier différents types de particules formant une suspension naturelle.

Ce chapitre a été soumis le 12 septembre 2014 à *Journal of Soils and Sediments* : Valentin Wendling, Nicolas Gratiot, Cédric Legout, Ian G. Droppo, Catherine Coulaud and Bernard Mercier (2014). *Using an optical settling column to assess suspension characteristics within the free, flocculation and hindered settling regimes*. Le texte soumis est reproduit dans ce chapitre selon le format de cette thèse.

2. Abstract

Purpose: Instruments able to measure the settling velocity distribution (SVD) and investigate the flocculation behavior of suspensions for a wide range of concentrations and settling regimes are required to understand and model sediment transport in headwater catchments. Such knowledge will improve our water resource management capabilities.

Materials and methods: An optical settling column, equipped with a vertical array of optical sensors was used to provide light transmission through a suspension during quiescent settling. A new method to determine the settling velocity and the propensity of suspensions to flocculate is proposed. Its reliability was evaluated based on settling tests for: 1) non-cohesive sediments, 2) cohesive sediments at medium ($\approx 1 \text{ g l}^{-1}$) concentration in a natural and deflocculated state, and 3) a cohesive sediment at a very high concentration ($\approx 10 \text{ g l}^{-1}$). This choice of sediments and concentrations allowed for the assessment of free, flocculated and hindered settling regimes.

Results and discussion: The proposed data processing method provides measurements for a range of test conditions. The result showed that different populations of particles with different settling behaviors can be identified within the suspensions. In the case of non-cohesive sediments, the proposed method provided SVD similar to those obtained with reference methods. The propensity to flocculate was zero as expected for inert material. The natural cohesive sediment at medium concentration exhibited a large range of SVD (10^{-2} to 10^{-5} m s^{-1}), and high propensity to flocculate. These were both reduced with the addition of a deflocculant. Identified particle behaviors were consistent with independent measurement of size distribution, microscopic and erosion properties. In the hindered regime, a narrow SVD corresponded to the hindered front settling velocity ($\approx 10^{-4} \text{ m s}^{-1}$).

Conclusions: An optical settling column was able to provide reliable SVD and an evaluation of the propensity of particles to flocculate. The settling column was able to detect variations of the settling velocities with settled depth, thus highlighting that settling columns with a single measurement point may provide erroneous results by not accounting for the full spectrum of settling depth.

Keywords: Cohesive sediments • Flocculation • Settling regimes • Optical measurement • Settling velocity • Suspended sediment transport

3. Introduction

Suspended sediment flux is a main issue for hydropower dams, civil engineering, ecosystem management and contaminant transport [Vörösmarty et al., 2003; Donohue & Garcia Molinos, 2009; Kemp et al., 2011; Rovira et al., 2014]. Particle settling velocity governs the transport and deposition of fine sediments, and is a key parameter for physically based sediment transport models. In headwater catchments, suspended sediment fluxes exhibit a high spatial variability and most of the annual flux is transported during short storm runoff events [Navratil et al., 2012]. In addition to the wide range of suspended sediment concentrations (SSC) that can be observed during storm runoff events, often reaching hundreds of grams per liter, suspended particle size may also vary [Grangeon et al., 2012]. Unfortunately, it is still difficult to assess the range of particle sizes encountered during

a flood and to identify the processes responsible for this heterogeneity. The lack of methods to assess particle settling velocity with concomitant particle size, particularly for high SSCs, limits the ability of hydrological or hydraulic models to simulate the transport of particles.

Settling properties of sediments have been largely studied in low concentrated suspensions. Some studies have focused on fresh water lowland rivers and lakes environments [Droppo, 2004; Garcia-Aragon et al., 2011b] but most studies have been dedicated to estuarine environments [Dyer, 1989; Winterwerp, 2002; Verney et al., 2009; Maerz et al., 2011]. In these environments, SSC values are generally range from a few $mg\ l^{-1}$ to a few $g\ l^{-1}$. However, extremes in SSC (tens of $g\ l^{-1}$) can occur for example with fluid mud layers and turbidity maximums in estuaries [Sottolichio et al., 2011] or during large floods or ice break-up periods [Prowse, 2001]. In high SSC situations particles have specific settling regimes that depend on the level of turbulence, but these are rarely characterized in the field [Gratiot et al., 2005].

Three settling regimes can be defined that are constrained by SSC and particle size, and include 1) free, 2) hindered and 3) flocculation regimes. The free settling regime occurs when SSC is low and there is minimal flocculation occurring during sedimentation. A good estimation of particle settling velocity can be achieved using the Stokes' Law or derivations thereof [Winterwerp, 2002]. A number of instruments exist to measure individual particle properties such as image [Graham et al., 2012] and video [Van Leussen & Cornelisse, 1996; Manning & Dyer, 2002] analysis systems. Although settling column video systems provide a direct measurement of settling velocity W_s , settling columns equipped with other measurement techniques at its bottom [e.g. in situ laser particle sizers ([Bale, 1996; Traykovski et al., 1999; Agrawal & Pottsmith, 2000; Andrews et al., 2010], settling velocity tubes sampling [Owen, 1976; Huebner, 2011; Malarkey et al., 2013] or underwater balance [Mantovanelli & Ridd, 2008]] can provide an indirect measurement of settling velocity. Settling velocity within these instruments is defined as the ratio of the measurement depth z to time τ required for each particles type to be removed by settling at depth z : $W_s = z/\tau$. A review of existing techniques can be found in Mantovanelli & Ridd [2006].

The hindered settling regime occurs at very high SSC (tens to hundreds of grams per liter) and settling occurs by mass [Winterwerp, 2002]. All particles settle at the same bulk velocity [Sanchez & Levacher, 2007] depending on the cohesion and concentration of the suspension [Camenen & Pham Van Bang, 2011; Van & Pham Van Bang, 2013]. During settling in quiescent condition, a clear interface (front), associated with a strong drop of SSC is formed. The settling velocity of this front corresponds to the bulk settling velocity, and can be easily measured following the depth of the interface over time, as proposed by Kynch [1952].

The flocculation settling regime occurs with midrange SSC and settling processes are more complex as both particle interactions and individual properties influence the settling dynamics. If the particles exhibit cohesive behavior, turbulence and differential settling can promote flocculation [Gratiot & Manning, 2004]. Flocculation will result in increasing particle size and increasing settling velocities [Droppo, 2004]. Given the high variations and range of concentrations reached in headwater catchments, particles may undergo a systematic change due to frequent dynamic particle interactions (i.e. flocculation and deflocculation). Thus using measurements based on individual particle properties or one-point-of-depth sampling techniques may provide biased settling velocities. Accounting for flocculation

ulation, the calculated settling velocity distribution (SVD) will be dependent on the position of the measurement, and as such, measuring over the length of a settling column may be more advantageous to understand the settling of natural sediments. In attempts to account for the overall water column length, estimations of suspension settling properties have been performed in oscillating grid tanks (e.g., Gratiot & Manning [2004]) or in large settling tanks with vanes at different depths [Piro et al., 2010]. These techniques, however, are not easily employed in the field.

To alleviate issues of high concentrations, and to allow direct field operations/measurements, a sedimentation column equipped with a vertical array of optical sensors was employed [optical settling column (OSC)]. While the column provided sediment concentration (or turbidity) [Murray et al., 1996; Downing, 2006; Merten et al., 2014] dynamics over time at several positions (sensor points), the main difficulty exists with how to process the resultant data set to obtain reliable settling velocities and flux estimates. You [2004] proposed a method to define a settling flux based on mass budget variation over time in a similar optical array column, and to derive a settling velocity from this flux. [Piro et al., 2011] alternatively proposed comparing settling properties of different samples, based on model fitting of the reduction of SSC with time and depth.

Using the light extinction (absorbance) data sets acquired with our OSC, the objective of this study was to assess the instrument's ability to provide SVD measurements and to quantify the cohesive behavior (propensity to flocculate) of suspensions over a range of SSC and settling regimes (free, flocculating and hindered). The ability of existing flux based methods [You, 2004; Sottolichio et al., 2011] to provide such information is compared to a newly proposed data processing method presented in this paper.

4. Materials and Methods

4.1. Suspended sediment properties

4.1.1. Non cohesive sediments

Spherical glass beads with a known narrow size distribution ($d_{50} = 60 \mu\text{m}$; $d_{10} = 35 \mu\text{m}$; $d_{90} = 85 \mu\text{m}$) were used as reference non-cohesive particles. Stokes' Law was used to deduce the SVD from the particle size distribution (PSD).

4.1.2. Natural river sediments

Although the purpose of this paper was not to compare sediments specifically, but rather to provide a range of particle characteristics to assess the OSC, a brief description of the natural river basin sampled is given here. The Ells River has a basin area of 2450 km^2 [Carson, 1990] with a mean annual flow of $9 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ [Environment Canada, 2011]. The Ells River sediment has a relatively high natural oil content as it cuts through the Fort McMurray formation (a geologic layer currently being mined for oil production) [Droppo et al., 2015]. The Ells River sediment contains 25 % sand, 60 % silt and 15 % clay with an organic content of 6 %.

The Arc River drains mountainous watersheds in the French Alps and has a watershed area of 1500 km^2 with a mean annual flow of $16 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ at the Pontamaffrey hydrological station [Thollet et al., 2013]. This is an alpine basin with high discharge during spring melt and low discharge during the fall period. The discharge variability is mitigated as the hydrology is strongly affected by hydropower management [Thollet et al., 2013]. The Arc River sediments are characterized by a high content of small minerals derived from the erosion of a black marls geologic layer [Thollet et al., 2013; Antoine, 2013] with 31% sand, 64% silt and 5 % clay with an organic content of 1.7 %. On an annual basis (June), the deposited sediments within the reservoirs on the Arc River are hydraulically flushed (“The Arc Flush”) to increase hydroelectric potential and flood control (SSC often $> 10 \text{ g l}^{-1}$) [Antoine, 2013].

Bed sediment of the Ells River was used to evaluate the ability of the OSC to provide data for the flocculation settling regime in the lab whereas Arc River suspended sediment provided a field validation of the OSC for hindered settling. The contrasting nature of the sediments in conjunction with the use of glass spheres facilitated a good range of sediment properties to assess the novelty of the OSC and the proposed data management techniques.

4.1.3. Sediment sampling and processing

The top 2 *cm* of Ells River sediment was collected in October 2013 from backwater depositional areas using a clean stainless steel shovel and placed in 20 *l* polyethylene buckets. Sediments were shipped in a refrigerated truck (4 °C) to the lab, where they were manually wet sieved at 63 μm and keep at 4 °C until experimentation began. During experimentation, sieved sediments were re-suspended in distilled water forming a 6.6 g l^{-1} suspension, and mixed in a magnetic stirrer beaker for 1 hour. This procedure provides a reproducible shearing level and thus initial flocculation state. The sediment/water suspension was then placed directly into the OSC and measurements began immediately following operations described in section 2.2.1 (duplicate runs were always performed). Following natural sediment runs, the OSC sediments were re-suspended and mixed with 2 *ml* of 5 % sodium hexa-meth-phosphate solution (HMP) (final concentration 0.58 mMol l^{-1} HMP) to break up flocs and minimize flocculation. The solution was again stirred for 1 hour and duplicate OSC runs were performed.

Arc River suspended sediment was collected from mid channel with a 10 *l* container during the 2012 Arc Flush [Camenen et al., 2008; Thollet et al., 2013]. OSC measurements corresponded to a maximum SSC of 45 g l^{-1} (observed at Sainte-Marie-de-Cuines, 2 *km* downstream of the Pontamaffrey gauging station) during the flush. The sediment/water mixture was poured into the OSC with measurements starting immediately. The immediate operation of the OSC minimized artifacts due to flocculation and/or consolidation.

4.2. Instrumentation and operations

4.2.1. Optical settling column (OSC)

Settling tests were performed in a glass settling column (20 *cm* high and 3.5 *cm* in diameter) equipped with 16 infrared ($\lambda = 890 \text{ nm}$) emitters and 16 diametrically opposed photo-sensors mea-

suring at a frequency of 210 *Hz*. Such a configuration allowed for the measurement of light attenuation with depth and time. Sensors are located every 1 *cm* down the column with the lower sensor located at 1 *cm* above the bottom of the column. Light attenuation is expressed as absorbance value *A* (ranging from 0 to ∞), defined in equation 5.1:

$$A = -\log_{10} \left(\frac{I}{I_0} \right) \quad (5.1)$$

with *I*, the light intensity measured through the suspension and I_{max} the light intensity measured through distilled water. Absorbance is normalized by the initial absorbance of the solution (measured before settling) in order to get relative absorbance A^* decreasing from 1 to 0 during settling (equation 5.2)

$$A^*(t) = \frac{A(t)}{A(t=0)} \quad (5.2)$$

Expressing data in absorbance (*A*) presents two advantages: 1) first the absorbance *A* of a mixture of particle is the sum of individual absorbance of each particles types (i.e. sand, mineral silt, soil aggregates, organics flocs, clay particles...) forming the mixture, and 2), for each particles type *j*, absorbance is proportional to surface concentration (particle surface per volume: $S(j)[L^2.L^{-3}]$), as expressed in equation 5.3 [Van De Hulst, 1957; Clifford et al., 1995; Fugate & Friedrichs, 2002].

$$A = l \cdot \sum_{j=1}^n S(j) \cdot \alpha(j) \quad (5.3)$$

with *l* the OSC tube diameter, $S(j)$ the surface concentration of type *j* particles, *n* the total number considered particle types, and $\alpha(j)$ a coefficient depending on particles optical properties.

Each settling test began following the OSC tube being gently rotated 3 times in order to generate a homogeneous suspension within the tube. The duration of individual settling tests depends on the settling velocity and time of residence of particles in suspension. For inert glass spheres, trials lasted 100 *s*, while the Arc River and Ells River required runs of 30 *min.* and 10 *h* respectively.

4.2.2. Particle characterization tools

Before each laboratory settling test, small volumes of suspension were sampled with a wide-mouth pipette from the OSC mid depth, to provide sub samples used for particle characterization with camera and laser sizing systems. The total removed volume was less than 1 *ml*.

4.2.2.a. Computer image analysis system

A drop of suspension was settled through particle free water onto an integrated microscope slide at the bottom of a 10 *ml* plankton chamber. This was then placed on a Zeiss Axiovert 100 inverted microscope interfaced with an image analysis system (Open LabTM, Improvion, Coventry, UK) for particle morphology and particle size distribution (PSD) analysis following the method of Droppo et al. [1997]. This method provides a resolution of 2 μm .

4.2.2.b. Laser sizers

PSD of the sediment was also measured using a LISST 100X (Sequoia Scientific, WA, USA) in bench top operation mode. The chamber was filled with distilled water and two drops of high concentrated sediment suspension was added from the OSC. Additional PSD was measured using a CILASTM 930 laser particle size analyzer (S.P.E Ltd., North York, ON, Canada). This instrument was not used for cohesive sediment as it required too large a volume of suspension to removed from the OSC. The above PSD methods are considered to provide representative characteristics of the OSC suspensions.

4.3. Data processing methods

4.3.1. Principle

Data processing of the depth/time light attenuation measurements is required in order to calculate settling velocity distribution (SVD) [Mantovanelli & Ridd, 2006]. A new approach, adapted from the work of Piro et al. [2011] is developed here in order to determine the settling velocity and the propensity to flocculate for a range of sediment particles.

Figure 5.1a provides a schematics of a mixture of two particle types mixed together and settling in the free regime. Initially the suspension is homogenous and each type of particle exhibits a constant concentration over depth. After a time Δt , all the particles of type j settling at the velocity W_{s_j} , have settled the same distance $\Delta z_j = W_{s_j} \cdot \Delta t$. The particles initially at the water surface have reached the depth $z_j = W_{s_j} \cdot \Delta t$. From this depth to the column bottom, the suspended concentration of particle type j is equal to its initial concentration, as settling is occurring in steady-state (particles are settling down, but replaced by the same concentration of particles settling from the top). Above this depth, the suspended concentration of this particle type j will be zero [Agrawal & Pottsmith, 2000]. Thus, in a depth/time diagram representing concentration evolution during settling (figure 5.1a), a domain of constant concentration corresponds to each particles type j present within the initial suspension. Each of these domains are limited by the line $z_j = W_{s_j} \cdot t$, with its slope corresponding to the settling velocity W_{s_j} of the quickest particle type present in the suspension. Thus the range of slopes observed in such a diagram is a measurement of the SVD of the initial suspension. Moreover, the concentration value of an iso-concentration line with slope W_{s_j} corresponds to the cumulative concentrations of type j particles with all the particles settling more slowly.

The above description is valid only for non-cohesive sediment. If flocculation occurs during quiescent settling, it generally results in an increased particle size with depth and time resulting in an increased settling velocity but with particles of a higher porosity and lower density. Droppo [2004] has demonstrated that particle density, relative to particle size, plays a relatively minor role in increasing particle settling velocity. As such, for cohesive particles, the settling velocity will increase as flocculation occurs and in a depth time diagram, the iso-concentration slopes increases with time and depth, thus resulting in a concave line (figure 5.1b) [Piro et al., 2011].

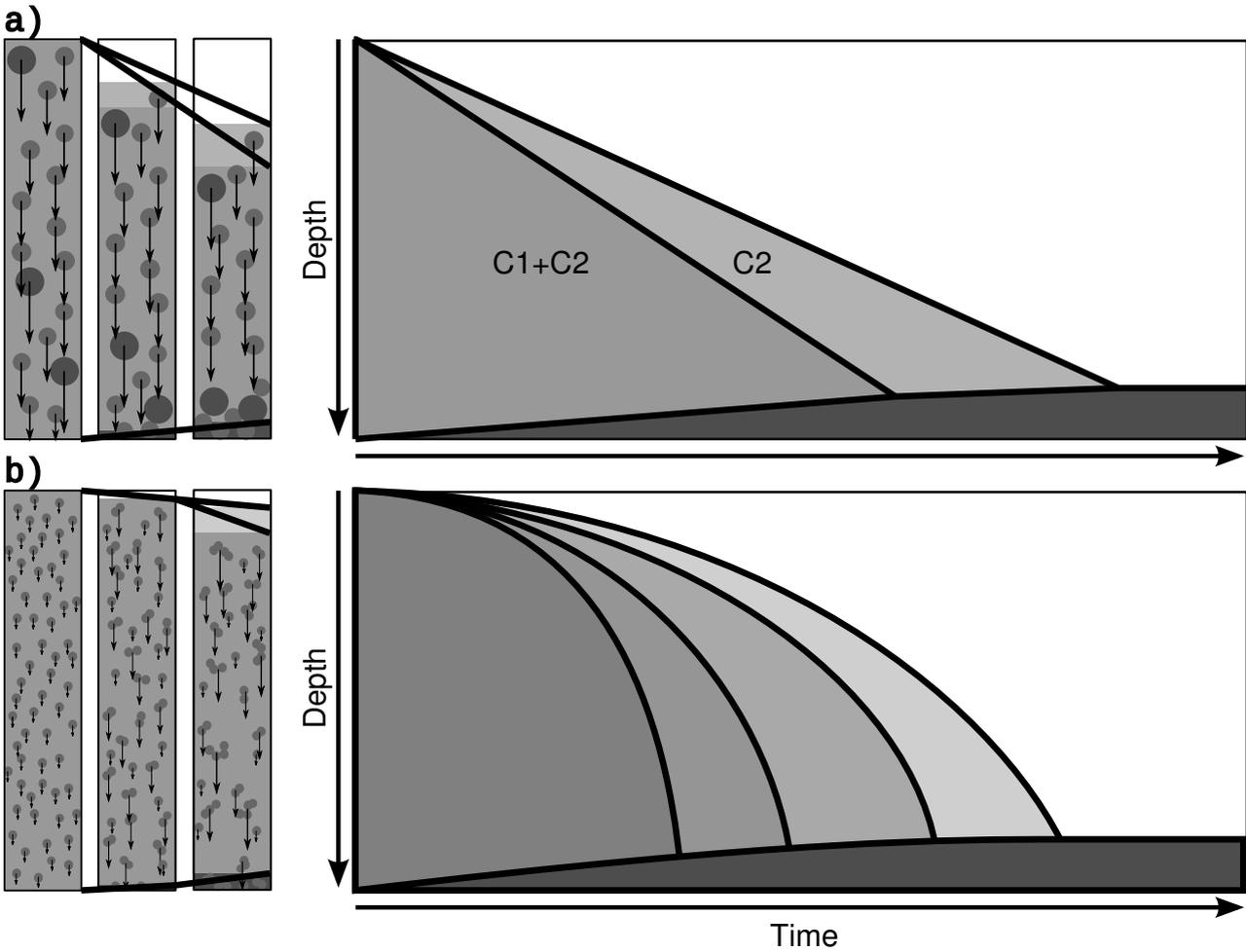


Figure 5.1: schematics of iso-concentration evolution during quiescent settling for: (a) free settling of a two non-cohesive particles types suspension, and (b) flocculation occurring during settling.

4.3.2. Settling velocity distribution (SVD)

In order to determine the SVD from the OSC measurement, iso-absorbance lines have been fitted on the discrete data from each sensor depth. For each line corresponding to the relative absorbance A^* , the removal time t_{zA^*} is defined as the time at which the A^* value is reached at a given sensor depth z . The set of removal time t_{zA^*} at the 16 OSC sensor depths z provides the input values used for slope adjustment. Two different line fitting methods have been compared and are presented as below.

4.3.2.a. Power law fitting:

A power law function was fitted to the data set of sensor depth z and corresponding removal times t_{zA^*} as per the equation proposed by Piro et al. [2011] (5.4 see red line on figure 5.2).

$$z = a \cdot t^b \quad (5.4)$$

The fitting is done by using nonlinear root mean square error minimization, constraining the values of a and b as $a \in [0; +\infty]$ and $b \in [1; +\infty]$. b is a dimensionless parameter, however, the dimension of a is not well defined as it changes with the value of b . The coefficient b is a measurement of line curvature, while a corresponds to the depth reached by the curve one second after the onset

of quiescent settling. Using the analytical parameterization of the iso-lines, corresponding settling velocity is derived from equation 5.4 as ;

$$W_{s_{power}}(A, t) = \frac{d}{dt} (a \cdot t^b) = a \cdot b \cdot t^{(b-1)} \quad (5.5)$$

As this equation gives $W_{s_{power}} = 0$ when t is close to 0, it cannot be used to assess initial settling velocity. In order to compare the power law fitted settling velocity near the surface with other measurements, it has been defined as the ratio between the depth of the second sensor below the surface z_2 and corresponding time of the power law defined in equation 5.4 (equation 6)

$$W_{s_{power}}(surface) = a^{1/b} \cdot z_2^{(b-1)/b} \quad (5.6)$$

4.3.2.b. Local slope fitting:

An additional method used to define slopes of the iso-absorbance lines was used to fit local tangents directly to the set of measured removal times and sensor depth pairs (Figure 5.2)

Numerically, the settling velocity at a specific depth z is defined as the slope coefficient a of a straight line fitted for the data points extending in a 6 cm interval centered on the depth z (i.e. 6 sensors are used in the tangent slope calculation). Fits are done using the root mean square error minimization of equation 7:

$$t = a' \cdot z + b' \quad (5.7)$$

If the water surface is within the depth range used for fitting, then the fitted line is constrained to cross the water surface depth at the initial time ($b' = 0$ in equation 5.7). Local tangent settling velocity is defined as the inverse of the a' parameter (equation 5.8):

$$W_{s_{local}}(A, z) = \frac{1}{a'(A, z)} \quad (5.8)$$

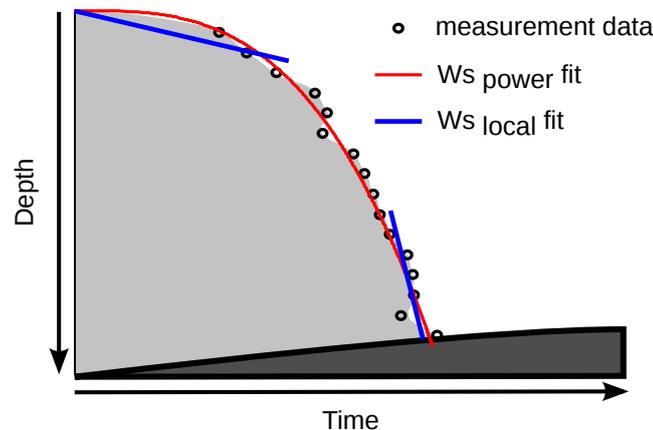


Figure 5.2: schematic of settling velocity fits on an experimental iso-absorbance data set.

4.3.3. Determination of particle size distribution from settling velocity distributions

In order to compare the calculated SVD with conventional measurement techniques, non-cohesive glass spheres of a known size distribution were settled within the OSC. As those particles present a known shape and density, and settle with low particle Reynolds number ($Re^* 0.18$), particle size distribution (PSD) can be calculated from SVD using Stokes' Law. This allows comparing the determined SVD using the OSC with direct PSD measurement (laser sizing and camera). The methods used for PSD calculation from SVD are provided in appendix A (section 7).

4.3.4. Flocculation Indexes

The curvature value of an iso-absorbance line is a measure of the flocculation occurring during quiescent settling. In order to estimate flocculation efficiency during settling, two different flocculation indexes (FI) are defined based on iso absorbance line curvature, as follows.

The coefficient b from the power law fit (equation 5.4) was used to represent a flocculation index following Piro et al. [2011]. The power law flocculation index FI_{power} is defined as (equation 9):

$$FI_{power} = b - 1 \quad (5.9)$$

A second flocculation index based on local tangent settling velocity FI_{local} was defined as the relative difference between settling velocities adjusted near the surface ($z_{surface} = 2 \text{ cm}$) and near the bottom ($z_{bottom} = 13 \text{ cm}$) of the settling column (equation 5.10). Phillips & Walling [2005] proposed a similar floc index, that was derived from changes in PSDs between two dynamic environments (e.g., quiescent vs. turbulent).

$$FI_{local} = \frac{W s_{local}(z_{bottom}) - W s_{local}(z_{surface})}{W s_{local}(z_{bottom})} \quad (5.10)$$

Both FI range from 0 for inert material to ∞ for maximum flocculation.

4.3.5. Settling flux

Settling flux can be derived from the OSC data in two different ways.

4.3.5.a. Direct budget method:

The mass settling flux Φ_m at any depth z of a water column can be determined by integrating between the surface and z of the concentration budget (equation 5.11) as proposed by You [2004] and Sottolichio et al. [2011]):

$$\Phi_m(z, t) = \int_{z'=0}^z \left(\frac{\partial C}{\partial t} \right)_{z', t} \cdot dz' \quad (5.11)$$

As the OSC measured the absorbance time series, settling flux was calculated in absorbance units rather than in mass units in order to avoid having to make an assumption about the absorbance concentration relationship. Numerically, direct calculations of the settling flux are achieved using

equation 5.12

$$\Phi_A(z, t) = \sum_{i=1}^{i(z)} \frac{A_{(t+1,i)} - A_{(t-1,i)}}{2 \cdot \Delta t} \Delta z_i \quad (5.12)$$

with Φ_A the absorbance settling flux, $i(z)$ the sensor located at the depth z , Δz_i the distance between two measurement depth, Δt a time step for calculation, $A(t, i)$ the depth of absorbance measurements, $A(t, z')$ the mean absorbance measured during Δt .

4.3.5.b. Settling flux calculation from SVD:

An alternative calculation of the settling flux can be derived from the adjusted SVD evolution over time and depth. Under an iso-line of concentration $C_{lim}(j)$, limiting the domain where class j particles are settling in steady-state, the contribution to the mass settling flux of this class is $\Phi(j) = C(j) \cdot Ws(j)$, where $Ws(j)$ is the slope of the iso-line, and $C(j) = dC = C_{lim}(i + j) - C_{lim}(j)$ is the difference of concentration between two iso-lines.

The total settling flux is then the integration of the settling flux of all the particles classes present at the considered depth and time. Those classes correspond to each iso-lines passing between the surface and the considered depth (equation 5.13):

$$\Phi_m(z, t) = \int_{C'=0}^{C(z)} Ws(C', t) \cdot dC' \quad (5.13)$$

This formula is equivalent to equation 11, but its resulting calculation algorithm from discrete data can lead to different results (see section sec:Settling velocity distribution and flocculation index). As absorbance iso-lines have the same properties as concentration, settling flux can be defined as an integration of absorbances (equation 5.14):

$$\Phi_A(z, t) = \int_{A'=0}^{A(z,t)} Ws(A', t) \cdot dA' \quad (5.14)$$

Numerically, the settling flux is calculated as the sum of settling velocities on each iso-absorbance line j from the surface to the calculation depth z . Settling flux can be calculated from adjusted power law or local tangent SVD (equations 5.15)

$$\Phi_A(z, t)(z, t) = \sum_{A_j=0}^{A(z,t)} Ws(A_j, t) \cdot (A_j - A_{j-1}) \quad (5.15)$$

with $A_{t,j} - A_{t,(j-1)} = \Delta A$, the absorbance differences between two adjusted iso-absorbance lines. The fluxes calculated using $W_{S_{local}}$ and $W_{S_{power}}$ are denoted $\Phi_{A,local}$ and $\Phi_{A,power}$, respectively.

5. Results and Discussion

5.1. Free settling regime

5.1.1. Settling velocity distribution and flocculation index

The OSC measurement for the glass sphere settling test is provided in figure 5.3a. This depth-time diagram illustrates straight iso-absorbance lines starting at the surface ($z = 0, t = 0$), which is the signature of a free settling regime, consistent for non-cohesive sediment. The figure also provides examples of iso-absorbance fits (both with local slope and power law methods) for three absorbance values. Each fit corresponds to one point of the settling velocity distribution (SVD) presented in Figure 3b as a function of absorbance. We should stress that the reproducibility of the calculated settling velocity was assessed to 3% on the basis of 13 successive measurements for a given fitting method. Comparing the SVD obtained by the two fitting methods lead to relative errors of 7%, and the differences between surface and bottom fits are 20%. Indeed the SVD range from $6 \cdot 10^{-3} m.s^{-1} (\pm 1.5 \cdot 10^{-3} m.s^{-1})$ for quick settling particles to $2.5 \cdot 10^{-3} m.s^{-1} (\pm 0.7 \cdot 10^{-3} m.s^{-1})$ for slow settling particles. Settling velocity estimations are not possible beyond a relative absorbance of 0.95 because of unstable measurements during the initial steady settling state (figure 5.3a). Figure 5.3c provides plots of the flocculation index (FI) as determined using equation 9 and 10. The FI for the glass spheres is roughly zero (no flocculation) which is consistent with the non-cohesive behavior of this material. The observed variations around zero that are within the range of uncertainties corresponding to an 80% confidence level of the fit of the iso-absorbance lines (error bars on figure 5.3) and should not be considered as significant. While all fitting methods led to similar SVDs, this result does not definitively prove that the absolute values of the velocities presented in Figure 5.3b are correct. This is supported, however, by deriving the particle size distribution (PSD) from the calculated SVD using the non-cohesive glass spheres. Figure 5.4 illustrates that the spheres meet the assumptions of Stokes' Law (i.e. solid constant spherical shape), while figure 5.5 illustrate that calculated PSDs from the OSC measurements are within the dispersion range of the conventional PSD measurements. This comparison supports our assumption that the OSC provides reasonable estimates of SVD for non-cohesive sediments.

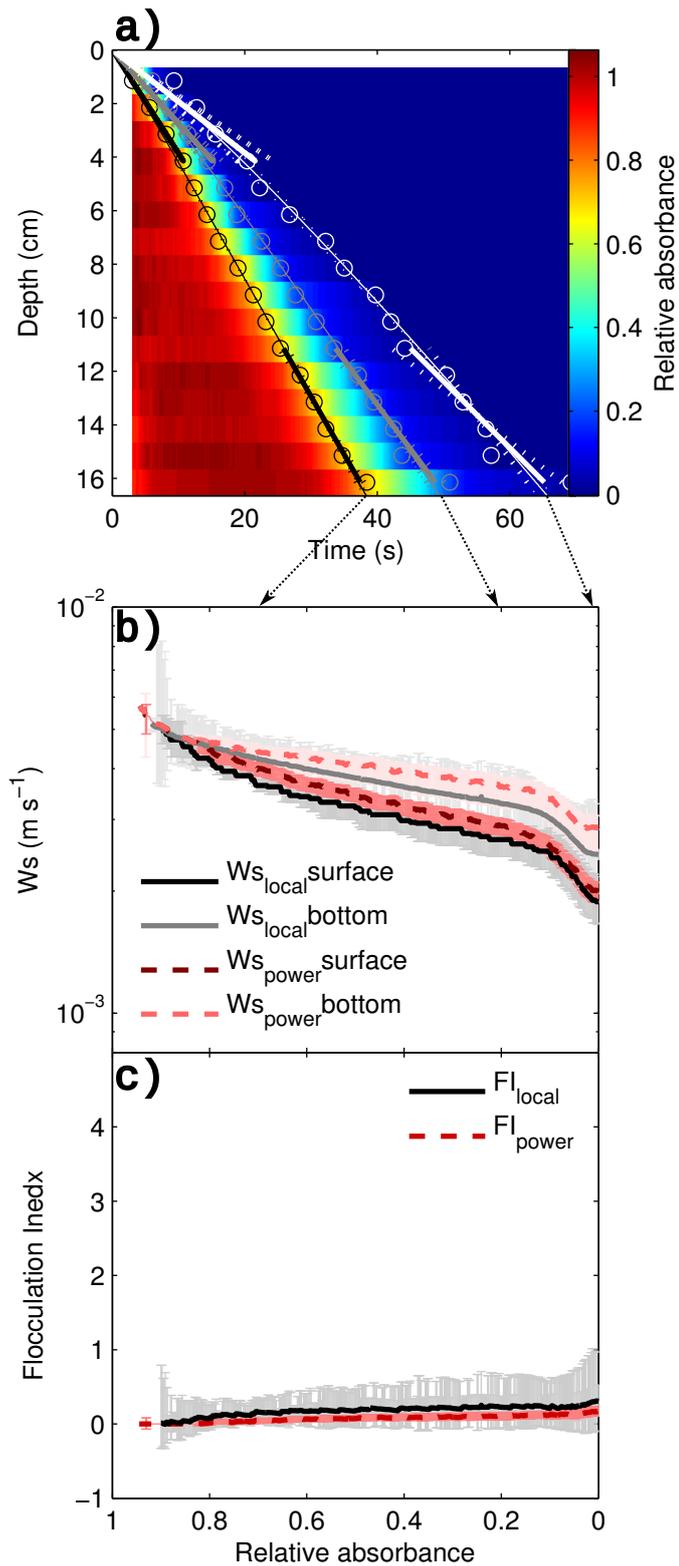


Figure 5.3: (a) Measured absorbance as a function of depth and time for the glass spheres suspension. Fits are presented for three relative absorbencies values indicated by black in (b). For each of those values, the removal time measured at each sensor depth is shown by circles. Fitted local tangents near the surface ($W_{s_surface}$) and near the bottom (W_{s_bottom}) of the column are shown by wide lines, as fitted power law is shown by thin line. Dotted lines represent 80 % confidence ranges on the fits. (b) Maximum settling velocity as a function of relative absorbance, estimated from the data presented in (a). Error bars represent 80 % confidence range. (c) flocculation index, calculated from the local fit and power fits.

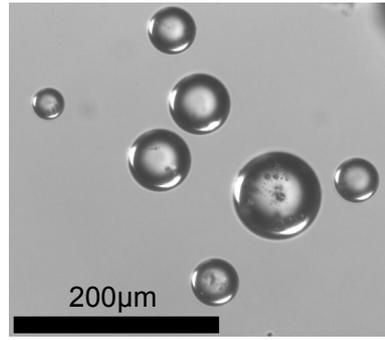


Figure 5.4: Representative microscope slide of the glass spheres

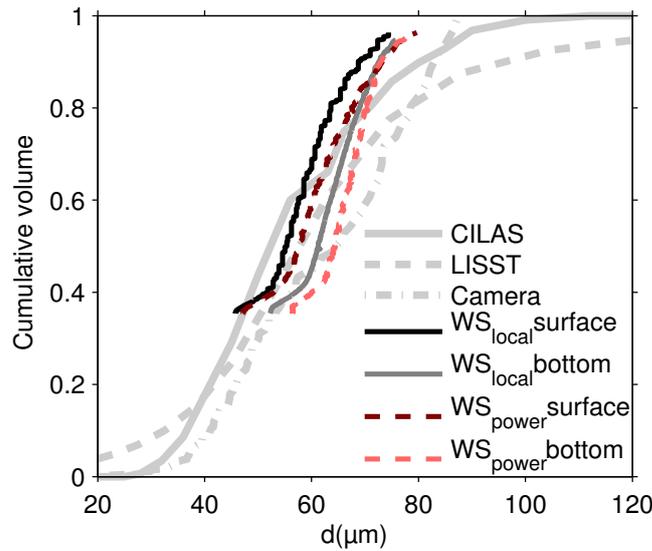


Figure 5.5: Particle size distribution measured by conventional methods (LISST, CILAS, Camera) and calculated from settling velocities distribution obtained with the OSC for glass sphere suspension.

5.1.2. Settling flux

A more common way to process optical data during settling tests is to calculate the settling flux evolution. The black lines on figure 5.6 provide the settling flux calculated at the bottom of the OSC, both from the direct budget method and as calculated from the SVD method ($W_{s_{local}}$ and $W_{s_{power}}$). The flux is calculated in absorbance and translated into concentration using a constant calibration value during the entire settling test. In this case the constant coefficient is valid as all the particles forming the suspension (glass spheres) have the same shape and density and exhibits a narrow PSD.

The flux calculated from local and power SVD adjustments remains constant ($0.23 \pm 0.03 \text{ kg.m}^{-2}.\text{s}^{-1}$) for the first 30 seconds as sedimentation occurs in a steady-state at the bottom of the column before the quickest particles are removed by settling. The flux then gradually decreases for the next 30 seconds as the remaining slower particles gradually settle out. The direct budget method provides a different estimation of the sediment flux during the initial phases of settling (figure 5.6). This flux is zero before 4 seconds and then gradually increases up to 8 seconds, after which it reaches the value obtained with the other calculation methods. In order to understand why abnormal fluxes are obtained with the direct budget method, additional calculations were performed using only the OSC sensors bellow 8 cm from the free surface (gray curves on figure 5.6). The use of these selected data did not significantly affect the fluxes calculated from SVD but did strongly influenced the settling

flux calculated from the direct budget method. Indeed this latter flux exhibited a value close to zero before 12 s, only increasing to the correct flux after 22 s, leading to an underestimation of almost half of the total mass settled at the end of the test.

This underestimation on the direct calculation can be explained by considering the position of the first sensor. Before the first iso-absorbance line reaches the depth of the first sensor, settling occurs in steady-state at all the sensor depths. As such, there is no time variation of the absorbance at any measurement depth. Thus the calculated direct budget settling flux remains zero. In the same way, as long as a particle class is not removed from the depth of the first sensor, its contribution to the settling flux is not taken into account. Flux underestimation is then propagated within the successive time periods until the slower settling particles are removed from the first sensor depth (i.e., as more particles types are taken into account, the significance of the bias is reduced). According to figure 5.3a, the time at which the first sensor measures a decrease of Absorbance is 4 s. After 8 s the volume at this depth is devoid of particles and the absorbance is zero. These two times correspond with the times previously determined for bias calculation. By again taking into account only the OSC sensors under 8 cm below the water surface (gray lines of figure 5.6), the origin of the bias is confirmed. This is because the time at which the flux reaches zero corresponds to the times at which the first and last iso-absorbance values reach the depth of 8 cm (figure 5.3a).

As optical measurements are unable to function at the water surface, processing methods based on direct budget calculations lead to an underestimation of settling fluxes in the early periods of data acquisition. Moreover, this underestimation presents the same signature as the flocculation process would generate and puts into question estimated flocculation time using the direct budget method (e.g., You [2004]). Using SVD for flux calculation could be an alternative to such methods.

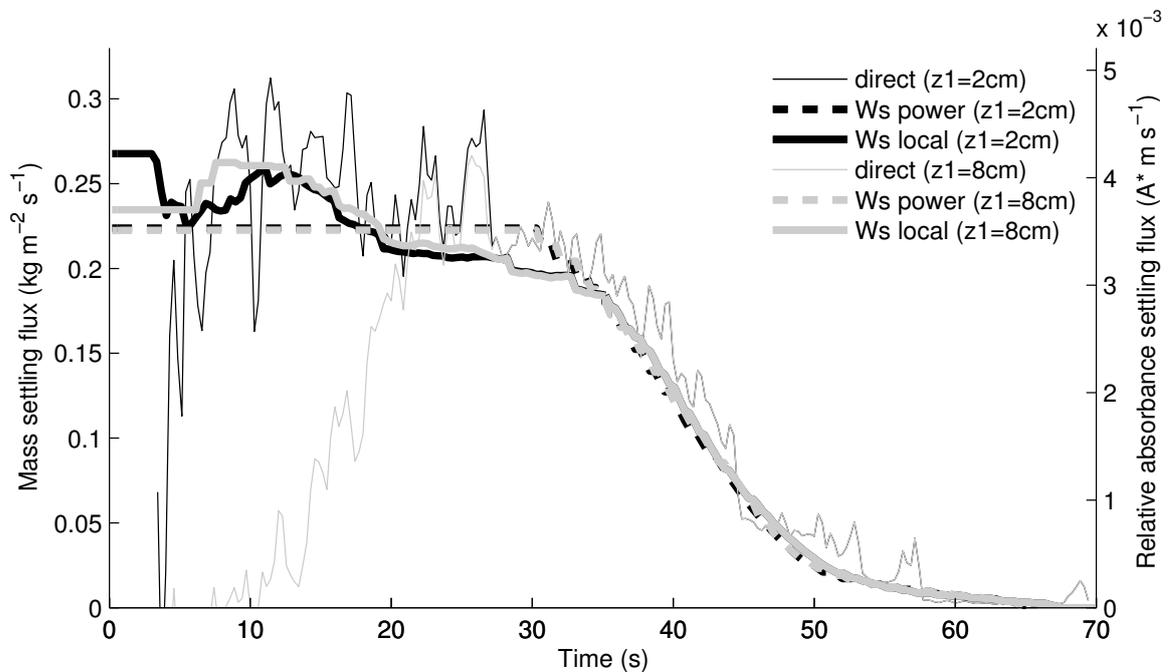


Figure 5.6: Settling flux over time of the glass spheres suspension calculated from the OSC data, using direct abject calculation (thin line), power fitted settling velocity (dotted line), and local fitted settling velocities (wide line). Results are presented using all the data set (first sensor 2 cm under the water surface: black lines) and using only the 10 sensors located from the bottom (first sensor 8 cm under the water surface: gray lines).

