

*ÉCOLE DOCTORALE MATHÉMATIQUES, SCIENCES DE L'INFORMATION
ET DE L'INGENIEUR*

MEMOIRE D'HABILITATION A DIRIGER DES RECHERCHES

présenté par :

Anne Pallarès

Equipe MécaFlu

Département de Mécanique – Laboratoire ICube

Soutenu publiquement le : 15 janvier 2021

Discipline : Sciences de l'ingénieur

**Moyens instrumentaux pour la surveillance
environnementale des eaux de surface**

GARANTE :

Mme CHARPENTIER Isabelle

Directrice de Recherche, ICube – UMR 7357

RAPPORTEURS :

M HURTHER David

Directeur de Recherche, LEGI - UMR 5519

M BERTRAND-KRAJEWSKI Jean-Luc

Professeur, INSA Lyon

M MOSE Robert

Professeur, ENGEES – IUT Robert Schumann

MEMBRES DU JURY :

Mme PONS Marie-Noëlle

Directrice de Recherche, UMR 7274

M FONTAINE Jean-Charles

Professeur, UHA

A tous ceux qui me sont chers.

A la mémoire de mes parents, Suzanne et Heinz.

Remerciements

Ce n'est que tardivement dans ma carrière, en début 2020 que j'ai commencé à rédiger ce mémoire. Le début de cette rédaction se fit dans des conditions étranges : un strict confinement à domicile dû à la pandémie de COVID-19. Isolement a été le maître mot durant de nombreuses semaines, les interactions professionnelles ne se faisant qu'à travers les moyens modernes de communication, par téléphone et/ou écrans interposés. Ce sont dans ces conditions laborieuses que les premiers éléments de ce manuscrit ont été posés. Je tiens en premier lieu à remercier ceux qui partageaient alors mon quotidien pour m'avoir soutenue dans ce travail.

Ce qui m'amène également à remercier Isabelle Charpentier, ma garante, pour ses précieux conseils sans lesquels cet ouvrage aurait encore tardé à voir le jour.

Un immense merci à mon fidèle compagnon de route, Philippe Schmitt, sans qui bon nombre des travaux présentés n'auraient pas pu aboutir. De la même manière je tiens ici à remercier l'équipe d'Ubertone, Marie Burckbuchler et Stéphane Fischer, et notre acolyte de l'équipe SMH d'ICube, Wilfried Uhring, avec qui nous avons partagé de nombreux travaux et réflexions.

Enfin, je tiens à remercier tous les membres du jury, Jean-Luc Bertrand-Krajewski, Jean-Charles Fontaine, David Hurther, Robert Mosé et Marie-Noëlle Pons. Je plains tout particulièrement les rapporteurs à qui j'ai dû gâcher les, pourtant bien méritées, vacances de fin d'année. Mention spéciale à Jean-Luc, redoutable traqueur d'erreurs en tous genres qui avaient réussies à échapper à mon bataillon de relecteurs.

Et pour terminer un grand merci à Marie-Noëlle, présidente du jury, pour avoir mené la soutenance, malheureusement en distanciel, totalement dématérialisée, avec justesse et convivialité.

Table des matières

Introduction	13
Curriculum Vitae étendu	17
1. Activités scientifiques	21
1. Résumé des activités scientifiques	22
2. Encadrement scientifique	23
3. Responsabilités scientifiques.....	24
4. Diffusion et rayonnement.....	26
5. Responsabilités collectives.....	28
2. Activités pédagogiques	29
1. Présentation générale.....	29
2. Synthèse des enseignements.....	30
3. Direction, animation, montage de formations	31
4. Diffusion, rayonnement, activités internationales	31
5. Perspectives	32
3. Publications	33
1. Articles dans revues internationales à comité de lecture.....	33
2. Articles dans revues nationales à comité de lecture	35
3. Direction d'ouvrages collectifs	35
4. Actes publiés de conférences internationales et nationales, congrès et colloques avec comité de lecture	35
5. Autres	38
Synthèse des travaux	41
1. Introduction	43
2. Le projet « MESFLUX ».....	45
1. Préliminaires.....	45
2. Mesure pulsée.....	46
3. Effet Doppler.....	48
4. Résultats	49
5. Aboutissement.....	51
3. La caractérisation et surveillance acoustique des eaux de surface.....	53
1. Approche géomorphologique.....	54

2. Approche de surveillance	56
3. Conclusion.....	64
4. Comparaison des techniques acoustiques et optiques	67
1. Domaine de concentrations standards	68
2. Fortes concentrations.....	73
3. Conclusions	76
5. Développement instrumental	79
1. Principe de la turbidité optique résolue en temps	79
2. Comparaison aux autres techniques	82
2. Perspectives	88
6. Conclusion et perspectives	89
Projet de Recherche.....	91
1. Introduction	93
2. Science de l'eau citoyenne	95
1. Le projet	96
2. Bénéfice pour le citoyen.....	100
3. Bénéfice pour l'EMS.....	102
4. Perspectives	102
3. Conclusion.....	105
Conclusion.....	107
Annexes.....	111
Annexe 1 : L'eau	113
1. Généralités.....	113
2. Quelques chiffres français.....	116
3. Les eaux usées.....	118
4. Qualité de l'eau : paramètres d'intérêt	119
Annexe 2 : La turbidité.....	137
1. Interaction onde-matière	138
2. La turbidité optique	140
3. La turbidité acoustique	145
Bibliographie	155

Liste des tableaux

Tableau 1 : Tableau récapitulatif de mon service d'enseignement.	30
Tableau 2 : Description des matériaux utilisés pour les comparaisons de réponse optique et acoustique.....	69
Tableau 3 : Ajustement par régression linéaire $\eta = a_i \ln M + b_i$	70
Tableau 4 : Ajustement par régression linéaire $\kappa = a_s M + b_s$	71
Tableau 5 : Ajustement linéaire par régression linéaire $T = aM + b$	73
Tableau 6 : Ajustement linéaire par régression linéaire $\eta = a_i \ln M + b_i$. Cas des fortes concentrations.....	73
Tableau 7 : Ajustement linéaire par régression linéaire $\kappa = a_s M + b_s$. Cas des fortes concentrations.....	74
Tableau 8 : Ajustement linéaire de : $\eta = a_i M + b_i$	83
Tableau 9 : Ajustement linéaire de la pente $\kappa = a_s M + b_s$	84
Tableau 10 : Ajustement linéaire de la turbidité optique $T = aM + b$	86
Tableau 11 : Ajustement linéaire pour TROT: $N = a_T M + b_T$	87
Tableau 12 : Normes françaises des techniques d'observation [(Pouet, Muret, Touraud, Vaillant, & Thomas, 1999) ; (Vaillant, Pouet, & Thomas, 1999) ; (Thomas, Métrologie des eaux résiduaires, 1995) ; (Thomas, Theraulaz, Agnel, & Suryani, 1995) ; (Roig, Gonzales, & Thomas, Measurement of dissolved total nitrogen in wastewater by UV photooxidation with peroxodisulphate, 1999) ; (Roig, Gonzales, & Thomas, Simple UV/UV-visible method for nitrogen and phosphorus measurement in wastewater, 1999) ; (Pouly, Touraud, Buisson, & Thomas, 1999) ; (Touraud, Crone, & Thomas, 1998) ; (Crone, 2000)].	125
Tableau 13 : Directive Européenne 91/271 – Cas général	134
Tableau 14 : Directive Européenne 91/271 – Cas des STEP	135
Tableau 15 : Unités de mesure de turbidité.....	143

Liste des figures

Figure 1 : Les objectifs du développement durable.	43
Figure 2 : Principe de la mesure ultrasonore.....	46
Figure 3 : Structure du faisceau ultrasonore pulsé.	46
Figure 4 : Principe de la PRF. (Ouchtati, 2020).....	47
Figure 5 : Spectre ultrasonore.	47
Figure 6 : Principe de l'effet Doppler. (Ouchtati, 2020).....	48
Figure 7 : Description schématique du MESFLUX	49
Figure 8 : Concentration totale de solides en suspension en fonction du temps et de la technique de mesure (Abda, et al., In situ comparison of velocity and concentration measurements techniques, 2008).....	50
Figure 9 : Evolution temporelle de la concentration des sédiments en suspension (Pallarès, François, Pons, & Schmitt, 2011)	51
Figure 10 : Prototype MESFLUX.	52
Figure 11 : Instrument Ubertone (2014).	52
Figure 12 : Mont St Michel et Couesnon.	54
Figure 13 : Evolution temporelle de différentes caractéristiques.....	55
Figure 14 : Schéma et photographie du positionnement instrumental.	56
Figure 15 : Evolution temporelle des turbidités.	57
Figure 16 : Evolution temporelle des turbidités par temps sec.	58
Figure 17 : Evolution temporelle des turbidités par temps de pluie.....	59
Figure 18 : Evolution temporelle des turbidités acoustiques par temps sec.....	60
Figure 19 : Evolution temporelle des profils de turbidités acoustiques par temps sec.	61
Figure 20 : Evolution temporelle des turbidités acoustiques par temps de pluie.....	62
Figure 21 : Evolution temporelle des profils de turbidité acoustique par temps de pluie.....	63
Figure 22 : Evolution de η en fonction du matériau et de sa concentration.	70
Figure 23 : Evolution de κ en fonction du matériau et de la concentration	71
Figure 24 : Evolution de la turbidité optique en fonction du matériau et de la concentration. 72	72
Figure 25 : Evolution de η en fonction de la concentration.....	74
Figure 26 : Evolution de la pente en fonction de la concentration.....	75
Figure 27 : Evolution de la turbidité optique en fonction de la concentration.....	76