5.2. Flocculation regime

5.2.1. Settling velocity distribution and flocculation index

Figure 5.7 illustrates the absorbance measured with the OSC during the settling test done for the Ells river sediment. Iso-absorbance lines exhibit a strong curvature which is the signature of active flocculation occurring during settling. Figure 5.7a also provides examples of iso-absorbance fits used to determine SVD as well as the corresponding estimated slopes at the surface and at the bottom of the column. Figure 5.7c illustrates particle settling velocity evolution with absorbance decay. As surface and bottom settling velocities are different, the FIs are high with values up to 20 (figure 5.7e). It is clear that the OSC measurements processed with the SVD methods allow us to evaluate the propensity to flocculate for a given suspended material. However it should be stressed that, given the complexity of cohesive behavior, it is not possible to perform a quantitative comparison with conventional SVD measurements such as the one done for glass spheres in figure 5.5. Thus the absolute values of the settling velocities and FI cannot be quantitatively validated in the case of the flocculation regime. Nevertheless a qualitative comparison was done between the behavior of the Ells River sediment in its natural state and in a deflocculated state. The Ells River sediment with HMP deflocculant (figure 5.7b) exhibited a completely different behavior than the one of the natural sediment. Natural flocculated Ells sediment is fully settled in the OSC after 2 h, however, it required more than 30 hours to clear up the water column to the same absorbance with deflocculant. The corresponding settling velocity at the OSC detection limit are of the order of $1 \cdot 10^{-6} m.s^{-1}$ for the natural state and decreased by one order of magnitude when deflocculated (figure 5.7c and 5.7d, white line on figure 5.7a and 5.7b). This demonstrates both the efficiency of HMP to reduce flocculation and that the Ells River sediment flocculates in its natural state.

Another characteristic of the settling test performed with HMP is the relatively straight iso absorbance lines, which are characteristics of non-cohesive sediments. Even if there is still some slight flocculation (curvature) occurring after approximately 30 minutes of settling, its magnitude, and therefore, significance, is minimal compared to flocculation occurring in the natural state (Figure 5.7a). Indeed the flocculation indexes are reduced by a factor of 3 as compared to the natural state (figure 5.7e and 5.7 f). As it cannot be argued that the HMP entirely eliminated the flocculation, this comparison validates qualitatively the efficiency of the FI to evaluate the propensity of a suspension to flocculate.

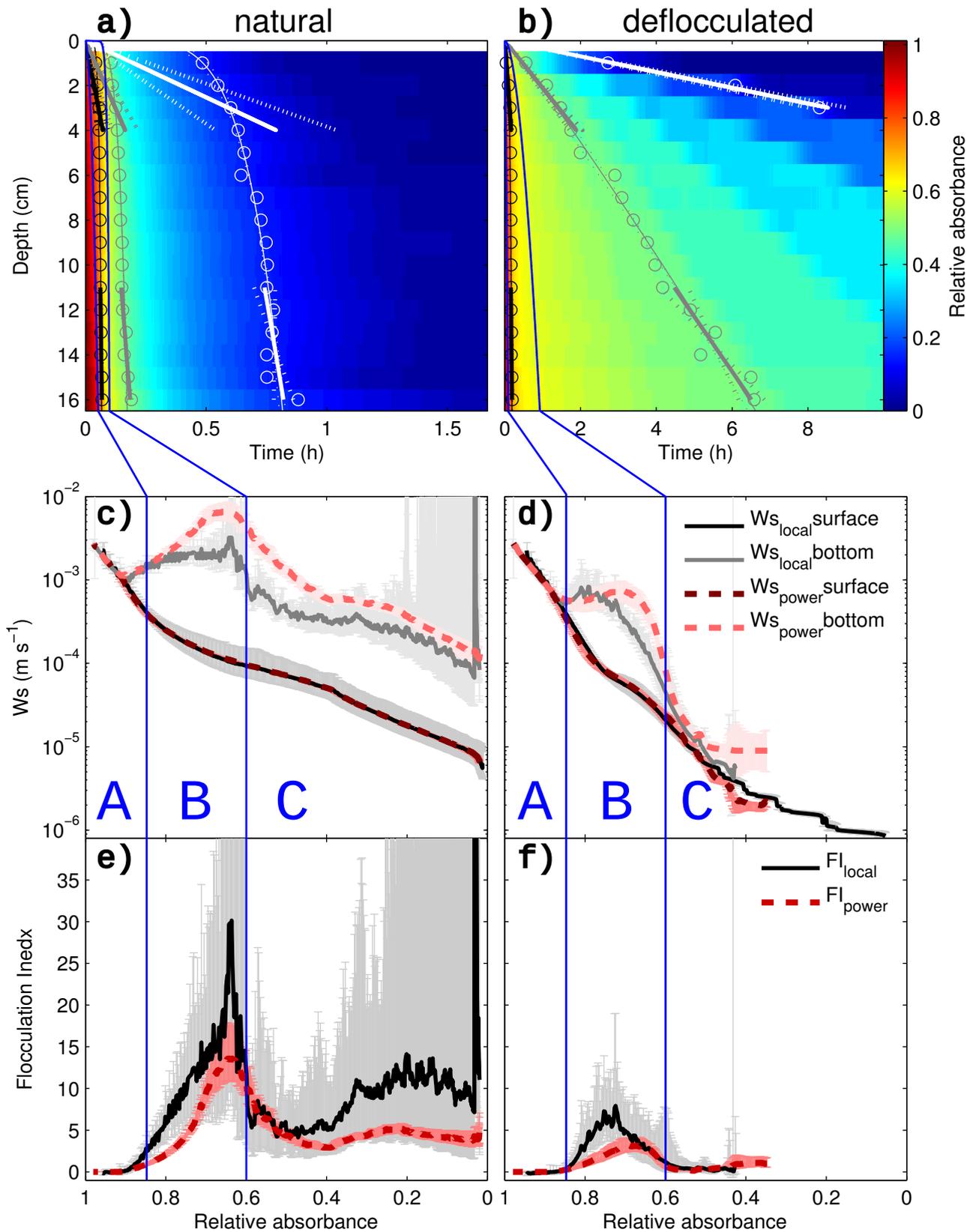


Figure 5.7: Optical settling column results for the Ells river sediment. (a ,b) measured absorbance over depth and time. (c,d) Settling velocities distribution. (e,f) Flocculation Index. The left panel shows the results for the natural state of the sediment, whereas the right panel shows results for the defloccutated state.

The blue lines represents the limit of the domains corresponding to types A, B are C particles.

5.2.2. Identifying the settling properties of different particle types within a heterogeneous suspension

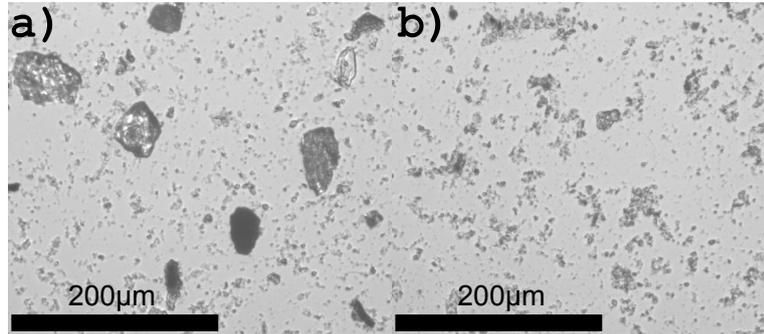


Figure 5.8: Representative microscope slide of the Eells river sediment suspension: (a) immediately as introduced in the OSC, and (b) after 1 minute on quiescent settling in the OSC (sampling at 7 cm depth).

In this section we assess how the distribution of the velocities and FI may help in identifying the individual behaviors of particle types forming the suspension. The populations of particles identified from the OSC measurements will be examined in regard of Eells river sediment properties known from previous studies within the Oil Sands region [Garcia-Aragon et al., 2011b; Garcia-Aragon et al., 2011a]. Three main types of particles successively removed by settling from the Eells river sediment suspension can be identified from the OSC measurements presented in figure 5.7c and 5.7e. For relative absorbencies higher than 0.85, quick settling particles (type *A*) are present. These particles exhibit similar initial (surface) and flocculated (bottom) settling velocities (from $3 \cdot 10^{-3}$ to $5 \cdot 10^{-4} m.s^{-1}$; figure 5.7c), thus corresponding to only marginal flocculation during settling ($FI < 1$, Figure 5.7e). The non-cohesive behavior of these particles is confirmed by the unchanged settling velocity measured with HMP deflocculant at high absorbance (figure 5.7c and 5.7d). Type *A* particles that rapidly settled and did not flocculate, are likely to represent silt size silicates minerals observed with optics microscopy (figure 5.8a). Applying the settling velocities above to Stokes' Law (Appendix A -section 7 – equation 5.16), type *A* particles range in size from 33 to $57 \mu m$. As the highest limit corresponds to the sieving size, it is consistent with these particles being mostly mono crystals.

A second type of particles (type *B*) is observed from relative absorbance of 0.85 to 0.6, with an initial settling velocity decreasing from $5 \cdot 10^{-4}$ to $1 \cdot 10^{-4} m.s^{-1}$. These particles are characterized by higher settling velocities after flocculation within the column (bottom settling velocity around $2 \cdot 10^{-3} m.s^{-1}$) corresponding to high flocculation during settling (FI_{power} increasing from 1 to 25 and FI_{local} from 1 to 15). Caution must be taken, however, when interpreting iso-lines slopes when a strong level of flocculation is occurring. Indeed, Slade et al. [2011] showed from in situ measurements that disaggregation can result with increasing specific-absorbance in the case of natural suspensions. If flocculation occurred alone (i.e. without settling), this would result in purely vertical iso-turbidities lines for a depth time diagram. When superimposed with settling, this would result in absorbance lines with a higher slope than the concentration lines. The variation of specific absorbance with flocculation could lead to an overestimation of the settling velocities but does not affect the reliability of the Flocculation Index (FI). Type *B* particles then present a very high propensity to flocculate, which is confirmed by the settling test with deflocculant as described above. The observed non zero value FI

with HMP deflocculant suggests some amount of flocculation is still occurring. These particles may represent river flocs and bed aggregates with a large organic content, and strong cohesive behavior [Droppo, 2001]. While some aggregated particles have been observed at the initial state (figure 5.8a), larger and more porous particles are observed in the microscope for a sample taken after 1 minute of quiescent settling in the OSC (figure 5.8b). This confirms that flocculation is active during settling, and validated the porous structure of type *B* particles. In a study of sediments from the same region, Garcia-Aragon et al. [2011a] observed a strong cohesion of the sediments linked with both microbial cells and extra cellular polymeric substances. Using video analysis, these authors measured settling velocity around 2 mm.s^{-1} for $150 \mu\text{m}$ flocs, which is in the same range of our measurements for type *B* particles.

As absorbance continues to decrease during the OSC measurement, only the slower settling particles remain in suspension. For relative absorbencies lower than 0.6, a third group of particle (type *C*) is observed. FI are significantly lower than for the previous type *B* particles. Initial (surface) settling velocity is decreasing constantly with absorbance, and reaches $1 \cdot 10^{-5} \text{ m.s}^{-1}$ for a near zero absorbance. Flocculated (bottom) settling velocity is decreasing simultaneously, resulting in a close to constant FI (3 to 10). These slow settling particles may correspond to particles containing less biogenic material than type *B* particles. Type *C* particles likely correspond to the abundant very small clay aggregates that were observed with the microscope (figure 5.8a and b) and also mentioned by Garcia-Aragon et al. [2011b]. As the settling velocity of these particles decreased of one order of magnitude with the addition of HMP deflocculant (figure 5.7d), they are very likely to represent aggregates. The lower settling velocity measured with HMP deflocculant ($\approx 1 \cdot 10^{-6} \text{ m.s}^{-1}$) corresponds to individual clay particles of $1 \mu\text{m}$ diameter (calculated from Stokes' Law), thus confirming the clay nature of type *C* particles.

5.3. Hindered settling regime

In the previous sections we highlighted that the SVD methods were able to provide reliable data on SVD, FI values and the evolution of the settling fluxes, whereas the mass budget methods could lead to incorrect fluxes in some cases. While both SVD data processing methods (power law fitting and local slope method) led to similar results in the previous settling regimes, in the following we investigate if these two methods also led to similar results for the hindered settling regime. Figure 9a shows the OSC measurements for a sample collected and analyzed on-site during the Arc Flush. Because of the high sediment concentration (45 g.l^{-1}), a sediment bed deposit consolidating over time [Camenen & Pham Van Bang, 2011], is visible below 15 cm depth. Thus the data corresponding to the two sensors located at the bottom were not considered for settling velocities calculation. Clearly the settling regime was hindered and a front became more clear over time with a sediment concentration interface well developed after 15 minutes. The OSC sensors were saturated during the initial period, nevertheless the interface position was identified on the OSC data. At the front location, the relative absorbance shifted from 1 to 0.2 in less than 2 cm of depth, and the slope of all the iso-absorbance lines were similar (figure 5.9a). The local slope method correctly fitted the evolution of the front position. The estimated settling velocities near the bottom were constant for relative absorbance values from 1 to 0.1 and gave a value of $5.9 \pm 0.5 \cdot 10^{-4} \text{ m.s}^{-1}$. The settling velocities estimated near

the surface were in the range of $3 \pm 1 \cdot 10^{-4} m.s^{-1}$ (figure 5.9b), which was slower and less constant than that estimated at the bottom.

In comparison with the previous settling tests illustrating other settling regimes, the hindered regime exhibited an initial time during which the front was forming and particles were settling slower than once the front was created [Sanchez & Levacher, 2007]. This initial time led to flocculation indexes higher than in the case of the free settling regime (IF_{local} between 1 and 4, figure 5.9c). The front formation time also led to a shape of the iso-absorbance line that is different than the ones obtained for non-cohesive free settling suspension. The iso lines exhibited a curved portion near the surface and became straight below a 4 cm depth. A power law was not able to reproduce this shape. Thus using the power law method led to a poorer estimation of the SVD than the one provided by the local slope method (80% uncertainties range of 60% ($\pm 4 \cdot 10^{-3} m.s^{-1}$) as compare with 8% ($0.5 \cdot 10^{-3} m.s^{-1}$) for local slope method (figure 5.9b)).

As the power law adjustment encompasses a larger range of sensors than the local slope method, it smoothed the data and led to more stable SVD when the raw data exhibited noise. Nevertheless, the assumption of a power law shape of the iso-lines inherent to the method led to less reliable estimations of SVD for complex settling regimes such as the hindered regime. Thus the local slope method, which was generally less precise than the power law fitting method for pure free settling or flocculation settling regimes, was more robust and routinely applicable whatever the settling regimes. This last result is important to consider for the application of such processing methods to data collected during storm runoff events in headwater catchments, during which the concentrations and settling regimes may vary significantly.

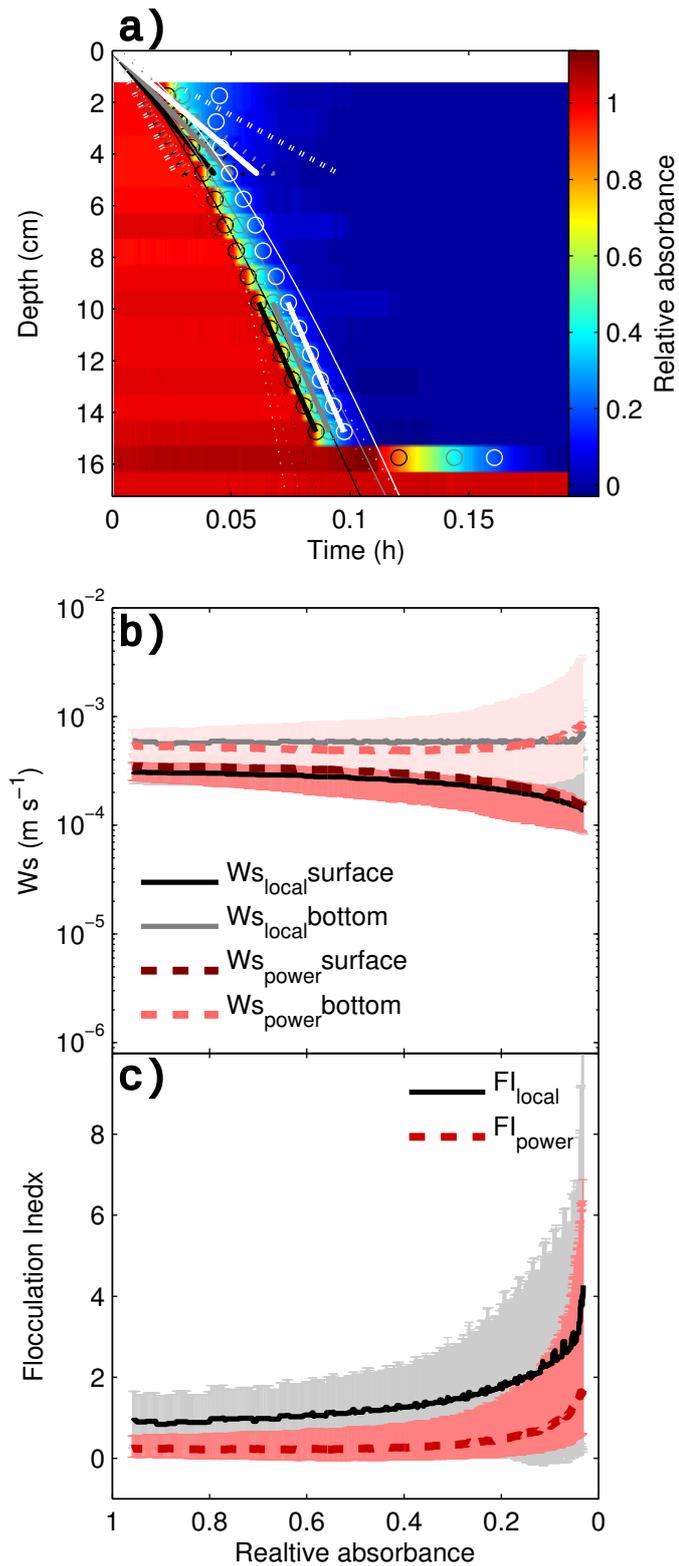


Figure 5.9: Optical settling column results for the Arc flush maximum turbidity. (a) Measured absorbance over depth and time. (b) Settling velocities distribution. (c) Flocculation Index. Settling occurs in hindered regime as shown by the front in (a) and with a constant settling velocities for all the absorbance as shown in (b). Dotted lines on (a) and error bars on (b) and (c) represent 80% confidence ranges on the fits.

6. Conclusion

An optical settling column (OSC) measuring light transmission evolution with a vertical array of 16 sensors was used to provide high resolution absorbance data for three settling regimes (free, flocculation and hindered settling) representing a wide range of suspended concentrations. A robust method was developed to process absorbance data in order to provide a tool to measure settling properties of highly variable sediment concentrations often observed in headwater catchments. Determining settling flux evolution from a previously used mass budget approach was explored; however this method exhibited an inherent bias when applied to optical measurement data sets. A new approach based on the evolution over time and depth of iso-absorbance lines to characterize various particle types was proposed. This method, allowed for the determination of: 1) a settling velocity distribution (SVD) of the suspension, 2) an unbiased settling flux derived from this SVD and 3) a flocculation index (FI) distribution (expressing the suspended particles' propensity to flocculate). Results have been evaluated on settling tests for three settling regimes representing a wide range of suspended solid concentrations. For non-cohesive material settling within the free settling regime, measured SVD were in agreement with reference measurements and, as expected, exhibited a FI close to zero (< 0.2). For the flocculation settling regime (fine fraction of Ells River cohesive sediments at 7 g.l^{-1}), the SVD ranged from 10^{-3} to 10^{-6} m.s^{-1} , and the high propensity of the material to flocculate was reflected by a FI reaching 20. An evaluation of the settling velocity and FI also allowed for an identification of mineral silt, organic flocs and clay particles settling within the suspension. For the hindered settling regime (Arc River cohesive sediments at 45 g.l^{-1}), a sediment concentration interface, or front, was identified by a narrow SVD ($5.9 \pm 0.5 \cdot 10^{-4} \text{ m.s}^{-1}$). The high propensity of cohesive river sediment to flocculate, highlights the need for sediment dynamic models (used to evaluate sediment and associated contaminant transport and deposition), to take into account the flocculation processes. Particular care must be taken when studying the transport of adsorbed contaminants, as contaminants have a high affinity for the fine cohesive fraction, which exhibited a significantly different behavior than the silt and non-cohesive fractions. By measuring the whole distribution of settling velocities, the OSC data allows for the improved understanding of suspended sediment dynamics in headwater catchments (e.g. through the direct use of the SVD in hydrosedimentary models). Further investigation should focus on the utility of FI distributions as an input parameters for sediment dynamic models. The results support the capacity of the OSC device to estimate settling velocity distributions of samples from a wide range of materials and concentrations. Its application within the field shows great promise, as very few systems are able to measure a settling velocity distribution and FI of a given suspended particle population directly collected in the field, particularly at very high concentrations.

7. Appendix A: Calculation of PSD from SVD

In this study, the inert material was composed of glass sphere particles having a relative density of $\Delta\rho = 1650 \text{ kg.m}^{-3}$. The size corresponding to each settling velocity class can then be calculated

from the Stokes Law (equation 5.16):

$$d_{Stokes} = \sqrt{18 \cdot \frac{W_s \mu}{g \cdot \Delta \rho}} \quad (5.16)$$

With: $\mu = 1 \cdot 10^{-3} \text{ kg.m}^{-1}.\text{s}^{-1}$ the dynamic viscosity of water, and $g = 9.81 \text{ m.s}^{-1}$ the gravitational acceleration of Earth. As direct PSD is expressed in volumetric concentration, and settling velocity is measured as a function of absorbance, absorbencies have been translated to a volume ratio. Thus, the concentration of one settling velocity class is proportional to its contribution to absorbance $\Delta A(j)$ (i.e. surface) times the diameter of its particles $d(j)$. The concentration at a particular absorbance A is the sum of the concentrations of all the particles from class j that have not already settled (i.e. present at lower turbidities) (equation 5.17):

$$c(A) = \sum_j \alpha(j) \cdot d(j) \cdot \Delta A(j) \quad (5.17)$$

Each particle class j corresponds to a particular absorbance A' . All the spheres are supposed to present the same optics characteristics and density. The proportionality coefficient α is the same for all the settling velocity classes and the expression of concentration can be simplified (equation 5.18).

$$c(A) = \alpha \cdot \sum_{A'=0}^{A'=A} d(A') \cdot \Delta A' \quad (5.18)$$

Applied to the initial absorbance, equation 5.18 gives the initial concentration. As this concentration is known it allows determining the coefficient α . Calculations have been done taking into account the sensitivity limit of the absorbance meters, as defined in equation 5.19

$$c(A) = c_{min} + (c_{initial} - c_{min}) \cdot \frac{\sum_{A'=0}^{A'=A} d(A') \cdot \Delta A'}{\sum_{A'=0}^{A'=1} d(A') \cdot \Delta A'} \quad (5.19)$$

With :

- $d(A')$ the particle diameter corresponding to a absorbance A'
- $\Delta A'$ is the absorbance difference between two absorbance lines
- c_{min} is the detection limit of the OSC, for glass spheres $c_{min} = 0.02$
- $c_{initial}$ is the concentration at the beginning of the settling test.

Effet de la floculation sur l'estimation des vitesses de chute

1. Avant-propos

Au chapitre 5, nous avons proposé une méthode de traitement adaptée aux données acquises par le SCAF. Cette méthode est basée sur la pente des courbes d'iso-absorbance dans un diagramme temps-profondeur. Lorsque la suspension flocule durant l'essai de sédimentation, les vitesses de chute augmentent avec la profondeur. La méthode proposée définit alors la distribution des vitesses de chute avant et après floculation, ce qui permet de calculer un indice de floculation. Nous avons noté que lorsque la floculation durant la sédimentation est importante, l'influence de la floculation sur la turbidité spécifique peut conduire à surestimer les vitesses de chute après floculation.

Dans ce chapitre, nous allons examiner plus en détail les processus optiques et sédimentaires qui influencent les mesures du SCAF ainsi que leurs effets sur les vitesses de chute calculées à partir de la méthode présentée au chapitre 5. Ensuite nous essayerons de quantifier expérimentalement l'effet de la variation d'absorbance spécifique le long d'une ligne d'iso-absorbance.

2. Introduction

Pour certains essais de sédimentation réalisés à haute concentration, les cartes d'absorbance en fonction du temps et de la profondeur acquises par le SCAF présentent une structure inattendue. Les iso-absorbances les plus faibles y présentent une pente négative près du fond du tube de mesure. Les vitesses de chute après floculation estimées à partir des pentes (présentées au chapitre 5) sont alors négatives. La figure 6.1a présente un exemple de mesure où cette structure est observée. Cette figure présente l'absorbance mesurée par le SCAF durant un essai de sédimentation de vases provenant d'une retenue de Nouvelle-Calédonie (voir chapitre 7 section 4.2.1 pour des détails sur ce matériel). Lors de cet essai, on observe un front d'entravement (voir chapitre 5 section 5.3) très net en dessous de 5 cm de profondeur pour les absorbances supérieures à 0,5. Les absorbances comprises entre 0,05 et 0,5 présentent deux extremums, d'où une double courbure et une pente qui devient négative autour

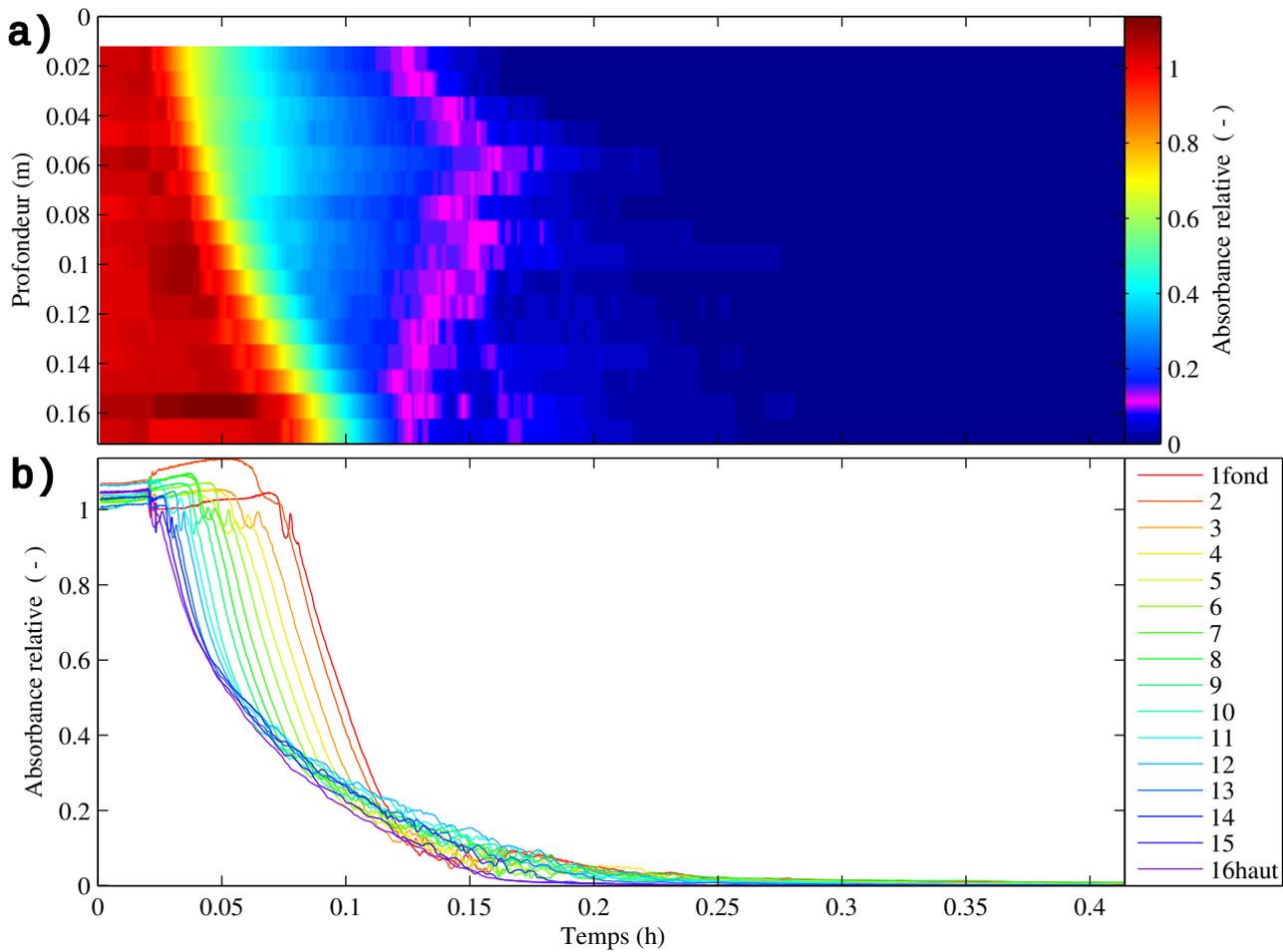


FIGURE 6.1 – Mesure du SCAF en régime de sédimentation entravée (matériel présenté au chapitre 7 section 4.2.1 : Nouvelle-Calédonie).

- a) Absorbance mesurée en fonction du temps et de la profondeur. Les valeurs d'absorbance autour de 0,1 sont représentées en rose.
 b) Absorbance mesurée en fonction du temps pour chaque capteur.

de certaines profondeurs. Pour les absorbances proches de 0,1 (en rose sur la figure 6.1.a) la pente de la courbe d'iso-valeur (et donc une vitesse de chute correspondante d'après la méthode du chapitre 5) est de $3.10^{-4} \text{ m.s}^{-1}$ autour de 3 cm de profondeur. La pente devient verticale autour de 8 cm de profondeur, pour devenir négative ($-5.10^{-4} \text{ m.s}^{-1}$) autour de 12 cm de profondeur. La courbe d'iso-absorbance redevient ensuite positive au-dessous de 15 cm de profondeur. La profondeur de l'extremum où la pente change de signe augmente au fur et à mesure que l'absorbance diminue. Le point où la pente est verticale passe ainsi de 4 à 8 cm de profondeur lorsque l'absorbance passe de 0,4 à 0,1. Ceci montre qu'il ne s'agit pas d'un artefact dû à une mauvaise calibration des capteurs. La figure 6.1.b présente pour chaque capteur les courbes d'absorbance en fonction du temps. Avec cette représentation, la présence de pentes négatives se traduit ici par un croisement des courbes. Les courbes se croisent pour les absorbances inférieures à 0,5, ce qui veut dire que l'absorbance n'est alors plus strictement croissante avec la profondeur.

En considérant que la pente d'une courbe d'iso-absorbance correspond strictement à une vitesse de chute, les pentes négatives correspondraient à des vitesses de chute orientées vers le haut, ce qui semble absurde. Ceci implique que la diminution de la concentration en suspension du fait de la sédimentation n'est pas le seul processus qui influence l'évolution de l'absorbance durant un essai de

sédimentation. Dans la suite de ce chapitre, nous allons explorer l'effet de la floculation sur l'évolution de l'absorbance au cours de la sédimentation.

3. Évolution théorique de l'absorbance durant un essai de sédimentation

3.1. Variation de concentration durant la sédimentation

3.1.1. Export d'une population de particules : sédimentation libre

Au chapitre 5, nous avons montré que dans le cas d'une sédimentation libre, sans interaction entre particules, chaque population de particules d'une suspension polymodale chute à sa vitesse propre. Dans ce cas, l'absorbance diminue lorsqu'une population de particules disparaît de la suspension par sédimentation. Dans un diagramme temps-profondeur, les lignes d'iso-absorbance forment alors une structure en étoile, centrée autour de la surface à l'instant initial de la sédimentation. La distribution des pentes des lignes d'iso-absorbance correspond alors à la distribution des vitesses de chute des différentes populations de particules formant la suspension (chapitre 5 figure 5.1a et section 4.3.1). Ce type de sédimentation a été observé pour des sédiments non cohésifs (chapitre 5 section 5.1) ainsi qu'en début de sédimentation pour des matériaux naturels, lorsque des particules minérales non cohésives sédimentent (chapitre 5 section 5.2).

Pour une population de particules cohésives identiques, la floculation peut conduire à la formation de floes qui chutent plus rapidement. La concentration en particules primaires diminue alors au profit de l'apparition de floes. La concentration totale en suspension est constante alors que la vitesse de chute moyenne augmente. Il en résulte une augmentation de la pente des lignes d'iso-valeur dans un diagramme temps-profondeur-absorbance. S'il reste des particules non floculées, elles forment alors différentes sous-populations dont les vitesses de chute sont différentes (chapitre 5 figure 5.1b et section 4.3.1). Ce type de sédimentation a été mesuré pour la plupart des sédiments naturels (chapitre 5 section 5.2).

3.1.2. Entraînement des particules fines par floculation différentielle sur des particules rapides

Pour une suspension hétérogène, il peut y avoir un autre type de floculation, qui n'a pas été présenté au chapitre 5. Si on considère une suspension formée de deux types de particules cohésives, l'une qui chute rapidement et l'autre beaucoup plus lentement, les particules rapides vont rattraper les lentes et peuvent alors floculer par sédimentation différentielle. Si la floculation est efficace, une particule rapide qui traverse la suspension peut agglomérer et entraîner les fines qu'elle rattrape. Dans le sillage d'une telle particule, il est donc théoriquement possible que la suspension ne contienne plus aucune particule fine.

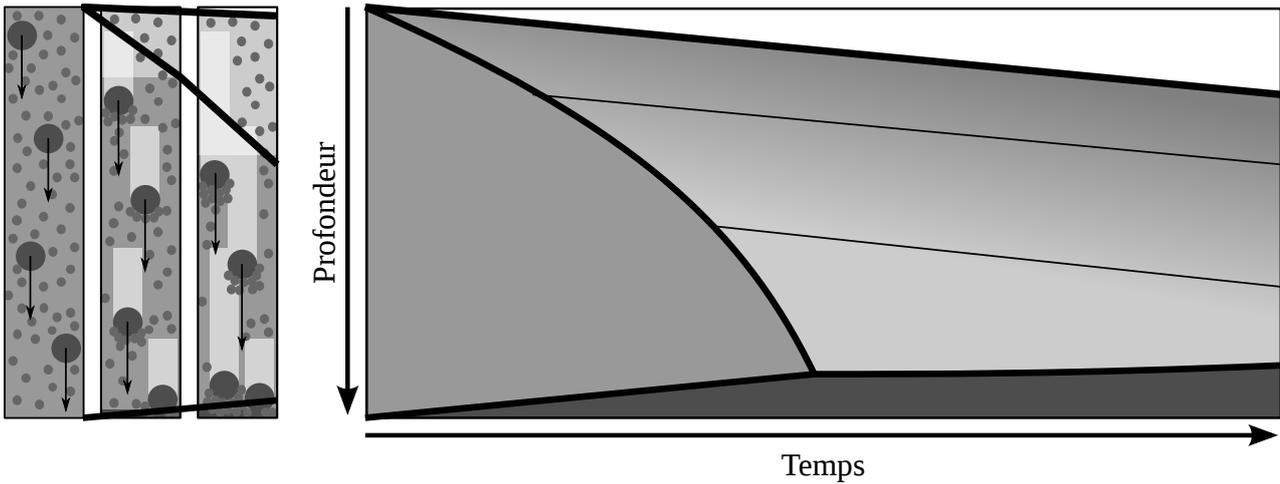


FIGURE 6.2 – Schéma de l'évolution de l'absorbance en fonction du temps et de la profondeur pour une suspension de deux types de particules cohésives. Les lignes noires représentent des courbes d'une même concentration.

Les particules qui chutent le plus rapidement entraînent les fines par floculation différentielle. Après l'export de ces floes, la concentration en fines décroît avec la profondeur.

La figure 6.2 présente schématiquement la concentration en suspension en fonction du temps et de la profondeur dans le cas d'une telle floculation due à l'entraînement des fines par des particules cohésives rapides. Deux zones sont clairement différenciées sur le schéma. Dans une première zone, les particules rapides et des particules fines sont en suspension. Les particules rapides agglomèrent des fines qu'elles rattrapent et les entraînent à leur propre vitesse de chute. La quantité de fines agglomérées par chaque particule rapide dépend donc de sa distance de chute, et donc uniquement du temps. Le flux de fines entraîné par les particules rapides les plus proches de la surface est donc égal à celui qui se dépose au fond. La concentration totale dans cette première zone reste donc constante, égale à la concentration initiale. Dans une seconde zone de la figure 6.2, seules des particules fines sont encore en suspension. Juste sous la surface du liquide, aucune particule rapide n'est passée et la concentration en fines est donc restée constante. A une profondeur z , toutes les particules rapides qui étaient initialement entre la surface et z ont traversé la suspension. Après sédimentation de toutes les particules rapides, le flux de particules rapides qui ont exporté les fines est donc proportionnel à la profondeur. Si à une profondeur z_1 , le flux de particules rapides a entraîné la moitié des fines, alors à une profondeur $z_2 = 2 \cdot z_1$, encore la moitié de la concentration en fines aura aussi été exportée et il ne restera plus qu'un quart de la concentration initiale en fines. La concentration en fines devrait donc diminuer avec la profondeur selon une loi exponentielle décroissante.

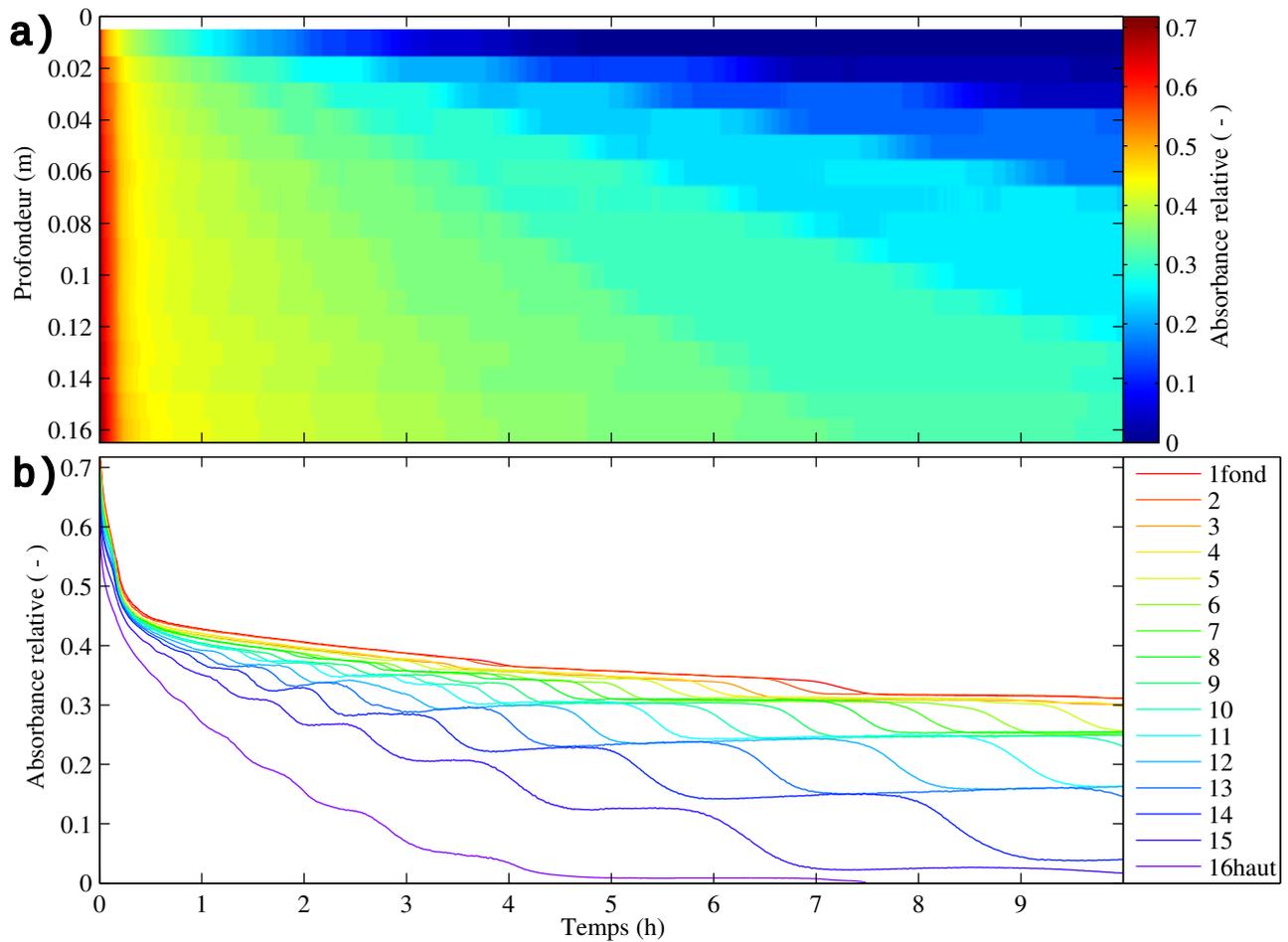


FIGURE 6.3 – Mesure du SCAF pour un sédiment de la rivière Ells en présence d'antifloculant (voir chapitre 5 section 4.1.3 et 5.1.1).

a) Absorbance mesurée en fonction du temps et de la profondeur.

b) Absorbance mesurée en fonction du temps pour chaque capteur.

Une telle structure de diagramme absorbance-temps-profondeur a été mesurée par le SCAF lors de la sédimentation de particules de la rivière Ells en présence d'antifloculant de type hexa-méthaphosphate, (voir chapitre 5 section 4.1.3 et 5.1.1 et figure 5.7). La figure 6.3 reprend ces données. On remarque que pour chaque capteur l'absorbance diminue par paliers successifs et ré-augmente légèrement durant le palier.

Chacun de ces paliers semble correspondre à la disparition d'un type de particules. Ceci impliquerait que la suspension initiale soit formée de populations de particules bien distinctes dont la distribution des vitesses de chute ne se recoupe pas. Ces particules ont une vitesse de chute de l'ordre de $1 \cdot 10^{-6} \text{ m.s}^{-1}$ qui correspond à des argiles défloculées (voir chapitre 5 section 5.1.1). Ainsi ces populations de vitesses de chute pourraient correspondre à des agrégats de nombres entiers de particules élémentaires.

L'augmentation de l'absorbance au cours de chaque palier peut être due à l'entraînement des particules élémentaires par des particules plus rapides qui ont déjà sédimenté. Nous avons en effet montré à la section 5.1.1 du chapitre 5 que, malgré la présence d'antifloculant, les populations de particules correspondant aux absorbances proches de 0,6 ($W_s \approx 1 \cdot 10^{-4} \text{ m.s}^{-1}$; figure 5.7) floculent durant leur sédimentation. Il pourrait donc s'agir des particules qui ont entraîné les fines.

3.2. Variation de l'absorbance avec la floculation

Jusqu'ici nous n'avons pas expliqué les pentes négatives observées pour les faibles absorbances sur la figure 6.1. Nous avons toutefois considéré que l'absorbance induite par une population de particules reste constante, quel que soit son état de floculation. Or, l'absorbance est proportionnelle à la surface optique (\approx surface projetée) des particules. Pour des particules de forme identique, l'absorbance est proportionnelle au carré du diamètre des particules, leur masse est proportionnelle à leur volume, c'est-à-dire au cube du diamètre. La masse d'une population de particules est conservée lors de la floculation. Si la forme des floes est identique à celle des particules primaires, l'absorbance spécifique de la suspension est donc proportionnelle à l'inverse du diamètre des particules (voir chapitre 4 paragraphe 5 pour plus de détails). Dans ce cas, l'absorbance décroît au cours de la floculation. Lors de la floculation de sédiments naturels, les propriétés de forme des floes ne sont généralement pas conservées, ce qui complique une relation entre absorbance et taille des floes. En pratique, la variation d'absorbance au cours de la floculation est généralement moins importante que si les particules gardaient leur forme. Dans certains cas, la floculation n'induit pas de variation d'absorbance (voir chapitre 4 paragraphe 5.4).

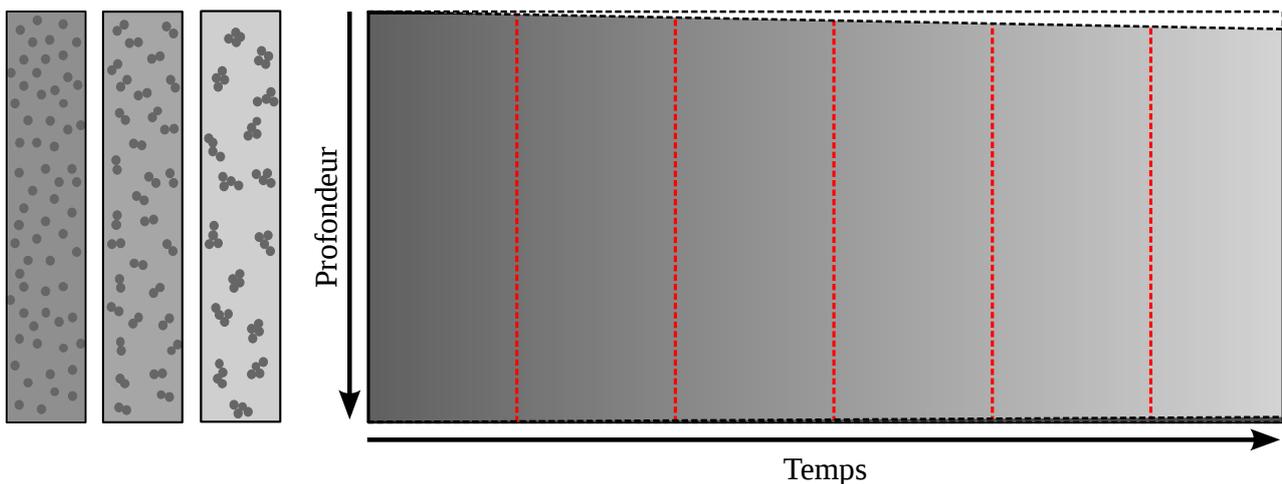


FIGURE 6.4 – Schéma de l'évolution de l'absorbance en fonction du temps et de la profondeur pour une suspension lorsque l'absorbance diminue avec la croissance des floes. Les lignes rouges en pointillés représentent des courbes d'iso-absorbance.

Pour une population de particules dont l'absorbance diminue durant la floculation, si on ne considère pas la chute des particules, l'absorbance diminue avec le temps sans dépendre de la profondeur. Les courbes d'iso-absorbance sont alors strictement verticales dans un diagramme absorbance-temps-profondeur (figure 6.4). La même évolution peut avoir lieu lorsque les particules chutent en régime stationnaire en début d'essai de sédimentation (voir chapitre 5).

3.3. Superposition des processus

3.3.1. Superposition linéaire sans interactions entre types de particules

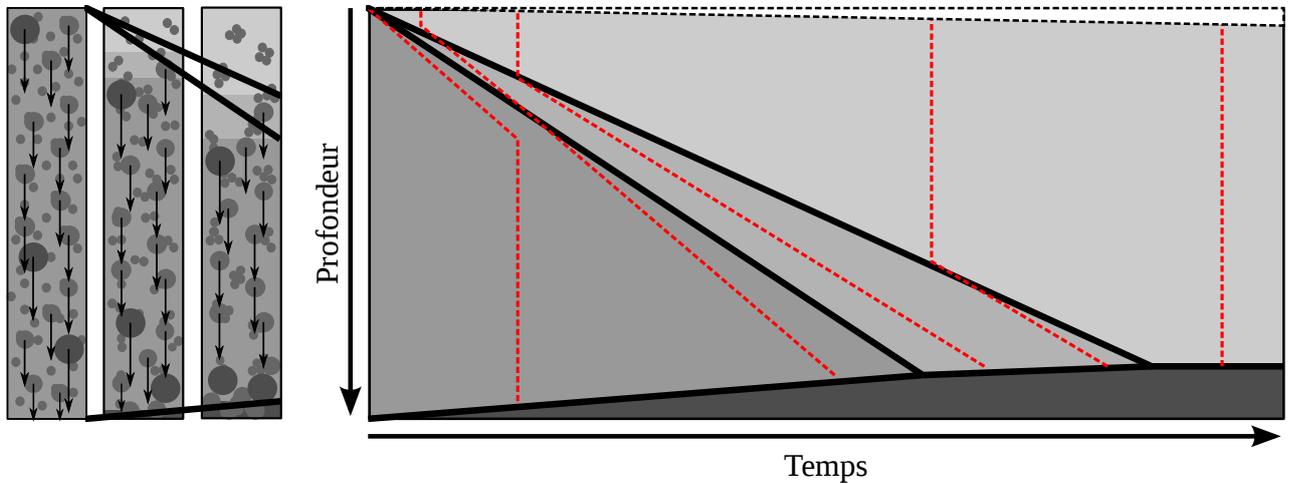


FIGURE 6.5 – Schéma de l'évolution de l'absorbance en fonction du temps et de la profondeur pour une suspension de particules non cohésives et de particules fines cohésives .
 Les lignes rouges en pointillés représentent des courbes d'iso-absorbance.
 Les lignes noires représentent des courbes d'iso concentration.

Lorsqu'il y a floculation durant la sédimentation, la diminution de l'absorbance au cours de la sédimentation est due aux effets conjoints de la variation de concentration due à la sédimentation et de la variation d'absorbance spécifique avec la floculation. Les courbes d'iso-absorbance dans le diagramme temps-profondeur ne sont alors plus nécessairement confondues avec les iso-concentrations et ne permettent plus de suivre exactement la trajectoire des particules en suspension.

S'il y a floculation au sein d'une population de particules fines qui ne sont pas en interaction avec les particules qui chutent plus rapidement, les effets de la concentration et de l'absorbance spécifique se superposent linéairement. La figure 6.5 présente une telle superposition pour des populations de sables et une population de particules fines. Les courbes noires continues représentent des iso-concentrations, qui suivent la trajectoire des particules en suspension durant leur sédimentation. Les courbes rouges en pointillés représentent des courbes d'iso-absorbance. Ici la sédimentation des fines est très lente et son effet sur l'absorbance n'est pas pris en compte. Dans les zones où la concentration en sable reste constante, seule la floculation des fines a un effet sur l'absorbance et les iso-absorbances sont verticales. Là où la concentration en sable varie, les pentes des iso-concentrations correspondant à la vitesse de chute du sable se superposent à l'effet de la floculation des fines. Les pentes des iso-absorbances sont finalement plus élevées que les vitesses de chute des sables. Il faut également noter que les lignes d'iso-absorbance ne passent pas toutes par la surface à l'instant initial. Les lignes commencent par un petit tronçon vertical juste sous la surface. Si l'on ne tient pas compte de ce tronçon et qu'on prolonge les lignes jusqu'à la surface, celles-ci recoupent la surface à des temps de plus en plus grands lorsque l'absorbance diminue.

Dans les essais de sédimentation du SCAF, cet effet de superposition linéaire n'est pas clairement mis en évidence pour les sables et les silts minéraux en présence de particules fines cohésives, probablement parce que le temps caractéristique de sédimentation des particules minérales est inférieur

au temps de floculation des fines. Ainsi l'effet de la variation d'absorbance spécifique est négligeable durant la sédimentation de sables. Cet effet n'est peut être plus négligeable pour des particules telles que les agrégats fins qui sédimentent à des vitesses de l'ordre de 10^{-4} m.s^{-1} .

Si l'effet de la variation d'absorbance spécifique durant la sédimentation n'est pas négligeable, les droites que forment les iso-absorbances ne passent donc plus par l'origine et leurs pentes sont supérieures aux vitesses de chute des particules en suspension. Alors la méthode de calcul des vitesses de chute à partir de ces pentes conduit à une vitesse de chute estimée en surface inférieure aux vitesses de chute réelles, et une vitesse au fond supérieure aux vitesses réelles. La vraie vitesse de chute des particules les plus rapides présentes dans la suspension au moment où une valeur d'absorbance A est atteinte reste donc comprise entre les vitesses estimées en surface et au fond à partir de la courbe l'iso-absorbance de valeur A . La différence de vitesse de chute entre surface et fond peut par contre ne pas être due à la floculation de ces particules les plus rapides, mais peut également être due à la floculation de particules plus lentes dont la chute se fait encore en régime permanent.

3.3.2. Floculation dans une population de particules similaires

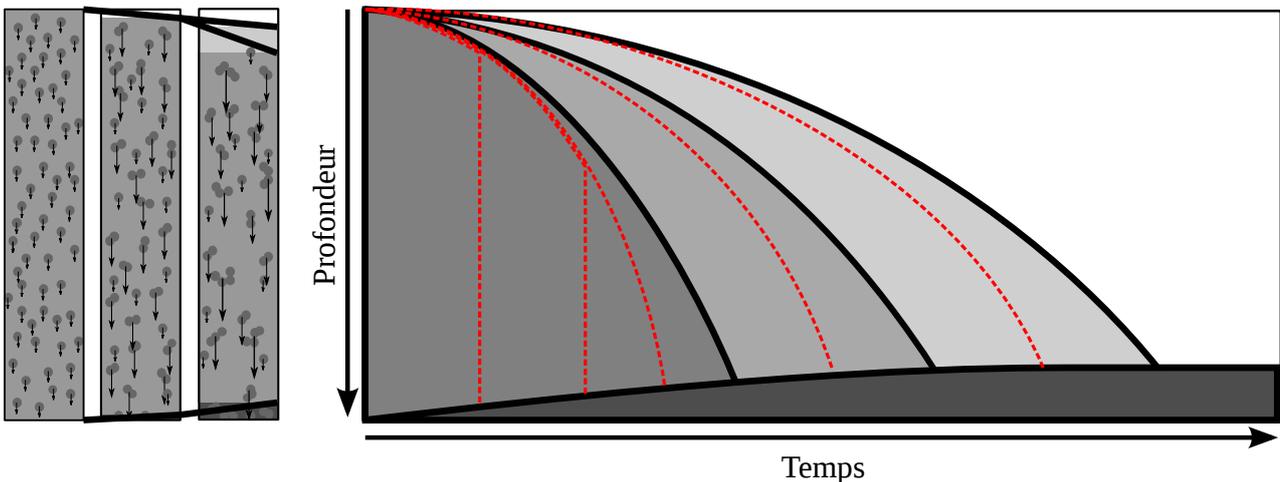


FIGURE 6.6 – Schéma de l'évolution de l'absorbance en fonction du temps et de la profondeur pour une suspension de particules cohésives et une variation d'absorbance spécifique avec la floculation. Les lignes rouges en pointillés représentent des courbes d'iso-absorbance. Les lignes noires représentent des courbes d'iso-concentration.

Si la floculation a lieu entre particules d'une même population, la floculation peut avoir un effet à la fois sur les vitesses de chute et sur l'absorbance spécifique de cette population. La figure 6.6 présente schématiquement la concentration et l'absorbance en fonction du temps et de la profondeur dans cette situation. En début de sédimentation, lorsque la sédimentation a lieu en régime stationnaire, la concentration en suspension reste constante. La floculation induit cependant une diminution de l'absorbance. Il en résulte que les courbes d'iso-absorbance sont verticales dans le diagramme temps-profondeur. Lorsque la disparition des particules rapides fait diminuer la concentration, la diminution de l'absorbance est due aux effets conjoints de la concentration et de la variation d'absorbance spécifique avec la floculation. L'augmentation de la vitesse de chute avec la floculation entraîne une augmentation de la vitesse de chute avec le temps et donc une courbure des iso-concentrations. Les courbes d'iso-absorbance sont penchées dans le diagramme temps profondeur, mais, du fait de la variation d'absorbance spécifique, leur pente est supérieure à celle des courbes d'iso-concentration.

Comme dans le cas précédent, la pente d'une iso-absorbance de valeur A peut donc être supérieure à la vitesse de chute des particules en suspension les plus rapides à l'instant où l'absorbance vaut A . Dans le cas présent, la variation des pentes de l'iso-absorbance A entre surface et fond est due à la fois à l'augmentation de vitesse de chute avec la floculation et à la sous-estimation en surface et la sur-estimation au fond due à la variation d'absorbance spécifique avec la floculation. Donc, dans le cas de valeurs d'absorbance pour lesquelles la méthode de calcul présentée au chapitre 5 donne des valeurs très différentes de la vitesse de chute de surface $W_{s_s}(A)$ et de la vitesse de chute de fond $W_{s_f}(A)$, la différence entre $W_{s_s}(A)$ et $W_{s_f}(A)$ peut être supérieure à l'augmentation de vitesse de chute due à la floculation. Lorsque l'indice de floculation $IF(A)$ est élevé, sa valeur absolue peut donc être supérieure à l'augmentation relative du type de particules les plus rapides en suspension lorsque l'absorbance vaut A . Toutefois l'augmentation de IF est bien due à une augmentation de floculation.

3.3.3. Entraînement des particules fines par floculation différentielle sur des particules rapides

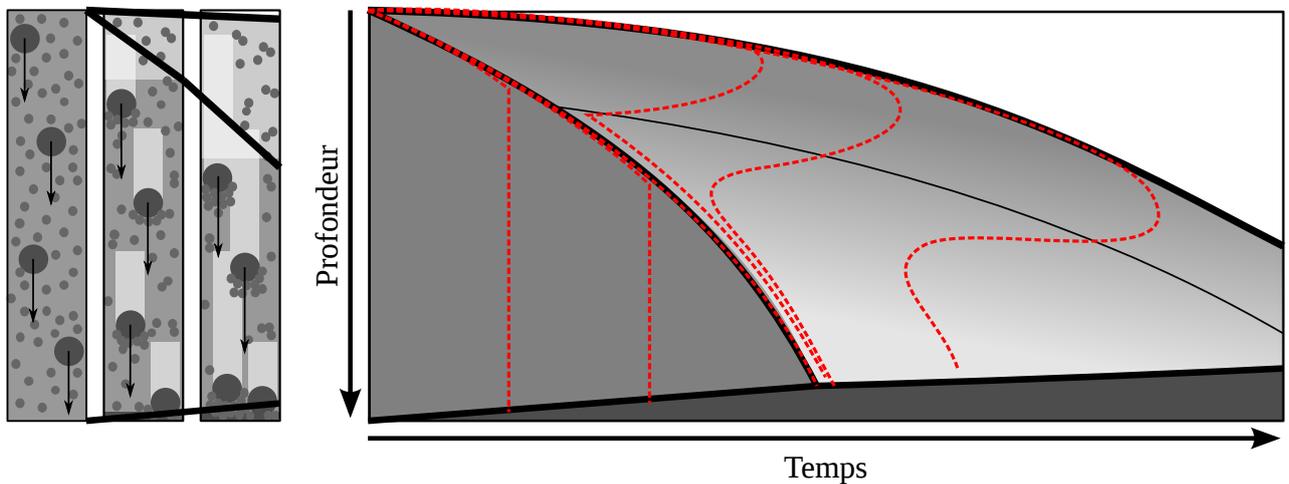


FIGURE 6.7 – Schéma de l'évolution de l'absorbance en fonction du temps et de la profondeur pour une suspension de deux types de particules cohésives et une variation d'absorbance spécifique avec la floculation.

Les lignes en pointillés rouges représentent des courbes d'iso-absorbance.

Les lignes noires représentent des courbes d'iso-concentration.

Si la floculation a lieu entre des particules dont la vitesse de chute est très différente, l'ensemble des processus présentés précédemment peut se superposer. Nous avons montré que, suite à l'entraînement des particules fines par celles qui sédimentent rapidement, la concentration en fines peut décroître avec la profondeur (voir section 3.1.2). Lorsque les particules rapides sédimentent en régime permanent (zone gris sombre sur la figure 6.7), la concentration totale en suspension reste constante. Les particules fines s'agglomèrent sur celles qui chutent rapidement et les agrégats ainsi formés peuvent avoir une absorbance inférieure à la somme des absorbances des particules qui les constituent. Dans cette première zone du diagramme absorbance temps profondeur (figure 6.7), l'absorbance décroît donc avec le temps. Dans une seconde zone de la figure 6.7, seules des particules fines restent en suspension. La concentration en suspension décroît avec la profondeur, les lignes d'iso-concentration (en noir sur la figure 6.7), ont une pente qui correspond à la vitesse de chute des fines. Dans cette zone, si les particules fines floculent entre elles, l'absorbance décroît également avec le temps. Les

lignes d'iso-absorbance (en pointillés rouges sur la figure 6.7), peuvent dans ce cas avoir une double courbure reproduisant les observations présentées par la figure 6.1.

Les effets conjoints d'une part de l'entraînement de particules fines par floculation différentielle sur des particules plus rapides et d'autre part de la diminution d'absorbance spécifique avec la floculation permettent donc d'expliquer la double courbure et les pentes négatives observées pour les faibles iso-absorbances lors de certaines mesures du SCAF.

Si la sédimentation de la majorité des particules a lieu en régime entravé, alors toutes ces particules chutent à la vitesse du front d'entravement. Les particules qui ont cette vitesse sont donc très représentées et, si elle sont cohésives, leur capacité à entraîner les particules plus fines est importante. Ainsi, les classes de particules fines dont la concentration en suspension n'est pas nulle après le passage du front peuvent avoir été en grande partie entraînées par floculation différentielle. Après le passage du front, il est donc possible que la concentration en fines décroisse avec la profondeur et que l'on observe des courbes d'iso-absorbance avec une double courbure et des pentes localement négatives.

Dans ce cas comme dans les précédents, les vitesses de chute avant et après floculation au sein de la colonne de sédimentation restent comprises entre $W_{s_s}(A)$ et $W_{s_f}(A)$.

4. Quantification de l'effet l'absorbance spécifique sur l'estimation des vitesses de chute.

4.1. Introduction

Nous avons montré à la section précédente que lors de sédimentations en régime de floculation, les pentes des courbes d'iso-absorbance peuvent être supérieures à celles des courbes d'iso-concentration. Dans ce cas la variation entre les vitesses de chute calculées en surface et au fond peut être supérieure à l'augmentation de vitesse de chute par floculation. Nous souhaitons quantifier expérimentalement si ce biais est significatif et dans quel cas il doit être pris en compte. Si la taille des particules en suspension varie significativement le long d'une ligne d'iso-absorbance, alors l'absorbance spécifique varie et la concentration n'y est pas constante. Les vitesses de chute locales, estimées à partir de la courbe d'absorbance, seraient alors biaisées. Mesurer les caractéristiques de taille des particules le long d'une courbe d'iso-absorbance en régime de floculation permettrait donc d'estimer l'importance du biais. Il n'est malheureusement pas possible de mesurer directement les tailles des particules en régime de floculation à l'aide d'une caméra ou d'un granulomètre laser incorporé à une colonne de sédimentation car ces instruments ne peuvent pas mesurer à haute concentration.

Afin d'être au plus proche des conditions du SCAF et de mesurer précisément l'absorbance, nous avons choisi de prélever des échantillons dans la colonne même du SCAF lorsque celui-ci est en train de mesurer l'évolution de l'absorbance. La granulométrie de ces échantillons a ensuite été analysée par granulométrie laser et par microscopie optique.

4.2. Méthode

4.2.1. Protocole et instrumentation

Pour prélever un échantillon de la colonne de mesure du SCAF en perturbant le moins possible la mesure, l'échantillon doit être aussi petit que possible. Nous avons choisi de prélever environ $0,5 \text{ ml}$ de suspension. Pour cela, nous avons utilisé une pipette de 1 ml . La pipette a été marquée d'un adhésif au bout et à deux hauteurs afin de prélever exactement à une profondeur de 7 cm et de 14 cm , et de pouvoir identifier la position exacte du prélèvement à partir des données acquises par le SCAF (6.8). Un premier essai de sédimentation est réalisé dans le SCAF sans prélever d'échantillon. Les résultats servent à identifier les valeurs d'absorbance auxquelles on souhaite prélever des échantillons et les temps correspondant à ces absorbances à une profondeur de 7 cm et de 14 cm . Un second test de sédimentation est ensuite réalisé à l'aide du même sédiment et du même protocole de préparation. Des échantillons sont alors prélevés avec la pipette à 7 cm et à 14 cm aux moments préalablement choisis. A partir de chaque prélèvement à la pipette, une goutte de suspension sert à préparer une lame pour le microscope. Entre 5 et 10 gouttes ($\approx 0,2 \text{ g}$ mesurés précisément) sont ajoutées à 100 ml d'eau distillée, la granulométrie de cette suspension diluée est mesurée à l'aide d'un LISST-100X.

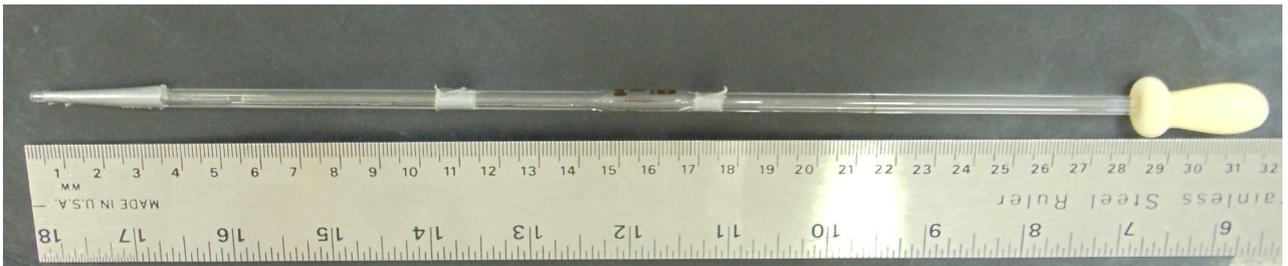


FIGURE 6.8 – Pipette utilisée pour prélever de petits volumes dans le tube du SCAF.

4.2.2. Suspensions testées

Les données présentées dans cette section ont été acquises avec des sédiments de la rivière Ells tamisés à $65 \mu\text{m}$ (le chapitre 5 présente en détail ce sédiment et le protocole de préparation de la suspension). Le même sédiment en présence de solution flocculante a ensuite été mesuré. La concentration en suspension était de $10,1 \text{ mg.g}^{-1}$ pour le premier essai (sédiment naturel), et de $6,6 \text{ mg.g}^{-1}$ pour l'essai en présence de flocculant. Le flocculant utilisé est du ZETAG 7873 (Ciba Specialty Chemicals), un flocculant cationique polyélectrolytique à faible densité de charge et à poids moléculaire élevé [KRISHNAPPAN et al., 2004 ; LI et al., 2003]. Deux gouttes ($0,05 \text{ g}$) de solution de ZETAG 7873 à $0,1\%$ massique ont été ajoutées (soit $4,7 \cdot 10^{-5} \text{ g}$ de ZETAG par gramme de sédiment sec). La concentration en ZETAG a été ajustée expérimentalement pour accélérer la floculation sans pour autant que celle-ci soit instantanée. Pour cela des *jar test* [KRISHNAPPAN et al., 2004] avec des concentrations en ZETAG de 0 , $6 \cdot 10^{-6}$, $5,1 \cdot 10^{-5}$ et $3,2 \cdot 10^{-4} \text{ g}$ par gramme de sédiment ont été réalisées. La figure 6.9 montre les quatre suspensions après mélange du ZETAG.

Le flocculant est introduit avec une pipette graduée et mélangé à la suspension lors de l'agitation manuelle du tube juste avant la mesure par le SCAF.



FIGURE 6.9 – Jar test avec le sédiment de la rivière Ells tamisé à $63 \mu\text{m}$. De gauche à droite, les concentrations en ZETAG sont de 0, 6.10^{-6} , $5,1.10^{-5}$ et $3,2.10^{-4}$ g de ZETAG par gramme de sédiment sec.

4.3. Résultats

La figure 6.10 présente les points de prélèvement des échantillons sur les mesures d'absorbance du SCAF. Les prélèvements *A* et *B* sont réalisés à une absorbance relative de 0,66 ; les prélèvements *C* et *D* à une absorbance relative de 0,02. Le temps, la profondeur et l'absorbance exacts sont identifiés à partir des données du SCAF. Le marquage du bout de la pipette permet en effet d'identifier le point de prélèvement à partir des mesures d'absorbance, voir la figure 6.11 qui présente un zoom des mesures d'absorbance autour des prélèvements *A* et *B*.

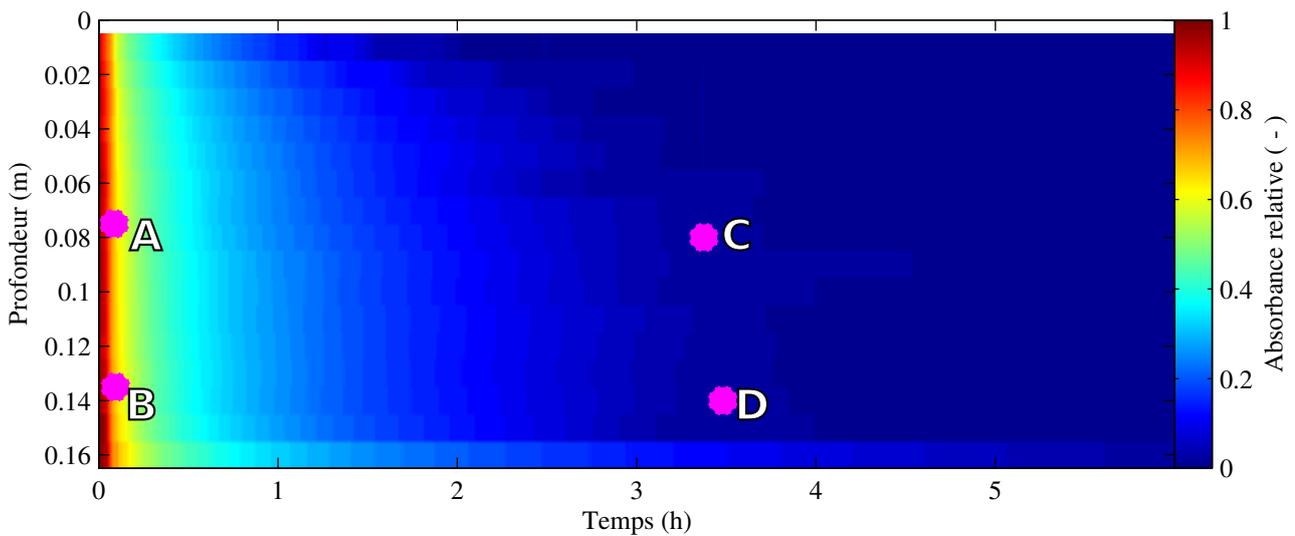


FIGURE 6.10 – Mesures du SCAF pour une suspension de sédiment de la rivière Ells. Les prélèvements de petit volume pour l'analyse granulométrique sont représentés par les points roses, l'absorbance relative est de 0,66 pour les prélèvements *A* et *B*, et de 0,02 pour les prélèvements *C* et *D*.

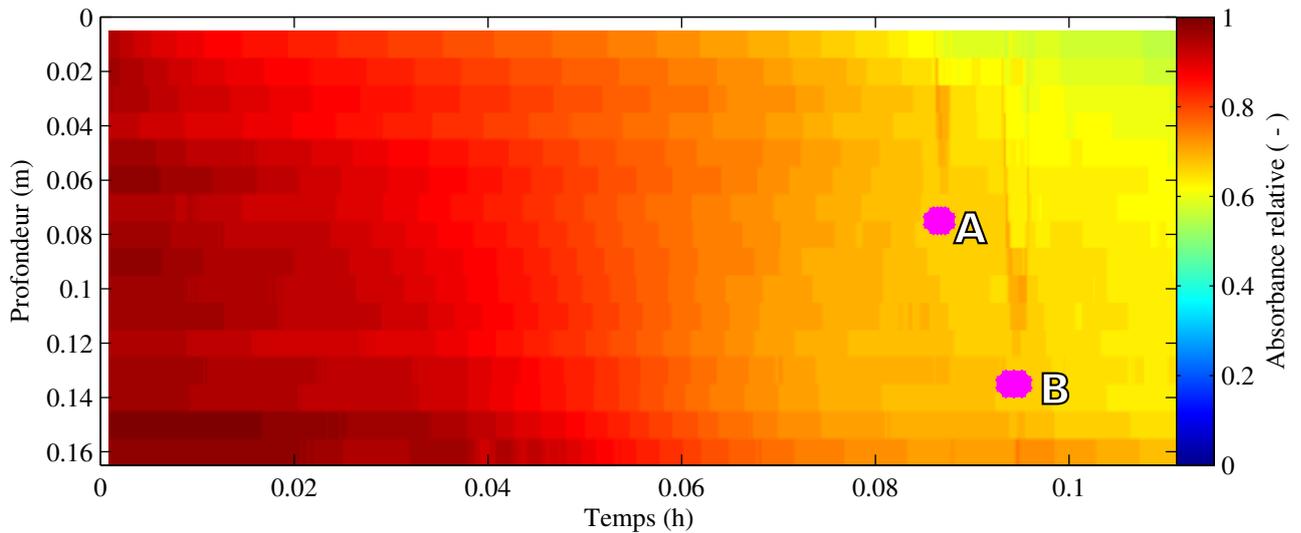


FIGURE 6.11 – Zoom de la figure 6.10 sur les premiers prélèvements (*A* et *B*). La trajectoire de la pipette utilisée pour les prélèvements est visible, ce qui permet de connaître précisément les points de prélèvement.

Afin d'avoir un effet plus net de la floculation, les mêmes expériences ont été réalisées avec un flocculant. Les résultats sont présentés à la figure 6.12. Les mesures sont faites à des absorbances relatives de ≈ 0.8 (*A* et *B*) et 0,01 (*C* et *D*). La sédimentation étant beaucoup plus rapide qu'en l'absence de flocculant, il s'est avéré plus difficile de prélever exactement à une même valeur d'absorbance. La mesure *A* est ainsi réalisée à une absorbance de 0,90 alors que la mesure *B* l'est à une absorbance de 0,83.

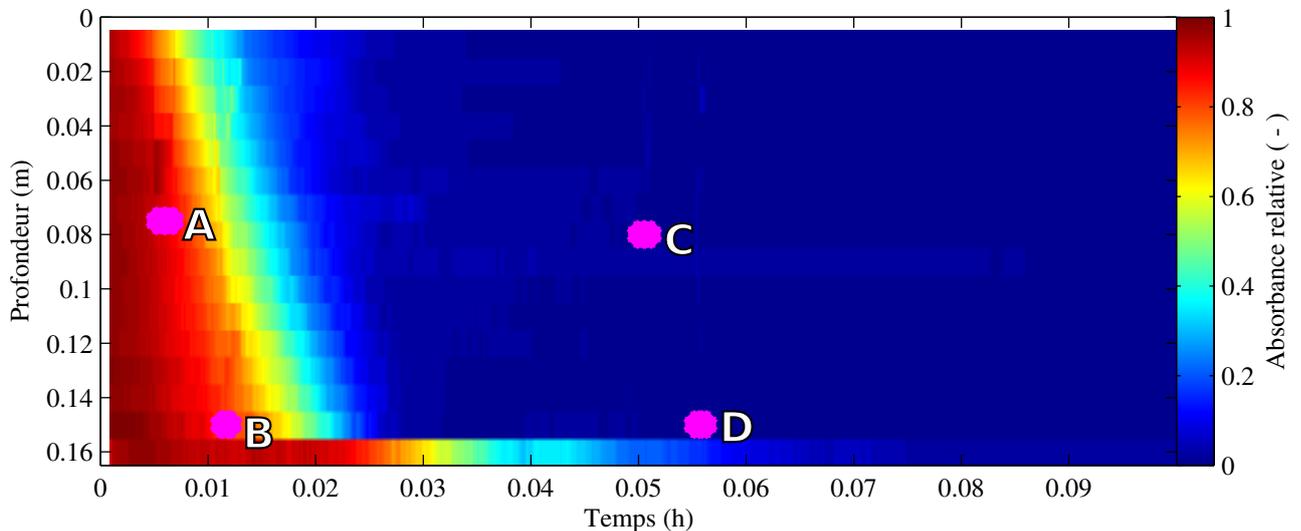


FIGURE 6.12 – Mesures du SCAF pour une suspension de sédiment de la rivière Ells en présence de ZETAG. Les prélèvements de petits volumes pour l'analyse granulométrique le long des iso-absorbances sont représentés par les points roses.

Les granulométries mesurées pour le sédiment naturel sont présentées sur la figure 6.13a (mesures *A* et *B* pour une absorbance relative de 0,66) et 6.13b (mesures *C* et *D* pour une absorbance relative de 0,02). Les données en rouge correspondent aux prélèvements à 7 cm de profondeur, les données en bleu aux mesures à 14 cm. Les concentrations calculées pour chaque classe de taille par le LISST sont présentées pour deux types d'inversion. Les résultats de l'inversion du signal du LISST en supposant des formes de particules aléatoires sont présentés en trait continu alors que les résultats en supposant

que les particules sont sphériques sont présentés en trait pointillé. La distribution granulométrique issue de la microscopie (représentée par des cercles) est normalisée par la concentration totale mesurée par le LISST pour le point à 7 cm. Les mêmes résultats pour le sédiment en présence de flocculant sont présentés à la figure 6.14. Pour les points C et D, les mesures du LISST n'ont pas pu être réalisées car le temps depuis le premier prélèvement n'a pas été suffisant pour nettoyer les LISST. Les granulométries mesurées par microscopie ne sont donc pas converties en concentration.

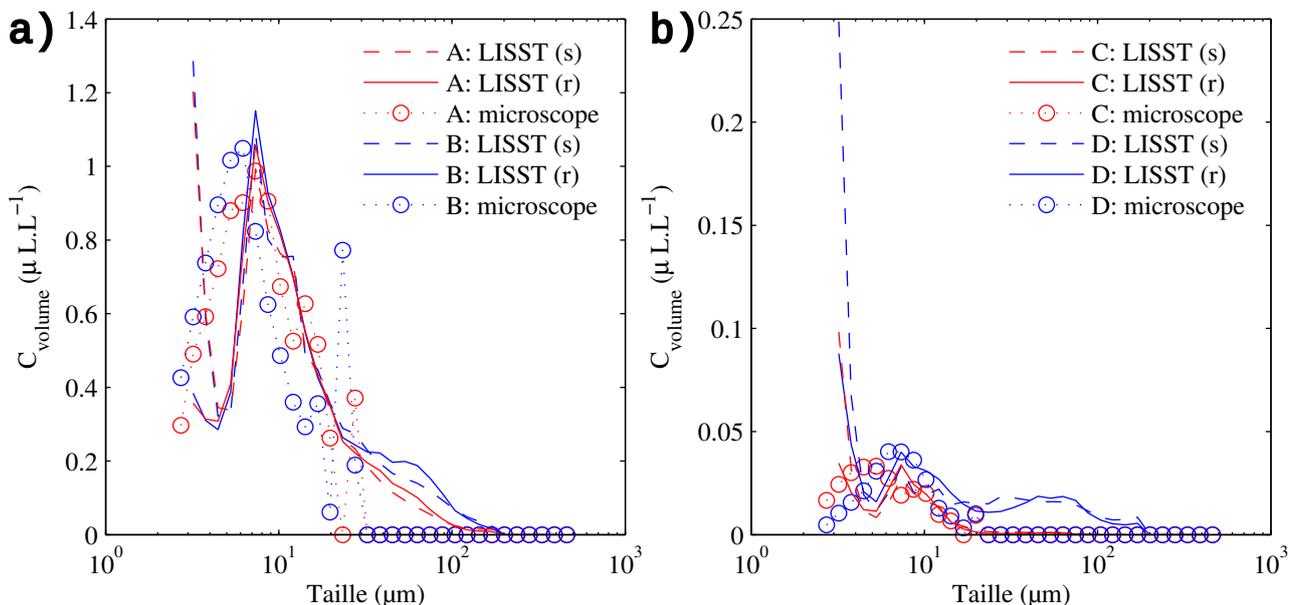


FIGURE 6.13 – Sédiment de la rivière Ells : mesures de granulométrie dans le tube du SCAF : (a) points A et B ; (b) et C et D (voir figure 6.10)

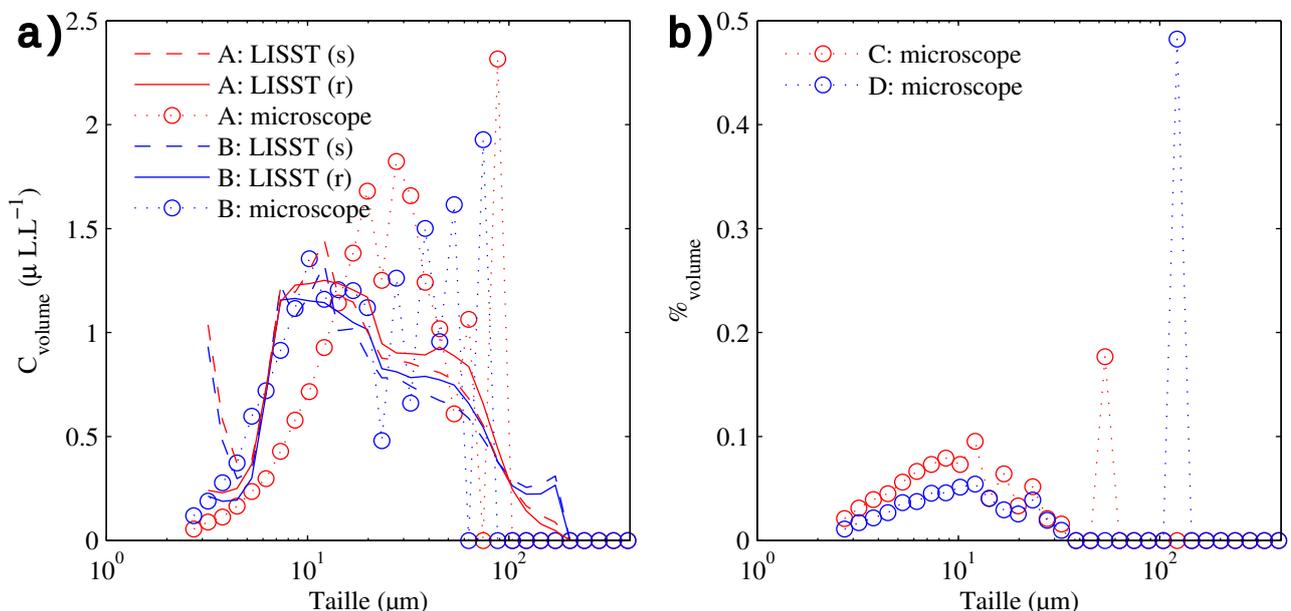


FIGURE 6.14 – Sédiment de la rivière Ells en présence de ZETAG : mesures de granulométrie dans le tube du SCAF : (a) points A et B ; (b) et C et D (voir figure 6.12).

Quelle que soit l'absorbance et l'état du sédiment, les granulométries mesurées par les LISST à 7 et 14 cm de profondeur sont très similaires. Un mode autour de $100 \mu\text{m}$, apparaît parfois à 14 cm. La concentration correspondant à ce mode ne dépasse cependant pas $0,25 \mu\text{L.L}^{-1}$. Ce mode peut donc correspondre à des bulles, parfois observées lors de la mesure de blancs et ayant une signature

similaire. Excepté ce mode et les tailles inférieures à $4 \mu m$ pour lesquelles les mesures ne sont pas stables [DAVIES et al., 2014], les distributions granulométriques (PSD) à 7 et 14 cm ne sont pas différentiables.