Figure 28 : Principe de la mesure de turbidité optique résolue en temps (Time Resolved Optical Turbidity ou TROT)	80
Figure 29 : Nombre théorique de photons collectés en fonction du temps.....	81
Figure 30 : Vue schématique du dispositif TROT	82
Figure 31 : Evolution de η en fonction du matériau et de la concentration.....	83
Figure 32 : Evolution de la turbidité acoustique en fonction du matériau et de la concentration.....	84
Figure 33 : Evolution de la turbidité optique en fonction du matériau et de la concentration.	85
Figure 34 : Nombre de photons collectés en fonction du temps a) @ 0,01 g/l ; b) @ 0,3 g/l..	86
Figure 35 : Evolution du nombre de photons collectés en fonction du matériau et de la concentration.....	87
Figure 36 : Evolution des températures et précipitations locales (Charpentier, 2020).	96
Figure 37 : Photographie du kit complet FWW	97
Figure 38 : Perception des enjeux dans le domaine de l'eau.	100
Figure 39 : Perception des actions prioritaires à mener pour garantir une bonne gestion des eaux.	101
Figure 40 : Perception de l'utilité des informations sur les eaux.....	101
Figure 41 : Répartition de l'eau sur Terre. (Biogeochemical Cycles, 2020)	113
Figure 42 : Grand cycle de l'eau. (L'eau et les milieux aquatiques, 2020).....	114
Figure 43 : Petit cycle de l'eau ou parenthèse urbaine. (L'eau et les milieux aquatiques, 2020)	115
Figure 44 : Evolution des prélèvements d'eau selon grands usages.	117
Figure 45 : Répartition des captages d'eau potable en France.....	117
Figure 46 : Evolution de la consommation journalière d'eau potable.	118
Figure 47 : Photographie d'un échantillon d'eau usée (Pallarès, François, Pons, & Schmitt, 2011).....	121
Figure 48 : Répartition des tailles des matières en suspension présentes dans les eaux naturelles.	122
Figure 49 : Spectre d'absorption et applications. (S::CAN, 2020)	127
Figure 50 : Réseaux d'assainissement. (Réseaux d'assainissement, 2020).....	131
Figure 51 : Sources de pollution.	132
Figure 52 : Schéma de traitement des eaux usées. (Services , 2020)	133

Figure 53 : Schémas de diffusion. (DLS and zeta potential – What they are and what they are not?, 2020).....	139
Figure 54 : Disque de Secchi et son utilisation. (Secchi Disk, 2020)	141
Figure 55 : Principe de fonctionnement d'un turbidimètre en néphéломétrie. (Rai & Kumar, 2015).....	141
Figure 56 : Schéma de principe d'un turbidimètre en transmission. (Rai & Kumar, 2015) ..	141
Figure 57 : Fenêtre de mesure d'un turbidimètre commercial. (Bratby, 2015)	142
Figure 58 : Principe de fonctionnement d'un turbidimètre acoustique. (Rai & Kumar, 2015)	145
Figure 59 : Réponse acoustique et optique (Agrawal, Portsmith, Dana, & Mikkelsen, 2019).	152
Figure 60 : Photographie de la cuve de mesure lors de mesures comparatives.	153

Introduction

Cet ouvrage présente mes travaux de recherche depuis un peu plus d'une quinzaine d'années après avoir rejoint l'actuelle équipe de Mécanique des Fluides du Laboratoire ICube de Strasbourg.

C'est dans une vie antérieure, celle durant laquelle j'ai travaillé pour l'instrumentation en physique des hautes énergies, que j'ai eu un premier contact avec la surveillance environnementale. C'était à travers des ADCP, Acoustic Doppler Current Profiler, destinés à connaître les paramètres environnementaux de l'expérience ANTARES (Astronomy with a Neutrino Telescope and Abyss Environmental Research). Ces instruments étaient utilisés afin d'évaluer les courants marins et leur influence sur le bruit de fond bioluminescent dont souffraient les photomultiplicateurs de l'expérience.

C'est en 2005 que j'ai officiellement intégré l'Institut de Mécanique des Fluides de Strasbourg. J'y ai rejoint le développement d'une instrumentation acoustique destinée à la mesure de profils de vitesse et de concentrations en matières en suspension. Cette instrumentation s'adressait plus particulièrement à la surveillance des réseaux d'assainissement. Elle m'a menée à de nombreuses campagnes de prises de mesures sur le terrain avec les contraintes particulières du milieu étudié.

Par son potentiel impact environnemental, c'est l'évaluation des concentrations de matières en suspension qui m'a plus particulièrement intéressée. Ces particules, minérales ou organiques, sont d'origine naturelle en rapport avec des phénomènes d'érosion et les précipitations, ou découlent des rejets urbains et industriels. Elles sont connues pour être néfastes pour l'environnement à double titre :

- Mécanique à travers,
 - la formation de sédiments massifs pouvant obstruer les écoulements,
 - l'augmentation de la turbidité de l'eau qui vient réduire la photosynthèse et potentiellement colmater les branchies des poissons.
- Chimique à travers le transport de polluants.

C'est donc à travers la turbidité du milieu, l'eau, que je me suis intéressée aux matières en suspension. C'est cette partie de mes travaux qui est principalement décrite dans ce mémoire.

Après la présentation de mon parcours professionnel, la synthèse de mes travaux est divisée en 4 parties qui reflètent le cheminement de mes recherches. Cette synthèse est complétée par deux annexes portant sur des notions complémentaires ou théoriques au sujet de l'eau au sens large et la mesure visée, la turbidité, au sens large également.

Pour en revenir à la synthèse, une première partie est destinée au projet MESFLUX, réalisation d'un profilomètre ultrasonore dont l'aboutissement le plus notable est la création de la société Ubertone. Les premières estimations de concentration en matières en suspension ont montré combien il était délicat d'inverser les données acoustiques. Bon nombre d'hypothèses et d'ajustements étaient pris en compte pour ce milieu extrêmement complexe qu'est l'assainissement. C'est ainsi que, petit à petit, j'ai perdu foi dans les valeurs de concentrations annoncées à travers les données acoustiques...

C'est par ce constat et au regard du peu de succès de la mesure acoustique dans le domaine de l'assainissement que nous avons, à travers de nombreuses campagnes de mesure sur le terrain, cherché à déterminer des indicateurs simples et robustes du signal acoustique pouvant directement être utiles aux gestionnaires de réseaux d'assainissement. Nous avons ainsi établi qu'il existait une nette différence entre le temps sec et le temps de pluie sous observation acoustique, phénomène pratiquement invisible au regard des autres techniques de mesure.

A partir de ces observations dont l'explication était fondée principalement sur des hypothèses, nous avons cherché, par des mesures en laboratoire, à les confirmer. C'est par des mesures sur des particules témoins que les différentes sensibilités et réponses des techniques de mesure de terrain ont été confirmées.

Enfin, au regard des avantages et inconvénients des différentes techniques, j'ai suggéré l'utilisation d'une combinaison de signaux acoustique et optique. Ayant eu accès à une méthode optique particulière, nous avons pu constater qu'à elle seule, elle couvre une plage de mesure résultant de la combinaison des plages des instruments optiques et acoustiques conventionnels.

Pour terminer, le projet de recherche que je détaille s'inscrit dans la continuité des travaux d'instrumentation destinées à la surveillance des eaux de surface. Il prend néanmoins un nouvel aspect : celui d'une ouverture de la recherche au public. Il s'agit d'un projet de science participative autour des étendues d'eau de l'Eurométropole de Strasbourg.

Curriculum Vitae étendu

►Anne Pallarès

ICube – Département de Mécanique
2, rue Boussingault, 67000 Strasbourg, France
Téléphone : +336 88 48 57 76
Email : anne.pallares@unistra.fr
Web : http://www.researchgate.net/profile/Anne_Pallares
ORCID : <https://orcid.org/0000-0001-9218-2240>

Diplômes

- **Doctorat de Physique Nucléaire et de Physique des particules, Strasbourg (U.L.P.), 1996.**
« Etude de substrats pour chambres gazeuses à micropistes dans le cadre de l'expérience CMS au LHC », Directeur de thèse : J.M. Brom, Directeur de recherches au CNRS.
- **DEA de Physique Nucléaire, Strasbourg (U.L.P.), 1993.**
« Application de la coupure de fluorescence à l'étude d'association d'ions en phase condensée »

Expérience professionnelle :

* 2018-présent : **Maître de Conférences (Section CNU 60), Université de Haute Alsace, Equipe Mécanique des Fluides (ICube), Département de Mécanique, Laboratoire ICube**

Développement de moyens instrumentaux optiques et ultrasonores dédiés à la surveillance environnementale. Application à l'étude du transport solide.

* 2002- 2018 : **Maître de Conférences (Section CNU 29), Université de Haute Alsace, Equipe Mécanique des Fluides (ICube), Institut de Mécanique des Fluides de Strasbourg & Département de Mécanique, Laboratoire ICube**

Développement de moyens instrumentaux optiques et ultrasonores dédiés à la surveillance environnementale. Application à l'étude du transport solide.

* 2001-2002 : **Maître de Conférences (Section CNU 29), Université de Haute Alsace, Collaboration avec le Laboratoire des Systèmes BioMécaniques et Cognitifs (Institut de Mécanique des Fluides de Strasbourg (IMFS)**

Etude du système de l'équilibre humain.

* **1998-2000 :** **Maître de Conférences (Section CNU 29), Université de Haute Alsace, Groupe de Recherche en Physique des Hautes Energies (GRPHE)**

Expérience Antarès.

Elaboration d'une méthode de discrimination des évènements basée sur l'utilisation de réseaux neuronaux.

Etude du bruit de fond optique bioluminescent.

Mesures de courant par profileur de courant ADCP (Acoustic Doppler Current Profiler).

* **1997-1998 :** **Chercheur post-doctoral, Universität Karlsruhe, Institut für Experimentelle Kernphysik**

Etude de chambres gazeuses à micropistes dans le cadre de la collaboration MF1.