Les PSD issues de la microscopie sont bien en accord avec les mesures laser. Le faible volume de particules analysées rend cependant les concentrations peu stables pour les classes de tailles supérieures à $20 \mu m$. Ceci est très bien illustré par les mesures du sédiment de la rivière Ells en présence de flocculant à une absorbance de 0,85 (figure 6.14). Que ce soit pour le sédiment dans son état naturel ou en présence de flocculant, il semble à partir de la microscopie que, pour les mesures à haute absorbance, il y ait plus de particules fines au fond qu'à 7 cm alors que l'inverse serait observé pour une faible absorbance. Cette tendance est cependant très peu marquée par rapport à l'incertitude d'échantillonnage. De plus la tendance n'apparaît pas sur les mesures provenant de diffraction laser.

4.4. Discussion

Les méthodes de caractérisation des particules utilisées (microscopie et diffraction laser à partir d'échantillons de moins de 1 ml) n'ont pas permis d'identifier de différences significatives des particules entre deux points de mesure réalisés le long d'une même iso-absorbance. On ne peut donc pas tirer de conclusion quant à l'effet de la variation d'absorbance spécifique sur le calcul de vitesses de chute.

Il est probable que travailler avec de très petits volumes ne permette pas d'obtenir des résultats concluants. Il semble a posteriori plus approprié de travailler avec des volumes beaucoup plus grands (de l'ordre de la dizaine de ml). Ceci ne peut être fait qu'une fois par essai de sédimentation puisque la structure verticale de la suspension serait grandement affectée. Il serait alors nécessaire de prélever simultanément à plusieurs profondeurs, ceci devrait être fait à un moment où les iso-absorbances sont verticales. On pourrait alors mesurer directement les concentrations en suspension lors du prélèvement, ce qui permettrait d'obtenir les absorbances spécifiques correspondant à l'absorbance de prélèvement à deux profondeurs. Si l'absorbance spécifique varie significativement avec la profondeur, il serait alors possible de montrer que l'effet de la variation d'absorbance spécifique induit un biais sur les vitesses de chute estimées à partir de l'absorbance. Il serait également intéressant de réaliser de telles mesures de masse après entraînement des fines par un flux de particules rapides (voir section 3.1.2), ce qui permettrait de vérifier expérimentalement les hypothèses émises sur ce régime de chute.

5. Conclusion

La variation d'absorbance spécifique au cours de la floculation peut entraîner un biais sur les mesures de vitesse de chute calculées à partir des pentes des iso-absorbances mesurées par le SCAF. Lorsque ce biais existe, la vitesse de chute calculée en surface (en forçant l'ajustement à passer par l'origine), est inférieure à la vitesse de chute avant floculation, alors que la vitesse calculée au fond est supérieure à la vitesse de chute des particules après floculation durant leur sédimentation. Dans tous les cas, les vitesses de chute calculées en surface et au fond encadrent les vitesses de chute avant et après floculation. Ainsi l'indice de floculation documente qualitativement la propension des particules à flocculer. Toutefois, lorsque la valeur de cet indice devient élevée, sa valeur peut être supérieure à la réelle augmentation de vitesse de chute due à la floculation.

Lors de certains essais de sédimentation réalisés en régime entravé, les absorbances faibles (correspondant à une petite proportion de particules fines restant en suspension après le passage du front d'entravement) peuvent avoir une signature singulière sur les mesures du SCAF. La courbe d'iso-absorbance correspondante peut présenter une double courbure, conduisant localement à une pente négative. L'algorithme de calcul de vitesses de chute à partir des pentes peut alors donner une vitesse de chute négative après floculation (vitesse ajustée à partir des mesures au fond de la colonne). La superposition de floculation par sédimentation différentielle entre deux populations de particules cohésives de vitesses de chute très différentes et d'une variation d'absorbance spécifique lors de la floculation des particules les plus lentes permet d'expliquer théoriquement ces observations.

Même dans ce cas, les vitesses de chute calculées en surface et au fond à partir des mesures du SCAF encadrent les vitesses de chute avant et après floculation au sein de la colonne de sédimentation. Les distributions des vitesses de chute en surface et au fond doivent donc être interprétées conjointement. Ceci est particulièrement important pour les absorbances correspondant à un indice de floculation élevé.

L'expérience visant à quantifier le biais entre vitesse de chute après floculation et vitesse de chute estimée au fond de la colonne du SCAF n'a pas donné de résultats concluants, la variabilité observée étant inférieure aux incertitudes induites par le protocole expérimental. Toutefois la forme des courbes d'iso-absorbances construites à partir des mesures du SCAF renseigne sur les processus de floculation au sein de la colonne et peut permettre de réduire l'intervalle d'encadrement de la vitesse de chute pour certaines absorbances.

Évaluation et utilisation du SCAF

1. Avant-Propos

Le Système de Caractérisation des Agrégats et des Flocs qui a été présenté au chapitre 4 permet d'acquérir des mesures optiques à haute résolution durant un essai de sédimentation. Le chapitre 5 présente une méthode de traitement de ces mesures pour déterminer la distribution des vitesses de chute et la propension à flocculer des particules en suspension. Les précautions à prendre dans l'interprétation des résultats lorsque le sédiment floccule considérablement durant l'essai de sédimentation sont soulignées au chapitre 6. Nous avons en effet montré que lorsque le SCAF mesure une floculation importante durant la sédimentation, la différence entre les vitesses calculées avant et après floculation peut être surestimée conduisant à un encadrement très large des vitesses de chute.

Ce chapitre présente des expériences réalisées durant le développement du SCAF qui n'ont pas été utilisées pour valider les méthodes présentées dans les chapitres précédents. L'objectif est d'identifier les limites et les avantages des mesures du SCAF comparées à celles d'autres instruments. Cette comparaison est faite sur la base de matériaux diversifiés afin de couvrir la variabilité des particules et les problématiques de transport sédimentaire dans les bassins versants élémentaires.

Une première partie est consacrée à la présentation détaillée de mesures réalisées sur des sédiments artificiels non cohésifs. L'évolution des vitesses de chute mesurées en fonction de la concentration est comparée à des données de la littérature.

Une seconde partie présente une étude de sensibilité des vitesses de chute au temps de décantation de l'échantillon avant remise en suspension ainsi qu'au protocole de remise en suspension.

Une troisième partie présente des expériences de laboratoire lors desquelles les mesures du SCAF sont comparées à celles d'une colonne de décantation équipée de balance immergée et de préleveurs d'échantillons (pipette d'Andreasen).

Une dernière partie présente la comparaison sur le terrain des évolutions des mesures du SCAF avec celles de pipettes d'Andreasen durant une chasse hydraulique.

2. Sédimentation entravée pour des particules non cohésives

2.1. Introduction

Les formulations théoriques de la vitesse de chute des particules en fonction de la concentration totale en suspension prévoient une diminution de la vitesse de chute avec la concentration bien avant la formation d'un front d'entravement [RICHARDSON & ZAKI, 1954; CAMENEN & PHAM VAN BANG, 2011]. Ces formulations prévoient que la vitesse de chute décroisse de façon continue dès les faibles valeurs.

Le SCAF permet de mesurer les vitesses de chute des particules au sein de la suspension, et ainsi d'explorer la dépendance des vitesses de chute à la concentration. La diminution de la vitesse de chute avec la concentration a pu être observée pour des particules non cohésives, et nous proposons ici de comparer nos mesures avec celles de la littérature, de sorte à apporter une validation supplémentaire à la technique de mesure.

Nous avons ensuite mesuré l'impact de la présence de particules fines sur la vitesse de chute des particules grossières afin de vérifier si l'entravement d'une suspension polymodale est similaire à celui d'une suspension monomodale.

2.2. Entravement des billes de verre

Des essais de sédimentation ont été réalisés avec le SCAF pour des concentrations volumiques en billes de verre de 0,01 à 0,17 ($d_{50} = 60 \mu m$; $d_{10} = 35 \mu m$; $d_{90} = 85 \mu m$; voir chapitre 4, paragraphe 3.3.2). Ces billes ont une granulométrie peu étendue et sont sphériques (voir chapitre 5 paragraphe 5.1.1). La figure 7.1 présente des exemples de cartes d'absorbance mesurées par le SCAF pour quatre concentrations en billes de verre. Lors de ces essais de sédimentation, aucun front d'entravement ne s'est formé. Une nette diminution des vitesses de chute a toutefois été observée avec l'augmentation de concentration. Les spectres des vitesses de chute calculés par ajustement linéaire des courbes d'iso-absorbance sur l'ensemble des capteurs sont présentés à la figure 7.2. Chaque couleur représente un essai de sédimentation, référencé par sa concentration initiale en suspension. Sur cette figure, les distributions de vitesses de chute, calculées à partir des mesures granulométriques indépendantes par trois instruments et de la loi de Stokes, sont présentées par les courbes grisées (voir chapitre 5 paragraphe 7 pour les hypothèses de calcul). La fraction surfacique mesurée par le SCAF est également traduite en fraction volumique à partir de la loi de Stokes. Pour des concentrations volumiques en suspension inférieures à 0,04, les distributions de vitesse de chute calculées directement par le SCAF sont comprises dans l'intervalle de dispersion de celles déduites des distributions granulométriques. Pour les concentrations supérieures, les vitesses mesurées sont largement inférieures à celles prédites par la loi de Stokes. Les vitesses de chute qui correspondent à 25%, 50% et 75% du volume en suspension sont présentées en fonction de la concentration volumique initiale sur la figure 7.3. Les vitesses de chute décroissent avec la concentration dans toute la gamme de concentration explorée. Ceci confirme qu'il y a déjà un entravement non négligeable de la sédimentation bien avant la formation d'un front.

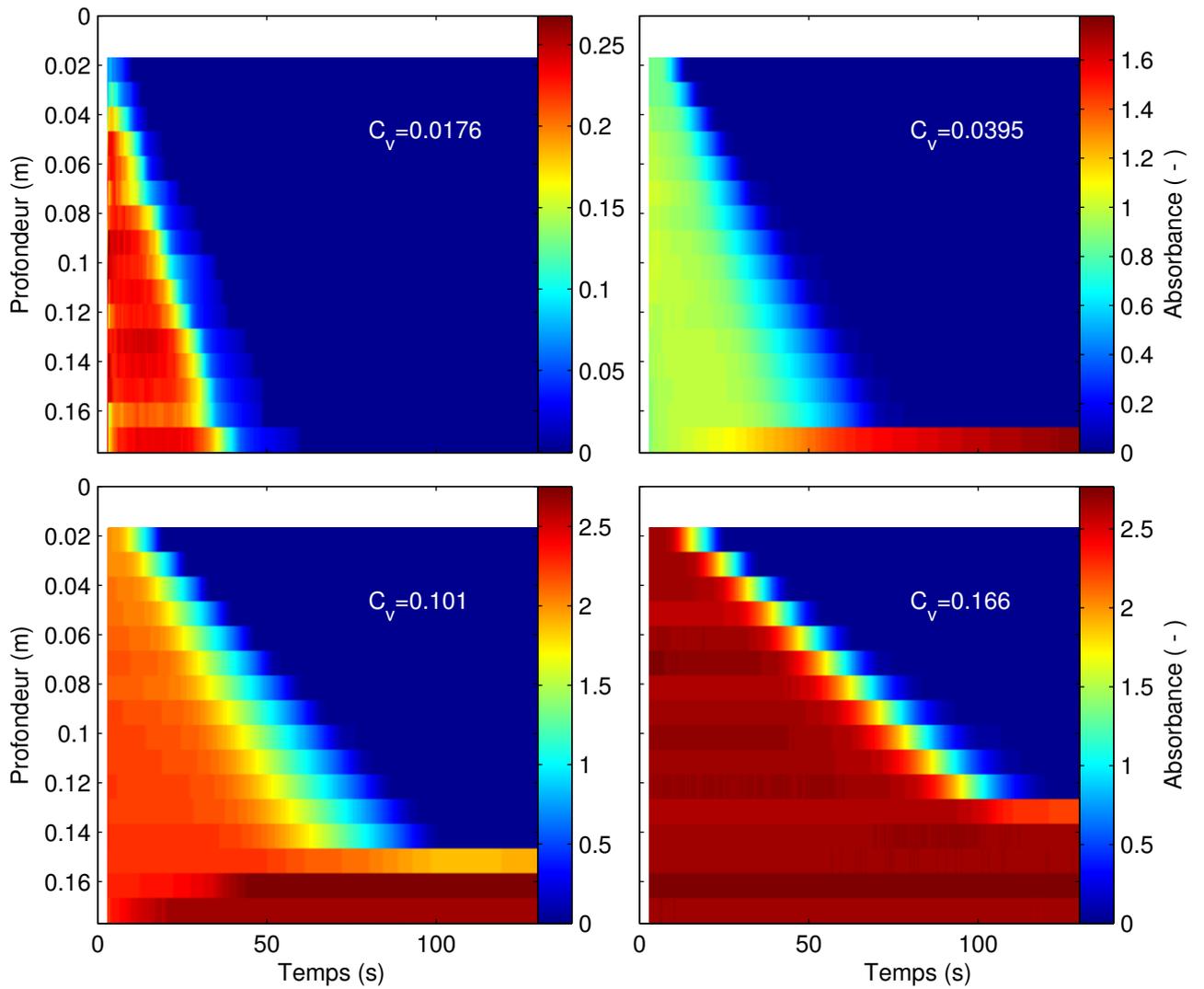


FIGURE 7.1 – Cartes d'absorbances mesurées par le SCAF pour quatre concentrations en billes de verre.

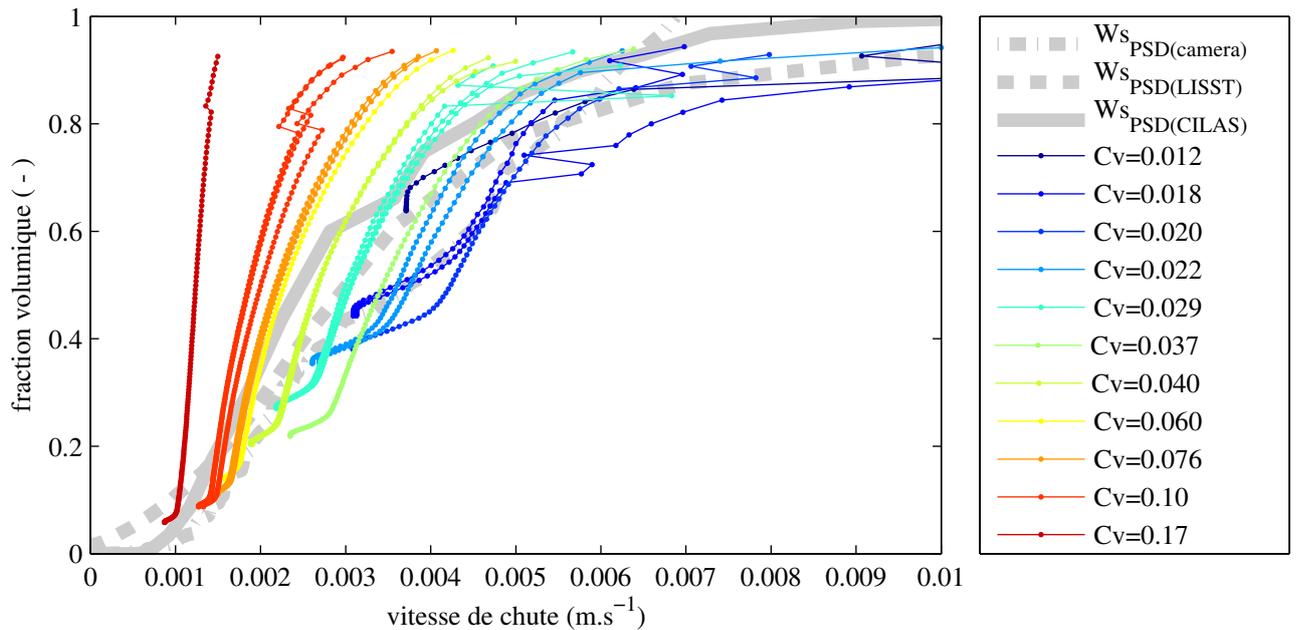


FIGURE 7.2 – Spectre de vitesses de chute mesurées par le SCAF pour plusieurs concentrations en billes de verre. Les lignes grises représentent les spectres calculés à partir des PSD.

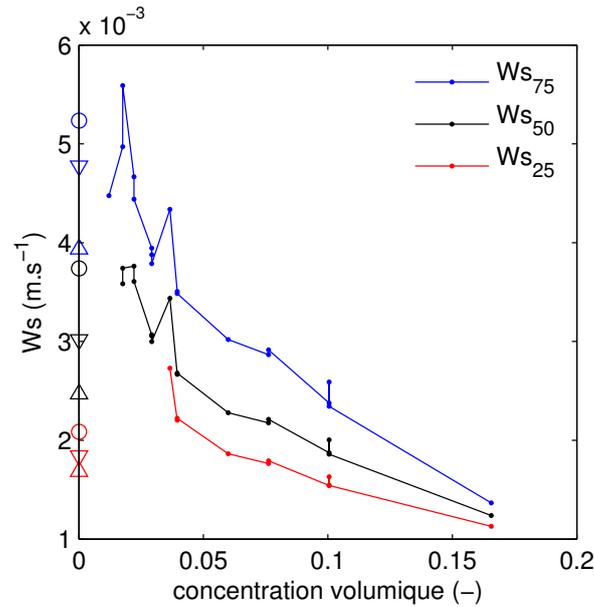


FIGURE 7.3 – Évolution de la vitesse de chute mesurée par le SCAF avec la concentration pour une suspension de billes de verre. Les vitesses de chute calculées à partir des PSD sont présentées pour une concentration nulle (microscopie : O, LISST : ∇ , CILAS : Δ)

Afin de comparer la dépendance des vitesses à la concentration mesurée pour les billes de verre avec des données de la littérature, nous avons représenté le flux de chute normalisé par la vitesse de chute d'une particule en milieu dilué ($W_s \cdot C_v / W_{s_0}$) en fonction de la concentration volumique normalisée par la concentration maximale $C_v / C_{v_{max}}$. (figure 7.4). $\Phi(W_{s_{25}})$, $\Phi(W_{s_{50}})$ et $\Phi(W_{s_{75}})$ ont été définis respectivement à partir de $W_{s_{25}}$, $W_{s_{50}}$ et $W_{s_{75}}$. La concentration maximale a été estimée à 0,6 à partir de la hauteur du dépôt au fond de la colonne de sédimentation pour la plus haute concentration testée. Cette valeur est légèrement inférieure à la densité d'une structure hexagonale compacte de sphères parfaitement identiques (0,74).

La vitesse de chute en milieu dilué a été définie par la loi de Stokes en régime laminaire : $W_{s_0} = \frac{g}{18 \cdot \mu} \cdot \Delta \rho \cdot \overline{d_{50}}^2$ avec $\overline{d_{50}}$ défini comme la moyenne des d_{50} par chacune des mesures de granulométrie : $\overline{d_{50}} = \frac{1}{3} \cdot (d_{50}(LISST) + d_{50}(CILAS) + d_{50}(camera))$.

Le flux de chute calculé à partir des mesures du SCAF augmente avec la concentration jusqu'à une concentration volumique de 0,2, puis semble se stabiliser pour les plus fortes concentrations. Cette évolution du flux de chute avec la concentration est comparée à la compilation de données expérimentales de CAMENEN & PHAM VAN BANG [2011], (figure 7.4). Sur cette figure, les flux de chute sont représentés en fonction de la concentration pour des particules non cohésives avec différents nombres de Reynolds particuliers. Le nombre de Reynolds particulière est défini comme $Re^* = \frac{W_{s_0} \cdot d}{\nu}$. Pour les billes de verre, sa valeur est de $Re^* = 0,18$.

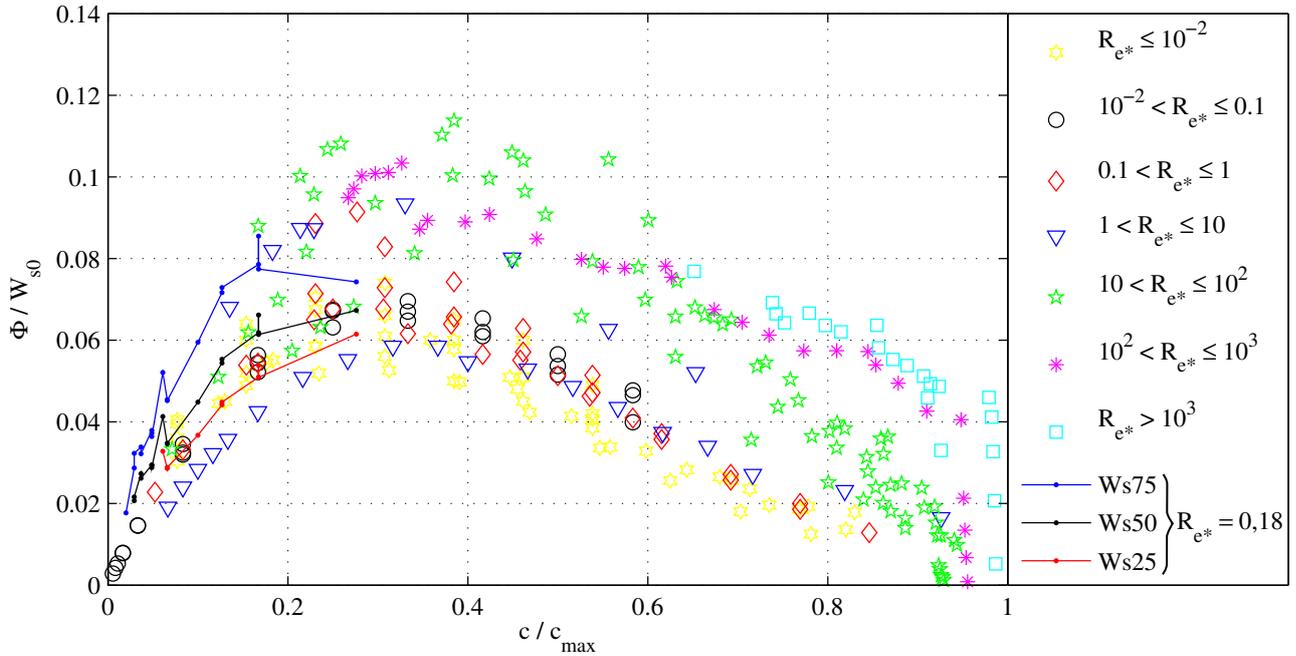


FIGURE 7.4 – Flux de chute normalisé $Ws.Cv/Ws_0$ en fonction de la concentration relative Cv/Cv_{max} pour une des expériences correspondant à une gamme de nombres de Reynolds particulaire ainsi que pour les mesures du SCAF avec les billes de verre. Adapté de CAMENEN & PHAM VAN BANG [2011].

Les évolutions des $\Phi(W_{s25})$ et $\Phi(W_{s75})$ ne sont pas directement comparables aux autres données présentées à la figure 7.4 pour lesquelles seul un flux de chute moyen a été mesuré. L'évolution du $\Phi(W_{s50})$ issu des mesures du SCAF sur les billes de verre suit la tendance des autres sédiments non cohésifs. Quel que soit le nombre de Reynolds particulaire considéré, l'évolution du flux de chute n'est pas linéaire avec la concentration, ce qui montre que l'entravement diminue les vitesses de chute des particules y compris pour des concentrations bien inférieures à celles explorées dans nos expériences. Le flux maximal est atteint pour des concentrations normalisées c/c_{max} entre 0,25 et 0,4 correspondant aux concentrations maximales pour lesquelles des mesures ont été réalisées sur les billes de verre. Nous ne pouvons donc pas caractériser la valeur de concentration qui correspond au flux maximal pour les billes testées. La tendance à l'inflexion sur les dernières mesures du SCAF suggère toutefois que le point d'inflexion est proche.

2.3. Influence des fines sur la vitesse de chute des billes de verre

Nous avons montré que la vitesse de chute des billes (comparable à un sable fin non cohésif) est sensible à la concentration. Nous nous proposons maintenant d'étudier l'effet de l'ajout de particules fines sur les vitesses de chute des billes. Nous utilisons à cet effet une suspension contenant 53 g.l^{-1} de billes de verre et 8 g.l^{-1} de montmorillonite. Pour cette même suspension, il a été montré au chapitre 4, section 5.3.3 que l'absorbance des billes et de la montmorillonite est additive. La figure 7.5 montre les distributions granulométriques de la suspension de billes et de montmorillonite (en noir) et de montmorillonite pure (en rouge) mesurées par les LISST-100X. La suspension des deux types de particules a une granulométrie trimodale, contenant une population dont les tailles sont centrées autour de $60 \mu\text{m}$, ce qui correspond aux billes de verre, et une population centrée autour de $10 \mu\text{m}$ qui correspond aux micro-agrégats de montmorillonite. Une concentration considérable en

particules de tailles inférieures à $4 \mu\text{m}$ est également détectée par granulométrie laser. ANDREWS et al. [2010] souligne toutefois que les concentrations attribuées aux classes de tailles proches de la limite de détection des granulomètres laser doivent être interprétées avec précaution et qu'elles sont sensibles à l'algorithme d'inversion utilisé. Le mode le plus fin ($< 4 \mu\text{m}$) peut donc être un artefact de mesure. On note également que l'inversion qui suppose des particules sphériques (ligne discontinue) attribue plus de volume aux faibles tailles que l'inversion qui suppose des particules de forme aléatoire (ligne pleine), ce qui est en accord avec les observations de ANDREWS et al. [2010]. Comme le soulignent ces auteurs, les distributions calculées en supposant des particules sphériques sont centrées sur des tailles légèrement supérieures à celles obtenues en supposant des particules de forme aléatoire.

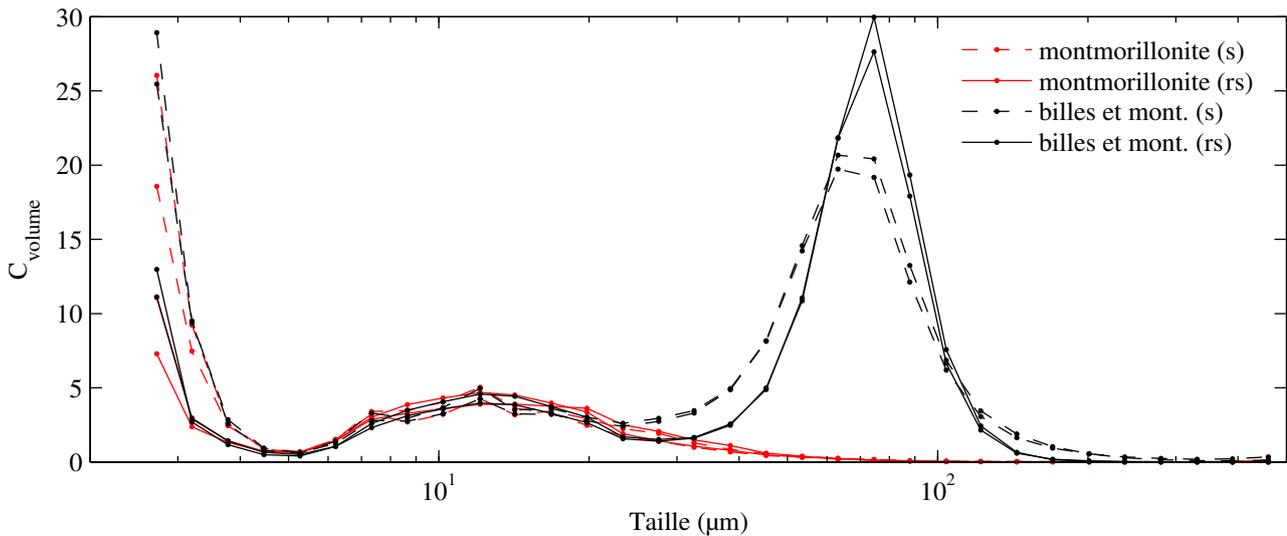


FIGURE 7.5 – Distributions granulométriques mesurées à l'aide des LISST-100x pour une suspension de 8 g.l^{-1} de montmorillonite (courbes rouges) et la même suspension après ajout de billes (52 g.l^{-1} de billes et 8 g.l^{-1} de montmorillonite). Les courbes discontinues correspondent aux distributions obtenues par inversion en supposant des particules sphériques (s), les courbes continues en supposant des particules de forme aléatoire (rs). Pour chaque suspension, deux échantillons sont mesurés dans deux LISST.

La distribution de vitesses de chute de la suspension dans le cas de billes et de montmorillonite a été mesurée à l'aide du SCAF. La figure 7.6a présente la matrice d'absorbances mesurées. Les lignes d'iso-absorbance sont rectilignes et divergentes depuis la surface au temps initial, ce qui est la signature d'une absence de floculation durant la sédimentation. Les agrégats de montmorillonite ne semblent donc pas floculer significativement durant leur sédimentation. Leur sédimentation est très lente puisque l'absorbance relative est encore de 0,4 à 13 cm de profondeur après 10 heures de sédimentation. Lors de cet essai, certains capteurs étaient légèrement décalibrés, ce qui explique la dispersion des valeurs d'iso-absorbance autour des lignes ajustées. Il en résulte aussi un assez mauvais ajustement à partir des six capteurs du fond, au-delà d'une heure de sédimentation. La distribution des vitesses de chute calculées à partir de ces données et des paramètres utilisés au chapitre 5 est présentée sur la figure 7.6b. La distribution des vitesses de chute est clairement bimodale. Un premier mode correspond aux billes de verre ; pour les absorbances relatives supérieures à 0,72, les vitesses de chute varient peu et passent de 6.10^{-3} à $2.10^{-3} \text{ m.s}^{-1}$. Les vitesses comprises entre $2.10^{-3} \text{ m.s}^{-1}$ et $1.10^{-4} \text{ m.s}^{-1}$ ne sont quasiment pas représentées. Un second mode correspond aux particules d'argile ; pour les absorbances de 0,65 à 0, les vitesses de chute varient de $1.10^{-4} \text{ m.s}^{-1}$ à $1.10^{-6} \text{ m.s}^{-1}$. Les

vitesses les plus faibles correspondent à des particules très peu agrégées, le diamètre de Stokes associé étant de $1 \mu\text{m}$.

Pour les faibles valeurs d'absorbance, la diminution de l'absorbance se fait par paliers au cours desquels l'absorbance recommence à augmenter légèrement. Ceci peut s'expliquer en supposant que les particules les plus fines sont entraînées par le flux des agrégats d'argile (voir chapitre 6 section 3.1.2).

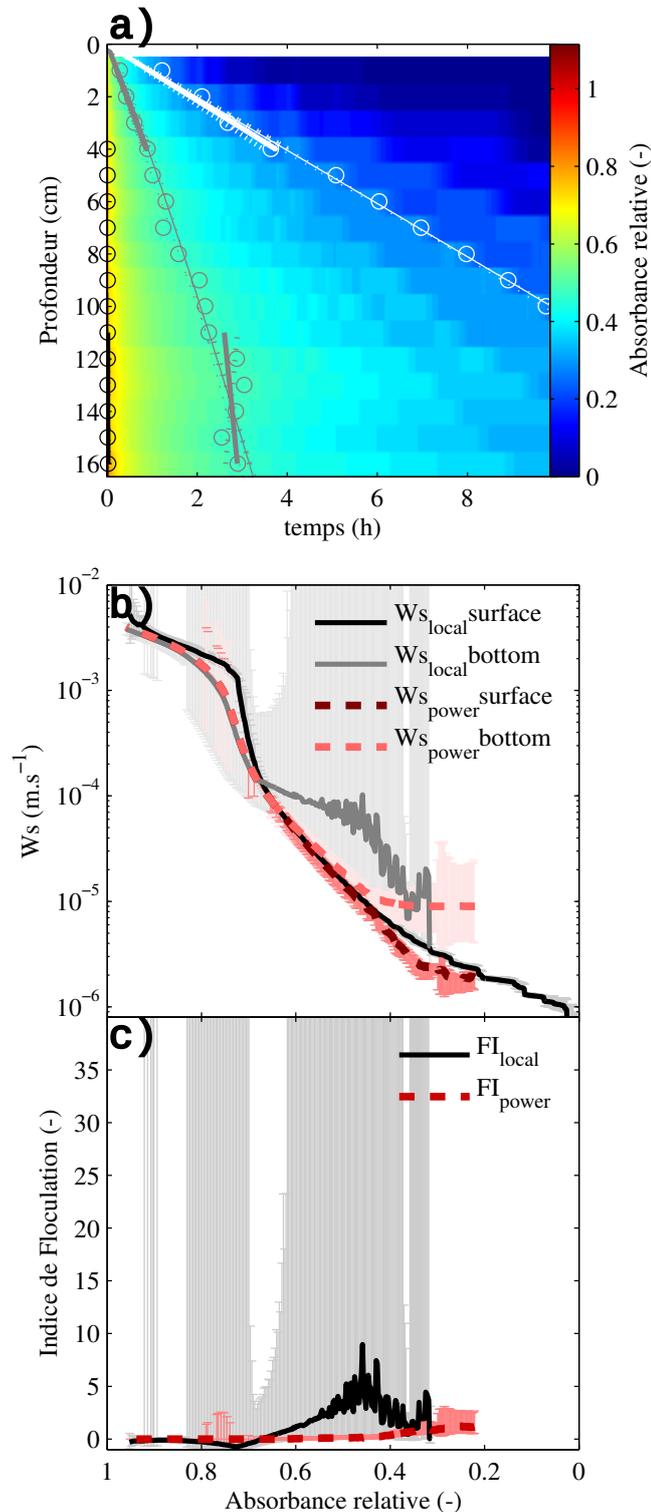


FIGURE 7.6 – (a) Mesures d'absorbance du SCAF, (b) distribution de vitesses de chute et (c) indice de flocculation pour une suspension de $52 \text{ g}\cdot\text{l}^{-1}$ de billes et $8 \text{ g}\cdot\text{l}^{-1}$ de montmorillonite. Les paramètres utilisés pour les calculs de vitesses sont ceux présentés au chapitre 5.

Afin de comparer les vitesses de chute des billes en présence de montmorillonite avec celles mesurées dans l'eau claire, les vitesses mesurées pour la suspension contenant 53 g.l^{-1} de billes et 8 g.l^{-1} de montmorillonite sont comparées avec les distributions de vitesses mesurées pour des concentrations de 53 g.l^{-1} ($c_v = 0,020$), 56 g.l^{-1} ($c_v = 0,022$) et 74 g.l^{-1} ($c_v = 0,029$) de billes dans l'eau claire (figure 7.6). Afin d'être le plus précis possible sur les vitesses de chute des billes, l'ajustement linéaire des iso-absorbances a été fait sur l'ensemble des 16 profondeurs de mesure. Les résultats sont présentés en fonction de l'absorbance relative induite par les billes. Pour la suspension contenant de la montmorillonite, la contribution des billes est définie comme la gamme d'absorbances correspondant au premier mode de vitesses (absorbances relatives de 0,72 à 1 sur la figure 7.6). Pour les billes seules, l'absorbance est corrigée par l'absorbance à la limite de détection du SCAF (voir chapitre 5 partie 7).

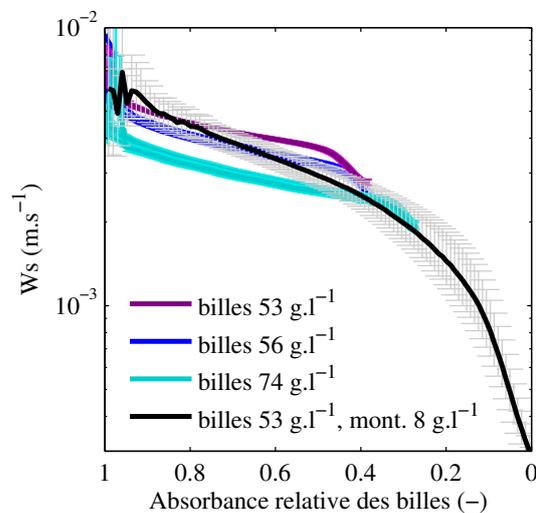


FIGURE 7.7 – Vitesses de chute en fonction de la contribution des billes à l'absorbance.

Les distributions de vitesses de chute mesurées pour les billes en présence de montmorillonite s'ajustent bien aux distributions mesurées pour les billes seules à 53 g.l^{-1} et 56 g.l^{-1} . La vitesse de chute passant de $6.10^{-3} \text{ m.s}^{-1}$ lorsque toutes les billes sont en suspension à $1,5.10^{-3} \text{ m.s}^{-1}$ pour une absorbance relative des billes de 0.2 (corrigée en concentration surfacique à la limite de détection du SCAF). Pour une concentration en billes de 74 g.l^{-1} ($c_v = 0,029$), les vitesses de chute sont d'environ $1.10^{-3} \text{ m.s}^{-1}$ inférieures, ce qui s'explique par l'effet de l'entravement mis en évidence à la section précédente. La présence de 8 g.l^{-1} de montmorillonite ne modifie donc pas significativement la vitesse de chute des billes et n'a pas un effet plus important que le même volume de billes.

2.4. Conclusions

Le SCAF permet de mesurer précisément les variations des vitesses de chute avec la concentration pour des sédiments non cohésifs. Même pour ce type de sédiment, l'effet de la concentration sur la vitesse de chute n'est pas négligeable, y compris pour des concentrations volumiques de l'ordre de quelques pour cents. Pour une suspension à granulométrie dispersée, la présence de fines a un effet considérable sur l'absorbance, ce qui s'explique par leur importante concentration surfacique (voir

chapitre 4 section 5). L'impact des fines sur l'entravement des particules chutant rapidement ne semble toutefois pas être supérieur à celui de la même concentration volumique en particules grossières.

Le SCAF mesure la distribution des vitesses de chute des particules au sein de la suspension, différente de la distribution des vitesses de chute des particules qui constituent la suspension si elles se trouvaient en milieu dilué. C'est cette deuxième distribution que mesurent les instruments utilisant une colonne de sédimentation remplie d'eau claire (système vidéo [VAN LEUSSEN & CORNELISSE, 1996 ; MANNING & DYER, 2002]). Ainsi les mesures ne sont pas directement comparables.

Lors de la sédimentation de la solution de billes et de montmorillonite, nous avons montré que les particules de montmorillonite ont un comportement non cohésif durant leur sédimentation et des diamètres autour de 10 μm . Ceci indique que les particules de montmorillonite sont déjà agrégées avant la sédimentation et que l'augmentation de l'agrégation durant leur sédimentation a un effet négligeable sur les vitesses de chute mesurées par le SCAF. Pour un tel matériau, la taille et la vitesse de chute dépendent donc principalement du degré d'agrégation initial des particules. Ainsi la floculation observée pour les sédiments naturels avec le même protocole de préparation des échantillons ne semble pas être due aux argiles seules. Les flocculis naturels sont généralement organo-minéraux (voir chapitre 2), et ont une dynamique de transport différente des flocculis purement argileux [SPENCER et al., 2010]. Ces observations viennent appuyer l'hypothèse d'un rôle prépondérant de la matière organique dans la floculation.

3. Influence de la consolidation sur les vitesses de chute mesurées en laboratoire

3.1. Introduction

Les MES de rivières ou de zones maritimes contiennent une large part de matières cohésives. Le degré d'agrégation des particules en suspension dépend de l'origine des particules ainsi que des conditions du milieu (voir chapitre 2). Un échantillon qui est prélevé et transporté au laboratoire sédimente dans les flacons d'échantillonnage puisque la turbulence devient nulle. Lorsque le sédiment se dépose, celui-ci peut se consolider s'il contient des matériaux cohésifs (voir chapitre 2). Ainsi PHILLIPS & WALLING [1995] ont montré que les propriétés des MES mesurées en laboratoire après resuspension des échantillons sont différentes des propriétés mesurées sur le terrain.

Les expériences en laboratoire permettent toutefois d'obtenir des conditions contrôlées et d'explorer indépendamment l'effet de différents processus. Nous avons ainsi réalisé de nombreuses expériences de laboratoire durant cette thèse. Afin de réaliser des expériences reproductibles, il est important de quantifier l'effet du protocole de préparation des échantillons.

3.2. Méthode

Afin de quantifier l'effet du protocole de remise en suspension d'un sédiment sur les vitesses de chute mesurées, des expériences de suspension ont été réalisées sur les sédiments de la rivière Ells et

du sol du Pradel (voir chapitre 5). Les résultats pour les fractions inférieures à $63 \mu\text{m}$ sont présentés à la figure 7.8.

Le sédiment est mélangé une heure à l'agitateur magnétique avant d'être introduit dans la colonne du SCAF pour une première mesure (*ini*). Après 24 heures de décantation, le sédiment est doucement remis en suspension au sein de la colonne du SCAF en retournant le tube trois fois. Les vitesses de chute sont alors caractérisées par un second essai de sédimentation (*1j*). Pour le sédiment de la rivière Ells, une remise en suspension par agitation manuelle très vigoureuse du tube du SCAF a ensuite été réalisée. La mesure des vitesses de chute après cette agitation est notée *agit* sur la figure 7.8. Après 5 jours de décantation, le sédiment est doucement remis en suspension comme à 1 jour et une dernière mesure des vitesses de chute est réalisée (*5 j*).

3.3. Résultats

3.3.1. Sédiments de la rivière Ells

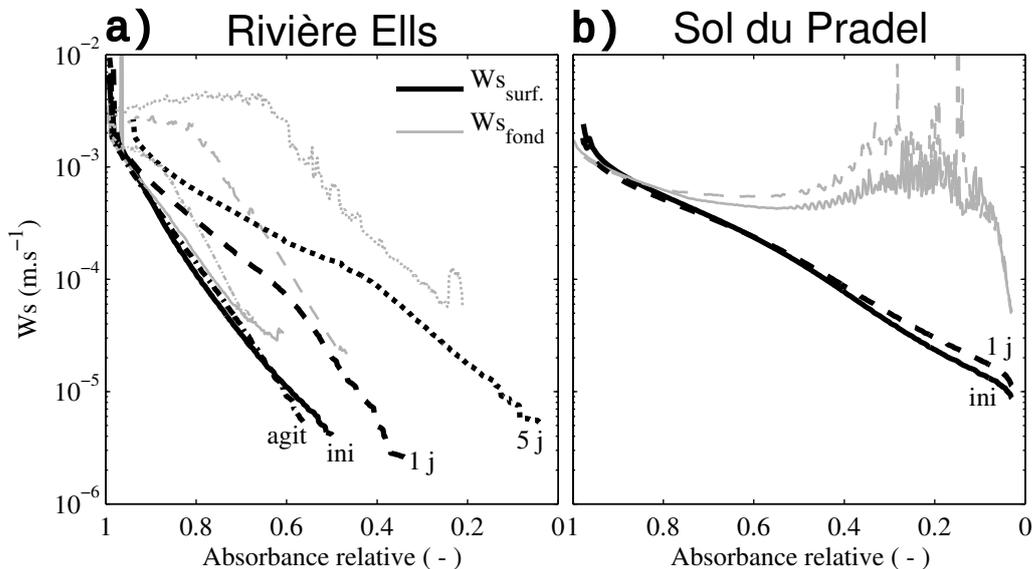


FIGURE 7.8 – (a) : Distributions des vitesses de chute mesurées pour un même échantillon de la rivière Ells soumis à différents protocoles de mise en suspension. *ini* : protocole par agitation magnétique. *agit* : agitation manuelle très vigoureuse. *1j* : remise en suspension douce après un jour de décantation. *5j* : remise en suspension douce après cinq jours de décantation. (b) : Distributions des vitesses de chute mesurées pour un même échantillon de sol du Pradel, soumis à deux protocoles de remise en suspension (*ini* et *1j*).

La figure 7.8a présente les distributions de vitesses de chute ajustées proche de la surface et au fond de la colonne de sédimentation du SCAF pour le sédiment de la rivière Ells. Les paramètres utilisés lors des calculs sont ceux présentés au chapitre 5. Après la première mise en suspension du sédiment de la rivière Ells, l'absorbance initiale de la suspension est de 1,97. Après la resuspension douce à 1 jour, l'absorbance du même échantillon n'est plus que de 1,73. Cette valeur reste stable pour les resuspensions suivantes (entre 1,73 et 1,76). Lors du premier dépôt, l'absorbance spécifique diminue donc de 10 %.

Les distributions de vitesses de chute pour l'échantillon de la rivière Ells sont très variables en fonction du protocole de remise en suspension (figure 7.8). Suite au protocole de mise en suspension

initial, les vitesses de chute ajustées en surface et au fond de la colonne sont assez proches. Toutefois, la durée des mesures du SCAF durant cet essai de sédimentation n'est que de 2 heures et l'absorbance de la suspension est alors encore égale à la moitié de sa valeur initiale. Ainsi seules les vitesses de chute correspondant à des absorbances relatives supérieures à 0,5 sont mesurées. Les particules chutant le plus rapidement dans cet échantillon ont une vitesse de $2.10^{-3} \text{ m.s}^{-1}$, ce qui correspond à des particules d'un diamètre de Stokes de $50\mu\text{m}$ (pour une densité de 2650kg.m^{-3}). Il s'agit donc de grains minéraux fins passés au travers du tamis de $63 \mu\text{m}$. Pour une absorbance relative de 0,5 la vitesse de chute est de $4.10^{-6} \text{ m.s}^{-1}$. La durée de l'enregistrement ne permet pas de mesurer les vitesses de chute plus faibles.

La remise en suspension douce après 1 jour de décantation conduit à des vitesses de chute plus faibles. La vitesse de chute des particules les plus rapides n'est pas modifiée, par contre la diminution de la vitesse de chute avec l'absorbance est beaucoup plus faible. Pour une absorbance relative de 0,5, la vitesse de chute est de $2.10^{-5} \text{ m.s}^{-1}$, soit près d'un ordre de grandeur de plus que lors de la première mesure. L'écart entre vitesse de surface et de fond est également plus important que lors de la première sédimentation. Ceci montre que le sédiment flocule davantage durant la sédimentation.

L'agitation vigoureuse du sédiment conduit à une distribution de vitesses de chute proche de celles de la première mesure. La vitesse estimée proche de la surface de la colonne est similaire à celle mesurée lors de la première sédimentation (moins de 20% d'écart). Le sédiment garde tout de même une tendance à floculer légèrement plus importante que lors de la première mesure avec une vitesse de fond environ deux fois plus importante.

Après 5 jours de décantation, la distribution de vitesses de chute du sédiment est totalement modifiée. La vitesse de chute des particules les plus rapides n'est pas modifiée, mais la diminution des vitesses avec l'absorbance est encore réduite. Pour une absorbance relative de 0,5, la vitesse de surface est de $1,5.10^{-4} \text{ m.s}^{-1}$ soit un ordre de grandeur de plus qu'après un jour de décantation et deux de plus que lors de la première sédimentation ou de l'agitation vigoureuse. La vitesse de chute augmente encore davantage avec la floculation durant la sédimentation, ainsi, une vitesse de chute $2.10^{-5} \text{ m.s}^{-1}$ est mesurée à la base du tube pour une absorbance relative de 0,5.

3.3.2. Sol du Pradel

Pour ce matériau, l'absorbance en début d'essais de sédimentation reste stable, avec une valeur de 1,23 après la première mise en suspension et de 1,25 après resuspension douce.

La figure 7.8b présente les distributions de vitesse de chute lors de la mise en suspension par agitation magnétique et après resuspension douce. L'écart entre ces distributions est significativement plus faible que pour l'échantillon de la rivière Ells. Les distributions de vitesses mesurées en surface sont très proches pour les deux modes de mise en suspension. Lors de la première mesure les vitesses sont comprises entre 2.10^{-3} et $1.10^{-5} \text{ m.s}^{-1}$. Les vitesses de chute après remise en suspension douce sont identiques pour les absorbances relatives supérieures à 0,4 et moins de 0,5 fois plus grandes pour les absorbances plus faibles. Malgré cette faible sensibilité au protocole de remise en suspension, les particules floculent durant leur sédimentation. Pour les absorbances inférieures à 0,8, les vitesses de chute mesurées au fond après floculation sont en effet largement supérieures à celles mesurées en surface. Les vitesses de chute mesurées au fond sont alors comprises entre 4.10^{-3} et $9.10^{-3} \text{ m.s}^{-1}$

jusqu'à une absorbance de 0,1. La vitesse au fond après remise en suspension douce est moins de deux fois supérieure à celle mesurée lors de la première décantation. Cette différence est peu significative et est largement inférieure au facteur 10 observé pour le sédiment de la rivière Ells.

3.4. Conclusion

La sensibilité à la consolidation des sédiments cohésifs est très variable. Ainsi pour le sédiment de la rivière Ells, les vitesses de chute varient de deux ordres de grandeur en fonction du temps de repos et du protocole de resuspension.

Soumis à des expériences similaires, des agrégats de sol (sol brun du Pradel) ont présenté des vitesses de chute ne variant que d'un facteur 2. Ce second matériel est pourtant clairement cohésif puisque les vitesses de chute mesurées au fond sont plus d'un ordre de grandeur supérieures à celles de surface.

Les résultats obtenus pour le sédiment de rivière viennent confirmer que les mécanismes de consolidation du lit peuvent avoir une influence majeure sur les vitesses de chute des sédiments cohésifs. Ainsi, lors d'expériences de laboratoire utilisant des sédiments cohésifs, il est extrêmement important de bien contrôler les conditions et le temps de cohésion des sédiments ainsi que le protocole de remise en suspension.

Ces expériences confirment également que pour mesurer les vitesses de chute des particules fines en rivière, il est nécessaire de réaliser les mesures sur le site de prélèvement. En effet stocker l'échantillon durant un transport vers le laboratoire entraîne la sédimentation d'une partie des MES, qui doivent être remises en suspension avant d'en mesurer les vitesses de chute. Les résultats dépendent alors du protocole de remise en suspension et ne sont pas nécessairement représentatifs de l'échantillon initial si celui-ci contient une partie importante de matières cohésives.

4. Evaluation du SCAF sur une large gamme de matériaux

4.1. Introduction

Afin d'évaluer la robustesse du SCAF pour fournir des mesures de vitesse de chute pour divers types de matériaux, des essais de sédimentation en laboratoire ont été réalisés sur six matériaux représentatifs de la diversité des matières existantes dans les bassins élémentaires. Les propriétés de sédimentation ont été mesurées simultanément avec différents instruments de mesure afin d'identifier les avantages et les limites du SCAF. Ces expériences ont également permis d'explorer la variabilité des propriétés de sédimentation entre matériaux.

4.2. Méthode

4.2.1. Sédiments

Six matériaux ont été utilisés, une roche altérée échantillonnée dans une zone de badlands, des agrégats de sol, des sédiments de fond de rivière et de lac ainsi que des échantillons de matières

Tableau 7.1 – Caractéristiques de matériaux utilisés

nom	description	origine et références
Ma (Marnes)	marnes altérées (badlands)	Draix, Alpes-de-Haute-Provence LEGOUT et al. [2013]; GRANGEON et al. [2014]
Pr (Pradel)	sol brun argileux	Pradel, Mirabel, Ardèche GRANGEON [2012]; GRANGEON et al. [2014]
OS (Organic Soil)	sol brun organique	Saint Martin d’Uriage, Isère
NC (Nouvelle Calédonie)	sédiment de rivière	Nouvelle Calédonie MATHYS et al. [2014]
SE (Saint-Egrève)	sédiment de retenue	retenue de Saint-Egrève, Isère DUTORDOIR [2014]
AF (Arc Flush)	MES de rivière	Arc, Sainte-Marie-de-Cuines, Savoie ANTOINE [2013]

en suspension. Le tableau 7.1 indique l’origine des matériaux et les références à consulter pour des indications plus précises sur les matériaux.

4.2.2. Protocole

Une cuve à turbulence de grille (voir chapitre 3) a été utilisée pour générer une suspension de chaque matériel dans des conditions hydrodynamiques similaires. Le protocole de préparation de la suspension est celui décrit au chapitre 3. Le sédiment (sec pour Ma et Pr, humide pour les autres matériaux) est introduit dans la cuve à turbulence remplie d’eau du réseau. Après 40 minutes d’agitation, la suspension atteint un état quasi stationnaire (chapitre 3). Des échantillons sont alors prélevés simultanément à 14 *cm* au-dessus de la position moyenne de la grille par aspiration gravitaire dans des tuyaux souples de 5 *mm* de diamètre. Les extrémités des tuyaux situées dans la cuve sont fixées sur une barre horizontale de sorte à être exactement à la même profondeur et les plus proches possibles. Les prélèvements sont faits par effet de siphon. Au moins 0.5 *l* de suspension sont éliminés par les tuyaux immédiatement avant que l’échantillon ne soit prélevé. Ceci permet de purger les tuyaux et de s’assurer que la suspension échantillonnée soit bien représentative de celle de la cuve.

Trois échantillons d’environ 0,5 *l* ont été prélevés simultanément, respectivement pour la mesure de la concentration en MES par pesée et séchage, pour la mesure de distribution granulométrique (PSD) par granulométrie laser (Malvern) et pour l’essai de sédimentation dans la balance immergée (balance Sartorius).

- Un échantillon de 0,2 *l* pour le SCAF, prélevé directement dans le tube de mesure.
- Un échantillon d’environ 1 *l* prélevé pour la colonne de la pipette d’Andreasen.
- La durée d’échantillonnage (de l’ordre de la dizaine de secondes) est suffisante pour s’affranchir des effets de la turbulence. De plus le prélèvement simultané en des points très proches limite encore les risques de variabilité entre échantillons.
- Un échantillon supplémentaire d’environ 1 *ml* est prélevé à la pipette directement dans la cuve à la même profondeur que les prélèvements par siphon. Cet échantillon est utilisé pour une mesure vidéo de la sédimentation des particules en milieu dilué (INSEEV floc caméra).

Une représentation schématique de l'expérience et des différentes mesures réalisées est présentée sur la figure 7.9.

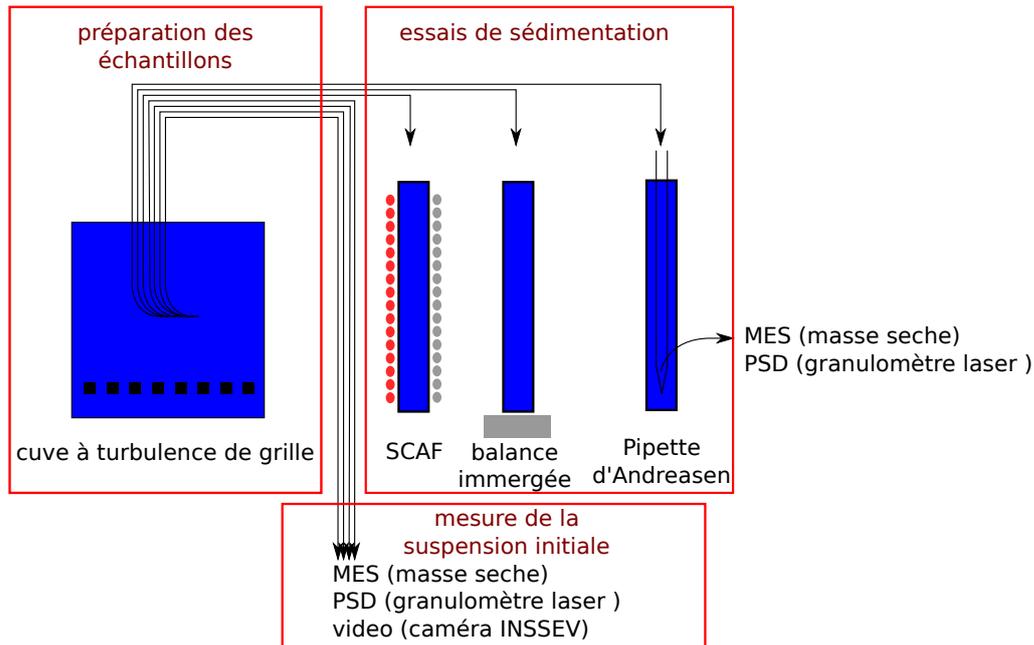


FIGURE 7.9 – Schéma du protocole expérimental mis en oeuvre pour comparer des propriétés de chute de six sédiments par différents instruments.

4.2.3. Instruments de mesure et traitement de données

Seuls les instruments non décrits dans les chapitres précédents sont décrits ici.

4.2.3.a. pipette Andreasen

La pipette d'Andreasen permet de prélever des petits volumes de suspension à 20 cm sous la surface libre au cours d'un essai de décantation. Des volumes de 10 ml de suspension ont été prélevés aux temps $t = 0 ; 0,5 ; 1 ; 2,5 ; 5 ; 10$ et 20 minutes après l'introduction de la suspension dans la colonne.

Sur chaque prélèvement, la granulométrie est mesurée à l'aide du granulomètre laser Malvern, et la masse en suspension est ensuite mesurée par pesée du résidu à sec.

La courbe de la concentration en MES au cours du temps à la profondeur de prélèvement $c(t)$, est ensuite tracée. Les temps τ_X , correspondant à une concentration égale à $X\%$ de la concentration initiale $c(t = 0)$ sont définis par interpolation linéaire de $c(t)$. Une distribution massique des vitesses de chute est ensuite définie à partir des valeurs de τ_X par :

$$W_{sX} = \frac{z}{\tau_X} \quad (7.1)$$

où $z = 0.2$ m est la profondeur de prélèvement des pipettes. ANTOINE [2013] a utilisé cette méthode pour définir les vitesses de chute et considère que la partie de la distribution située avant W_{s70} est peu fiable. De plus il souligne que les mesures au-delà de W_{s30} sont rarement possibles à partir d'essais de sédimentation d'une demie heure.

4.2.3.b. balance immergée

Une balance immergée Sartorius a été utilisée pour mesurer directement l'évolution de la masse sédimentée au cours du temps à environ 20 cm sous la surface libre. La balance Sartorius est formée d'une colonne de sédimentation dans laquelle est suspendu un plateau sur lequel se déposent les particules en suspension. Les forces de pression sont les mêmes au-dessous et au-dessus du plateau. La balance mesure donc directement la masse du dépôt de sédiment en s'affranchissant de celle de la colonne de fluide et de matière en suspension. La masse surfacique du dépôt [$kg.m^{-2}$] est définie comme le rapport de la masse mesurée $m(t)$ par la surface S du plateau de mesure.

Le flux de chute massique est défini comme la dérivée temporelle de la masse surfacique :

$$\phi_m(t) = \frac{d m(t)}{dt S} \quad (7.2)$$

Une distribution des vitesses de chute est calculée à partir de l'évolution de la masse déposée par la méthode d'Odén [FISHER & ODÉN, 1924; MANTOVANELLI & RIDD, 2008]. Le calcul a été fait à partir du flux de chute, qui est constant lorsque des classes chutent en régime permanent et ne varie que lorsqu'une classe disparaît. Pour une colonne de hauteur h , le temps τ_X tel que le flux de chute ait une valeur de X % du flux de chute initial, permet de définir la vitesse de chute telle que X % en masse des particules chutent à $W_s \leq W_{s_x}$ avec $W_{s_x} = \frac{h}{\tau_X}$. On définit ainsi une distribution massique de vitesses de chute de la même façon qu'à partir des mesures des pipettes d'Andreasen. En pratique, l'évolution de $\phi_m(t)$ est bruitée et n'est pas strictement décroissante. Afin de pouvoir définir des valeurs de τ_X par interpolation, la courbe $\phi_m(t)$ a été lissée en y appliquant une moyenne glissante sur 3 points de mesure.

4.2.3.c. Calibration des flux de chute

Le flux de chute en absorbance à la base de la colonne du SCAF est calculé à partir des mesures du SCAF par la méthode directe de conservation de la masse (voir chapitre 5 section 4.3.5.a). Cette méthode a été utilisée lors du traitement de ce jeu de données, bien qu'elle présente un biais qui conduit à sous-estimer le flux de chute au début des essais de sédimentation et jusqu'à ce que le capteur le plus haut du SCAF ne mesure plus de signal (voir chapitre 5 section 5.1.2). Le flux de chute en absorbance $\phi_A(t)$ est ainsi calculé durant la période où le capteur le plus bas du SCAF est dans sa gamme de sensibilité. La quantité d'absorbance sédimentée $mA(t)$ est ensuite définie comme l'intégrale de ce flux. Pour certains essais, le SCAF était saturé en début de sédimentation. Ainsi il avait déjà de la masse sédimentée au début des mesures. De plus, il arrive que la balance mesure encore une légère augmentation de masse alors que le SCAF ne mesure plus de signal. Ceci indique qu'il y a encore des particules en suspension qui sédimentent mais que leur absorbance est au-dessous de la limite de détection du SCAF.

La quantité d'absorbance sédimentée est calibrée en masse à partir des mesures de masse sédimentée fournies par la balance. Pour cela, on fait correspondre les masses m_1 et m_2 respectivement mesurées par la balance au début (t_1) et à la fin (t_2) de la mesure du flux d'absorbance par le SCAF aux quantités d'absorbances mA_1 et mA_2 alors sédimentées. La quantité d'absorbance sédimentée calibrée en masse $mA_m(t)$ est ainsi calculée selon :

$$mA_m(t) = m_1 + \alpha_\phi \cdot mA(t) \quad (7.3)$$

avec :

$$\alpha_\phi = \frac{m_2 - m_1}{mA_2 - mA_1} \quad (7.4)$$

Le flux de chute en absorbance ϕ_A est finalement traduit en masse ϕ_{A_m} à partir de l'équation 7.5 :

$$\phi_{A_m} = \phi_A \cdot \alpha_\phi \quad (7.5)$$

4.3. Résultats et discussion

Les concentrations en suspension au point de prélèvement sont proches de 10 g.l^{-1} pour l'ensemble des matériaux testés. La figure 7.10 présente des mesures du SCAF pour les matériaux Pr, AF, SE, Ma. Les mesures du SCAF pour l'ensemble des matériaux, ainsi que les distributions de vitesse de chute et les indices de floculation calculés selon la méthode présentée au chapitre 5 sont présentés en annexe C.

Pour le sol de Pradel (Pr) aucun front d'entravement n'est visible (figure 7.10a), la sédimentation se fait en régime libre pour les particules chutant le plus rapidement, alors qu'une légère floculation est visible pour les particules chutant le plus lentement.

Les matières en suspension prélevées lors de la chasse de l'Arc de 2012 (AF) ainsi que la roche marneuse altérée (Ma) chutent en régime entravé, avec un front bien visible à la base du tube du SCAF (figure 7.10b et d). Le front d'entravement est plus net et se déplace plus lentement pour les marnes (Ma) que pour le sédiment de l'Arc (AF).

Le sédiment de fond de la retenue de Saint-Egrève chute quant à lui en régime de floculation, comme l'atteste la courbure des iso-absorbances (figure 7.10c).

Pour le sol de Pradel, le SCAF est dans sa gamme de sensibilité dès le début de l'essai de sédimentation. Pour l'ensemble des autres essais, le SCAF est saturé au début des essais de sédimentation soulignant que les particules chutant le plus rapidement ne sont pas nécessairement caractérisées.

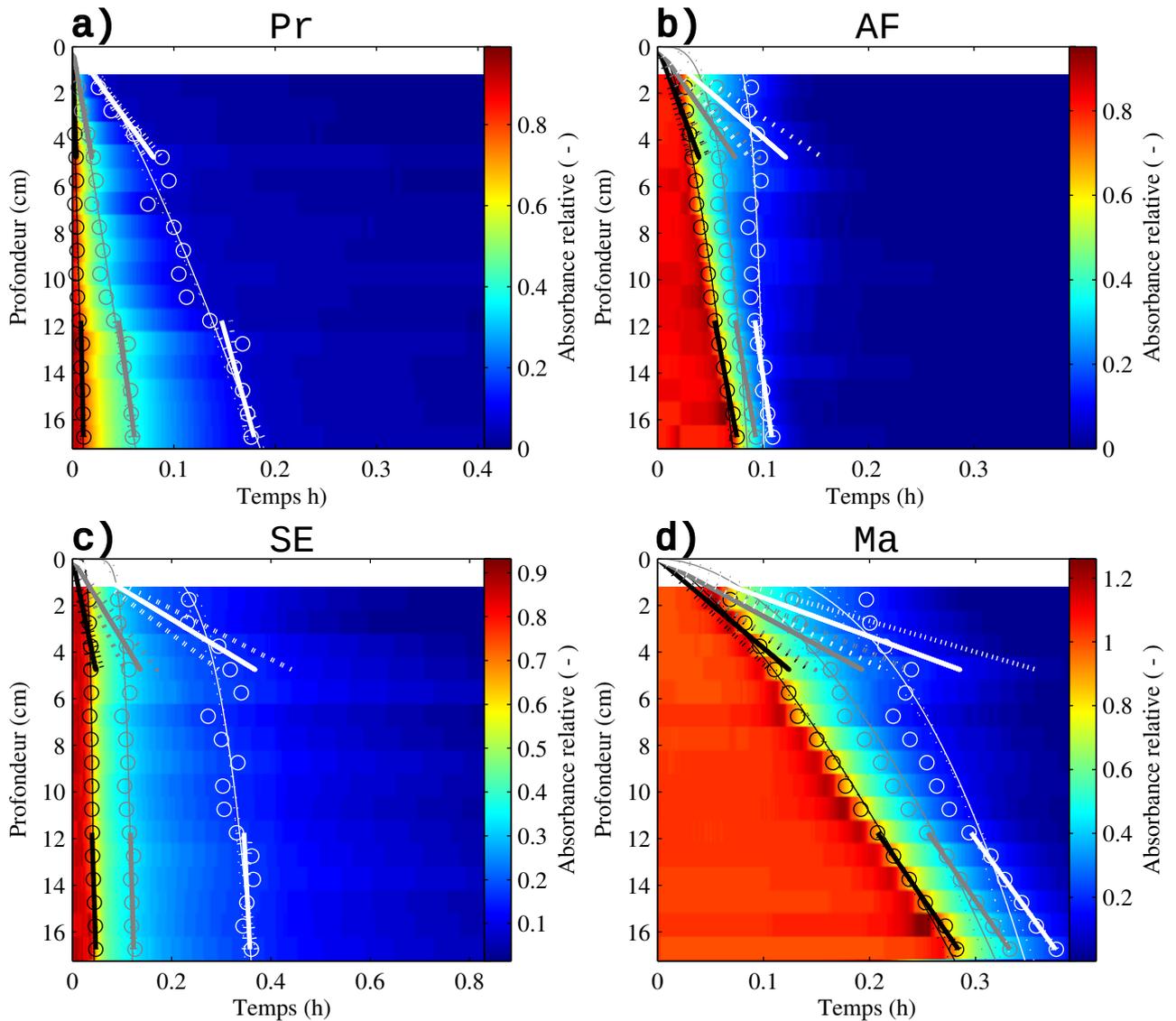


FIGURE 7.10 – Mesures d’absorbance du SCAF pour les essais (a) Pr ,(b) AF, (c), SE et (d) Ma; des ajustements d’iso-absorbances sont présentés à titre d’exemple.

L’évolution de la masse déposée au cours du temps mesurée par la balance immergée lors de la sédimentation de ces quatre matériaux est présentée par la colonne de gauche de la figure 7.11. La quantité d’absorbance sédimentée (traduite en masse) $mA_m(t)$ est également présentée sur la première colonne de la figure 7.11

La deuxième colonne de la figure 7.11 présente les flux de chute en masse ϕ_m , définis à partir de la balance immergée, et en absorbance ϕ_{A_m} , définis à partir du SCAF.

La colonne de droite de la figure 7.11 présente les distributions massiques de vitesses de chute définies à partir des pipettes d’Andreasen et de la balance immergée, ainsi que les distributions de vitesses de chute en absorbance ajustées en haut et en bas de la colonne du SCAF.

Pour l’expérience avec le sol du Pradel, le SCAF est dans sa gamme de mesure dès le début de l’essai de sédimentation. Le signal n’est plus mesurable au-delà de 450 s. 90 % de la masse est alors sédimentée (figure 7.11a), et le flux de chute est de moins de 5 % de sa valeur initiale (figure 7.11b), ce qui veut dire que les vitesses de chute mesurées par le SCAF correspondent à plus de 95 % de la masse totale en suspension. Les vitesses de chute estimées par le SCAF, vont de $1.10^{-2} m.s^{-1}$ à

$1.10^{-4} \text{ m.s}^{-1}$ (figure 7.11c). Les vitesses en surface et au fond de la colonne sont similaires, sauf pour des absorbances relatives inférieures à 0,3 où la vitesse de chute est environ deux fois plus grande après floculation. Ceci vient confirmer que ce sédiment est majoritairement inerte durant sa sédimentation, bien que les particules chutant le plus lentement floculent légèrement durant leur sédimentation. Dans ce régime de sédimentation, les vitesses de chute estimées à partir du temps de résidence au fond de la colonne (mesure des pipettes et de la balance) devraient être égales à celles du SCAF. Sur la figure 7.11c, les vitesses mesurées par la balance sont systématiquement près d'un ordre de grandeur supérieures à celles estimées à partir des pipettes. La vitesse mesurée par le SCAF est intermédiaire entre celle des deux autres instruments, et ce sur toute la distribution.

Pour les autres matériaux, le SCAF est saturé en début d'essai de sédimentation et ne donne des mesures que lorsqu'une partie non négligeable de la masse en suspension est déjà sédimentée.

Pour les sédiments en suspension de l'Arc, 50 % de la masse est déjà sédimentée lorsque le SCAF commence à mesurer, et il reste encore environ 20 % de la masse en suspension lorsque sa limite de détection est atteinte (figure 7.11d). Ainsi seul 30 % du dépôt se fait lorsque le SCAF est dans sa gamme de mesure. Toutefois la sédimentation se fait au départ en régime stationnaire, et la plage de mesure du SCAF permet donc de mesurer une part plus large des vitesses de chute. Le flux de chute initial mesuré par la balance est bruité (figure 7.11d), les calculs de vitesse de chute sont faits à partir d'une moyenne glissante sur 3 points, qui est constante durant les 200 premières secondes. Ainsi pour le sédiment de l'Arc, la plage de mesure du SCAF correspond à 85 % de la variation du flux de chute massique (figure 7.11e) et le SCAF mesure donc 85 % de la distribution massique de vitesses de chute. Les vitesses de chute estimées à partir de la balance vont de $W_{s90} \approx 5.10^{-3} \text{ m.s}^{-1}$ à $W_{s10} \approx 5.10^{-4} \text{ m.s}^{-1}$, celles de la pipette sont environ à moitié plus faibles (figure 7.11f). La vitesse de chute définie en bas du tube de SCAF correspond à la vitesse du front d'entravement et est constante en fonction de l'absorbance avec une valeur de $7.10^{-4} \text{ m.s}^{-1}$. La vitesse en surface diminue quant à elle de $4.10^{-4} \text{ m.s}^{-1}$ à $7.10^{-5} \text{ m.s}^{-1}$. Les vitesses de chute des instruments de mesure étant définies à partir de mesures uniquement en un point en bas de colonne, elles devraient être comprises entre les vitesses de surface et de fond du SCAF. Toutefois le SCAF n'a pas mesuré les 15 premiers % de la distribution massique de vitesses de chute. En ne considérant que la partie de la distribution massique située sous cette limite, les vitesses de chute de la balance et de la pipette sont bien comprises entre celles estimées en surface et au fond à partir des mesures du SCAF (figure 7.11f).

Les résultats pour le sédiment de fond de la retenue de Saint-Egrève sont proches des précédents. 40 % de la masse en suspension se dépose durant les mesures du SCAF (figure 7.11g), qui couvrent ici quasiment toute la gamme de variation du flux de chute massique (figure 7.11h). L'évolution du flux de chute mesuré par la balance est toutefois différente de celle mesurée pour les sédiments de l'Arc. Pour le sédiment de Saint-Egrève, le flux de chute augmente significativement durant les 100 premières secondes de sédimentation, lors desquelles il passe de 2 à $3,5 \text{ g.cm}^{-2}.\text{s}^{-1}$ (figure 7.11h). Pour ce sédiment, l'effet sur le flux de chute de l'augmentation de la vitesse de chute par floculation l'emporte sur celui de la sédimentation de particules rapides. Une tendance similaire, mais moins nette a été observée pour le sédiment de fond de rivière (NC). La floculation du sédiment de fond de la retenue de Saint-Egrève (SE) se traduit par des vitesses de chute mesurées par le SCAF en surface supérieures de plus d'un ordre de grandeur à celles mesurées au fond après floculation dans la colonne. Les vitesses de chute ajustées en surface diminuent de $2.10^{-4} \text{ m.s}^{-1}$ à $2.10^{-5} \text{ m.s}^{-1}$ avec

l'absorbance. La vitesse après floculation est quant à elle comprise entre $3.10^{-3} \text{ m.s}^{-1}$ à $1.10^{-3} \text{ m.s}^{-1}$. Les vitesses estimées à partir de la pipette et de la balance sont comprises entre les vitesses de surface et de fond du SCAF avec des valeurs qui diminuent de $2.10^{-3} \text{ m.s}^{-1}$ à $3.10^{-4} \text{ m.s}^{-1}$ entre W_{s90} et W_{s10} .

Les résultats sont assez similaires pour les matériaux OS et NC, pour lesquels le SCAF mesure respectivement 80 % et 50 % de la distribution massique de vitesses de chute.

Pour la roche marneuse altérée (matériel Ma) les mesures du SCAF sont moins bonnes. 85 % de la masse est déjà sédimentée lorsque le SCAF commence à mesurer à la base de la colonne (figure 7.11g), et le flux de chute a déjà diminué de 85 %. Le SCAF ne mesure donc que les vitesses de chute correspondant aux 15 % de la masse en suspension qui chutent le plus lentement. Ceci est également visible en comparant les distributions de vitesses de chute du SCAF et des autres instruments. Le front d'entravement visible sur les mesures du SCAF se traduit par une vitesse de chute de fond de $2.10^{-4} \text{ m.s}^{-1}$ constante quelle que soit l'absorbance. La vitesse de surface varie quant à elle de $1.10^{-4} \text{ m.s}^{-1}$ à $3.10^{-5} \text{ m.s}^{-1}$ avec l'absorbance. Les vitesses mesurées par la pipette varient de $W_{s90} = 2.10^{-3} \text{ m.s}^{-1}$ à $W_{s20} = 2.10^{-4} \text{ m.s}^{-1}$. Celles de la balance sont plus élevées avec $W_{s90} = 1.10^{-2} \text{ m.s}^{-1}$ à $W_{s10} = 2.10^{-4} \text{ m.s}^{-1}$. Les derniers 15% de ces distributions sont dans la gamme de vitesses de chute mesurée par le SCAF. La mesure du SCAF est donc en accord avec celle des autres instruments si on la ramène à la faible fraction de la distribution massique où cet instrument fournit de la mesure.

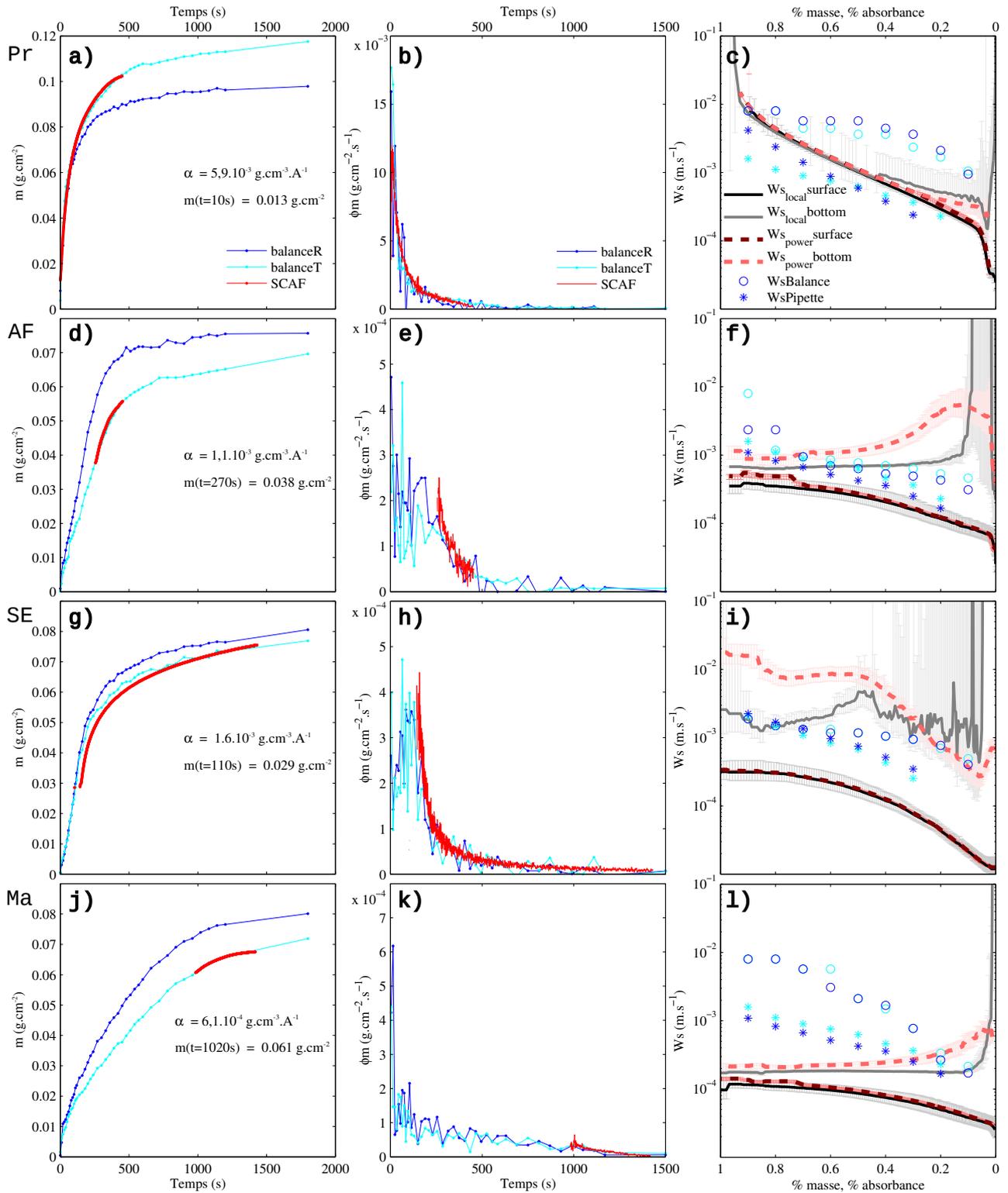


FIGURE 7.11 – Colonne de gauche : mesure de la masse sédimentée (pour deux expériences similaires R et T) et d’absorbance sédimentée (expérience T) calibrée par α_ϕ : les valeurs de α_ϕ et de m_1 utilisées pour la calibration sont présentées

Colonne centrale : flux de chute massique ϕ_m et flux d’absorbance traduit en masse ϕ_{A_m} (équation 7.5).

Colonne de droite : distribution en absorbance des vitesses de chute estimées à partir du SCAF et distribution massique des vitesses de chute estimées à partir de la balance immergée et des pipettes.

Chaque ligne correspond à un sédiment, respectivement Pr , AF, SE et Ma de haut en bas.

Les mesures simultanées avec le SCAF et avec la balance ou la pipette fournissent simultanément une mesure optique et massique durant la sédimentation. Ceci permet de définir la relation entre absorbance et concentration massique au cours de la sédimentation. La calibration du flux de chute en absorbance mesuré par le SCAF sur le flux de chute massique mesuré par la balance définit les coefficients α_ϕ . Ces coefficients représentent le rapport moyen entre absorbance et masse en suspension durant la période où le SCAF était dans sa gamme de sensibilité. Le tableau 7.2 présente les coefficients α_ϕ pour les six matériaux analysés.

Les pipettes d'Andreasen mesurent directement la concentration massique dans la colonne. Les valeurs d'absorbance mesurées par le SCAF aux temps et profondeurs de prélèvement des pipettes permettent donc de définir des couples absorbance MES durant les essais de sédimentation. La figure 7.12a présente la concentration mesurée par les pipettes d'Andreasen en fonction de l'absorbance pour chaque matériel. Pour chaque matériau une régression linéaire, avec l'ordonnée à l'origine forcée à 0, a été réalisée. Seules les absorbances inférieures à 2,8 ont été prises en compte pour l'ajustement afin de s'affranchir des points pour lesquels le SCAF est saturé. Les valeurs de pente α_m , les coefficients de détermination R_m^2 et le nombre de points N pour l'ajustement sont présentés dans le tableau 7.2.

Réaliser une calibration constante durant un essai de sédimentation est une approche très grossière puisque les caractéristiques de la suspension changent avec la concentration au fur et à mesure que des types de particules sédimentent [MURRAY et al., 1996]. L'absorbance est proportionnelle à la surface projetée des MES, et non à leur masse (voir chapitres 2 et 4). Une surface théorique des matières en suspension a été calculée à partir des mesures de masse et de granulométrie laser réalisées sur chaque échantillon des pipettes. La concentration surfacique théorique C_S est définie comme :

$$C_S \cdot \rho = C_m \frac{\sum d \cdot \frac{1}{d} \frac{V_d}{V_{tot}}}{\sum d \frac{V_d}{V_{tot}}} \quad (7.6)$$

avec C_m la concentration massique en suspension, V_d la concentration volumique dans la classe granulométrique de diamètre médian d et V_{tot} la somme des concentrations volumiques dans toutes les classes granulométriques et ρ la masse volumique des sédiments.

Les valeurs de $C_S \cdot \rho$ en fonction de l'absorbance sont présentées pour chaque matériel sur la figure 7.12b. Une régression linéaire a été réalisée sur chaque jeu de données de la même façon que pour les couples concentration absorbance. Les valeurs des coefficients α_S et les coefficients de détermination R_S^2 des régressions sont présentés dans le tableau 7.2.

Tableau 7.2 – coefficients de calibration entre absorbance et masse en suspension

	balance ; SCAF	pipette ; SCAF				
coefficient	α_ϕ	α_m	R_m^2	α_S	R_S^2	N
unité	$g.l^{-1}.A^{-1}$	$g.l^{-1}.A^{-1}$	-	$g.m^{-4}.A^{-1}(.10^{-3})$	-	-
Pr	5,93	9,64	0,87	3,07	-1,01	7
AF	1,10	2,59	0,50	0,92	0,01	3
SE	1,57	3,06	0,99	1,84	0,95	3
Ma	0,61	2,61	-	2,21	-	1
OS	1,84	5,54	0,91	0,53	0,83	5
NC	0,86	1,64	0,29	4,12	-1,10	3

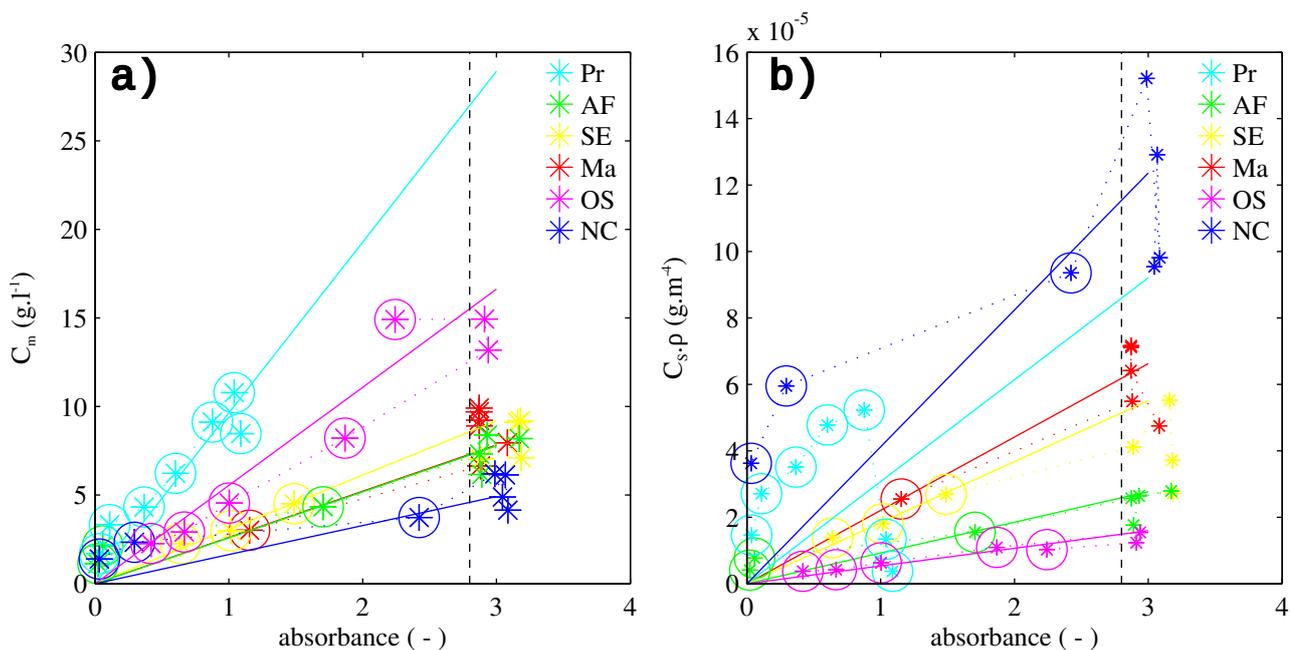


FIGURE 7.12 – a) Concentration massique en suspension (mesure des pipettes d'Andreasen) en fonction de l'absorbance (SCAF) pour chaque matériel. Les lignes continues correspondent aux ajustements linéaires.

b) Concentration surfacique en suspension, calculée par l'équation 7.6 à partir des masses et des distributions granulométriques (pipettes), en fonction de l'absorbance (SCAF) pour chaque matériel. Les lignes continues correspondent aux ajustements linéaires sur les points entourés d'un cercle.