Analyse des données prises lors de faisceaux tests au CERN.

* **1996-1997 :** **Attachée Temporaire d'Enseignement et de Recherche, Université de Haute Alsace**

Développement de chambres gazeuses à micropistes.

Conception et réalisation d'un logiciel d'interface permettant le paramétrage d'une chaîne d'acquisition de données.

* **1993-1996 :** **Formation doctorale, Université de Strasbourg, Groupe MSGC du Centre de Recherches Nucléaires de Strasbourg, Allocation MESR**

Etude et développement d'un nouveau type de détecteur : la chambre gazeuse à micropistes.

Détermination de l'influence du substrat.

1. Activités scientifiques

1. Résumé des activités scientifiques	22
1.1. Chercheur au Département de Mécanique – ICube, ex-Institut de Mécanique des Fluides de Strasbourg (2002-présent)	22
1.2. Chercheur au GRPHE (1998-2000)	22
1.3. Chercheur Postdoctoral au KIT (1997-1998).....	22
1.4. Attachée Temporaire à l’Enseignement et à la Recherche (1996-1997).....	23
1.5. Thèse de doctorat (1993-1996)	23
2. Encadrement scientifique	23
2.1. Séjours Post-doctoraux.....	23
2.2. Thèses	23
2.3. Stagiaires	24
3. Responsabilités scientifiques.....	24
4. Diffusion et rayonnement.....	26
4.1. Expertise.....	26
4.2. Organisation de colloques et activités éditoriales	26
4.3. Invitations.....	27
4.4. Vulgarisation	27
4.5. Distinctions.....	28
5. Responsabilités collectives.....	28

Mes recherches ont en commun l’instrumentation appliquée à différents domaines de la physique.

J’ai débuté ma carrière dans le domaine de la physique nucléaire et de la physique des hautes énergies. J’ai ainsi participé à la validation d’un nouveau type de détecteur, les chambres gazeuses à micropistes (MSGC, MicroStrip Gas Chamber), et participé à l’analyse et la prise de données de grande échelle spécifique à la physique des hautes énergies.

Par la suite, j’ai orienté ma recherche vers la mécanique des fluides expérimentale. Je contribue au développement de moyens instrumentaux dédiés à la surveillance des eaux de surface. L’objectif général de mes recherches est de compléter les connaissances de la dynamique de la phase particulaire en relation avec celle de la phase porteuse dans le cas des milieux peu profonds. Cette connaissance permet, à plus grande échelle, l’estimation de flux de polluants et leurs impacts sur les milieux aquatiques.

1. Résumé des activités scientifiques

1.1. Chercheur au Département de Mécanique – ICube, ex-Institut de Mécanique des Fluides de Strasbourg (2002-présent)

A l'heure actuelle, mes travaux se décomposent essentiellement en 4 activités dont certains aspects vous seront détaillés dans la partie synthèse des travaux de ce manuscrit. Les points que je développerai ultérieurement sont :

- Le projet MESFLUX – développement d'un profileur acoustique (2005-2010)
- Caractérisation et surveillance acoustique des eaux de surface (2010 – présent)
- Comparaison des techniques acoustiques et optiques (2010 – présent)
- Développement d'une nouvelle technique optique (2018 – présent)

En parallèle, nous avons mené des travaux sur la réduction de la traînée des navires par « hydrofoil » de 2010 à 2013. J'ai travaillé sur l'application des mesures ultrasonores aux écoulements diphasiques en collaboration avec Yuji Tasaka, Maître de Conférences de l'Université de Hokkaido, Japon, Laboratory for Flow Control dont les travaux de recherche visent à diminuer la traînée de navires par injection de bulles d'air sous la coque.

Les mesures ultrasonores ont permis d'estimer la concentration et la taille des bulles d'air en fonction des paramètres d'injection. A cet usage, nous avons réalisé au laboratoire ICube une maquette de bateau en plexiglass qui a été placée dans le canal d'écoulement du Département de Mécanique. Avec nos collègues japonais nous avons ainsi pu déterminer les différents modes de fonctionnement du dispositif d'« hydrofoil » utilisé dans le cadre des stages de Master de Keiya Sato et Haruki Sakamaki.

Du point de vue plus fondamental, le stage de Master de Kosouke Sakurai, portant sur les interactions entre bulles d'air et fluide porteur, nous a permis de nous intéresser aux interactions des ultrasons avec l'interface eau/air (Schmitt, Pallarès , Fischer , Tasaka , & Sakurai, 2012).

1.2. Chercheur au GRPHE (1998-2000)

J'ai interrompu mes activités postdoctorales après mon recrutement par l'Université de Haute Alsace en qualité de Maître de Conférences rattaché à l'IUT de Colmar. Mon équipe de recherche, le Groupe de Recherche en Physique des Hautes Energies (GRPHE), a rejoint l'expérience ANTARES (Astronomy with a Neutrino Telescope and Abyss Environmental RESearch). Il s'agit d'un télescope à neutrinos immergé au large de Toulon composé de 900 photomultiplicateurs.

Nous avons travaillé sur le bruit de fond bioluminescent et l'influence du courant sur les mesures (The Antares Collaboration, 1999).

Ayant ainsi participé à une action de surveillance environnementale à travers ANTARES et motivée par cette thématique, j'ai quitté le domaine de la physique des hautes énergies en 2000.

1.3. Chercheur Postdoctoral au KIT (1997-1998)

Après mes travaux sur les chambres gazeuses à micropistes (MSGC) réalisés durant ma thèse, j'ai été recrutée par Thomas Müller, Professeur de l'Université de Karlsruhe, pour effectuer des recherches sur ces détecteurs au Karlsruher Institut für Technologie (KIT), Institut für Experimentelle Kernphysik. J'ai ainsi participé au montage, tests en faisceau et

exploitation de données des MSGC dédiés à la partie avant du détecteur CMS (Compact Muon Solenoid) (The CMS Central Detector Group, 1999). Mon séjour à Karlsruhe aurait pu se prolonger avec le soutien d'une bourse postdoctorale Marie Curie de l'union Européenne qui m'avait été attribuée mais à quoi j'ai préféré un recrutement sur un poste de Maître de Conférences.

1.4. Attachée Temporaire à l'Enseignement et à la Recherche (1996-1997)

Après ma thèse, j'ai été Attachée Temporaire à l'Enseignement et à la Recherche à l'Université de Haute Alsace, IUT Colmar. J'ai, sous la responsabilité de Benoît Schwaller, Maître de Conférences du Groupe de Recherche en Physique des Hautes Energies (GRPHE), participé à l'élaboration d'une chaîne d'acquisition pour les tests sur faisceaux du CERN des détecteurs de physique des hautes énergies [(Schwaller , et al., 1998) ;(Drouhin, et al., 1998)].

J'ai parallèlement continué des travaux d'optimisation des MSGC.

1.5. Thèse de doctorat (1993-1996)

J'ai réalisé ma thèse au Centre de Recherches Nucléaires, actuel Institut Pluridisciplinaire Hubert Curien sous la direction de Jean-Marie Brom, Directeur de Recherches. Elle portait sur la caractérisation du rôle du substrat de verre sur le fonctionnement d'un nouveau type de détecteur : les chambres gazeuses à micropistes. L'utilisation de ces détecteurs était prévue dans le cadre de l'expérience CMS du LHC (Large Hadron Collider) du CERN (Conseil Européen pour la Recherche Nucléaire).

Nous avons ainsi caractérisé les différents verres utilisés pour la réalisation des MSGC et mis en lumière les paramètres influençant le fonctionnement du détecteur (type de conduction, résistivité volumique, techniques de nettoyage, température). Nous avons également pu montrer que malgré l'évolution du verre sous irradiation, le fonctionnement du détecteur restait stable par rapport au taux de radiations attendu durant le fonctionnement de CMS [(Pallarès, et al., 1995); (Mack, et al., 1995); (Pallarès, et al., 1998)].

2. Encadrement scientifique

2.1. Séjours Post-doctoraux

Financé dans le cadre du projet scientifique « MESFLUX », j'ai piloté les études post-doctorales de :

- Abdelhamid AZBAID, **chercheur post-doctoral**, 2006.
(Abda, et al., 2009)

2.2. Thèses

J'ai également participé à l'encadrement de thèse CIFRE, avec la société ULTRAFLUX, de :

- Farès ABDA, **Doctorat en Électronique, électrotechnique, automatique**, 2009. « Conception et évaluation d'algorithmes pour la mesure des vitesses des liquides dans les conduites et les canaux à l'aide d'ondes ultrasonores pulsées ». Directeurs de thèse : Karim Bekkour et José Ragot.
Taux d'encadrement 60%.
[(Fischer , Schmitt, Ensminger, Abda, & Pallarès, 2008), (Abda, et al., 2009)].

2.3. Stagiaires

J'ai accueilli de nombreux stagiaires de niveau licence, maîtrise et école d'ingénieurs en les impliquant directement dans mes recherches et la réalisation de campagnes de mesures. J'ai personnellement encadré les travaux des étudiants suivants :

Master 2 :

- Haruki SAKAMAKI, **M2 Université de Hokkaido**, Japon, 2013.
- Keiya SATO, **M2 Université de Hokkaido**, Japon, 2012.

Master 1 :

- Sri Lekha MITTAPALLI, **Institute of Technology (I.I.T) Kharagpur**, 4^{ème} année, 2018.

Licence :

- Daniely EL MOALLEM, **ENGEES 3^{ème} année**, 2017.
- Marcus Vincinus DE ASSIS, **ENGEES 3^{ème} année**, 2016.
- My-Nhu TU, **Licence Professionnelle Protection de l'Environnement, spécialité Gestion des Eaux Urbaines et Rurales**, 2011.
- Kosouke SAKURAI, **Licence Université de Hokkaido**, Japon, 2010.
- Ronan ORCEL, **Licence Professionnelle Protection de l'Environnement, spécialité Gestion des Eaux Urbaines et Rurales**, 2010.
- Anthony FLEIG, **Licence Professionnelle Science de la Mesure et du Contrôle**, 2009.