Le modèle linéaire explique assez bien les relations entre absorbance et concentration en suspension durant les essais de sédimentation excepté aux basses absorbances. Ainsi les coefficients de détermination indiquent que le modèle explique plus de 80 % de la variance des concentrations pour les matériaux Pr (N=7), SE (N=3) et OS (N=5). Pour les matériaux AF et NC, les ajustements sont faits seulement sur 3 points, dont deux à des absorbances inférieures à 0.3 et le modèle linéaire explique mal les tendances ($R_m^2 = 0,5$ et $0,29$ respectivement). Ce mauvais ajustement s'explique par l'existence d'une concentration non nulle aux faibles absorbances, qui pourrait être modélisée par une ordonnée à l'origine dans un modèle affine. Le nombre de couples absorbance - concentration sur lesquels s'appuient les calibrations étant petit (1 à 7 points), il a été choisi de ne pas introduire d'ordonnée à l'origine dans la calibration pour limiter le nombre de degrés de liberté des ajustements.

La prise en compte du diamètre des particules dans la relation entre concentration en suspension C_m et absorbance A^* n'améliore pas la qualité des régressions linéaires. Ainsi les coefficients de détermination R_m^2 des régressions entre C_m et A^* , sont supérieurs ou égaux à ceux des régressions entre $C_S \cdot \rho$ et A^* (R_S^2). La correction à partir des diamètres est trop importante pour les mesures à haute absorbance (en début de sédimentation), contenant une plus large part de particules grossières. Ceci pourrait être dû au fait que les particules ne sont pas sphériques et que la granulométrie laser mesure les tailles dans les axes d'élongation maximum. L'application de l'équation 7.6 sur ces mesures suppose qu'il existe des particules sphériques dont la taille correspond aux élongations maximum. La surface de telles particules est probablement bien supérieure à celle des plus grosses particules réellement présentes dans la suspension. La méthode considérée suppose également que la masse volumique des particules en suspension est constante durant l'essai de sédimentation. Ceci n'est probablement pas vérifié et peut également expliquer les mauvais résultats de la prise en compte du diamètre dans la relation MES - absorbance.

Ces résultats montrent que la variation des propriétés optiques avec la taille et avec la vitesse de chute des sédiments naturels floculés est moins marquée que pour des sédiments non floculés. Ceci est prédit par la théorie d'agrégation fractale [MAGGI, 2005].

Les coefficients de calibration entre masse en suspension et absorbance définis à partir de la mesure de la masse sédimentée α_ϕ et ceux définis à partir de la concentration en suspension α_m présentent les mêmes tendances en fonction des matériaux, malgré la très forte incertitude liée au très faible nombre de points pour définir les α_m . La valeur maximum α est celle du sol du Pradel (Pr) et les valeurs minimums sont celles des sédiments NC et Ma. Les α_m sont environ deux fois plus grands que les α_ϕ .

Les valeurs de α varient sur un ordre de grandeur pour les différents matériaux utilisés. Cette gamme de variation est faible comparée aux gammes de variation des coefficients de calibration entre MES et turbidité, qui varient de 3 ordres de grandeur entre des matériaux argileux ou des sables moyens [MERTEN et al., 2014]. Cette faible gamme de variation pourrait être due au protocole de mise en suspension des échantillons. En effet à chaque profondeur dans la cuve à turbulence de grille, il existe une vitesse de chute maximale au-delà de laquelle les particules ne sont plus maintenues en suspension. Le prélèvement à une profondeur fixe dans la cuve à turbulence sélectionne donc la partie de la distribution de vitesse située au-dessous de cette vitesse limite.

4.4. Conclusions

Les mesures comparatives du SCAF, de la balance immergée et des pipettes d'Andreasen sur six matériaux contrastés mis en suspension dans la cuve à turbulence de grille ont conduit à des suspensions avec des concentrations de l'ordre de 10 g.l^{-1} . Le SCAF utilisé pour ces expériences était saturé en début de sédimentation pour la majorité des essais. Il existe également une concentration limite au-dessous de laquelle le SCAF est sous-saturé et ne mesure plus d'absorbance. Trois conclusions majeures ressortent de ces expériences :

- Les estimations de vitesses de chute par ajustement des iso-absorbances sur les mesures du SCAF sont en accord avec les mesures réalisées à partir d'une balance immergée et d'une pipette.

- Lorsque le SCAF est saturé en début ou en fin d'expérience, la proportion de la distribution de vitesses de chute mesurée est généralement largement supérieure à la proportion de temps durant laquelle le SCAF fournit des mesures exploitables. En effet en début et en fin de sédimentation, l'absorbance varie généralement peu et ces intervalles ne correspondent qu'à une faible fraction de la distribution de vitesses.
- Pour les matériaux utilisés, la relation entre concentration et absorbance varie beaucoup moins durant la sédimentation que ce qui serait prédit pour un matériel non agrégé. Ainsi pour des sédiments naturels, la distribution des vitesses de chute en masse et celle en absorbance sont plus proches que pour un matériel non agrégé.

Finalement, bien que le protocole de mise en suspension ait été le même pour les six matériaux et que les concentrations en suspension atteintes soient proches, les régimes de sédimentation et les vitesses de chute des suspensions diffèrent selon les matériaux.

Les propriétés de chute d'une suspension de rivière pourraient de la même façon varier durant un évènement de crue en fonction des sources de matériaux mis en mouvement. Cette question sera abordée par un cas expérimental à la section suivante, qui présente le suivi d'une chasse hydraulique en utilisant le SCAF.

5. Variabilité intra-évènement : cas de la chasse hydraulique de l'Arc

5.1. Introduction

Nous avons comparé à la section précédente les mesures du SCAF avec celles d'une balance immergée et de pipettes sur la base d'expériences de laboratoire. Cette section présente la comparaison entre mesures du SCAF et de pipettes sur le terrain durant une chasse hydraulique. Ceci permet à la fois de valider les mesures du SCAF sur une plus large gamme d'environnements et d'explorer la variabilité des sédiments durant une crue artificielle.

5.2. Contexte

Le SCAF a été utilisé pour la première fois en conditions naturelles lors de la chasse hydraulique de l'Arc du 5 juin 2012. L'Arc est une rivière alpine, qui prend sa source dans les glaciers de Levanna à 2700m d'altitude [ANTOINE, 2013]. A la station hydrologique de Pontamafrey, près de laquelle sont faites les mesures présentées ici, le bassin versant de l'Arc est de 1500 km^2 et présente un débit annuel moyen de $16 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$. L'hydrologie de l'Arc est fortement influencée par les nombreux ouvrages hydroélectriques existant tout au long de la rivière. Le bassin versant de l'Arc comprend des massifs marneux générant une forte charge en particules minérales fines [ANTOINE, 2013]. Afin de limiter l'envasement des ouvrages, l'exploitant des retenues (EDF) réalise annuellement une chasse hydraulique lors de laquelle les vannes de toutes les retenues sont ouvertes simultanément pour générer une crue artificielle et remobiliser les sédiments. Un descriptif complet du site et de la dynamique des sédiments lors des chasses hydrauliques qui y sont réalisées a été réalisé par ANTOINE [2013].

La figure 7.13 présente l'évolution de la concentration de surface en MES durant la chasse du 5 juin 2012. Les mesures ont été réalisées à partir de prélèvements de surface faits depuis un pont en 5 points répartis dans les 30 m de section de la rivière. La figure 7.13 présente la valeur moyenne de concentration de surface dans la section (en vert), ainsi que la concentration au point de mesure utilisé pour les essais de sédimentation (point B' en rouge). A 8h, avant l'arrivée de l'onde de crue, la concentration en MES est de 0.5 g.l^{-1} , la concentration augmente pour atteindre environ 25 g.l^{-1} à 13h. A noter que la concentration maximum mesurée dans le tube du SCAF à cette heure est de 45 g.l^{-1} . La concentration mesurée au point B' est supérieure à celle de la moyenne dans la section, ceci indique que la variabilité de la MES est importante à l'échelle de la section ou à l'échelle du temps de prise d'échantillon.

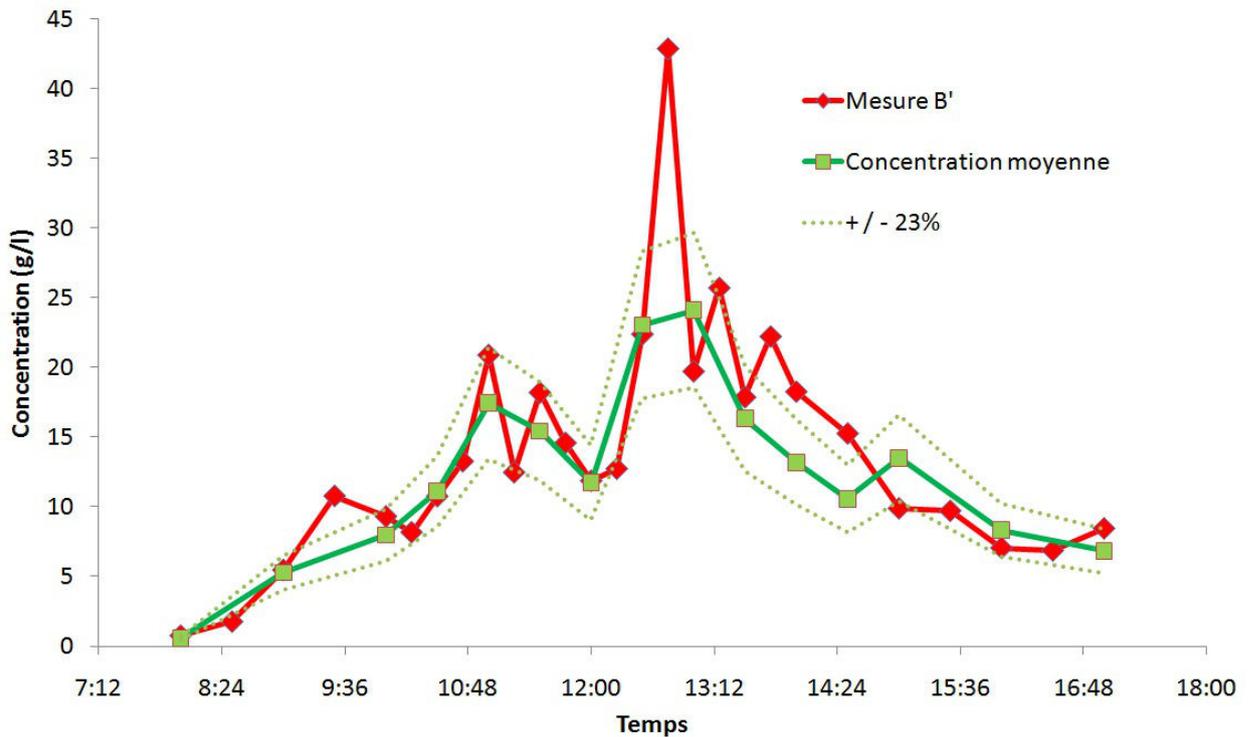


FIGURE 7.13 – Évolution de la concentration de surface en MES durant la chasse hydraulique de l'Arc le 5 juin 2012. Mesure en un point et moyenne des mesures sur la section. D'après ANTOINE [2013].

Des essais de sédimentation ont été réalisés avec le SCAF à partir d'échantillons prélevés au point B'. La durée des essais est d'environ 20 minutes, et un nouvel échantillon est mesuré toutes les 30 minutes. Les essais de sédimentation du SCAF sont faits sur le bord de la rivière où sont également réalisés des essais de sédimentation avec des pipettes d'Andreasen.

5.3. Résultats et discussions

La figure 7.14 présente les résultats des premières mesures réalisées lors de la phase d'augmentation des MES. A 8h, lorsque la concentration en suspension est de $0,5 \text{ g.l}^{-1}$, le SCAF ne mesurait pas d'absorbance. Cette version du SCAF ne permettait pas de mesurer de faibles absorbances et alors était sous-saturée.

A 8h30 (figure 7.14a) la concentration en MES est de $2,6 \text{ g.l}^{-1}$, le SCAF est dans sa gamme de mesure. Toutefois, l'absorbance reste très faible ($A \leq 0,2$), et seule la partie basse de la gamme

de mesure est utilisée. Les absorbances des différents capteurs ont été inter-calibrées à partir de la valeur mesurée en début d'essai. Même après calibration, les mesures d'absorbance restent très bruitées (figure 7.14a) du fait de la faible gamme de mesure. Ainsi les valeurs de vitesses de chute (figure 7.14d) et d'indice de floculation (figure 7.14g) estimées pour cet échantillon sont très bruitées et peu fiables.

A 9h00 (figure 7.14b, $c = 8,3 \text{ g.l}^{-1}$), le SCAF est quasi sur-saturé à l'instant initial. Toute la gamme de mesure est ainsi explorée lors de la sédimentation. Les valeurs initiales sont trop proches de la limite de mesure pour servir de référence lors de la calibration. Il a donc été choisi de calibrer à partir de l'instant initial de l'essai de 8h30. Cette même calibration sera appliquée à tous les essais réalisés le 5 juin 2012. Ceci est justifié par le fait que l'instrument n'a pas été déplacé durant la journée.

A 9h30 (figure 7.14b, $c = 21 \text{ g.l}^{-1}$), le SCAF est clairement saturé en début d'essai, de plus un front de sédimentation net se forme durant la sédimentation. Ceci se traduit par une vitesse mesurée par ajustement des iso-absorbances en bas de colonne constante quelle que soit l'absorbance considérée (voir chapitre 5 section 5.3).

Durant la suite de la chasse, toutes les mesures présentent un net front d'entravement, et la valeur initiale de l'absorbance est toujours au-delà de la saturation du SCAF $\alpha 1$.

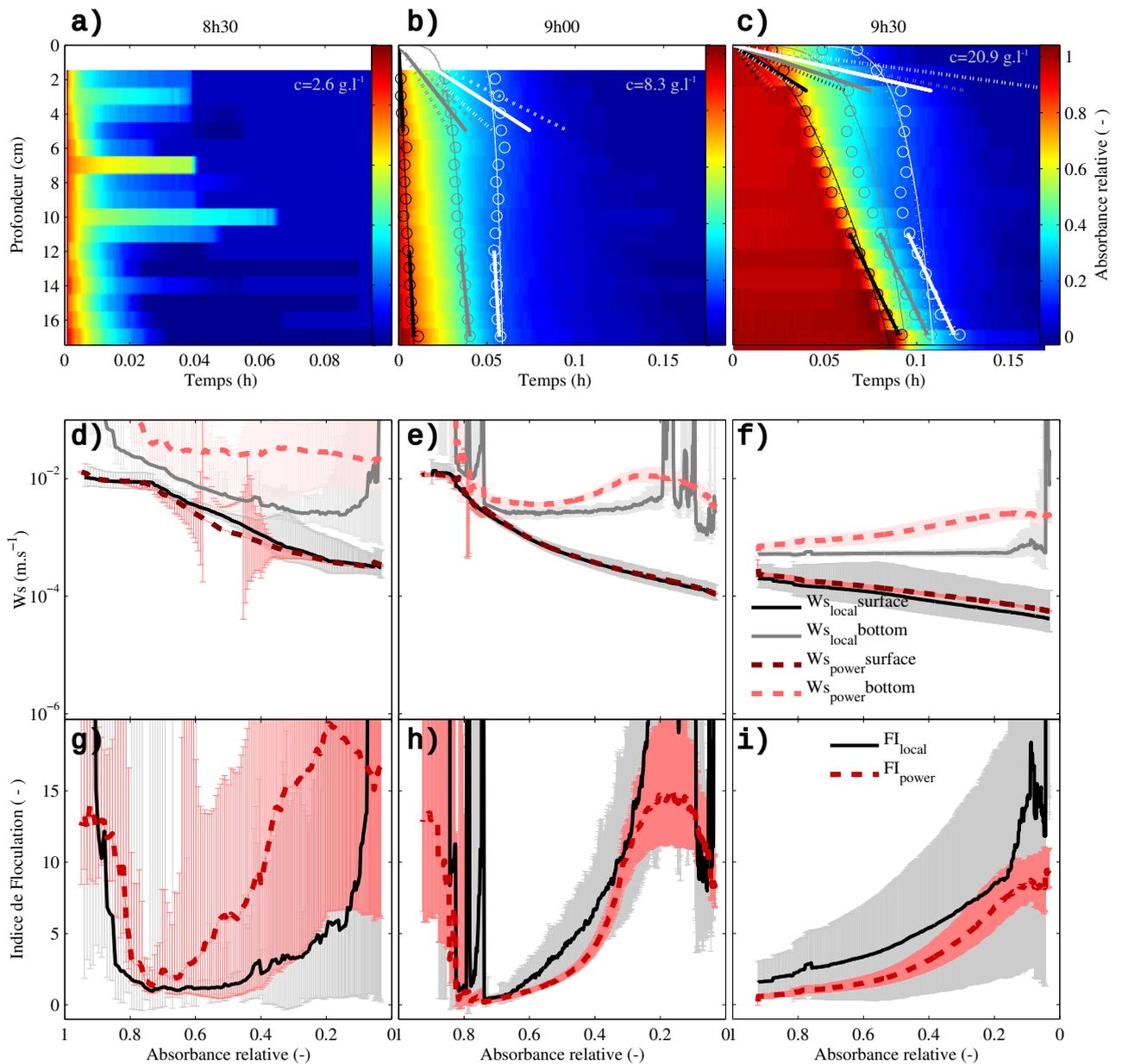


FIGURE 7.14 – Mesures du SCAF pour trois essais de sédimentation durant la montée de concentration en MES de la chasse de l'ARC du 5 juin 2012. La première ligne présente les données d'absorbance relative, la deuxième les vitesses de chute en fonction de l'absorbance et la troisième les indices de floculation. Les paramètres de calcul sont ceux présentés au chapitre 5. La concentration en MES dans le tube du SCAF est précisée sur (a), (b) et (c).

La figure 7.15 présente l'évolution durant la chasse des valeurs des W_{s75} (en bleu), W_{s50} (en noir) et W_{s25} (en rouge) ajustées en surface (ligne pointillée) et en profondeur (ligne continue) à partir des mesures du SCAF. L'évolution des W_{s70} (bleu), W_{s50} (noir) et W_{s30} (rouge) mesurées à l'aide de pipettes d'Andreasen sont représentées par des lignes discontinues. Pour les mesures en régime de sédimentation entravé, la vitesse de chute du front d'entravement, ajustée manuellement sur les mesures d'absorbance du SCAF, est représentée par des cercles noirs (W_s front). La valeur de concentration en MES mesurée à partir de mesures de masse dans le tube du SCAF après sédimentation est représentée en vert pour mettre en relation concentration et régime de sédimentation.

Les valeurs de vitesses de chute mesurées à partir du SCAF diminuent avant que le régime entravé ne se mette en place, ainsi on mesure $W_{s50} = 5,0 \cdot 10^{-3} \text{ m.s}^{-1}$ (figure 7.14d) à 8h30, $W_{s50} =$

$3,8.10^{-3} \text{ m.s}^{-1}$ (figure 7.14e) à 9h et $Ws50 = 5,4.10^{-4} \text{ m.s}^{-1}$ figure 7.14f) à 9h30 lorsque le régime entravé est atteint. A partir de 9h30, lorsque le régime de chute est entravé, les vitesses de chute $Ws25$, $Ws50$ et $Ws75$ estimées à partir du SCAF sont très similaires (moins de $1.10^{-5} \text{ m.s}^{-1}$ de différence). Les valeurs estimées à partir des mesures en fond de colonnes sont les plus fiables (voir chapitre 5) et sont égales aux vitesses estimées manuellement à partir du front d'entravement (figure 7.14).

Les mesures à partir des pipettes restent plus dispersées avec des valeurs de $Ws30$, $Ws50$ et $Ws70$ variant de $1.10^{-3} \text{ m.s}^{-1}$ soit deux ordres de grandeurs de plus que les mesures du SCAF. Ceci peut s'expliquer par :

- Le fait que les pipettes mesurent les vitesses de chute correspondant à des abattements de la concentration massique en suspension et sont donc particulièrement sensibles aux sables, alors que le SCAF mesure des vitesses de chute correspondant à des abattements d'absorbance et est ainsi plus sensible aux fines. Les $Ws25$, 50 et 75 du SCAF sont donc décalées vers les faibles vitesses par rapport à celles des pipettes. Cet effet est accentué par la gamme de mesure restreinte pour le SCAF.
- Un second facteur expliquant la dispersion des mesures de vitesses de chute des pipettes autour de la vitesse du front est l'effet de l'échantillonnage temporel des prélèvements de MES durant les essais de sédimentation. En effet, les τX à partir desquels sont calculés les WsX sont définis par interpolation temporelle des mesures de concentration des pipettes $c(t)$. En régime purement entravé, la concentration est quasi constante avant le passage du front et est quasi nulle après. Pour bien définir τX il faudrait donc un prélèvement immédiatement avant et un immédiatement après le passage du front à la profondeur de mesure. Les mesures de concentration dans les pipettes étant faites selon un échantillonnage logarithmique, l'interpolation autour du passage du front conduit à la dispersion des valeurs de τX et donc de WsX .

La dispersion des WsX des pipettes ne diminue pas après 10h30 lorsque l'entravement devient très marqué, ceci indique que la dispersion liée à l'échantillonnage des prélèvements au sein des pipettes est prépondérante. Ainsi en régime de sédimentation entravé la mesure de vitesses de chute des pipettes est beaucoup moins précise que celle du SCAF.

Avant entravement, les valeurs de $Ws50$ mesurées par les pipettes d'Andreasen sont un ordre de grandeur inférieures à celles mesurées par le SCAF. A partir de 9h30, les mesures de $Ws50$ du SCAF et des pipettes deviennent très proches, avec des moyennes $\overline{Ws50_{pipette}} = 3,8.10^{-4} \text{ m.s}^{-1}$ et $\overline{Ws50_{SCAF}} = 3,9.10^{-4} \text{ m.s}^{-1}$. Les mesures des pipettes oscillent autour des mesures du SCAF et semblent donc plus bruitées. Ainsi l'écart type de la différence entre $Ws50$ pipette et $Ws50$ SCAF est de $7,0.10^{-5} \text{ m.s}^{-1}$ soit un ordre de grandeur de plus que la différence des moyennes. Ceci s'explique par la moindre précision de la mesure des pipettes.

Avant l'entravement, l'absorbance de la suspension était proche de la limite de détection du SCAF $\alpha 1$. Ainsi le signal mesuré devenait rapidement nul lors des premiers essais de sédimentation et il est probable que la mesure s'arrête alors que seules les particules les plus rapides ont sédimenté. Cette hypothèse permet de plus d'expliquer que les vitesses de chute mesurées par le SCAF à faible concentration soient supérieures aux vitesses mesurées par les pipettes d'Andreasen.

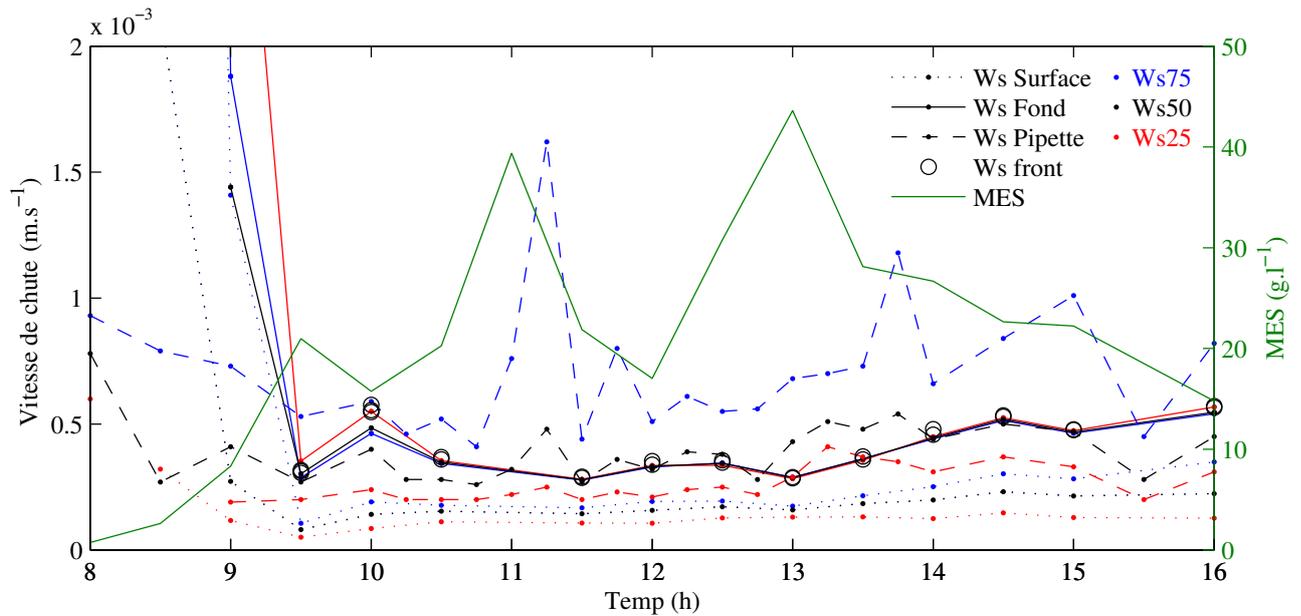


FIGURE 7.15 – Évolution de la concentration en MES et des vitesses de chute, estimées à partir du SCAF et de pipettes d'Andreasen, durant la chasse hydraulique de l'Arc le 5 juin 2012

5.4. Conclusions

Le SCAF a été testé sur le terrain durant la chasse de l'Arc de 2012. Les mesures de vitesse de chute réalisées ont été comparées à celles obtenues à partir de pipettes d'Andreasen sur les mêmes échantillons prélevés au sein de l'écoulement. Avant l'arrivée de la crue, la concentration en MES était inférieure à $0,5 \text{ g.l}^{-1}$ et les matières en suspension n'étaient pas détectées par le SCAF. Lors de la montée de crue, la concentration en MES a augmenté jusqu'à un maximum de l'ordre de 40 g.l^{-1} . A partir de concentrations de l'ordre de 2 g.l^{-1} , le SCAF détecte les MES. La concentration initiale, en début de sédimentation sature le SCAF pour des concentrations de l'ordre de 10 g.l^{-1} . Cette concentration correspond à la limite basse du régime de sédimentation entravé. A partir d'environ 15 g.l^{-1} , un front d'entravement se forme durant la sédimentation et le SCAF permet d'en définir précisément la vitesse de chute. En régime de sédimentation entravé, le SCAF mesure précisément la vitesse de sédimentation du front et le temps de mise en place de celui-ci. Les mesures du SCAF sont alors en accord avec celles des pipettes et sont plus précises. De plus elles ne demandent pas de traitement d'échantillons en laboratoire. La version du SCAF utilisée ne permettait pas de mesurer les faibles absorbances, ainsi les mesures aux basses concentrations étaient impossibles, et la distribution des vitesses de chute mesurées pour les concentrations inférieures à 10 g.l^{-1} semble tronquée des vitesses les plus faibles.

Les valeurs de concentration massique correspondant aux limites de détection du SCAF sont très différentes, lors de la chasse de l'Arc, des expériences présentées à la section 4 ou au chapitre 5. Comme toute mesure optique, les mesures du SCAF sont proportionnelles à la concentration surfacique en MES, ainsi les fortes concentrations en MES correspondant aux limites de mesure du SCAF lors de la chasse de l'Arc de 2012 indiquent que la part de sable en suspension est importante.

6. Conclusion

Au cours de ce chapitre, les avantages et les limites du SCAF ont été évaluées sur une large gamme de matériaux, en comparant les mesures du SCAF avec d'autres instruments de mesure et des données de la littérature. La mesure en laboratoire et sur le terrain de vitesses de chute de matériaux naturels a permis d'aborder la problématique du transport dans les bassins versants.

Pour des particules non cohésives, les distributions de vitesses de chute mesurées par le SCAF à différentes concentrations vérifient les lois empiriques liant la vitesse de chute à la concentration volumique [CAMENEN & PHAM VAN BANG, 2011]. Ceci apporte une validation des mesures à haute concentration et souligne que le SCAF mesure bien les vitesses effectives des particules au sein de la suspension. Ces vitesses peuvent être largement inférieures aux vitesses mesurées ou calculées pour des particules individuelles. Les particules fines ont, par leur rapport surface/volume élevé, un impact majeur sur les mesures du SCAF. Des expériences permettant de quantifier l'influence des fines sur la vitesse de chute des particules sableuses ont été réalisées. Les mesures de vitesse de chute de particules de $60\mu m$ en présence de particules d'argiles montrent qu'à concentration massique égale, les argiles n'induisent pas un entravement plus important que les sables fins.

Toutefois les particules fines sont généralement cohésives et peuvent se consolider lors de leur dépôt. Ainsi PHILLIPS & WALLING [1995] ont montré que les propriétés de sédimentation des MES doivent être mesurées sur le site de prélèvement pour être représentatives du milieu naturel. Lors d'expériences de laboratoire, il est toutefois nécessaire de préparer des suspensions. Nous avons donc cherché à évaluer l'influence des protocoles de préparation des échantillons sur les vitesses de chute des MES. Ces expériences ont été réalisées avec un sédiment de fond de rivière et des agrégats de sols. Les sédiments de rivière ont ainsi des vitesses de chute qui varient sur deux ordres de grandeur en fonction du protocole de remise en suspension. Les agrégats de sol semblent être moins sensibles au protocole de remise en suspension avec des vitesses de chute variant d'un facteur deux lors d'expériences similaires. Même si les particules de sol semblent être moins sensibles à la consolidation, ces expériences viennent confirmer la nécessité de mesurer les vitesses de chute immédiatement après prélèvement de l'échantillon dans le milieu à caractériser, et l'attention particulière à apporter à la préparation des échantillons lors d'expériences de laboratoire.

Les mesures de vitesses mesurées du SCAF, basées sur l'optique, ont été comparées à celles de techniques basées sur des mesures de masse (pipette d'Andreasen et balance immergée). Les distributions de vitesses de chute de ces instruments ont d'abord été comparées sur la base d'expériences de laboratoire avec six matériaux représentatifs de la variabilité des sources dans les bassins élémentaires (roche altérée, sols, sédiment, matières en suspension). Une campagne de mesure durant une chasse hydraulique a ensuite permis de réaliser le même type de validation sur le terrain et d'explorer la variabilité temporelle des vitesses de chute durant une crue. Lors des expériences de laboratoire, la concentration en suspension était de l'ordre de $10 g.l^{-1}$. Les concentrations mesurées durant la chasse étaient du même ordre de grandeur. Ces expériences montrent que les différentes techniques de mesure sont complémentaires. Leurs mesures donnent des résultats concordant à condition de bien tenir compte du paramètre mesuré et des limites de sensibilité des différents instruments.

Les limites de détection aux hautes et basses absorbances s'avèrent être une limitation majeure de la version du SCAF utilisée. En effet le SCAF était parfois hors de sa gamme de sensibilité en début de sédimentation. Seule une partie de la distribution de vitesses de chute est alors mesurée. Lorsqu'il est dans sa gamme de sensibilité, le SCAF fournit des mesures en accord avec les autres instruments. Les mesures du SCAF semblent alors plus précises. L'estimation de vitesses de chute en surface et au fond du SCAF permet de quantifier la floculation et d'estimer l'incertitude sur les mesures, ce qui est un avantage sur les autres techniques. Les mesures du SCAF permettent également d'identifier le régime dans lequel se fait la sédimentation.

La mesure simultanée de vitesses de chute en masse et en absorbance a permis de renseigner la relation entre absorbance (\approx concentration surfacique) et masse en suspension. Nous avons ainsi confirmé expérimentalement que ces des relations varient au cours de la sédimentation. Toutefois, la variation mesurée pour des matériaux naturels agrégés est moins marqué que celle attendue pour des matières non agrégées.

Conclusion et perspectives

Les objectifs de cette thèse étaient d'apporter des réponses à deux verrous majeurs limitant actuellement notre compréhension des transferts de sédiments dans les bassins versants élémentaires, à savoir i) la difficulté à mesurer les caractéristiques et les flux des matières en suspension (MES) dans les bassins versants élémentaires et ii) le manque de documentation sur l'évolution des caractéristiques des particules en suspension au cours de leur transfert depuis les zones sources jusqu'aux exutoires.

Afin de répondre au premier objectif, nous avons développé le Système de Caractérisation des Agrégats et des Flocs (SCAF). L'objectif de cet instrument est d'être incorporé dans les stations de suivi hydro-sédimentaire pour suivre les vitesses de chute ainsi que les propriétés de cohésion des échantillons de MES immédiatement après leur prélèvement.

Les caractéristiques techniques du SCAF sont présentées au chapitre 4. Le SCAF est constitué d'un tube de 3,5 cm de diamètre et 20 cm de haut dans lequel la sédimentation de la suspension est caractérisée par des mesures optiques. L'évolution de l'absorbance optique dans le proche infrarouge ($\lambda = 980 \text{ nm}$) est suivie en fonction du temps et de la profondeur par une série de 16 couples diodes-photorécepteurs.

Au chapitre 5 les limitations des méthodes de traitement existantes pour déterminer les vitesses de chute des particules en suspension à partir de mesures optiques ont été identifiées. Une nouvelle méthode de traitement basée sur le suivi des courbes d'iso-absorbance en fonction du temps et de la profondeur a été développée. Cette méthode permet de définir la distribution des vitesses de chute avant et après floculation au sein de la colonne de mesure. Ces distributions sont définies en fonction de l'absorbance. La différence relative entre vitesses de chute des particules avant et après floculation permet de définir un indice de floculation, qui quantifie la propension des MES à floculer durant leur sédimentation.

Le chapitre 6 a permis d'évaluer l'impact de la floculation sur l'estimation des vitesses de chute.

En comparant des mesures issues du SCAF avec d'autres méthodes de caractérisation des particules pour une large gamme de matériaux, le chapitre 7 a permis de définir les points forts et les limitations du SCAF pour la caractérisation des particules en suspension. Ces expériences ont en effet montré que les différentes techniques de mesure sont complémentaires. Leurs résultats concordent à condition

de bien tenir compte du paramètre mesuré et des limites de sensibilité des différents instruments. Finalement, nous avons pu identifier des points forts et limites du SCAF vis à vis des autres techniques pour déterminer les caractéristiques de transport des MES.

Trois contraintes majeures limitent l'exploitation des distributions de vitesses de chute en fonction de l'absorbance, ainsi que les indices de floculation associés fournis par le SCAF :

- L'influence de la floculation sur l'absorbance spécifique (chapitre 6).
- La relation entre absorbance (\approx concentration surfacique) et concentration massique, qui est généralement inconnue pour les suspensions naturelles (chapitre 7).
- Les limites de sensibilité du SCAF aux hautes et basses absorbances (chapitres 5 et 7).

Cependant le SCAF présente des avantages notoires pour le suivi de la dynamique sédimentaire puisqu'il fournit :

- des vitesses de chute mesurées au sein de la suspension, et non en milieu dilué,
- des mesures détaillées pour les types de particules les plus fines du fait de sa plus forte sensibilité aux fines qu'aux sables. Ceci est un avantage pour les études de transport de polluants (liés principalement aux matières fines), mais peut s'avérer contraignant pour les études d'ensablement.
- des distributions complètes de vitesses de chute en fonction de l'absorbance, et non pas une seule mesure intégratrice,
- des distributions avant et après floculation, d'où est dérivée la distribution de l'indice de floculation. Il est important de souligner que cet indice donne trois indications clés, à savoir i) qu'il permet de quantifier le caractère cohésif d'une population de particules, ii) qu'il donne un critère de qualité sur les vitesses de chute estimées et iii) qu'il fournit une information sur la stabilité des vitesses de chute en milieu naturel. En effet un indice élevé indique qu'il est nécessaire de prendre en compte la floculation pour comprendre et modéliser correctement la dynamique de dépôt de MES.

Comme nous l'avons précisé dans le chapitre 4, cette thèse est une étape dans le développement du SCAF, qui se poursuit encore actuellement. L'identification des limites du SCAF présentées dans cette thèse, et qui correspondent à la version du SCAF en date de l'automne 2013, a permis d'orienter son développement, aussi bien du point de vue du traitement de données que du développement électronique. Ainsi, certaines des limitations identifiées ont été levées. La gamme d'absorbance à laquelle le SCAF est sensible a par exemple été largement améliorée, ce qui permet de mesurer des vitesses de chute dans une gamme de concentration plus large.

Les mesures réalisées avec le SCAF durant cette thèse ont permis d'identifier quelques précautions à prendre pour obtenir des mesures de qualité à partir de l'instrument développé. Fort de l'expérience acquise, nous conseillons donc aux futurs utilisateurs du SCAF de suivre les recommandations suivantes :

- Inter-calibrer tous les capteurs de l'instrument après chaque montage de l'appareil. Pour cela, nous conseillons de réaliser une gamme de calibration avec une ou des suspensions homogènes.
- Évaluer la concentration en suspension correspondant aux limites de détection hautes et basses du SCAF (chapitre 5 section 7), ce qui rend les comparaisons entre distributions de vitesses de chute à plusieurs concentrations plus précises (chapitre 7 section 2.2).

-
- Utiliser une méthode de traitement de données qui encadre l'incertitude sur les vitesses de chute, comme la méthode présentée au chapitre 5, en gardant à l'esprit les précautions d'interprétation à prendre lorsque l'indice de floculation est élevé (chapitre 6).

Enfin croiser les mesures du SCAF avec des instruments basés sur des mesures de masse (prélèvements, balance immergée) apporte des informations complémentaires à celles des mesures optiques. Cela peut permettre d'estimer les masses représentées par chacun des types de particules identifiées à partir du SCAF par leurs vitesses de chute et leurs propriétés de cohésion.

Le développement du SCAF et des méthodes de traitement associées présentés dans cette thèse visaient à apporter des mesures de terrain sur lesquelles s'appuyer pour améliorer notre compréhension de l'évolution des matières en suspension au cours de leur transfert au sein des bassins versants. Le SCAF est donc un outil pour répondre au second objectif de cette thèse.

Au chapitre 3 nous avons montré que les particules de sols ont tendance à se désagréger en milieu turbulent. Il semble de plus qu'une augmentation de la concentration en suspension accélère cette désagrégation et conduise à des particules plus fines. Si cette tendance est contraire à ce qui est observé pour les floes dans les milieux aval (chapitre 2), ces résultats sont en revanche complémentaires de ceux de GRANGEON et al. [2014] qui montrent que les particules de sols peuvent évoluer depuis leur détachement sur les versants. Nos expériences ainsi que celles de GRANGEON et al. [2014] montrent que la variabilité entre types de sols source reste supérieure à la variabilité temporelle induite par l'évolution des particules en milieu turbulent à l'échelle horaire. Ceci souligne en premier lieu la nécessité de bien documenter l'origine spatiale (i.e. les types de zones sources) des particules pour prédire correctement les caractéristiques de transport des particules en suspension.

Cependant, même si les évolutions des caractéristiques des agrégats de sol en milieu turbulent sont de second ordre, elles ne peuvent pas être considérées comme nulles, en particulier parce que la représentativité des niveaux de turbulence et dans une moindre mesure des gammes de concentrations testées en laboratoire sont difficiles à évaluer. La robustesse de l'approche généralement admise en modélisation à base physique de l'érosion des versants qui considère que les caractéristiques des particules en suspension dépendent des types de sols érodés et sont ensuite conservées au cours du transport par ruissellement reste donc à évaluer (chapitre 3). Rappelons également que très peu d'études existent sur la caractérisation des particules dans les bassins versants élémentaires au cours d'évènements pluvieux érosifs. Les rares études existant [DROPPA et al., 2005] et [WILLIAMS et al., 2008] ont montré que les agrégats érodés des sols ne sont pas retrouvés au sein du réseau hydrographique, laissant supposer que soit ces agrégats n'ont pas directement atteint le réseau hydrographique, soit qu'ils se sont transformés en floes. Ces deux hypothèses impliquent qu'à partir d'une certaine échelle spatiale ou temporelle, les matières érodées évolueraient et acquerraient des caractéristiques de floes.