DUT :

- Ziad OUESLATI, **DUT Mesures Physiques**, 2020.
- Nicolas JOYEUX, **DUT Mesures Physiques**, 2019.
- Lilas MONTANET, **DUT Mesures Physiques**, 2018.
- Joan KIENTZ, **DUT Mesures Physique**, 2015.
- Jing XIE, **DUT Mesures Physique**, 2013.
- Linda NDINGA, **DUT Mesures Physique**, 2012.

3. Responsabilités scientifiques

• 2020 : Porteur du projet de maturation TROT (18 mois – 250 keuros)

Je porte un projet de maturation de 18 mois en partenariat avec la SATT-Conectus concernant le développement d'une technique de mesure de turbidité résolue en temps (TROT). Ce projet implique 2 chercheurs et 1 ingénieur et bénéficie d'un soutien financier de 250 000 euros de la part de la SATT-Conectus. Il a déjà permis l'embauche en CDD d'un ingénieur et prévoit le recrutement de 4 stagiaires de maîtrise. Il a pour but le transfert de la technologie TROT vers l'industrie.

Collaborateur au projet API « InSeMix » (24 mois – 7000 euros)

Je suis membre du projet InSeMix, Appel à Projet Interne (API) du Laboratoire ICube, qui vise la mesure de la vitesse d'un écoulement par diode laser utilisant la méthode de l'Interférométrie par Self-Mixing. Ce projet implique annuellement 2 chercheurs, 1 ingénieur et 2 stagiaires.

- **2019 : Porteur de projet de pré-maturisation TROT (6 mois – 41 500 euros)**

Les résultats obtenus en 2018 ont été très prometteurs et ont fait l'objet d'un projet de valorisation avec la SATT-Conectus dont j'ai été le porteur. Le soutien financier de 41 500 euros a permis de confirmer le potentiel de cette nouvelle méthode de mesure.

- **2018 : Porteur de projet API « Acoustic Rescue » (24 mois – 9900 euros)**

J'ai été responsable et porteur de projet de l'API Acoustic Rescue du laboratoire ICube qui visait l'étude conjointe de mesures optiques et acoustiques dans la finalité de réalisation d'une nouvelle instrumentation mixte. Ce projet impliquait 2 chercheurs, 1 ingénieur et 2 stagiaires avec un soutien financier de 9900 euros de la part du laboratoire ICube.

- **2015 : Direction du projet GEMCEA « Apport de la mesure acoustique en continu dans l'évaluation instantanée des matières en suspension » (24 mois – 14000 euros)**

En 2015, j'ai pris la direction d'un projet de recherche collaborative au sein du GEMCEA (Groupement pour l'Evaluation des Mesures en Continu dans les Eaux et en Assainissement). Ce projet a impliqué le laboratoire ICube, l'Université de Lorraine et le GEMCEA afin de caractériser « l'Apport de la mesure acoustique en continu dans l'évaluation instantanée des matières en suspension ». J'ai coordonné les travaux de 2 chercheurs, 1 ingénieur, 1 technicien et 1 stagiaire. Ces recherches ont été subventionnées par le GEMCEA à hauteur de ~14 000 euros pour l'équipe ICube. Ces études ont permis la réalisation de campagne de mesure de longue durée en assainissement et de mettre en évidence la disparité des réponses optiques et acoustiques.

- **2011 : Collaborateur au projet « Caractérisation des particules et polluants associés » (36 mois – 22 000 euros)**

Mes travaux ont également été réalisés dans le cadre du projet « Caractérisation des particules et polluants associés » en partenariat avec l'Institut français des sciences et technologies des transports, de l'aménagement et des réseaux (IFSTTAR) de Nantes. Cette collaboration a permis la comparaison des mesures acoustiques aux mesures optiques (turbidimétrie, spectroscopie UV-Vis) et de commencer à mettre en évidence leur redondance et/ou complémentarité.

- **2007 : Co-direction du projet GEMCEA « Caractérisation conjointe des matières en suspension par méthodes acoustiques et optiques » (36 mois – 40 000 euros)**

De 2007 à 2010, j'ai assuré la co-direction du projet « Caractérisation conjointe des matières en suspension par méthodes acoustiques et optiques ». Ce projet avait été initié par le GEMCEA, partenaire de longue date de nos recherches. Ce projet, collaboration entre l'IFSTTAR (Institut français des sciences et technologies des transports, de l'aménagement et des réseaux de Nantes), l'Université de Lorraine et le laboratoire ICube visait à améliorer les connaissances fondamentales concernant les

interactions entre les matières en suspension présentes dans l'assainissement et les ondes acoustiques ou optiques.

J'ai ainsi coordonné les recherches entre 5 chercheurs (dont un post-doc), 2 ingénieurs, 1 technicien et 2 stagiaires. L'équipe d'ICube a pu bénéficier d'un soutien financier du GEMCEA d'environ 40 000 euros sur la durée du projet.

4. Diffusion et rayonnement

4.1. Expertise

- **Expert** pour une proposition pour l'ANR dans le cadre de l'appel à projets générique 2020.
- **Expert** de la Commission Européenne pour le programme Horizon 2020.
 - Expert distant pour l'appel "FETOPEN-01-2018-2019-2020: FET-Open Challenging Current Thinking", examen de 6 dossiers.
- **Reviewer** pour plusieurs revues scientifiques : Applied Science, IEEE Sensors, Journal of Chemical Engineering, ITB Journal of Engineering Science, Journal of Flow Measurement and Instrumentation, Sensors, Water Science and Technology, et Urban Water Journal.
- **Reviewer** pour les articles proposés en conférence notamment l'ISUD10, l'ISUD9 et l'ICUD14 (14th IWA/IAHR International Conference on Urban Drainage) ainsi que le World Water Congress de l'International Water Association (depuis 2012).
- **Membre du « College of Research Associates » de l'European Science Foundation.** L'ESF est une association regroupant 72 organisations scientifiques de 30 pays européens. Son objectif est de promouvoir la recherche scientifique et d'améliorer la coopération européenne dans ce domaine, d'émettre des avis sur des questions scientifiques stratégiques, d'encourager la mobilité des chercheurs, d'améliorer la mutualisation des moyens.

4.2. Organisation de colloques et activités éditoriales

- **Membre du comité d'organisation** du Congrès Français de Mécanique qui pourrait avoir lieu à Strasbourg en 2023. Participation à la rédaction du dossier de candidature.
- **Organisateur** d'une journée thématique « Forum Environnement » en janvier 2020 au sein du laboratoire ICube.
- **Co-organisateur** durant l'année 2014, en collaboration avec la société Ubertone, de la conférence ISUD 9 "9th International Symposium on Ultrasonic Doppler Methods for Fluid Mechanics and Fluid Engineering",

qui a eu lieu du 27 au 29 août 2014 à Strasbourg (~100 participants). J'ai ainsi été éditrice de :

- Proceedings of the 9th International Symposium on Ultrasonic Doppler Methods for Fluid Mechanics and Fluid Engineering (ISUD9, 2014)
- Journal of Flow Measurement and Instrumentation – Special ISUD 9 edition.
(Pallarès, Fischer, & Tasaka, Special Section on Advances in Ultrasonic Doppler Methods for Fluid Mechanics and Fluid Engineering, 2016)
- **Organisateur** du séminaire intitulé « Aspects de la recherche en mécanique à l'Université de Hokkaido, Japon » en 2013 à Strasbourg en collaboration avec l'Université de Hokkaido. Ce séminaire avait pour but et a permis d'initier de nouvelles collaborations entre l'Université de Strasbourg et celle d'Hokkaido (~30 participants).

4.3. Invitations

- **Université de Hokkaido (2014)**
A. Pallarès, *On the use of ultrasonics in waterways*, ICube Symposium, Sapporo, Japan, 19/02/2014.
Cette présentation s'inscrivait dans le cadre d'un symposium d'accord universitaire entre l'Université de Hokkaido et le laboratoire ICube.
- **Institute of Water and River Basin Management (2013)**
A. Pallarès, P. Schmitt, S. Fischer, Acoustic turbidity as online monitoring tool for rivers and sewer networks (Pallarès, Schmitt, & Fischer, Acoustic turbidity as online monitoring tool for rivers and sewer networks, 2013).
En 2013, nos travaux ont été invités à être présentés aux « Karlsruher Flussgebietstage », symposium international biannuel de l'IWG du KIT.
- **19th International Congress on Acoustics (2007)**
Anne Pallarès, Farès Abda, Abdelhalim Azbaid, Denis Ensminger, Stéphane Fischer, Pierre François, Philippe Schmitt, *Ultrasonic device development for sewage velocity and sediment concentration measurements* (Pallarès, et al., 2007).

4.4. Vulgarisation

J'ai participé aux éditions **2019 et 2018** de la manifestation « **Ose la Recherche** » organisée par le **Vaisseau et le CNRS**. C'est l'occasion pour des jeunes de 14 à 16 ans et leurs parents d'échanger avec des scientifiques sur des disciplines très diverses, de repartir avec une idée plus précise du quotidien des scientifiques et, éventuellement, de se projeter dans ces métiers de la recherche.

4.5. Distinctions

1998 : Lauréat d'une bourse postdoctorale européenne du programme Marie Curie.

5. Responsabilités collectives

- **Référent CNRS parité F/H** du laboratoire ICube depuis octobre 2020.
- **Membre élue du Conseil de laboratoire ICube** depuis février 2020.
- **Co-responsable de l'axe de recherche transverse InCA** (Instrumentation, Capteurs et Analyse) du Laboratoire ICube depuis mai 2020.
 - **Responsable thématique « Environnement »** depuis 2018. Nous avons récemment fusionné « Environnement & Développement Durable » qui devient un seul thème dirigé par Nicolas Javahiraly et moi-même.
 - **Organisateur du Forum Environnement** le 23 janvier 2020, au pôle API à Illkirch. Il comprenait le séminaire d'un invité (J. Charrier de l'Institut Foton, Lannion) et 6 présentations internes dans le but de donner un aperçu des activités du laboratoire centrées autour de l'instrumentation, des capteurs et de leur analyse dans la thématique « Environnement » et de permettre la mise en relation des demandeurs d'instrumentations en environnement avec leurs potentiels concepteurs (~ 30 participants).

2. Activités pédagogiques

1. Présentation générale.....	29
2. Synthèse des enseignements.....	30
3. Direction, animation, montage de formations	31
3.1. Responsable de formation (2005-2018) :	31
3.2. Responsable des emplois du temps (2002-2005) :	31
3.3. Responsable des stages (2000-2002) :	31
4. Diffusion, rayonnement, activités internationales.....	31
5. Perspectives	32

1. Présentation générale

J'enseigne depuis 1996 les mathématiques et la physique à l'IUT de Colmar, Département Réseaux et Télécommunications (R&T). Mes enseignements ont couvert l'ensemble du programme de mathématiques du DUT R&T (Mise à niveau en numération et calculs, Harmonisation des connaissances et des outils pour le signal, Calcul différentiel et intégral, Analyse de Fourier, Matrices et graphes, Compléments d'Algèbre et de Géométrie multidimensionnelle, Compléments d'Analyse appliquée, Compléments de calcul différentiel et intégral) et l'ensemble des aspects d'électromagnétisme (Bases de l'électromagnétisme pour la propagation, Electromagnétisme). Mes enseignements au département Génie Mécanique et Productique de l'IUT de Mulhouse débutés en 2018 couvrent des bases de physique (Notions fondamentales d'électricité) ainsi que certains aspects mathématiques (Calcul intégral et calcul matriciel, Mathématiques pour poursuite d'études) ; j'y assure également quelques travaux pratiques en science des matériaux.

Parallèlement, je suis vacataire à l'IUT Louis Pasteur de Schiltigheim au Département Génie Industriel et Maintenance depuis la rentrée 2017. J'y assure les cours et les travaux pratiques du module Math5 qui vise la découverte des outils statistiques et des outils pour l'analyse fréquentielle. Ces vacations représentent un volume horaire de 60 heures équivalent TD par année universitaire.

J'ai construit mes différents supports de cours. Ils sont mis à disposition de mes étudiants. Selon les matières, ils se déclinent sous forme de présentations Powerpoint ou sous Prezi. Prezi est un logiciel très original avec une structure non linéaire et proche de la philosophie du mind-mapping. Il autorise des présentations flexibles, avec de multiples chemins possibles entre le point A et le point B. Je l'utilise plus particulièrement pour les cours magistraux de physique.

Afin d'augmenter l'interactivité avec le public, j'utilise régulièrement soit Google Forms soit les questionnaires réalisés avec Socrative pour effectuer des sondages ou faire un rapide

contrôle en ligne sous forme de questionnaires à choix multiples. Ces applications gratuites sont disponibles sur téléphone portable. Elles ne nécessitent aucune installation d'application et trouvent très bon accueil auprès du public étudiantin.

Depuis 2011 pour les mathématiques et depuis 2014 pour la physique, mes supports de cours, sous forme classique et sous Prezi, et des exercices sont disponibles sur des sites web dédiés (Pallarès, Le coin des mathématiques, 2011) et (Pallarès, Le coin de la physique, 2014)). J'utilise également la plateforme d'apprentissage Moodle pour la diffusion des supports et le suivi de certains cours.

La survenue de la crise sanitaire actuelle fait que la plupart de mes enseignements pour l'année universitaire 2020-2021 se déclinent sous forme virtuelle. J'ai donc intensifié l'usage de Moodle en y rajoutant des fonctionnalités tels que le dépôt de document ou encore la mise en place de forums de discussion. Néanmoins, pour le déroulé des cours magistraux ou des travaux dirigés je reste sur un format assez classique. J'utilise une tablette graphique pour simuler l'usage du tableau et m'en servir pour donner des exemples ou des corrections de manière synchrone. Je me sers davantage des questionnaires Socrative ou encore des présentations Wooclap afin d'avoir un maximum d'interactions avec les étudiants. Wooclap permet une intégration fluide de divers types de questionnaires dans une présentation Powerpoint pré-existante.

2. Synthèse des enseignements

Les disciplines dans lesquelles j'enseigne sont donc essentiellement les mathématiques et la physique de niveau Licence (L1, L2). Les cours magistraux ont majoritairement disparu de mes enseignements de mathématiques au profit de séances de travaux dirigés qui permettent une meilleure interactivité avec les étudiants. La plupart des éléments de physique sont posés durant des cours magistraux puis mis en application durant les séances de TD. J'ai bénéficié d'une délégation CNRS de 6 mois à temps plein pour 2019-2020 qui m'a permis de m'impliquer davantage dans la vie du laboratoire ICube. Afin d'aider à la préparation de mon habilitation à diriger des recherches, je bénéficie d'un Congé Recherche de 6 mois pour 2020-2021.

Il est à noter que j'ai volontairement réduit mes enseignements à partir de l'année universitaire 2018-2019. Auparavant, en moyenne, mes enseignements et suivis d'apprentis ou de stagiaires représentaient un volume total de ~ 250 heures équivalents TD par année universitaire. Le tableau suivant donne la répartition horaire de mes interventions sur les 4 dernières années. Les activités pédagogiques comprennent les primes de responsabilités pédagogiques.

(en h)	CM	TD	TP	Activités pédagogiques	Total (en h/eq TD)
2020-2021	3,00	99,00			103,5
2019-2020	3,00	97,25			101,75
2018-2019	15,00	122,00	12,00	52,00	208,5
2017-2018	10,50	218,75		84,08	318,58

Tableau 1 : Tableau récapitulatif de mon service d'enseignement.

3. Direction, animation, montage de formations

Parallèlement à mes enseignements, j'ai, par le passé, souhaité participer à la vie du département R&T. J'ai ainsi assuré diverses tâches administratives jusqu'en 2018.

3.1. Responsable de formation (2005-2018) :

De 2005 à 2018, j'ai occupé le rôle de responsable de la formation par apprentissage du DUT Réseaux et Télécommunications. Durant mon mandat, l'effectif de cette formation était de 33 apprentis en moyenne avec un minimum de 23 et un maximum de 52. J'ai géré le recrutement et le fonctionnement général de cette formation durant 13 ans. J'ai ainsi assuré les relations extérieures notamment avec le Centre de Formation des Apprentis Universitaire (CFAU), pour la partie administrative, et les entreprises en ce qui concerne la pédagogie de l'alternance.

Dans le cadre de ces fonctions, j'ai également assuré la partie direction des études, gestion des évaluations de la formation par alternance. Ainsi j'ai réalisé un système de gestion de notes sous Google Forms afin de permettre une consultation directe des notes par l'apprenti et par ses encadrants (sous réserve d'autorisation de la part de l'apprenti).

3.2. Responsable des emplois du temps (2002-2005) :

J'ai géré l'emploi du temps de la formation R&T de 2002 à 2005 qui comportait 3 groupes de travaux dirigés à ce moment. Un effectif de plus d'une centaine d'étudiants et d'enseignants était concerné. Passant d'une programmation sur base de fichiers Excel à une programmation en ligne, j'ai activement participé à la validation d'un logiciel dédié, ADE, toujours en usage et qui s'est considérablement amélioré par rapport à sa version initiale. Après ses débuts à l'IUT de Colmar, l'utilisation de ce logiciel s'est tout d'abord généralisée à toute l'Université de Haute Alsace puis à l'Université de Strasbourg.

3.3. Responsable des stages (2000-2002) :

Enfin, j'ai été responsable des stages de 2000 à 2002, assurant ainsi la liaison entre nos étudiants et des entreprises susceptibles de les accueillir. Ainsi, chaque année, plus de 50 étudiants étaient à placer dans une entreprise pour leur stage de fin de deuxième année d'une durée de trois mois.

4. Diffusion, rayonnement, activités internationales

En tant que responsable de la section par apprentissage, j'ai également soutenu et participé à des voyages pédagogiques destinés aux apprentis de seconde année. De par des collaborations dans les enseignements d'anglais, deux voyages ont été organisés : une visite en Angleterre en 2016 et un déplacement aux USA en 2005 qui ont permis de renforcer le contact entre les universités locales (Coventry University et Princeton, Mercer County Community College, College of New Jersey respectivement) et l'IUT de Colmar.

5. Perspectives

L'utilisation de nouvelles techniques d'apprentissage à destination des étudiants est motivée par ma curiosité technologique. Je m'approprie sans difficultés de nouveaux outils, en particulier pour les cours en distanciel qui nous ont été imposés par la pandémie survenue début 2020. Je suis persuadée qu'il est indispensable d'assurer la majorité des enseignements en présentiel car les interactions cognitives synchrones sont indispensables pour l'accompagnement des élèves.

Malgré son côté chronophage, je souhaiterais retrouver la responsabilité d'une formation. Toutefois, je souhaiterais qu'elle soit plus en accord avec mes activités de recherches.

Bien qu'évoluer dans le monde des réseaux et télécommunications m'ait permis d'acquérir beaucoup de connaissances à ce sujet, je souhaiterais évoluer dans un contexte plus en rapport avec mes préoccupations de chercheur, ne serait-ce qu'en raison de la perception des professionnels rencontrés pour le suivi des apprentis ou le suivi de stages.