Les mesures par le SCAF des propriétés de sédimentation d'un sédiment de fond d'une rivière après sa remise en suspension ont permis d'identifier différentes populations de particules (chapitre 5). Ainsi la suspension contenait une population de particules peu cohésives chutant rapidement, correspondant à des sables ou des agrégats stables, une population de particules chutant légèrement moins rapidement et floculant considérablement durant sa sédimentation, et une population de matière plus fine et moins dynamique. Les propriétés de sédimentation de ce sédiment étaient très sensibles au

protocole de remise en suspension. Suite à une remise en resuspension douce, les vitesses de chute de la seconde population étaient plus rapides. Celles-ci augmentaient lorsque le temps de consolidation s'allonge (chapitre 7 section 3). Ceci montre que les particules issues de la remise en suspension de la lamine de fine granulométrie présente à la surface des cours d'eau calmes (SFGL) présentent des caractéristiques de transport très différentes des particules de sol et peuvent évoluer rapidement. Ceci rejoint les résultats de GARCIA-ARAGON et al. [2011b] et GRABOWSKI et al. [2011].

Les premières mesures du SCAF réalisées en laboratoire viennent donc appuyer l'hypothèse, émise au chapitre 3, que les types de particules érodées à prendre en considération dans les bassins élémentaires sont en premier lieu des types de surface sources (sol, dépôt de colluvions, banc de rivière ou dépôt formé à la base d'une colonne d'eau). Le déploiement du SCAF sur le terrain permettra de confirmer cette hypothèse et de hiérarchiser l'importance des processus pour expliquer et modéliser le transport de particules solides dans les bassins versants.

L'équipement de stations de suivis hydro-sédimentaires avec des SCAF devrait permettre de quantifier la variabilité temporelle inter et intra crues des propriétés des MES aux exutoires. Il devrait être ainsi possible d'identifier différentes populations de particules à partir de chaque mesure du SCAF. Afin de mieux caractériser les populations ainsi identifiées, il serait intéressant de réaliser une analyse granulométrique et minéralogique du dépôt présent dans la colonne du SCAF après sédimentation. Réaliser cette analyse indépendamment sur les différentes strates observables à la fin des essais du SCAF permettrait d'associer directement une composition à un type de particule. Ceci n'est possible que si chaque strate est suffisamment épaisse, c'est à dire pour les échantillons très concentrés. En mettant en relation les populations présentes en suspension avec les conditions hydrodynamiques et les caractéristiques de la pluie, nous obtiendrons des informations sur la dynamique des particules au sein du bassin versant et sur les facteurs gouvernant les caractéristiques des particules.

Le déploiement de plusieurs SCAF lors d'évènements pluvieux érosifs dans différents compartiments d'un bassin versant (ravines élémentaires, tronçons de réseau hydrographique, confluences. . .) permettrait d'évaluer comment les particules érodées évoluent et jusqu'où elles sont transférées à l'échelle de l'évènement. L'utilisation conjointe de plusieurs SCAF sur le terrain devrait ainsi permettre d'aborder la problématique de la connectivité sédimentaire au sein des bassins versants et renseigner les processus de premier ordre à prendre en compte pour comprendre les transferts sédimentaires.

Références Bibliographiques

- ABRAHAMSON, J. [1975]. "Collision Rates of Small Particles in a Vigorously Turbulent Fluid". English. *Chemical Engineering Science*. Vol. 30. no. 11. P. 1371–1379.
- AGRAWAL, Y. C. & POTTSMITH, H. C. [2000]. "Instruments for particle size and settling velocity observations in sediment transport". *Marine Geology*. Vol. 168. no. 1–4, p. 89–114.
- AL-RAGUM, A., MONGE-GANUZAS, M., AMOS, C. L., CEARRETA, A., TOWNEND, I. & MANCA, E. [2014]. "An evaluation of the Rouse theory for sand transport in the Oka estuary, Spain". *Continental Shelf Research*. Vol. 78, p. 39–50.
- ANDREWS, Stephen, NOVER, Daniel & SCHLADOW, S. Geoffrey [2010]. "Using laser diffraction data to obtain accurate particle size distributions : the role of particle composition". *Limnology and Oceanography : Methods*. Vol. 8, p. 507–526.
- ANTOINE, Germain [2013]. "Dynamique des matériaux en suspension le long de rivières aménagées de montagne. Exemple de l'Arc en Maurienne et de l'Isère." Thèse de doct. Université de Grenoble.
- BALE, A. J. [1996]. "In situ laser optical particle sizing". *Journal of Sea Research*. Vol. 36. no. 1–2, p. 31–36.
- BARROW, C. J. [1991]. "Land Degradation : Development and Breakdown of Terrestrial Environments". en. Cambridge University Press.
- BOARDMAN, John [2006]. "Soil erosion science : Reflections on the limitations of current approaches". *CATENA. Soil Erosion Research in Europe* Vol. 68. no. 2–3, p. 73–86.
- BODEVILLAIN, Brice, DELRIEU, Guy, GALABERTIER, Bruno, BONNIFAIT, Laurent, BOUILLOU, Ludovic, KIRSTETTER, Pierre-Emmanuel & MOSINI, Marie-Laure [2011]. "The Cévennes-Vivarais Mediterranean Hydrometeorological Observatory database". en. *Water Resources Research*. Vol. 47. no. 7, W07701.
- BRILS, Jos [2008]. "Sediment monitoring and the European water framework directive". *Annali dell'Istituto Superiore di Sanita*. Vol. 44. no. 3, p. 218.
- CAMENEN, Benoit, JODEAU, Magali & LE COZ, Jerome [2008]. "Modélisation du flux sédimentaire pendant une chasse hydraulique (Arc en Maurienne)". *La Houille Blanche*. no. 4, p. 83–89.
- CAMENEN, Benoît & PHAM VAN BANG, Damien [2011]. "Modelling the settling of suspended sediments for concentrations close to the gelling concentration". *Continental Shelf Research*. Vol. 31. no. 10, S106–S116.
- CARSON, MA [1990]. "Evaluation of sediment data for the lower Athabasca River basin Alberta. Calgary, Alberta : Water Resources Branch Inland Water Directorate". Rap. tech. Environment Canada, p. 56.
- CHASSAGNE, C., MIETTA, F. & WINTERWERP, J. C. [2009]. "Electrokinetic study of kaolinite suspensions". *Journal of Colloid and Interface Science*. Vol. 336. no. 1, p. 352–359.
- CHENG, Chen, SONG, Zhi-yao, WANG, Yi-gang & ZHANG, Jin-shan [2013]. "Parameterized expressions for an improved Rouse equation". *International Journal of Sediment Research*. Vol. 28. no. 4, p. 523–534.

- CHENU, C., LE BISSONNAIS, Y. & ARROUAYS, D. [2000]. "Organic matter influence on clay wettability and soil aggregate stability". *Soil Science Society of America Journal*. Vol. 64. no. 4, p. 1479–1486.
- CLIFFORD, Nj, RICHARDS, Ks, BROWN, Ra & LANE, Sn [1995]. "Laboratory and Field Assessment of an Infra-red Turbidity Probe and Its Response to Particle-Size and Variation in Suspended Sediment Concentration". English. *Hydrological Sciences Journal-Journal Des Sciences Hydrologiques*. Vol. 40. no. 6. P. 771–791.
- COLLINS, Adrian L., WALLING, Desmond E. & LEEKSZ, Graham J. L. [2005]. "Storage of fine-grained sediment and associated contaminants within the channels of lowland permeable catchments in the UK". English. *Sediment Budgets 1*. Sous la dir. de D. E. WALLING & A. J. HOROWITZ. Vol. 291. Wallingford : Int Assoc Hydrological Sciences, p. 259–268.
- CONCHA, Fernando & BUSTOS, M. C. [1987]. "A modification of the Kynch theory of sedimentation". *AIChE journal*. Vol. 33. no. 2, p. 312–315.
- COSENTINO, Diego, CHENU, Claire & LE BISSONNAIS, Yves [2006]. "Aggregate stability and microbial community dynamics under drying–wetting cycles in a silt loam soil". *Soil Biology and Biochemistry*. Vol. 38. no. 8, p. 2053–2062.
- COSTELLO, D. K., CARDER, K. L., BETZER, P. R. & YOUNG, R. W. [1989]. "In situ holographic imaging of settling particles : applications for individual particle dynamics and oceanic flux measurements". *Deep Sea Research Part A. Oceanographic Research Papers*. Vol. 36. no. 10, p. 1595–1605.
- DAVIES, Emlyn J., MCKEE, David, BOWERS, David, GRAHAM, George W. & NIMMO-SMITH, W. Alex M. [2014]. "Optically significant particle sizes in seawater". en. *Applied Optics*. Vol. 53. no. 6, p. 1067.
- DE VENTE, Joris, POESEN, Jean, VERSTRAETEN, Gert, GOVERS, Gerard, VANMAERCKE, Matthias, VAN ROMPAEY, Anton, ARABKHEDRI, Mahmood & BOIX-FAYOS, Carolina [2013]. "Predicting soil erosion and sediment yield at regional scales : Where do we stand?" : *Earth-Science Reviews*. Vol. 127, p. 16–29.
- DONOHUE, Ian & GARCIA MOLINOS, Jorge [2009]. "Impacts of increased sediment loads on the ecology of lakes". en. *Biological Reviews*. Vol. 84. no. 4, p. 517–531.
- DOWNING, John [2006]. "Twenty-five years with OBS sensors : The good, the bad, and the ugly". *Continental Shelf Research*. Vol. 26. no. 17-18, p. 2299–2318.
- DROPPO, I. G. & ONGLEY, E. D. [1992]. "The state of suspended sediment in the freshwater fluvial environment : a method of analysis". *Water Research*. Vol. 26. no. 1, p. 65–72.
- DROPPO, I. G., LEPPARD, G. G., FLANNIGAN, D. T. & LISS, S. N. [1997]. "The Freshwater Floc : A Functional Relationship of Water and Organic and Inorganic Floc Constituents Affecting Suspended Sediment Properties". en. *Water, Air, and Soil Pollution*. Vol. 99. no. 1-4, p. 43–54.
- DROPPO, Ian G. [2001]. "Rethinking what constitutes suspended sediment". *Hydrological Processes*. Vol. 15. no. 9, p. 1551–1564.
- DROPPO, Ian G [2004]. "Structural controls on floc strength and transport". *Canadian Journal of Civil Engineering*. Vol. 31. no. 4, p. 569–578.
- DROPPO, Ian G., D'ANDREA, Liana, KRISHNAPPAN, Bommanna G., JASKOT, Christina, TRAPP, Brian, BASUVARAJ, Mahendran & LISS, Steven N. [2015]. "Fine-sediment dynamics : towards an improved understanding of sediment erosion and transport". en. *Journal of Soils and Sediments*. Vol. 15. no. 2, p. 467–479.
- DROPPO, I.G., NACKAERTS, K., WALLING, D.E. & WILLIAMS, N. [2005]. "Can flocs and water stable soil aggregates be differentiated within fluvial systems?" : *CATENA*. Vol. 60. no. 1, p. 1–18.
- DROPPO, I.G., EXALL, K. & STAFFORD, K. [2008]. "Effects of chemical amendments on aquatic floc structure, settling and strength". *Water Research*. Vol. 42. no. 1-2, p. 169–179.
- DUTORDOIR, Solène [2014]. "Bilan des flux de métaux, carbone organique et nutriments contenus dans une rivière alpine : part des rejets urbains de l'agglomération de Grenoble et apports amont (Isère et Drac)". Thèse de doct. Université de Grenoble.
- DYER, K. R. [1989]. "Sediment processes in estuaries : future research requirements". *Journal of Geophysical Research : Oceans (1978–2012)*. Vol. 94. no. C10, p. 14327–14339.

- ELLIOTT, Amy V. C., PLACH, Janina M., DROPPO, Ian G. & WARREN, Lesley A. [2012]. “Comparative Floc-Bed Sediment Trace Element Partitioning Across Variably Contaminated Aquatic Ecosystems”. en. *Environmental Science & Technology*. Vol. 46. no. 1, p. 209–216.
- ENVIRONMENT CANADA, [2011]. “Lower Athabasca Water Quality Monitoring Plan Phase 1”. eng. Rap. tech. no. EN14-42/2011E-PDF, p. 90.
- ERICSON, Jason P., VÖRÖSMARTY, Charles J., DINGMAN, S. Lawrence, WARD, Larry G. & MEYBECK, Michel [2006]. “Effective sea-level rise and deltas : Causes of change and human dimension implications”. *Global and Planetary Change*. Vol. 50. no. 1–2, p. 63–82.
- FALCINI, F., PILIOURAS, A., GARRA, R., GUERIN, A., JEROLMACK, D. J., ROWLAND, J. & PAOLA, C. [2014]. “Hydrodynamic and suspended sediment transport controls on river mouth morphology”. en. *Journal of Geophysical Research : Earth Surface*. Vol. 119. no. 1, 2013JF002831.
- FISHER, Ronald Aylmer & ODÉN, Sven [1924]. “The Theory of the Mechanical Analysis of Sediments by Means of the Automatic Balance.” en. *Proceedings of the Royal Society of Edinburgh*. Vol. 2. no. 44. P. 98–115.
- FUGATE, David C. & FRIEDRICH, Carl T. [2002]. “Determining concentration and fall velocity of estuarine particle populations using ADV, OBS and LISST”. *Continental Shelf Research*. Proceedings from the Tenth Biennial Conference on the Physics of Estuaries and Coastal Seas Vol. 22. no. 11–13, p. 1867–1886.
- GARCIA-ARAGON, Juan, DROPPO, Ian G., KRISHNAPPAN, B. G., TRAPP, Brian & JASKOT, Christina [2011a]. “Erosion characteristics and floc strength of Athabasca River cohesive sediments : towards managing sediment-related issues”. *Journal of Soils and Sediments*. Vol. 11. no. 4, p. 679–689.
- GARCIA-ARAGON, Juan, DROPPO, Ian G., KRISHNAPPAN, Bommanna, TRAPP, Brian & JASKOT, Christina [2011b]. “Experimental assessment of Athabasca River cohesive sediment deposition dynamics”. *Water Quality Research Journal of Canada*. Vol. 46. no. 1, p. 87.
- GRABOWSKI, Robert C., DROPPO, Ian G. & WHARTON, Geraldene [2011]. “Erodibility of cohesive sediment : The importance of sediment properties”. *Earth-Science Reviews*. Vol. 105. no. 3-4, p. 101–120.
- GRAHAM, G. W., DAVIES, E. J., NIMMO-SMITH, W. a. M., BOWERS, D. G. & BRAITHWAITE, K. M. [2012]. “Interpreting LISST-100X measurements of particles with complex shape using digital in-line holography”. en. *Journal of Geophysical Research : Oceans*. Vol. 117. no. C5, p. C05034.
- GRAHAM, George W. & SMITH, W. Alex M. Nimmo [2010]. “The application of holography to the analysis of size and settling velocity of suspended cohesive sediments”. English. *Limnology and Oceanography-Methods*. Vol. 8. P. 1–15.
- GRANGEON, T., DROPPO, I. G., LEGOUT, C. & ESTEVES, M. [2014]. “From soil aggregates to riverine flocs : a laboratory experiment assessing the respective effects of soil type and flow shear stress on particles characteristics”. en. *Hydrological Processes*. Vol. 28. no. 13, p. 4141–4155.
- GRANGEON, Thomas [2012]. “Etude multi-échelle de la granulométrie des particules fines générées par érosion hydrique : apports pour la modélisation”. Thèse de doct. Université de Grenoble.
- GRANGEON, Thomas, LEGOUT, Cédric, ESTEVES, Michel, GRATIOT, Nicolas & NAVRATIL, Oldrich [2012]. “Variability of the particle size of suspended sediment during highly concentrated flood events in a small mountainous catchment”. en. *Journal of Soils and Sediments*. Vol. 12. no. 10, p. 1549–1558.
- GRATIOT, N. & MANNING, A. J. [2004]. “An experimental investigation of floc characteristics in a diffusive turbulent flow”. English. *Journal of Coastal Research*. no. SI 41. P. 105–113.
- GRATIOT, N., MICHALLET, H. & MORY, M. [2005]. “On the determination of the settling flux of cohesive sediments in a turbulent fluid”. en. *Journal of Geophysical Research : Oceans*. Vol. 110. no. C6, p. C06004.
- GRATIOT, Nicolas [2010]. “Impact des sédiments cohésifs sur l'écosystème”. Thèse de doct. Université Joseph-Fourier - Grenoble I.
- GUO, Leicheng & HE, Qing [2011]. “Freshwater flocculation of suspended sediments in the Yangtze River, China”. en. *Ocean Dynamics*. Vol. 61. no. 2-3, p. 371–386.
- HE, Weipeng, NAN, Jun, LI, Haoyu & LI, Shengnan [2012]. “Characteristic analysis on temporal evolution of floc size and structure in low-shear flow”. *Water Research*. Vol. 46. no. 2, p. 509–520.

- HILL, P. S., SHERWOOD, C. R., STERNBERG, R. W. & NOWELL, A. R. M. [1994]. "In situ measurements of particle settling velocity on the northern California continental shelf". *Continental Shelf Research. Sediment TRansport Events on Shelves and Slopes : STRESS* Vol. 14. no. 10–11, p. 1123–1137.
- HODDER, Kyle R. [2009]. "Flocculation : a key process in the sediment flux of a large, glacier-fed lake". en. *Earth Surface Processes and Landforms*. Vol. 34. no. 8, p. 1151–1163.
- HOFFMAN, D. L., BROOKS, D. R., DOLEZ, P. I. & LOVE, B. J. [2002]. "Design of a z-axis translating laser light scattering device for particulate settling measurement in dispersed fluids". *Review of Scientific Instruments*. Vol. 73. no. 6, p. 2479–2482.
- HOPFINGER, E. J. & TOLY, J.-A. [1976]. "Spatially decaying turbulence and its relation to mixing across density interfaces". *Journal of Fluid Mechanics*. Vol. 78. no. 01, p. 155–175.
- HUEBNER, Ralf [2011]. "Proposed retrofit for sediment settling velocity tubes (SVTs)". English. *Geochemical Journal*. Vol. 45. no. 5. P. 417–419.
- JARVIS, P., JEFFERSON, B., GREGORY, J. & PARSONS, S.A. [2005]. "A review of floc strength and breakage". en. *Water Research*. Vol. 39. no. 14, p. 3121–3137.
- JETTEN, Victor, ROO, Ad de & FAVIS-MORTLOCK, David [1999]. "Evaluation of field-scale and catchment-scale soil erosion models". *CATENA*. Vol. 37. no. 3–4, p. 521–541.
- JETTEN, Victor, GOVERS, Gerard & HESSEL, Rudi [2003]. "Erosion models : quality of spatial predictions". en. *Hydrological Processes*. Vol. 17. no. 5, p. 887–900.
- JONES, Arwyn, PANAGOS, Panos, BARCELO, Sara, BOURAOUI, Faycal, BOSCO, Claudio, DEWITTE, Olivier, GARDI, Ciro, HERVÁS, Javier, HIEDERER, Roland, JEFFERY, Simon, MONTANARELLA, Luca, PENIZEK, Vit, TÓTH, Gergely, VAN DEN EECKHAUT, Miet, VAN LIEDEKERKE, Marc, VERHEIJEN, Frank & YIGINI, Yusuf [2012]. "The State of Soil in Europe - A contribution of the JRC to the European Environment Agency's Environment State and Outlook Report – SOER 2010". Publications Office of the European Union.
- JONES, S. E. & JAGO, C. F. [1996]. "Determination of settling velocity in the Elbe estuary using quisset tubes". *Journal of Sea Research*. Vol. 36. no. 1–2, p. 63–67.
- JULIEN, Pierre Y. [2010]. "Erosion and Sedimentation". en. Cambridge University Press.
- KEMP, Paul, SEAR, David, COLLINS, Adrian, NADEN, Pamela & JONES, Iwan [2011]. "The impacts of fine sediment on riverine fish". en. *Hydrological Processes*. Vol. 25. no. 11, p. 1800–1821.
- KINEKE, G. C., STERNBERG, R. W. & JOHNSON, R. [1989]. "A new instrument for measuring settling velocities in situ". *Marine Geology*. Vol. 90. no. 3, p. 149–158.
- KINEKE, Gc & STERNBERG, Rw [1992]. "Measurements of High-Concentration Suspended Sediments Using the Optical Backscatterance Sensor". English. *Marine Geology*. Vol. 108. no. 3-4. P. 253–258.
- KIRKBY, M.J., JONES, R.J.A., IRVINE, B., GOBIN, A, GOVERS, G., CERDAN, O., VAN ROMPAEY, A.J.J., LE BISSONNAIS, Y., DAROUSSIN, J., KING, D., MONTANARELLA, L., GRIMM, M., VIEILLEFONT, V., PUIGDEFABREGAS, J., BOER, M., KOSMAS, C., YASSOGLOU, N., TSARA, M., MANTEL, S., VAN LYNDEN, G.J. & AND HUTING, J. [2004]. "Pan-European Soil Erosion Risk Assessment : The PESERA Map". Rap. tech. Luxembourg : Version 1 October 2003. Explanation of Special Publication Ispra 2004 No.73 (S.P.I.04.73). European Soil Bureau Research Report No.16, EUR 21176, 18pp. & 1 map in ISO B1 format. Office for Official Publications of the European Communities.
- KRANENBURG, C. [1994]. "The fractal structure of cohesive sediment aggregates". *Estuarine, Coastal and Shelf Science*. Vol. 39. no. 6, p. 451–460.
- KRISHNAPPAN, Bommanna G., MARSALEK, Jiri, EXALL, Kirsten, STEPHENS, Robert P., ROCHFORD, Quintin & SETO, Peter [2004]. "A water elutriation apparatus for measuring settling velocity distribution of suspended solids in combined sewer overflows". *Water quality research journal of Canada*. Vol. 39. no. 4, p. 432–438.
- KRONE, R. B. [1963]. "A study of rheologic properties of estuarial sediments". technical bulletin no. 7. Vicksburg.

- KYNCH, G. J. [1952]. “A theory of sedimentation”. en. *Transactions of the Faraday Society*. Vol. 48. no. 0, p. 166–176.
- LARIONOV, G. A., BUSHUEVA, O. G., DOBROVOL'SKAYA, N. G., KIRYUKHINA, Z. P., LITVIN, L. F. & MAK-SIMOVA, I. A. [2007]. “Destruction of soil aggregates in slope flows”. en. *Eurasian Soil Science*. Vol. 40. no. 10, p. 1128–1134.
- LE BISSONNAIS, Y., BLAVET, D., DE NONI, G., LAURENT, J.-Y., ASSELINE, J. & CHENU, C. [2007]. “Erodibility of Mediterranean vineyard soils : relevant aggregate stability methods and significant soil variables”. en. *European Journal of Soil Science*. Vol. 58. no. 1, p. 188–195.
- LE BISSONNAIS, Yves [1988]. “Comportement d'agrégats terreux soumis à l'action de l'eau : analyse des mécanismes de désagrégation”. *Agronomie*. Vol. 8. no. 10, p. 915–924.
- LE BOUTEILLER, Caroline [2011]. “Dégradation des sédiments marneux et suspensions hyperconcentrées”. Thèse de doct. Université de Grenoble.
- LEE, Byung Joon, TOORMAN, Erik & FETTWEIS, Michael [2014]. “Multimodal particle size distributions of fine-grained sediments : mathematical modeling and field investigation”. en. *Ocean Dynamics*. Vol. 64. no. 3, p. 429–441.
- LEGOUT, C., LEGUEDOIS, S. & LE BISSONNAIS, Y. [2005]. “Aggregate breakdown dynamics under rainfall compared with aggregate stability measurements”. en. *European Journal of Soil Science*. Vol. 56. no. 2, p. 225–238.
- LEGOUT, Cédric, POULENARD, Jérôme, NEMERY, Julien, NAVRATIL, Oldrich, GRANGEON, Thomas, EVRARD, Olivier & ESTEVES, Michel [2013]. “Quantifying suspended sediment sources during runoff events in head-water catchments using spectrophotometry”. en. *Journal of Soils and Sediments*. Vol. 13. no. 8, p. 1478–1492.
- LI, JianGuo, DHANVANTARI, SAMIR, AVERILL, DAVID & BISWAS, NIHAR [2003]. “Windsor combined sewer overflow treatability study with chemical coagulation”. *Water quality research journal of Canada*. Vol. 38. no. 2, p. 317–334.
- MACIBORSKI, Jeffrey D., DOLEZ, Patricia I. & LOVE, Brian J. [2003]. “Construction of iso-concentration sedimentation velocities using Z-axis translating laser light scattering”. *Materials Science and Engineering : A*. Vol. 361. no. 1–2, p. 392–396.
- MAERZ, Joeran, VERNEY, Romaric, WIRTZ, Kai & FEUDEL, Ulrike [2011]. “Modeling flocculation processes : Intercomparison of a size class-based model and a distribution-based model”. *Continental Shelf Research. Proceedings of the 9th International Conference on Nearshore and Estuarine Cohesive Sediment Transport Processes* Vol. 31. no. 10, Supplement, S84–S93.
- MAGGI, F. & WINTERWERP, J. C. [2004]. “Method for computing the three-dimensional capacity dimension from two-dimensional projections of fractal aggregates”. *Physical Review E*. Vol. 69. no. 1, p. 011405.
- MAGGI, Federico [2005]. “Flocculation dynamics of cohesive sediment”. Faculty of Civil Engineering & Geosciences, Delft University of Technology.
- MAGGI, Federico [2013]. “The settling velocity of mineral, biomineral, and biological particles and aggregates in water : SPM SETTLING VELOCITY IN WATER”. *Journal of Geophysical Research : Oceans*. Vol. 118. no. 4, p. 2118–2132.
- MALARKEY, J., JAGO, C.F., HÜBNER, R. & JONES, S.E. [2013]. “A simple method to determine the settling velocity distribution from settling velocity tubes”. *Continental Shelf Research*. Vol. 56, p. 82–89.
- MANNING, Andrew J., BASS, Sarah J. & DYER, Keith R. [2006]. “Floc properties in the turbidity maximum of a mesotidal estuary during neap and spring tidal conditions”. *Marine Geology. Proceedings of the 6th International Congress on Tidal Sedimentology (Tidalites 2004) Proceedings of the 6th International Congress on Tidal Sedimentology (Tidalites 2004)* Vol. 235. no. 1–4, p. 193–211.
- MANNING, Andrew James & DYER, Keith Richard [2002]. “The use of optics for the in situ determination of flocculated mud characteristics”. en. *Journal of Optics A : Pure and Applied Optics*. Vol. 4. no. 4, S71.

- MANO, Vincent [2008]. “Processus fondamentaux conditionnant les apports de sédiments fins dans les retenues - Optimisation des méthodes de mesure et modélisation statistique -”. Thèse de doct. Université Joseph-Fourier - Grenoble I.
- MANTOVANELLI, A. & RIDD, P.V. [2008]. “SEDEL : An underwater balance for measuring in situ settling velocities and suspended cohesive sediment concentrations”. *Journal of Sea Research*. Vol. 60. no. 4, p. 235–245.
- MANTOVANELLI, Alessandra [2005]. “A new approach for measuring in situ the concentration and settling velocity of suspended cohesive sediment”. phd. James Cook University.
- MANTOVANELLI, Alessandra & RIDD, Peter V. [2006]. “Devices to measure settling velocities of cohesive sediment aggregates : A review of the in situ technology”. *Journal of Sea Research*. Vol. 56. no. 3, p. 199–226.
- MATHYS, Nicolle, ALLENBACH, Michel, WOTTLING, Geoffroy, CARPENTIER, Laureen, FREYDIER, Perrine & NAVARROT, Lucie [2014]. “Quantification of water and sediment yield from small catchment in open mining areas : experience and results from Poro nickel mining basin in New Caledonia”. EGU General Assembly Conference Abstracts. Vol. 16, p. 13469.
- MATSUNAGA, N., SUGIHARA, Y., KOMATSU, T. & MASUDA, A. [1999]. “Quantitative properties of oscillating-grid turbulence in a homogeneous fluid”. en. *Fluid Dynamics Research*. Vol. 25. no. 3, p. 147.
- MCKEON, K. D. & LOVE, B. J. [2008]. “The Presence of Adsorbed Proteins on Particles Increases Aggregated Particle Sedimentation, as Measured by a Light Scattering Technique”. *The Journal of Adhesion*. Vol. 84. no. 7, p. 664–674.
- MERTEN, Gustavo Henrique, CAPEL, Paul D. & MINELLA, Jean P. G. [2014]. “Effects of suspended sediment concentration and grain size on three optical turbidity sensors”. en. *Journal of Soils and Sediments*. Vol. 14. no. 7, p. 1235–1241.
- METCALF & EDDY [1979]. “Wastewater engineering : treatment disposal reuse”. en. McGraw-Hill.
- MICHALLET, H & MORY, M [2004]. “Modelling of sediment suspensions in oscillating grid turbulence”. *Fluid Dynamics Research*. Vol. 35. no. 2, p. 87–106.
- MIETTA, Francesca [2010]. “Evolution of the floc size distribution of cohesive sediments”. English. Thèse de doct. Delft : Delft University of Technology.
- MIGNIOT, C. [1968]. “Étude des propriétés physiques de différents sédiments très fins et de leur comportement sous des actions hydrodynamiques”. *La Houille Blanche*. no. 7, p. 591–620.
- MIKKELSEN, O. A & PEJRUP, M [2000]. “In situ particle size spectra and density of particle aggregates in a dredging plume”. *Marine Geology*. Vol. 170. no. 3–4, p. 443–459.
- MIKKELSEN, O. A., MILLIGAN, T. G., HILL, P. S. & MOFFATT, D. [2004]. “INSSECT - an instrumented platform for investigating floc properties close to the seabed”. English. *Limnology and Oceanography-Methods*. Vol. 2. P. 226–236.
- MILLIMAN, Jd & SYVITSKI, Jpm [1992]. “Geomorphic Tectonic Control of Sediment Discharge to the Ocean - the Importance of Small Mountainous Rivers”. English. *Journal of Geology*. Vol. 100. no. 5. P. 525–544.
- MOURIER, Brice, DESMET, Marc, VAN METRE, Peter C., MAHLER, Barbara J., PERRODIN, Yves, ROUX, Gwenaëlle, BEDELL, Jean-Philippe, LEFÈVRE, Irène & BABUT, Marc [2014]. “Historical records, sources, and spatial trends of PCBs along the Rhône River (France)”. *Science of The Total Environment*. Vol. 476–477, p. 568–576.
- MURRAY, P. B., MCCAVE, I. N., OWEN, T. R. E., MASON, M. & GREEN, M. O. [1996]. “A robust in situ settling velocity box for coastal seas”. *Journal of Sea Research*. Vol. 36. no. 1–2, p. 101–107.
- NAVRATIL, O., ESTEVES, M., LEGOUT, C., GRATIOT, N., NEMERY, J., WILLMORE, S. & GRANGEON, T. [2011]. “Global uncertainty analysis of suspended sediment monitoring using turbidimeter in a small mountainous river catchment”. English. *Journal of Hydrology*. Vol. 398. no. 3-4. P. 246–259.
- NAVRATIL, Oldrich, EVRARD, Olivier, ESTEVES, Michel, LEGOUT, Cédric, AYRAULT, Sophie, NÉMERY, Julien, MATE-MARIN, Ainhoa, AHMADI, Mehdi, LEFÈVRE, Irène, POIREL, Alain & BONTÉ, Philippe [2012]. “Tem-

- poral variability of suspended sediment sources in an alpine catchment combining river/rainfall monitoring and sediment fingerprinting". *Earth Surface Processes and Landforms*. Vol. 37. no. 8, p. 828–846.
- NORD, Guillaume [2006]. "Modélisation à base physique des processus de l'érosion hydrique à l'échelle de la parcelle". Thèse de doct. Université Joseph-Fourier - Grenoble I.
- ONGLEY, E. D., KRISHNAPPAN, B. G., DROPPA, G., RAO, S. S. & MAGUIRE, R. J. [1992]. "Cohesive sediment transport : emerging issues for toxic chemical management". en. *Hydrobiologia*. Vol. 235-236. no. 1, p. 177–187.
- OWEN, M W [1976]. "Determination of the Settling Velocities of Cohesive Muds". Hydraulic Research Station, Wallingford.
- OWENS, P. N., BATALLA, R. J., COLLINS, A. J., GOMEZ, B., HICKS, D. M., HOROWITZ, A. J., KONDOLF, G. M., MARDEN, M., PAGE, M. J., PEACOCK, D. H., PETTICREW, E. L., SALOMONS, W. & TRUSTRUM, N. A. [2005]. "Fine-grained sediment in river systems : environmental significance and management issues". *River Research and Applications*. Vol. 21. no. 7, p. 693–717.
- PHILLIPS, J. M. & WALLING, D. E. [1995]. "An assessment of the effects of sample collection, storage and resuspension on the representativeness of measurements of the effective particle size distribution of fluvial suspended sediment". *Water Research*. Vol. 29. no. 11, p. 2498–2508.
- PHILLIPS, J. M. & WALLING, D. E. [2005]. "Intra-storm and seasonal variations in the effective particle size characteristics and effective particle density of fluvial suspended sediment in the Exe Basin, Devon, United Kingdom". English. Sous la dir. d'I. G. DROPPA, G. G. LEPPARD, S. N. LISS & T. G. MILLIGAN. Boca Raton : Crc Press-Taylor & Francis Group.
- PIMENTEL, David [2006]. "Soil Erosion : A Food and Environmental Threat". en. *Environment, Development and Sustainability*. Vol. 8. no. 1, p. 119–137.
- PIRO, P., CARBONE, M., PENNA, N. & MARSALEK, J. [2011]. "Characterization of the settling process for wastewater from a combined sewer system". *Water Research*. Vol. 45. no. 20, p. 6615–6624.
- PIRO, Patrizia, CARBONE, Marco & TOMEI, Giovanni [2010]. "Assessing Settleability of Dry and Wet Weather Flows in an Urban Area Serviced by Combined Sewers". *Water, Air, & Soil Pollution*. Vol. 214. no. 1-4, p. 107–117.
- PLACH, Janina M., LIN, Sean, DROPPA, Ian G. & WARREN, Lesley A. [2014]. "Iron cycling in a littoral freshwater beach : Implications for flocculation trace metal dynamics". en. *Journal of Great Lakes Research*. Vol. 40. no. 1, p. 47–57.
- PROWSE, T. [2001]. "River-Ice Ecology. I : Hydrologic, Geomorphic, and Water-Quality Aspects". *Journal of Cold Regions Engineering*. Vol. 15. no. 1, p. 1–16.
- RICHARDSON, J. F. & ZAKI, W. N. [1954]. "Sedimentation and fluidisation : Part I". *Transactions of the Institution of Chemical Engineers*. Vol. 32, p. 35–53.
- RIDD, P., DAY, G., THOMAS, S., HARRADENCE, J., FOX, D., BUNT, J., RENAGI, O. & JAGO, C. [2001]. "Measurement of Sediment Deposition Rates using an Optical Backscatter Sensor". *Estuarine, Coastal and Shelf Science*. Vol. 52. no. 2, p. 155–163.
- ROUSE, Hunter [1937]. "Modern Conceptions of the Mechanics of Fluid Turbulence". eng. *Transactions of the American Society of Civil Engineers*. Vol. 102. no. 1, p. 463–505.
- ROVIRA, Albert, BALLINGER, Rhoda, IBÁÑEZ, Carles, PARKER, Paul, DOMINGUEZ, M. Dolores, SIMON, Xavier, LEWANDOWSKI, Andrzej, HOCHFELD, Boris, TUDOR, Marian & VERNAEVE, Liesbeth [2014]. "Sediment imbalances and flooding risk in European deltas and estuaries". en. *Journal of Soils and Sediments*. Vol. 14. no. 8, p. 1493–1512.
- SANCHEZ, Martin & LEVACHER, Daniel [2007]. "The influence of particle size of the dispersed mineral fraction on the settlement of marine and estuarine muds". *Geo-Marine Letters*. Vol. 27. no. 5, p. 303–313.
- SEDIMENTATION, Subcommittee On [1953]. "A study of methods used in measurement and analysis of sediment loads in streams. Accuracy of sediment size analysis made by the bottom withdrawal tube method, Report 10". Iowa : Project Offices of Cooperating Agencies.

- SHI, Z. & ZHOU, H. J. [2004]. “Controls on effective settling velocities of mud flocs in the Changjiang Estuary, China”. en. *Hydrological Processes*. Vol. 18. no. 15, p. 2877–2892.
- SIGG, Laura, STUMM, Werner & BEHRA, Philippe [1992]. “Chimie des milieux aquatiques : chimie des eaux naturelles et des interfaces dans l’environnement”. fr. Masson.
- SLADE, Wayne H., BOSS, Emmanuel & RUSSO, Clementina [2011]. “Effects of particle aggregation and disaggregation on their inherent optical properties”. *Optics Express*. Vol. 19. no. 9, p. 7945–7959.
- SLATTERY, M. C. & BURT, T. P. [1998]. “Particle size characteristics of suspended sediment in hillslope runoff and stream flow”. *Earth surface processes and landforms*. Vol. 22. no. 8, p. 705–719.
- SMOLUCHOWSKI, M [1917]. “Versuch einer mathematischen theorie der koagulationskinetic kolloider losungen”. no. 92, p. 129–168.
- SOTTOLICHIO, Aldo, HURTHUR, David, GRATIOT, Nicolas & BRETTEL, Patrice [2011]. “Acoustic turbulence measurements of near-bed suspended sediment dynamics in highly turbid waters of a macrotidal estuary”. *Continental Shelf Research*. Vol. 31. no. 10, S36–S49.
- SOULSBY, R.L., MANNING, A.J., SPEARMAN, J. & WHITEHOUSE, R.J.S. [2013]. “Settling velocity and mass settling flux of flocculated estuarine sediments”. *Marine Geology*. Vol. 339, p. 1–12.
- SPENCER, Kate L., MANNING, Andrew J., DROPO, Ian G., LEPPARD, Gary G. & BENSON, Thomas [2010]. “Dynamic interactions between cohesive sediment tracers and natural mud”. en. *Journal of Soils and Sediments*. Vol. 10. no. 7, p. 1401–1414.
- SPOSITO, Garrison [1989]. “The Chemistry of Soils”. OUP USA.
- SYVITSKI, James P. M., VÖRÖSMARTY, Charles J., KETTNER, Albert J. & GREEN, Pamela [2005]. “Impact of Humans on the Flux of Terrestrial Sediment to the Global Coastal Ocean”. en. *Science*. Vol. 308. no. 5720, p. 376–380.
- THILL, Antoine, MOUSTIER, Stéphane, GARNIER, Jean-Marie, ESTOURNEL, Claude, NAUDIN, Jean-Jacques & BOTTERO, Jean-Yves [2001]. “Evolution of particle size and concentration in the Rhône river mixing zone : : influence of salt flocculation”. *Continental Shelf Research*. European Land-Ocean Interaction Vol. 21. no. 18–19, p. 2127–2140.
- THOLLET, F., LE COZ, J., ANTOINE, G., FRANÇOIS, P., SAGUINTAAH, L., LAUNAY, M. & CAMENEN, B. [2013]. “Influence de la granulométrie des particules sur la mesure par turbidimétrie des flux de matières en suspension dans les cours d’eau”. *La Houille Blanche*. no. 4, p. 50–56.
- THONON, Ivo, ROBERTI, Johannes R., MIDDELKOOP, Hans, PERK, Marcel van der & BURROUGH, Peter A. [2005]. “In situ measurements of sediment settling characteristics in floodplains using a LISST-ST”. en. *Earth Surface Processes and Landforms*. Vol. 30. no. 10, p. 1327–1343.
- TOMBÁ CZ, Etelka & SZEKERES, Márta [2006]. “Surface charge heterogeneity of kaolinite in aqueous suspension in comparison with montmorillonite”. *Applied Clay Science*. Layer Charge of Clay Minerals Selected papers from the Symposium on Current Knowledge on the Layer Charge of Clay Minerals Current knowledge on the layer charge of clay minerals Vol. 34. no. 1–4, p. 105–124.
- TRAYKOVSKI, Peter, LATTER, Rebecca J. & IRISH, James D. [1999]. “A laboratory evaluation of the laser in situ scattering and transmissometry instrument using natural sediments”. *Marine Geology*. Vol. 159. no. 1–4, p. 355–367.
- TURBÉ, Anne, MUDGAL, Shaleindra, LABOUZE, Eric, PUTTEN, Wim H. Van Der, CAMACHO, Nuria Ruiz, LAVELLE, Perrine, LAVELLE, Patrick, BENITO, Patricia & TONI, Arianna De [2010]. “Soil biodiversity : functions, threats and tools for policy makers”. en.
- TÓTH, Gergely, MONTANARELLA, Luca, STOLBOVOY, Vladimir, MÁTÉ, Ferenc, BÓDIS, Katalin, JONES, Arwyn, PANAGOS, Panos & VAN LIEDEKERKE, Marc [2008]. “Soils of the European union”. *JRC Scientific and Technical Reports, Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg*.
- VAN, Lan Anh & PHAM VAN BANG, Damien [2013]. “Hindered settling of sand–mud flocs mixtures : From model formulation to numerical validation”. *Advances in Water Resources*. Vol. 53, p. 1–11.
- VAN DE HULST, Hendrik Christoffel [1957]. “Light Scattering by Small Particles”. en. New York : Wiley.