3. Publications

1. Articles dans revues internationales à comité de lecture.....	33
2. Articles dans revues nationales à comité de lecture.....	35
3. Direction d'ouvrages collectifs	35
4. Actes publiés de conférences internationales et nationales, congrès et colloques avec comité de lecture	35
5. Autres	38

1. Articles dans revues internationales à comité de lecture

1. **A. Pallarès, P. Schmitt, W. Uhring, Comparison of time resolved optical turbidity measurements for water monitoring to standard real-time techniques**, Sensors, en révision (2020).
2. **A. Pallarès, S. Fischer, X. France, M-N. Pons, P. Schmitt, Acoustic turbidity as online monitoring tool for rivers and sewer networks**, Flow Measurement and Instrumentation 48 (2016) 118-123.
3. **Pallarès, A., François, P., Pons, M.-N., Schmitt, P., Suspended particles in wastewater: Their optical, sedimentation and acoustical characterization and modeling**, Water Science and Technology 63 (2011) 240-247.
4. **Abda, F., Azbaid, A., Ensminger, D., Fischer, S., François, P., Schmitt, P., Pallarès, A., Ultrasonic device for real-time sewage velocity and suspended particles concentration measurements**, Water Science and Technology 60 (2009) 117-125.
5. Fischer, S., Schmitt, P., Ensminger, D., **Abda, F., Pallarès, A., A new velocity estimation method using spectral identification of noise**, Flow Measurement and Instrumentation 19, (2008), 197-203.
6. The CMS Collaboration ((Chatrchyan, S. A. et al.), **The CMS experiment at the CERN LHC**, Journal of Instrumentation 3 (2008)).
7. The Antares Collaboration, **Background light in potential sites for the Antares undersea neutrino telescope**, Astropart. Phys. 13 (2000) 127-136.
8. F. Drouhin, B. Schwaller, **A. Pallarès, J.C. Fontaine, F. Jeanneau, D. Huss, P.G. Verdini, The data-acquisition system for the CMS tracker beam tests**, IEEE Trans. Nucl. Sci. 47 (2000) 2773-2780.

9. F. Jeanneau, Y. Benhammou, R. Blaes, J.M. Brom, F. Charles, F. Didierjean, F. Drouhin, J.C. Fontaine, J.M. Helleboid, D. Huss, **A. Pallarès**, I. Ripp-Baudot, P. Vanlaer, A. Zghiche, **First result of micromegas detector with fast integrated electronics**, Nucl. Instrum. Meth. A 450 (2000) 313-314.
10. The Antares Collaboration, **The Antares project**, Nucl. Phys. Proc. Suppl. 75 A (1999) 415-417.
11. The CMS Central Detector Group, **Large scale test of wedge shaped microstrip gas counters**, Nucl. Instrum. Meth. A 436 (1999) 313-325.
12. B. Schwaller, F. Drouhin, **A. Pallarès**, J.C. Fontaine, Y. Benhammou, F. Charles, D. Huss, C. Hoffmann, **The trigger system of the first CMS tracker beam tests**, IEEE Trans. Nucl. Sci. 45 (1998) 2314-2318.
13. F. Drouhin, B. Schwaller, J.C. Fontaine, F. Charles, **A. Pallarès**, D. Huss, **A unix SVR4-OS9 distributed data acquisition for high energy physics**, IEEE Trans. Nucl. Sci. 45 (1998) 1923-1927.
14. **A. Pallarès**, J.C. Fontaine, J.M. Brom, A.M. Bergdolt, J. Coffin, H. Eberlé, M.H.Sigward, S. Barthe, J.P. Schunck, **Effect of radiation induced substrate defects on microstrip gas chamber gain behaviour**, Nucl. Instr. and Meth A. 412 (1998) 265-277.
15. The CMS Central Detector Group, **Study of the bunch crossing identification at LHC using Micro-Strip Gas Counters**, Nucl. Instr. and Meth. A. 368 (1996) 345-352.
16. The CMS Central Detector Group, **Performance of a prototype of the CMS central detector**, Nucl. Instr. and Meth. A. 367 (1995) 189-192.
17. V. Mack, S. Barthe, A.M. Bergdolt, J.M. Brom, J. Cailleret, E. Christophe, J. Coffin, H. Eberlé, R. Fang, J.C. Fontaine, D. Huss, T. Kachelhoffer, H. Kettunen, J.M. Levy, F. Osswald, **A. Pallarès**, J.P. Schunck, M.H. Sigward, **Factors influencing MSGC performances**, Nucl. Instr. and Meth. A 367 (1995) 173-176.
18. **A. Pallarès**, S. Barthe, A.M. Bergdolt, J.M. Brom, J. Cailleret, E. Christophe, J. Coffin, H. Eberlé, R. Fang, J.C. Fontaine, W. Geist, T. Kachelhoffer, J.M. Levy, V. Mack, J.P. Schunck, M.H. Sigward, **Microstrip Gas Chamber on implanted substrate**, Nucl. Instr. and Meth. A 367 (1995) 185-188.
19. The WA97 Collaboration, **Study First results from the 1994 lead beam run at WA97**, Nucl. Phys. A. 590 (1995) 139c-146c.

2. Articles dans revues nationales à comité de lecture

20. Schmitt, P., Abda, F., Fischer, S., **Pallarès, A.**, **Acoustic Doppler measurement methods in loaded liquid flows [Utilisation de l'effet doppler dans la mesure par ultrasons pulses de profils de vitesses]**, Houille Blanche 3 (2009) Pages 108-114.

3. Direction d'ouvrages collectifs

21. **Anne Pallarès**, Stéphane Fischer; and Yuji Tasaka
Special section on Advances in Ultrasonic Doppler Methods for Fluid Mechanics and Fluid Engineering;
Flow Measurement and Instrumentation
Volume 48, Pages 1-124 (April 2016)

22. **A. Pallarès**, S. Fischer, M. Burckbuchler
Proceedings of the 9th International Symposium on Ultrasonic Doppler Methods for Fluid Mechanics and Fluid Engineering, août 2014.

4. Actes publiés de conférences internationales et nationales, congrès et colloques avec comité de lecture

1C. **A. Pallarès**, P. Schmitt, W. Uhring, **La technique de tomographie optique résolue en temps est-elle applicable à la mesure de la turbidité de l'eau ?**, Proceedings du GRUTTEE2020 : 13ème congrès international du GRUTTEE, Rennes, France, 18-20/02/2020.

2C. *P. Schmitt*, M. Burckbuchler, S. Fischer, **A. Pallarès, Optical Versus Acoustic Turbidity in Heavy Loaded Flows**, Proceedings of the 11th International Symposium on Ultrasonic Doppler Methods for Fluid Mechanics and Fluid Engineering, Berlin, Germany, 05-07/09/2018.

3C. **A. Pallarès**, *M. Burckbuchler*, S. Fischer, P. Schmitt, **Suspended Sediment Monitoring: Comparison between Optical and Acoustic Turbidity**, Proceedings of the 14th IWA/IAHR International Conference on Urban Drainage, Prague, Czech Republic, 10-15/09/2017.

4C. T. Kletti, S. Fischer, M. Burckbuchler, **A. Pallarès**, P. Schmitt, **SSC Characterization with acoustic turbidity using linear regression tools**, Proceedings of the 14th IWA/IAHR International Conference on Urban Drainage, Prague, Czech Republic, 10-15/09/2017.

5C. **A. Pallarès**, S. Fischer, X. France, M-N. Pons, P. Schmitt, **Long-term acoustic and optical turbidity monitoring in a sewer**, Proceedings of the IWA World Water Congress & Exhibition 2016, Brisbane, Australia, 08-13/10/2016.

6C. *P. Schmitt*, **A. Pallarès**, S. Fischer, M. V. de Assis, **Suspended Sediment characterization by Multifrequency Acoustics**, Proceedings of the 10th International

Symposium on Ultrasonic Doppler Methods for Fluid Mechanics and Fluid Engineering, Tokyo, 28-30/09/2016.

- 7C. **A. Pallarès**, S. Fischer , X. France , M-N. Pons , **P. Schmitt**, **Acoustic turbidity as online monitoring tool for rivers and sewer networks**, Proceedings of the 9th International Symposium on Ultrasonic Doppler Methods for Fluid Mechanics and Fluid Engineering, Strasbourg, France, 27-29/08/2014.
- 8C. **A. Pallarès**, P. Schmitt, S. Fischer, **Acoustic turbidity as online monitoring tool for rivers and sewer networks**, Proceedings of the Karlsruher Flussgebietstage, Karlsruhe, Germany, 20-21/06/2013.
- 9C. P. Schmitt, **A. Pallarès**, X. France, M-N. Pons, **Acoustics for the monitoring and the characterization of suspended solids**, Proceedings de Novatech, Lyon, France, 23-27/06/2013.
- 10C. **P. Schmitt**, **A. Pallarès**, **Improvement of the acoustical characterization of suspended particles in wastewater**, Proceedings of the THESIS 2013, Two-pHase modElling for Sediment dynamIcs in Geophysical Flows, Chatou, France, 10-12/06/2013.
- 11C. **A. Pallarès**, S. Fischer , X. France , M-N. Pons , P. Schmitt, **Acoustic turbidity as online monitoring tool for rivers and sewer networks**, Proceedings of the 11th IWA conference on instrumentation control and automation, Narbonne, France, 18-20/09/2013.
- 12C. **P. Schmitt**, **A. Pallarès**, M-N. Pons, **Improvement of the acoustical characterization of suspended particles in wastewater**, Proceedings of the ISUD 2012, 8th International Symposium on Ultrasonic Doppler Methods for Fluid Mechanics, Dresden, Germany, 19-21/09/2012.
- 13C. P. Schmitt, **A. Pallarès**, **S. Fischer** , Y. Tasaka , **K. Sakurai**, **Ultrasonic wave interaction with air-water boundary layer**, Proceedings of ISUD 2012, 8th International Symposium on Ultrasonic Doppler Methods for Fluid Mechanics and Fluid Engineering, Dresden, Germany, 19-21/09/2012.
- 14C. **A. Pallarès**, M-N. Pons, X. France, P. Schmitt, **Settling velocities: the ultrasound approach**, Proceedings of the IWA World Water Congress & Exhibition, Busan, Republic of Korea, 16-21/09/2012.
- 15C. **Philippe Schmitt**, **Anne Pallarès**, Pierre François, Marie-Noël Pons, **Suspended particles in wastewater: acoustical characterization and modelling**, Proceedings of 7th International Symposium on Ultrasonic Doppler Methods for Fluid Mechanics and Fluid Engineering, Gothenburg, Sweden, 07-09/04/2010.
- 16C. **A. Pallarès**, P. François, MN. Pons, F. Schmitt, **Suspended particles in wastewater: their optical, sedimentation and acoustical characterization and modeling**, Proceedings of IWA World Water Congress and Exhibition, Montréal, Canada, 19-24/09/2010.
- 17C. **Philippe Schmitt**, **Farès Abda**, Stéphane Fischer, **Anne Pallarès**, **Utilisation de l'effet Doppler dans la mesure par ultrasons pulsés de profils de vitesses**, Proceedings du

Congrès SHF-30èmes Journées de l'hydraulique : « Mesures hydrologiques et incertitudes », Paris, France, 01-02/04/2008.

- 18C. Farès Abda, Abdelhalim Azbaid, Denis Ensminger, Stéphane Fischer, Pierre François, Anne Pallarès, Philippe Schmitt, **Ultrasonic device for real time sewage velocity and suspended particles concentration measurements**, Proceedings du 11th International Conference on Urban Drainage, 31/08-05/09/2008.
- 19C. F. Abda, D. Ensminger, P. François, F. Larrarte , A. Pallares, P. Schmitt, **In situ comparison of velocity and concentration measurements techniques**, Proceedings of the 11th International Conference on Urban Drainage, Edinburgh, United Kingdom, 31/08-05/09/2008.
- 20C. Philippe Schmitt, Pierre François, Stéphane Fischer, Anne Pallarès, Denis Ensminger, Abdelhalim Azbaid, Farès Abda, **Fluxmètre à ultrasons**, Proceedings du Congrès Français de Mécanique 2007, Grenoble, France, 27-31/08/2007.
- 21C. Farès Abda, Philippe Schmitt, Stéphane Fischer, Anne Pallarès, Denis Ensminger, Abdelhalim Azbaid & Pierre François, **Estimation du profil de vitesse d'un fluide chargé par la méthode d'intercorrélation par démodulation en bande de base du signal ultrasonore et interpolation par FFT**, Proceedings du Congrès Français de Mécanique 2007, Grenoble, France, 27-31/08/2007.
- 22C. Anne Pallarès, Farès Abda, Abdelhalim Azbaid, Denis Ensminger, Stéphane Fischer, Pierre François, Philippe Schmitt, **Instrumental development for velocity and sediment concentration measurements**, Proceedings of the Conference Underwater Acoustic Measurements Technologies & Results 2007, Heraklion, Crete, Greece, 24-26/06/2007.
- 23C. Anne Pallarès, Farès Abda, Abdelhalim Azbaid, Denis Ensminger, Stéphane Fischer, Pierre François, Philippe Schmitt, **Ultrasonic device development for sewage velocity and sediment concentration measurements**, Proceedings of 19th International Congress on Acoustics, Madrid, Spain, 2-7/09/2007 - Invité
- 24C. Philippe Schmitt, Pierre François, Stéphane Fischer, Anne Pallarès, Denis Ensminger, Abdelhalim Azbaid, Farès Abda, **Fluxmètre à ultrasons**, Proceedings du 4ème Colloque Interdisciplinaire en Instrumentation, Nancy, France, 17-19/10/2007.
- 25C. Pierre François, Philippe Schmitt, Stéphane Fischer, Anne Pallarès, Denis Ensminger, Abdelhalim Azbaid, Farès Abda, **Mesures de concentrations de matières en suspension en réseau d'assainissement par méthodes ultrasonores**, Proceedings de la Conférence STIC & Environnement 2007, Lyon, France, 13-15/11/2007.
- 26C. Anne Pallarès, Pierre François, Abdelhalim Azbaid, Pierre François, Philippe Schmitt, Stéphane Fischer, Farès Abda, **Acoustic characterization of sewage effluents**, Proceedings of the CFA congress 2006, Tours, France, 24-27/04/2006.
- 27C. A. Pallarès, on behalf of the Antares Collaboration, **The Antares project**, Proceedings of Ultra High Energy Cosmic Rays, Meudon, France, 26-29/06/2000.

- 28C. *F. Drouhin, B. Schwaller, J.C. Fontaine, F. Charles, A. Pallarès, D. Huss, A Unix SVR4-OS9 distributed data acquisition for high energy physics*, Proceedings of RT97, Beaune, France, 22-26/09/97.
- 29C. The WA97 Collaboration, **Hyperon and antihyperon production in Pb-Pb Collisions at 158 GeV/c**, Proceedings of the 28th International Conference on High Energy Physics, Warsaw, Poland, 25-31/07/96.
- 30C. The WA97 Collaboration, **Preliminary results on strange baryon production in Pb-Pb interactions at 160 GeV/c per nucleon**, Proceedings of the 31th Rencontres de Moriond, 96 QCD and High Energy Hadronic Interactions, Les Arcs, France, 23-30/03/96.
- 31C. S. Barthe, T. Beckers, A.M. Bergdolt, O. Bouhali, I. Boulogne, J.M. Brom, S. Claes, J. Coffin, E. Daubie, F. Djama, H. Eberlé, J.C. Fontaine, T. Kachelhoffer, V. Mack, J. Nelissen, A. Pallarès, P. Pralavorio, J.P. Schunck, M.H. Sigward, J. Stefanescu, T. Todorov, C. Van der Velde, W. Van Doninck, P. Vanlaer, *A. Zghiche, Beam test of a sector prototype of the CMS forward tracker equipped with two wedge shaped MSGCs*, Proceedings of the International Workshop on Microstrip Gas Chambers, Lyon, France, 30/11-2/12/95.
- 32C. A. Pallarès, R.A.B Devine, J.C. Fontaine, A.M. Bergdolt, J.M. Brom, J. Coffin, H. Eberlé, M.H. Sigward, S. Barthe, J.P. Schunck, **Substrate effects on MSGC behaviour under irradiation**, Proceedings of the International Workshop on Microstrip Gas Chambers, Lyon, France, 30/11-2/12/95.
- 33C. The WA97 Collaboration, **Preliminary results on strange particle production in lead-lead collisions**, Proceedings of the 25th International Symposium of Multiparticle dynamics, Stara Lesna, Slovakia, 12-16/09/95.

5. Autres

- I. CMS-NOTE-1999-036/ Barvich, Tobias ; Blüm, Peter ; Kärcher, Kurt ; Knoblauch, Dieter ; Mörmann, Dirk ; Müller, Thomas ; Neuberger, Dirk ; **Pallarès, Anne** ; Schilling, M. ; Simonis, Hans-Jürgen et al., **A two-stage amplifying detector candidate for the CMS forward tracker**.
- II. CMS-NOTE-1998-037/ Kräber, Michael ; Blüm, Peter ; Kärcher, Kurt ; Knoblauch, Dieter ; Metri, R. ; Müller, Thomas ; Neuberger, Dirk ; **Pallarès, Anne** ; Simonis, Hans-Jürgen ; Thümmel, Wolf Hagen , **Test Results of a MSGC Detector Module for the CMS forward MSGC-Tracker**.
- III. CMS-NOTE-1998-029/ Schwaller, Benoît ; Benhammou, Yan ; Fontaine, Jean-Charles ; Charles, François ; Drouhin, Frédéric ; Hoffmann, Christophe ; Huss, Daniel ; **Pallarès, Anne**, **The Trigger System of the CMS Barrel and Forward Milestones**.
- IV. CMS-NOTE-1997-081/ Bouhali, Othmane ; Beckers, Tom ; Bergdolt, A M ; Bernier, Kim ; Boulogne, Isabelle ; Brom, Jean-Marie ; Claes, S. ; Coffin, Jacqueline ; Daubie, Evelyne ; Eberle, Henri et al., **Technical Design Report**:

A Possible Approach for the Construction of the CMS Forward-Backward MSGC Tracker.

- V. IRES-98-04/ Drouhin, F ; Fontaine, J C ; Huss, D ; Jeanneau, F ; Mack, V ; **Pallarès, A** ; Schwaller, B ; Barthe, S ; Bergdolt, A M ; Brom, J M et al., **The forward-backward MSGC Milestone status report.**
- VI. IRES-98-03/ **Pallarès, A** ; Devine, R A B ; Fontaine, J C ; Brom, J M ; Bergdolt, A M ; Coffin, J P ; Eberlé, H ; Sigward, M H ; Barthe, S ; Schunck, J P., **Effect of radiation induced substrate defects on microstrip gas chamber gain behaviour; part 2, experimental consequences.**
- VII. CRN-96-22/ **Etude de substrats pour chambres gazeuses à micropistes dans le cadre de l'expérience CMS au LHC / Pallarès, A.**
- VIII. CRN-96-13/ **Substrate effects on Microstrip Gas Chamber behaviour under irradiation / Pallarès, A** ; Devine, R A B ; Fontaine, J C ; Bergdolt, A M ; Brom, J M ; Coffin, J P ; Eberlé, H ; Sigward, M H ; Barthe, S ; Schunck, J P
- IX. CRN-95-14/ **Microstrip gas chambers on implanted substrates / Pallarès, A** ; Brom, J M ; Fang, R ; Fontaine, J C ; Geist, Walter M ; Kachelhoffer, T ; Lévy, J M ; Mack, V ; Barthe, S ; Bergdolt, A M et al.
Factors influencing the performances of micro-strip gas chambers / Mack, V ; Brom, J M ; Fang, R ; Fontaine, J C ; Huss, D ; Kachelhoffer, T ; Kettunen, H ; Lévy, J M ; Pallarès, A ; Bergdolt, A M et al.
- X. CRN-94-09/ Mack, V ; Barthe, S ; Bergdolt, A M ; Blaes, R ; Brom, J M ; Cailleret, J ; Christophe, E ; Coffin, J P ; Eberlé, H ; Fang, R et al., **Détecteurs à microstrips gazeux (MSGC) : réalisation et tests (1994).**
- XI. CRN-93-64/ **Pallarès, A** ; Barthe, S ; Bergdolt, A M ; Blaes, R ; Brom, J M ; Cailleret, J ; Christophe, E ; Coffin, J P ; Eberlé, H ; Fang, R et al., **Characterisation and improvement of substrates for microstrip gas chambers (1993).**

Synthèse des travaux

1. Introduction

Mes recherches s'inscrivent dans le cadre du projet « Objectifs du Millénaire pour le Développement Durable » (Nations Unies, 2015) de l'Organisation des Nations Unies (ONU).