- VAN LEUSSEN, W [1994]. “Estuarine mactofloc”. Thèse de doct. University of Utrecht : University of Utrecht.
- VAN LEUSSEN, Wim & CORNELISSE, John M. [1996]. “The underwater video system VIS”. *Journal of Sea Research*. Vol. 36. no. 1–2, p. 77–81.
- VAN RIJN, L. [1984]. “Sediment Transport, Part I : Bed Load Transport”. *Journal of Hydraulic Engineering*. Vol. 110. no. 10, p. 1431–1456.
- VERNEY, Romaric, LAFITE, Robert & BRUN-COTTAN, Jean-Claude [2009]. “Flocculation Potential of Estuarine Particles : The Importance of Environmental Factors and of the Spatial and Seasonal Variability of Suspended Particulate Matter”. en. *Estuaries and Coasts*. Vol. 32. no. 4, p. 678–693.
- VERNEY, Romaric, LAFITE, Robert, CLAUDE BRUN-COTTAN, Jean & LE HIR, Pierre [2011]. “Behaviour of a flocculation population during a tidal cycle : Laboratory experiments and numerical modelling”. *Continental Shelf Research*. Proceedings of the 9th International Conference on Nearshore and Estuarine Cohesive Sediment Transport Processes Vol. 31. no. 10, Supplement, S64–S83.
- VONGVIXAY, Amphone [2012]. “Mesure et analyse de la dynamique temporelle des flux solides dans les petits bassins versants. Cas d’un bassin versant agricole en région d’élevage (Le Moulinet, Basse-Normandie, France)”. Thèse de doct. INSA de Rennes.
- VOUSDOKAS, M. I., ALEKSIADIS, S., GRENZ, C. & VERNEY, R. [2011]. “Comparisons of acoustic and optical sensors for suspended sediment concentration measurements under non-homogeneous solutions”. *J Coast Res SI64*. P. 160–164.
- VÖRÖSMARTY, Charles J, MEYBECK, Michel, FEKETE, Balázs, SHARMA, Keshav, GREEN, Pamela & SYVITSKI, James P. M [2003]. “Anthropogenic sediment retention : major global impact from registered river impoundments”. *Global and Planetary Change*. The supply of flux of sediment along hydrological pathways : Anthropogenic influences at the global scale Vol. 39. no. 1–2, p. 169–190.
- WAINWRIGHT, John, PARSONS, Anthony J., MÜLLER, Eva N., BRAZIER, Richard E., POWELL, D. Mark & FENTI, Bantigegne [2008]. “A transport-distance approach to scaling erosion rates : 1. Background and model development”. en. *Earth Surface Processes and Landforms*. Vol. 33. no. 5, p. 813–826.
- WANG, Jun-Guang, LI, Zhao-Xia, CAI, Chong-Fa, YANG, Wei, MA, Ren-Ming & ZHANG, Guo-Biao [2013]. “Effects of stability, transport distance and two hydraulic parameters on aggregate abrasion of Ultisols in overland flow”. *Soil and Tillage Research*. Vol. 126, p. 134–142.
- WANG, Junguang, LI, Zhaoxia, CAI, Chongfa & YANG, Wei [2012]. “Effects of transport distance and flow discharge of overland flow on destruction of Ultisol aggregates”. *Particuology*. Vol. 10. no. 5, p. 607–613.
- WHITE, Kevin & EL ASMAR, Hesham M [1999]. “Monitoring changing position of coastlines using Thematic Mapper imagery, an example from the Nile Delta”. *Geomorphology*. Vol. 29. no. 1–2, p. 93–105.
- WILLIAMS, N. D., WALLING, D. E. & LEEKS, G. J. L. [2008]. “An analysis of the factors contributing to the settling potential of fine fluvial sediment”. en. *Hydrological Processes*. Vol. 22. no. 20, p. 4153–4162.
- WINTERWERP, J. C. [1999]. “On the Dynamics of High-concentrated Mud Suspensions”. en. Delft University of Technology, Faculty of Civil Engineering & Geosciences.
- WINTERWERP, J. C. [2001]. “Stratification effects by cohesive and noncohesive sediment”. en. *Journal of Geophysical Research : Oceans*. Vol. 106. no. C10, p. 22559–22574.
- WINTERWERP, J. C. [2002]. “On the flocculation and settling velocity of estuarine mud”. *Continental shelf research*. Vol. 22. no. 9, p. 1339–1360.
- WINTERWERP, J. C. & KESTEREN, W. G. M. van [2004]. “Introduction to the Physics of Cohesive Sediment Dynamics in the Marine Environment”. en. Elsevier.
- WOODWARD, J. C., PORTER, P. R., LOWE, A. T., WALLING, D. E. & EVANS, A. J. [2002]. “Composite suspended sediment particles and flocculation in glacial meltwaters : preliminary evidence from Alpine and Himalayan basins”. en. *Hydrological Processes*. Vol. 16. no. 9, p. 1735–1744.
- YOU, Zai-Jin [2004]. “The effect of suspended sediment concentration on the settling velocity of cohesive sediment in quiescent water”. *Ocean Engineering*. Vol. 31. no. 16, p. 1955–1965.

ZHENG, Jun, LI, Rui-jie, FENG, Qing & LU, Sha-sha [2013]. “Vertical profiles of fluid velocity and suspended sediment concentration in nearshore”. *International Journal of Sediment Research*. Vol. 28. no. 3, p. 406–412.

ANNEXES

Acronymes

ADV : Accoustic Doppler Velocimeter

CCD : Charge-Coupled Device

EDF : Electricité De France

EPS : Substances Polymériques Extracellulaires

ESD :Equivalent Diameter Spherique

FI : Flocculation Index

HMP : Hexa-Meth-Phosphate

MES : Matières en suspension

OBS : Optical Backscatter Sensors

OSC : Optical Settling Column

PSD : Particle size distributions

SCAF : Système de Caractérisation des Agrégats et des Flocs

SFGL : Surficial fine-grained lamina

SSD : suspended sediment concentrations

SVD : Settling velocity distribution

Expériences de validation du calcul de vitesses de chutes

Cette annexe présente des données complémentaires en lien avec le chapitre 5.

1. Agrégats de sol

La figure B.1 présente la validation de la méthode de traitement de donnée pour des échantillons de sol brun du Pradel (voir chapitres 3 et 7 section 4). Le protocole de préparation des échantillons et de mesure est exactement le même que celui présenté pour les sédiments de la rivière Ells au chapitre 5. Cette figure est équivalente à la figure 5.7 pour un autre matériau.

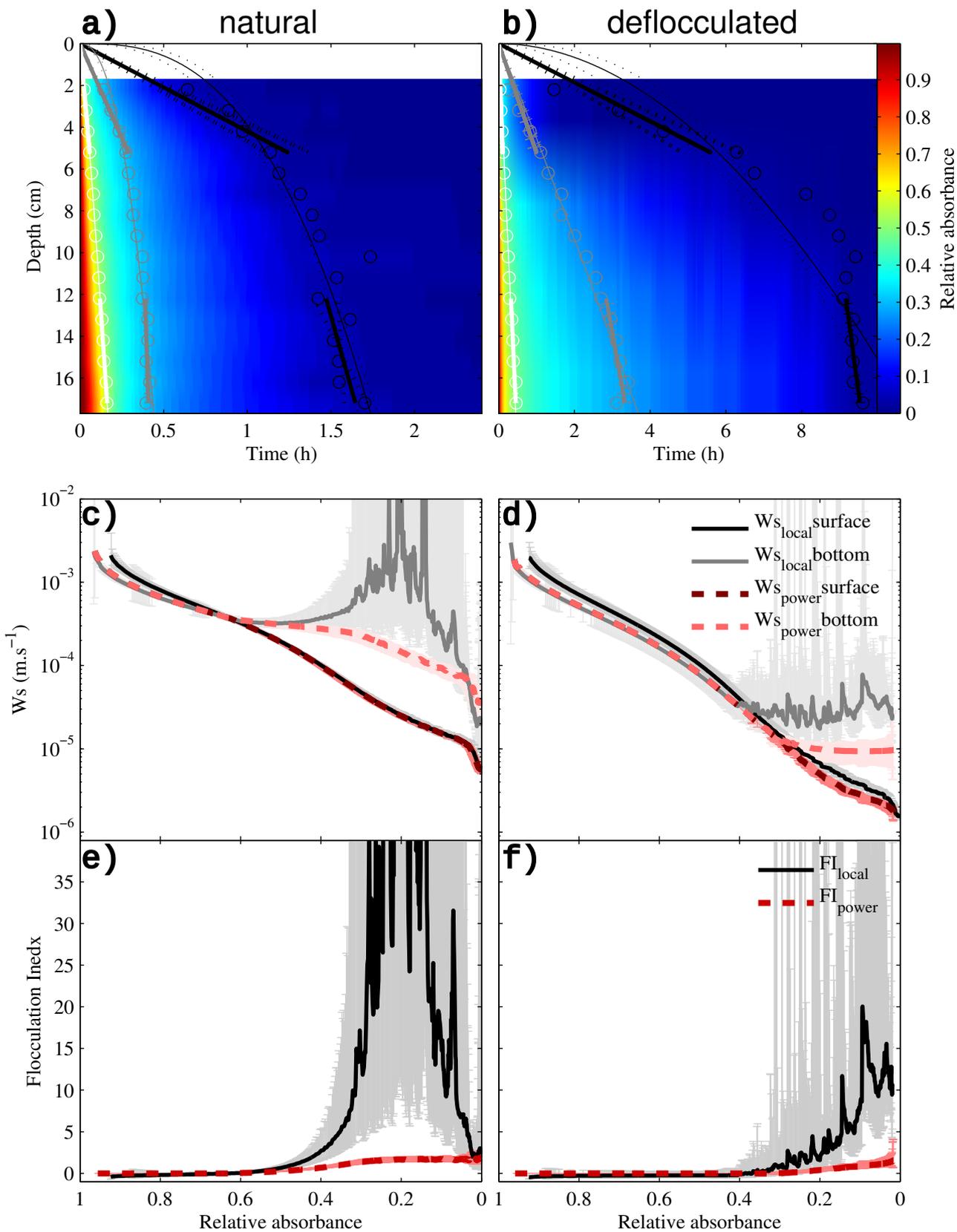


FIGURE B.1 – Optical settling column results for the Pradel soil sediment. (a ,b) : measured absorbance over depth and time; (c,d) settling velocities distribution and (e,f), Flocculation Index. The left panel shows the results for the natural state of the sediment, as the right panel presents results with the deflocculant solution.

2. Flux de chute

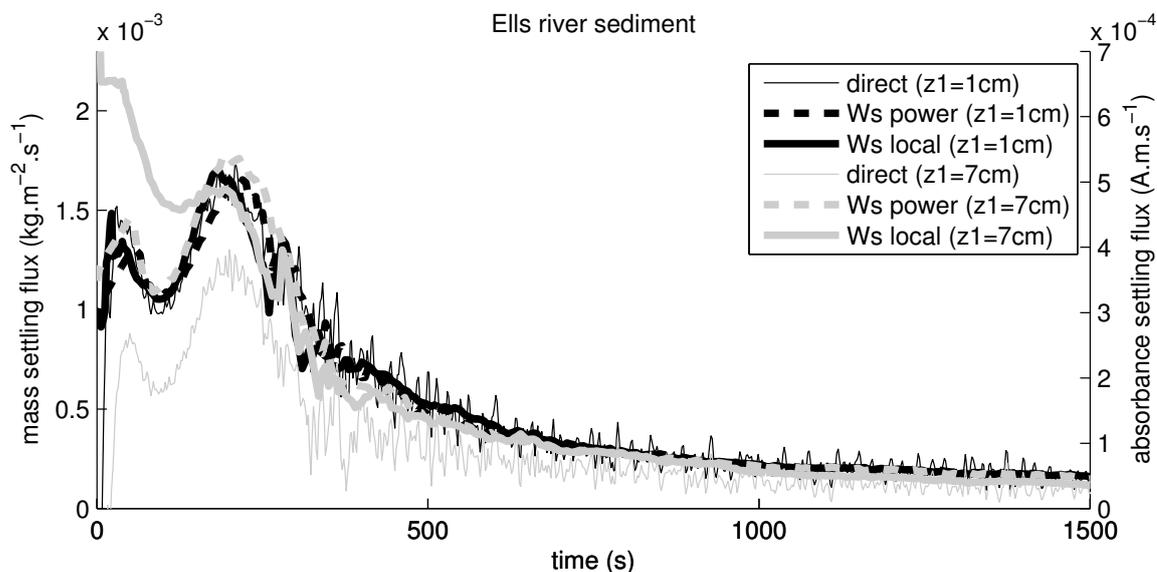


FIGURE B.2 – Settling flux over time of the Ells River sediment calculated from the OCS data, using direct abject calculation (thin line), power fitted settling velocity (dotted line) and local fitted settling velocities (large line). Results are presented using all the data set (first sensor 2 cm under the water surface : black lines) and using only the 10 bottom sensor (first sensors 8 cm under the water surface : gray lines).

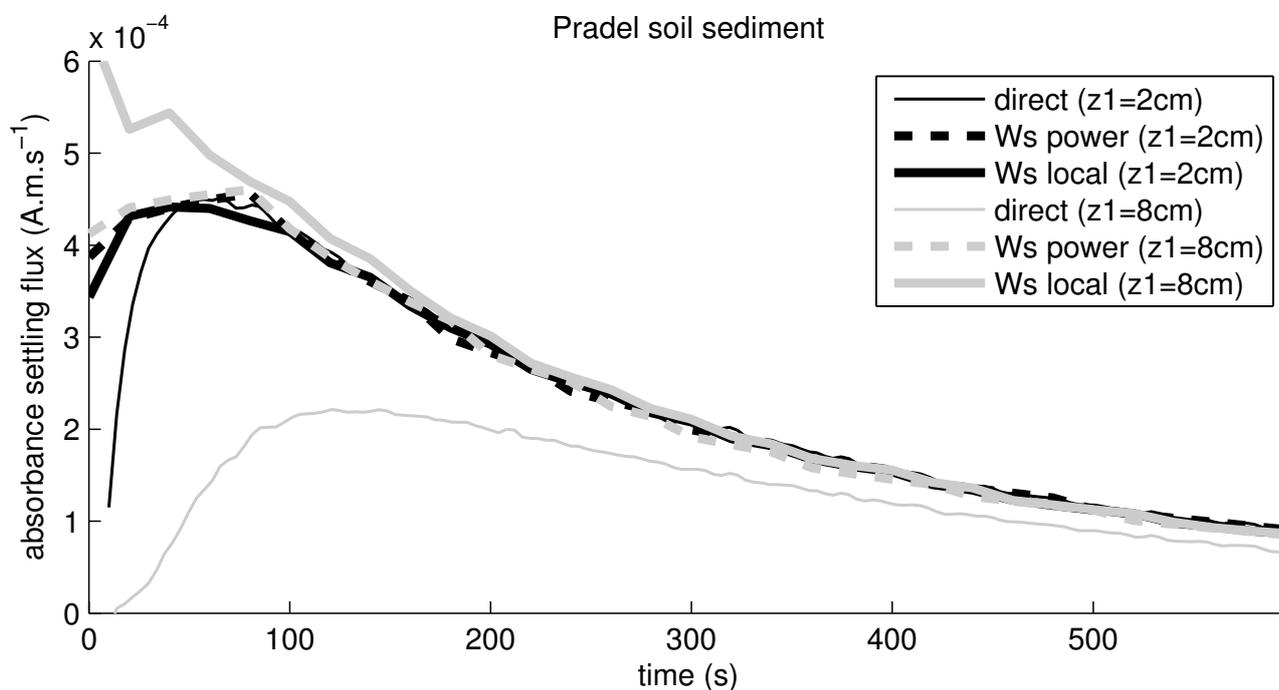


FIGURE B.3 – Settling flux over time of the Pradel Soil sediment calculated from the OCS data, using direct abject calculation (thin line), power fitted settling velocity (dotted line) and local fitted settling velocities (large line). Results are presented using all the data set (first sensor 2 cm under the water surface : black lines) and using only the 10 bottom sensor (first sensors 8 cm under the water surface : gray lines). Note that the time step for calculation is larger here than for the figures of glass sphere and Ells River sediments.

C

Données des expériences de comparaison de sédiments

Cette annexe présente des données complémentaires en lien avec le chapitre 7 section 4.

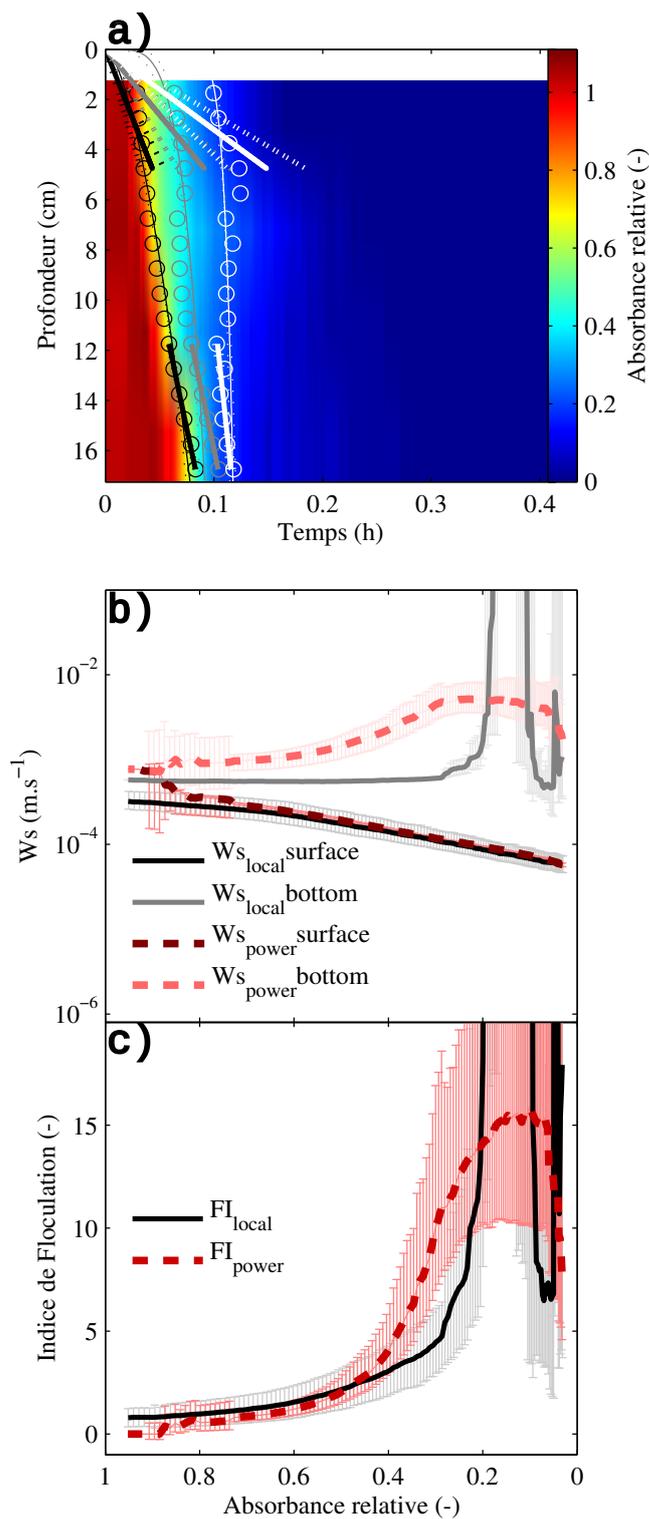


FIGURE C.1 – Matériel : NC (Nouvelle Calédonie), sédiment de rivière. (a) Mesures d'absorbance du SCAF, (b) distribution de vitesses de chute et (c) des indices de flocculation. Les paramètres utilisés pour les calculs de vitesses sont ceux présentés au chapitre 5.

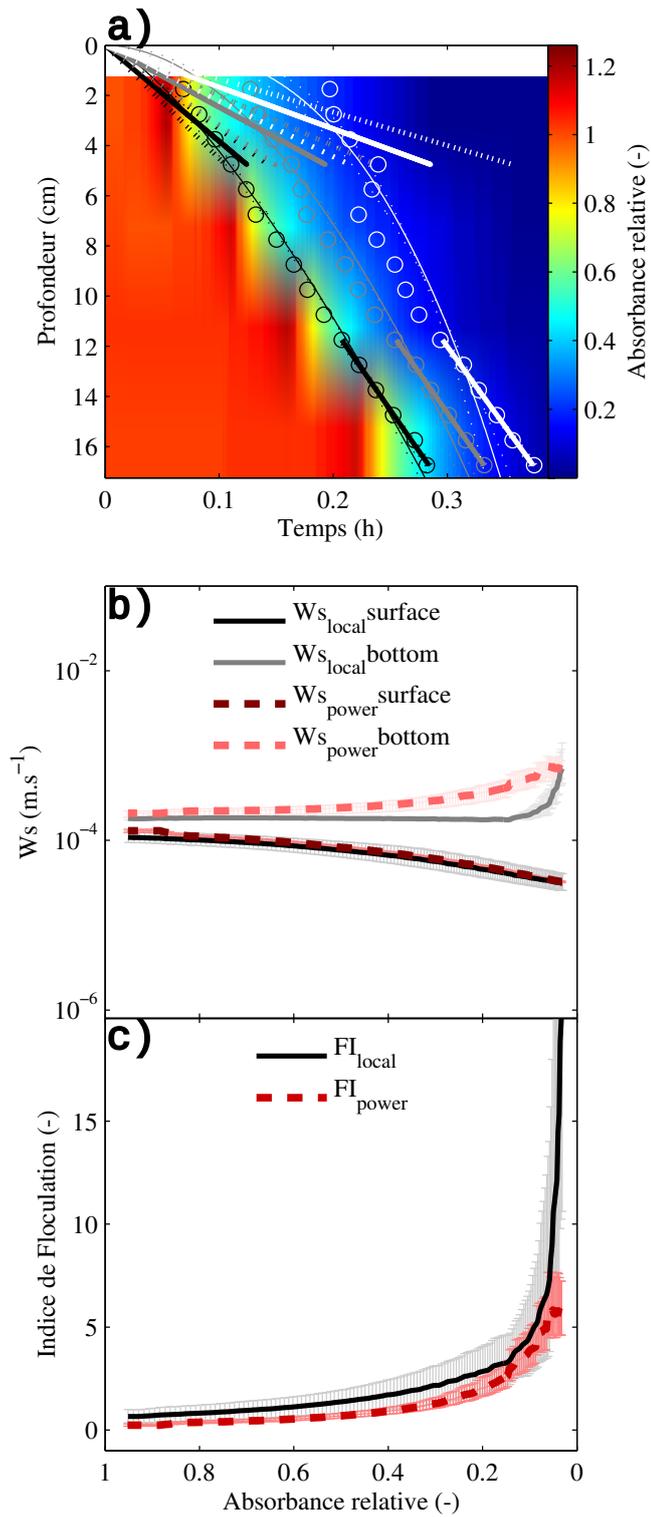


FIGURE C.2 – Matériel : Ma (Marnes), roche altérée (badlands). (a) Mesures d'absorbance du SCAF, (b) distribution de vitesses de chute et (c) des indices de flocculation. Les paramètres utilisés pour les calculs de vitesses sont ceux présentés au chapitre 5.

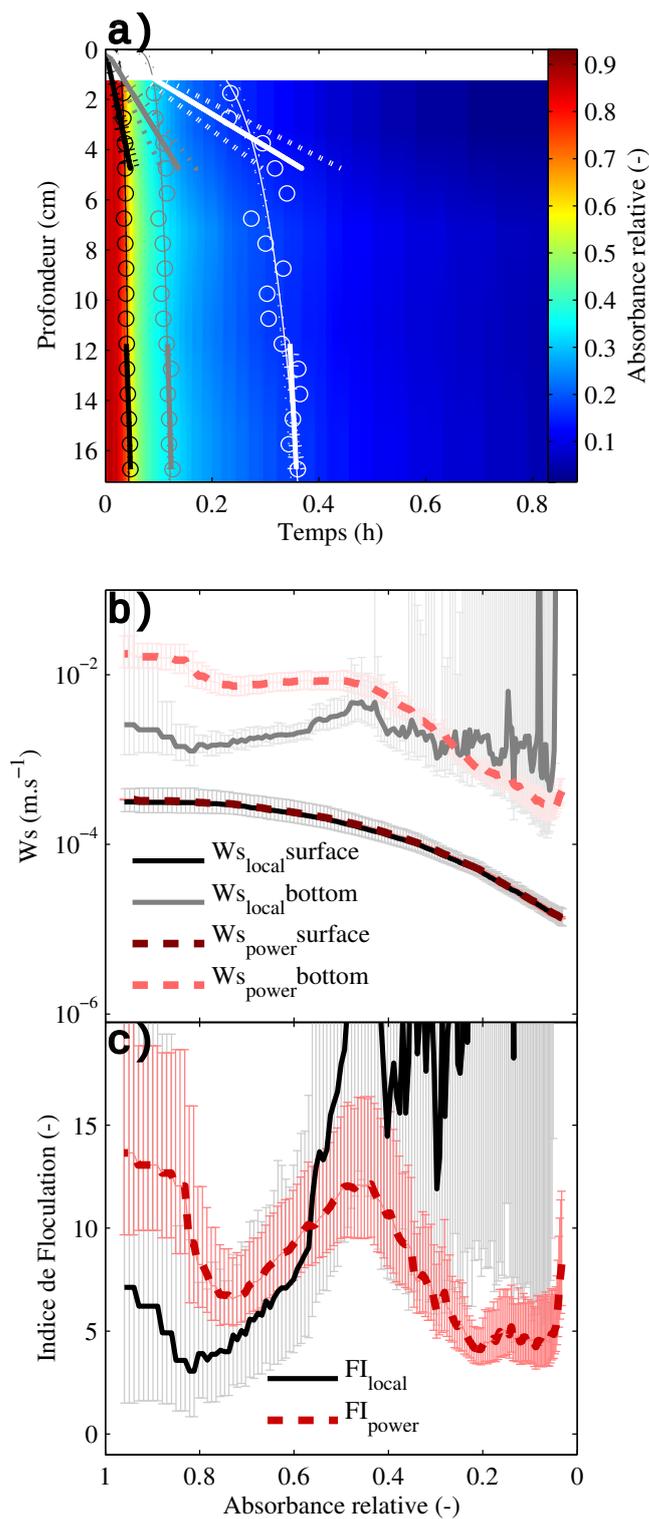


FIGURE C.3 – Matériel : SE (Saint-Egrève), sédiment de retenue. (a) Mesures d'absorbance du SCAF, (b) distribution de vitesses de chute et (c) des indices de flocculation. Les paramètres utilisés pour les calculs de vitesses sont ceux présentés au chapitre 5.

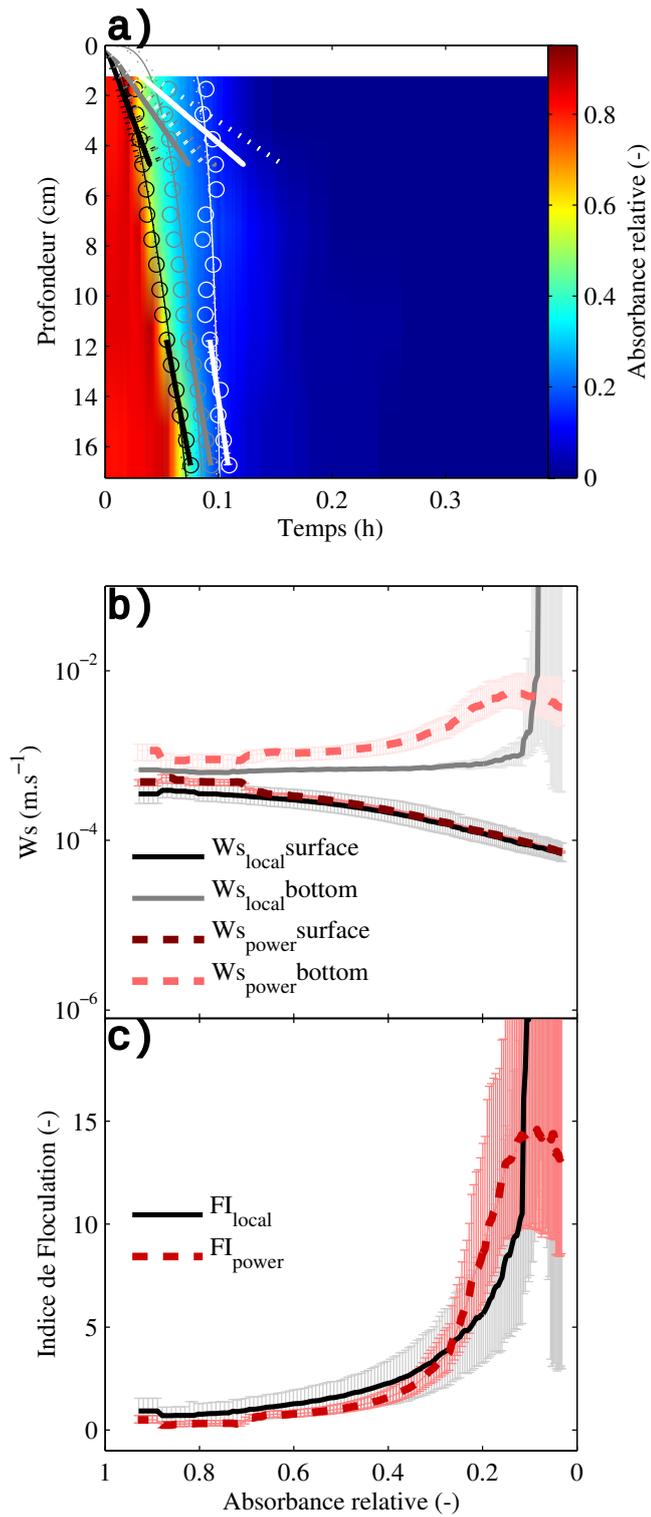


FIGURE C.4 – Matériel : AF (Arc Flush), sédiment de rivière. (a) Mesures d'absorbance du SCAF, (b) distribution de vitesses de chute et (c) des indices de flocculation. Les paramètres utilisés pour les calculs de vitesses sont ceux présentés au chapitre 5.

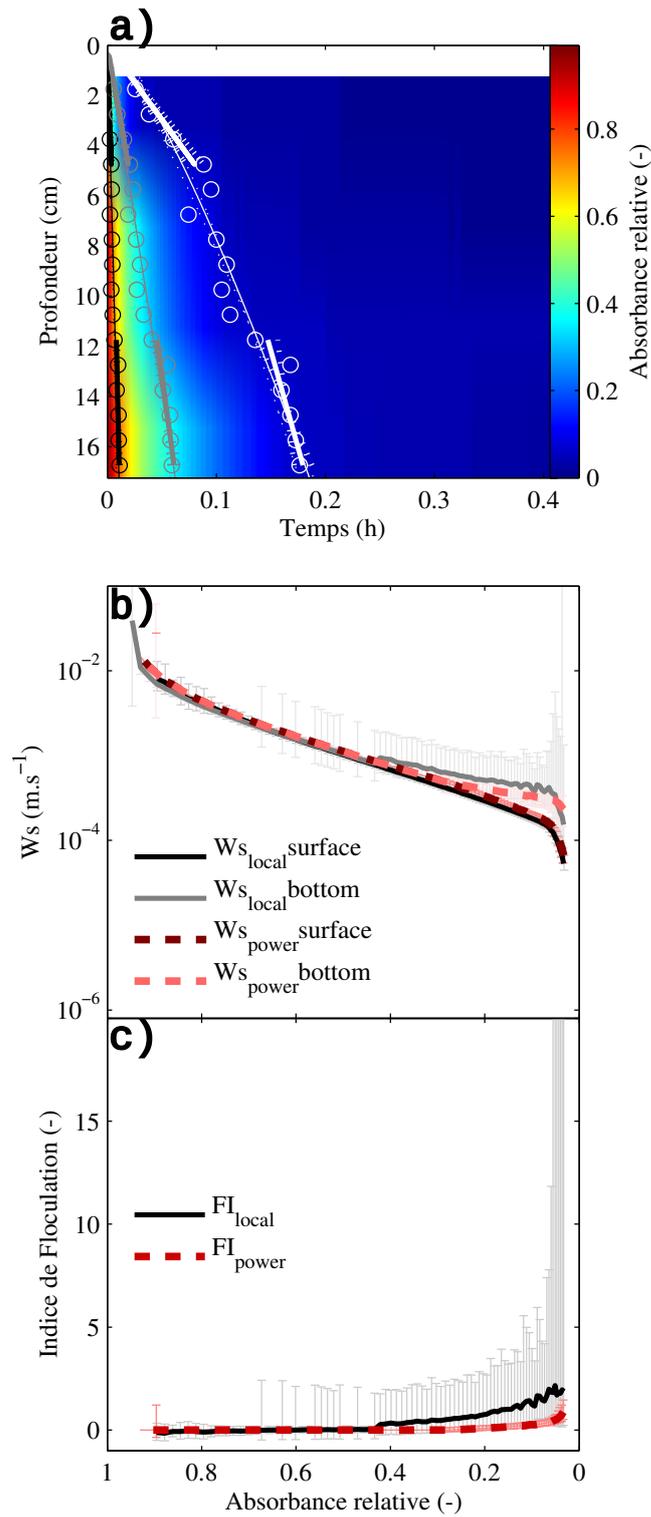


FIGURE C.5 – Matériel : Pr (Pradel), sol brun argileux. (a) Mesures d'absorbance du SCAF, (b) distribution de vitesses de chute et (c) des indices de flocculation. Les paramètres utilisés pour les calculs de vitesses sont ceux présentés au chapitre 5.

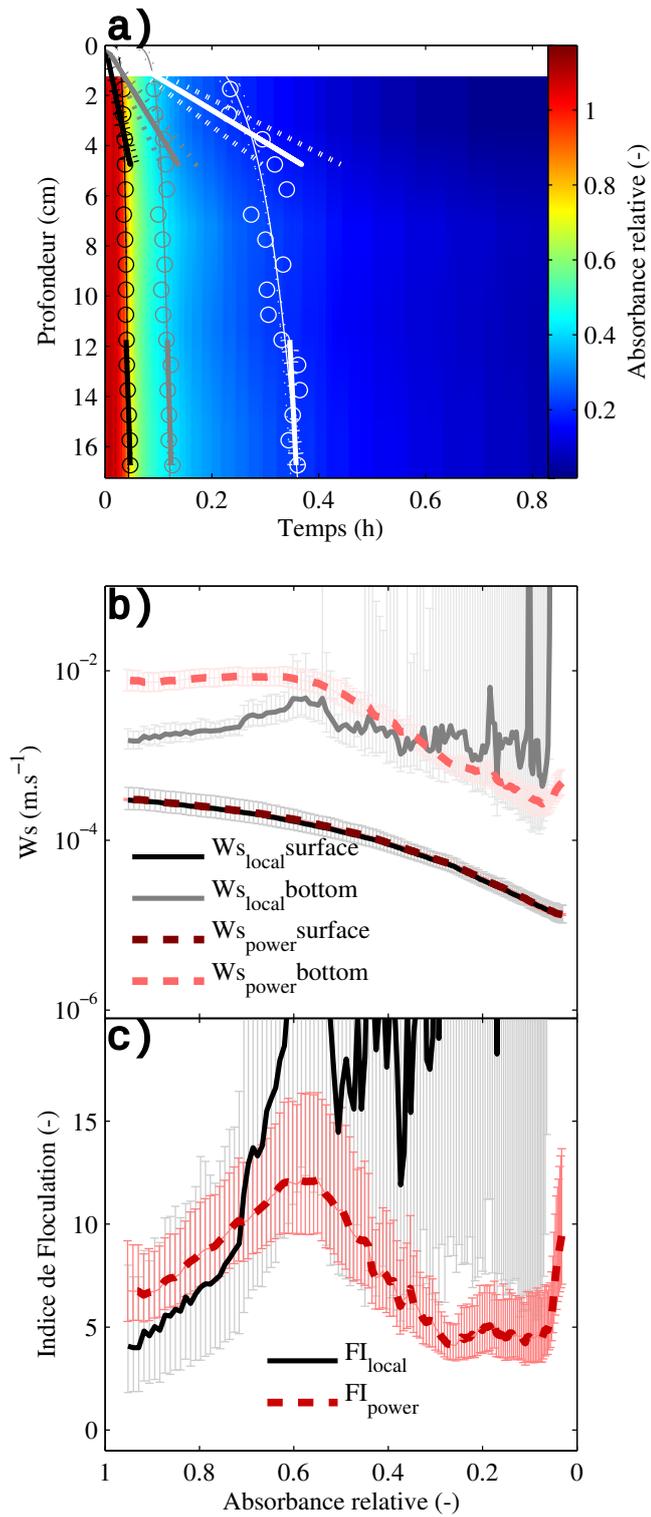


FIGURE C.6 – Matériel : OS (Organic Soil), sol brun organique. (a) Mesures d'absorbance du SCAF, (b) distribution de vitesses de chute et (c) des indices de flocculation. Les paramètres utilisés pour les calculs de vitesses sont ceux présentés au chapitre 5.

Développement d'un système de caractérisation des agrégats et des flocs en suspension

Résumé : L'évolution des caractéristiques des particules en suspension au cours de leur transfert au sein des bassins versants est encore mal connue. Ceci limite actuellement notre aptitude à prédire correctement l'érosion ou les flux de matières en suspension (MES) et rend difficile la proposition de pratiques de gestion adaptées aux réglementations en vigueur. A partir d'expériences en milieu contrôlé, nous avons montré que les particules de sols ont tendance à se désagréger en milieu turbulent. Il semble de plus qu'une augmentation de la concentration en suspension accélère cette désagrégation et conduise à des particules plus fines. Même si l'évolution des particules à l'échelle horaire semble rester de second ordre derrière les caractéristiques des sols sources, il est indispensable de pouvoir vérifier si les particules en suspension se comportent de la même manière en conditions naturelles où des interactions complexes entre processus peuvent avoir lieu. Cependant l'absence de méthode de mesure permettant le suivi des propriétés de transport des sédiments en écoulements très concentrés (de 1 à plusieurs centaines de grammes par litre) dans les bassins élémentaires limite notre capacité à hiérarchiser les processus à considérer pour modéliser le transfert sédimentaire ou améliorer la gestion opérationnelle des sédiments. Afin de répondre à ce besoin instrumental, nous avons développé un Système de Caractérisation des Agrégats et des Flocs (SCAF). Cet instrument est conçu pour être incorporé dans les stations de suivi hydro-sédimentaire. La mesure est réalisée immédiatement après prélèvement d'un échantillon de la suspension à caractériser par une série de capteurs optiques qui suivent l'évolution de l'absorbance optique durant la sédimentation de l'échantillon. Nous proposons une méthode de traitement des données optiques donnant accès à la distribution des vitesses de chute de la suspension ainsi qu'à un indice de floculation qui renseigne sur la capacité des MES à floculer durant leur sédimentation. Les distributions de vitesses de chute mesurées sont validées sur une large gamme de matériaux et de régimes de sédimentation, afin de couvrir la variabilité des types de matériaux et des concentrations observées en milieu naturel. Pour des sédiments non cohésifs ou floculant peu durant leur sédimentation les mesures du SCAF s'ajustent sur celles issues des autres méthodes. Pour les suspensions qui floculent durant leur sédimentation, la plupart des méthodes de mesure classiques conduisent à des vitesses de chute non représentatives de la suspension. Nous avons montré que les variations des propriétés optiques des matières en suspension lors de leur floculation impactent nos mesures. La méthode proposée permet cependant de quantifier l'augmentation des vitesses de chute avec la floculation, et d'encadrer l'incertitude des mesures. Pour les mesures à forte concentration ($\gtrsim 10 \text{ g.l}^{-1}$), un front d'entravement peut se former durant la sédimentation, le SCAF mesurant alors précisément les vitesses de chute du front. La mesure des distributions des vitesses de chute et de la cohésion des particules en suspension peut permettre d'identifier différentes populations de particules formant une suspension (grains de sables, flocs, matières fines...). Le suivi de telles informations au sein de bassins versants ouvre de nouvelles perspectives pour aborder la connectivité sédimentaire et s'orienter vers une gestion optimale des flux de MES.

Mots clés : sédiments cohésifs, vitesse de chute, développement instrumental, floculation, transport en suspension, mesure optique.

Development of a suspended aggregates and flocculation characterization system

Abstract: Little is known about the processes that govern the evolution of suspended particle characteristics during their transport through a river basin. This is a main limitation for modelling erosion severity or suspended solids (SS) fluxes. It also leads to difficulties to propose management policies appropriated to environmental legislation. Based on experiments in controlled environments, we have shown that soil particles tend to disaggregate in turbulent flows. The increase in SS concentration was associated with an increase of the disaggregation of SS particles, leading to smaller final particle sizes. Laboratory experiments also showed that the variability of the particle sizes due to their evolution over one hour was smaller than the variability due to the soil type from which the particles originated. However it is important to ensure that the suspended particles behave in the same way in natural conditions, where complex interactions between hydraulic, chemical and biological processes can influence their evolution. Up to now no measurement method allows measuring continuously the suspended sediment properties in highly concentrated fluids (from one to hundreds of grams per liter), such as those observed in headwater catchments during runoff events. This severely limits the possibility to identify the processes that are important to consider in numerical models. The Aggregate and Floc Characterization System (SCAF) has been developed in order to measure SS properties for a wide range of SS concentrations. It was designed to be easily incorporated into sequential samplers. Immediately after the collection of a sample from the river, the sedimentation of the suspension is recorded by continuous measurements of the absorbance by a series of optical sensors. A method was proposed to process the raw optical data in order to obtain the settling velocity distribution of the suspension. It also provides a flocculation index representing the tendency of the particles to flocculate during their sedimentation. The calculated settling velocity distributions were validated on a large range of materials and settling regimes in order to cover the natural variability of suspended sediments. For sediments that hardly flocculate during their sedimentation or are non-cohesive, the measurements of the SCAF were similar to those from other methods. In the case of suspensions that strongly flocculate during sedimentation, most of the conventional methods give non-representative settling velocities. In this case, the optical property of the particles may vary during settling, affecting the optical measurement. The proposed method allowed quantifying the increase of settling velocity induced by flocculation, and provided confidence intervals for the settling velocities. For high SS concentrations ($\gtrsim 10 \text{ g.l}^{-1}$), a settling front can be formed during the sedimentation, which is well characterized by the SCAF. The measurement of the settling velocity distributions and of the flocculation index can be used to identify different particle populations (sand grains, floccs, individual particles) forming a suspension. Monitoring these properties in watersheds offers new insights to explore sediment connectivity within river basins and to optimize water management strategies.

Keywords: cohesive sediments, settling velocity, instrumental development, flocculation, suspended sediment transport, optical measurement.