Par mes travaux axés sur les moyens de surveillance de la qualité de l'eau, je contribue fortement à l'objectif 6 (ODD 6) de ce projet qui vise, entre autres cibles, à réduire de moitié le pourcentage de la population de la planète qui n'a pas accès de façon durable à un approvisionnement en eau potable et en assurer aussi l'assainissement. Une eau propre est un fondement indispensable pour de nombreux autres objectifs. Les bienfaits indirects de la garantie des ressources en eau potable et de la bonne gestion de l'environnement sont une amélioration du niveau de vie des populations soit une lutte contre la pauvreté (ODD 1).



Figure 1 : Les objectifs du développement durable.

La bonne santé et le bien-être, soit l'objectif 3 (ODD 3), dépendent directement de la qualité de l'eau disponible pour les populations. Les villes durables (ODD 11) ne peuvent être conçues qu'en envisageant un traitement adéquat des eaux usées. C'est en prenant conscience de l'importance de l'eau qu'une consommation et production responsables (ODD 12) pourront être achevées. Enfin, préserver les rivières et zones humides des pollutions, c'est également préserver la biodiversité aussi bien aquatique (ODD 14) que terrestre (ODD15).

La collecte et le traitement de ces eaux usées qui, normalement, devraient automatiquement suivre la production et la distribution d'eau ne sont malheureusement pas toujours assurés. C'est principalement le cas dans les pays pauvres du fait du manque d'infrastructures d'assainissement.

Il en découle une pollution des ressources en eau recevant les eaux usées non traitées. Selon l'ONU, les pays à revenu élevé traitent en moyenne environ 70% des eaux résiduelles municipales et industrielles qu'ils produisent. Ce pourcentage tombe à 38% dans les pays à revenu intermédiaire supérieur et à 28% dans les pays à revenu intermédiaire inférieur. Dans les pays à faible revenu, seuls 8% de ces eaux usées subissent un traitement. Ces estimations vont dans le sens de l'appréciation selon laquelle il est probable que **plus de 80% des eaux usées du monde soient rejetées sans traitement** (Unesco, 2017). L'assainissement des eaux usées est encore de loin moins prioritaire par rapport à l'approvisionnement en eau potable. La preuve est que la cible mondiale des ODD (Objectifs de Développement Durable) pour l'eau potable a été atteinte et dépassée en 2010 alors que celle relative à l'assainissement n'a pas été atteinte même si des progrès ont été accomplis dans ce sous-secteur (OMS, 2015).

Dans cette synthèse de travaux, j'ai voulu donner au lecteur un aperçu des études réalisées au sujet de la surveillance de la qualité de l'eau, en particulier le suivi des matières en suspension. Le lecteur trouvera en annexe des compléments d'information d'une part quant aux caractéristiques de l'eau ; et d'autre part quelques notions théoriques quant aux phénomènes physiques sous-jacents à la notion de turbidité.

A travers cette synthèse de quelques travaux choisis, j'ai essayé de vous faire partager le cheminement qui m'a amenée au développement d'une nouvelle technique instrumentale de mesure de turbidité, qui constitue un projet de maturation industrielle, et d'en évoquer les perspectives.

Plus largement, à travers cette synthèse des travaux, j'ai voulu à titre personnel :

- Rassembler en un ouvrage les principaux éléments concernant mes activités de recherche passées et à venir.
- Faire un état de l'art des connaissances dans les différents domaines.

2. Le projet « MESFLUX »

1. Préliminaires.....	45
2. Mesure pulsée.....	46
3. Effet Doppler.....	48
4. Résultats	49
5. Aboutissement.....	51

C'est dans le cadre du projet RITEAU (Réseau de recherche et d'Innovation Technologique « EAU & technologies de l'environnement ») « MESFLUX » labellisé en 2003, que j'ai lancé mes activités d'instrumentation dans le laboratoire qui, à l'époque, était l'Institut de Mécanique des Fluides de Strasbourg et qui, depuis, est devenu le Département de Mécanique du Laboratoire ICube. J'ai ainsi participé à la réalisation d'un dispositif ultrasonore permettant la mesure conjointe en réseau d'assainissement d'un débit et de la concentration de matières en suspension.

1. Préliminaires

Ce projet avait pour but le développement d'une instrumentation ultrasonore autonome spécifique, dédiée aux réseaux d'assainissement, qui permettrait de surveiller de manière continue :

- la hauteur d'eau.
- le profil de vitesse qui, combiné avec la hauteur d'eau et le profil de l'écoulement, permet l'estimation du débit.
- la distribution granulométrique des classes de taille des solides en suspension.

Les spécifications initialement requises pour notre développement instrumental étaient la possibilité de mesures de débit avec une précision de 5% sur des canaux ouverts de diamètres allant de 0,3 à 1 m avec des vitesses jusqu'à 3 m/s et des mesures de concentration de solides en suspension avec estimation granulométrique.

De nombreux travaux ont été nécessaires afin de garantir la fiabilité de l'instrumentation que nous avons développée. Dans sa version finale, elle permet, comme attendu par le cahier des charges, d'obtenir de manière simultanée un profil de vitesse et d'amplitude rétrodiffusée. Nous avons réalisé de multiples campagnes de mesures en laboratoire afin d'ajuster les paramètres instrumentaux [(Pallarès, et al., 2006) ; (François, et al., 2007)]. Nous avons cherché à optimiser la réponse de l'instrument tant du point de vue de l'amplitude rétrodiffusée, ou turbidité acoustique, que de celui de la mesure de vitesse. De multiples campagnes de mesure sur le terrain, en réseau d'assainissement ou en rivière, nous ont permis de garantir la fiabilité de nos estimations [(Abda, et al., In situ comparison of velocity and concentration measurement techniques, 2008); (Abda, et al., 2009)]. C'est durant cette période que j'ai encadré une partie des travaux de thèse de Farès Abda et supervisé les travaux d'Abdelhamid Azbaid qui nous avait rejoint pour un séjour postdoctoral financé à travers le projet MESFLUX.

2. Mesure pulsée

La mesure ultrasonore nécessite la présence de réflecteurs dans le milieu à étudier. Après être émis par un transducteur, le faisceau ultrasonore est diffusé par les réflecteurs présents dans le milieu comme le montre la Figure 2.

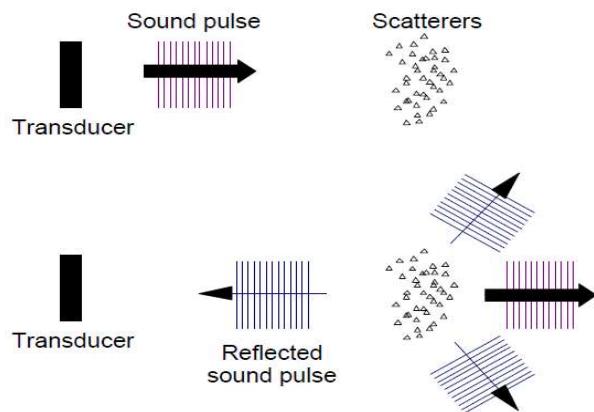


Figure 2 : Principe de la mesure ultrasonore.

Pour des mesures pulsées, périodiquement, une impulsion ultrasonore est émise dans le milieu. Ce signal est rétrodiffusé par les particules en suspension dans l'écoulement. Reçu par le transducteur, le signal de retour, l'écho, est conditionné, amplifié et échantillonné afin d'extraire les informations sur la vitesse et la concentration de matières en suspension. Ces valeurs sont estimées sur une succession de cellules de mesure en fenêtrant le signal rétrodiffusé dans plusieurs blocs liés à plusieurs profondeurs de mesure. La Figure 3 montre que l'on obtient ainsi des mesures de vitesse et d'amplitude pour les différentes cellules de mesure le long du faisceau.

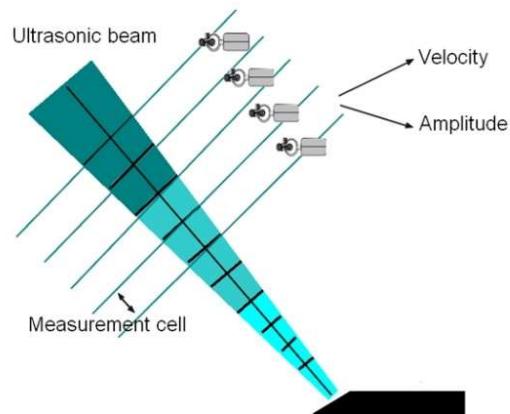


Figure 3 : Structure du faisceau ultrasonore pulsé.

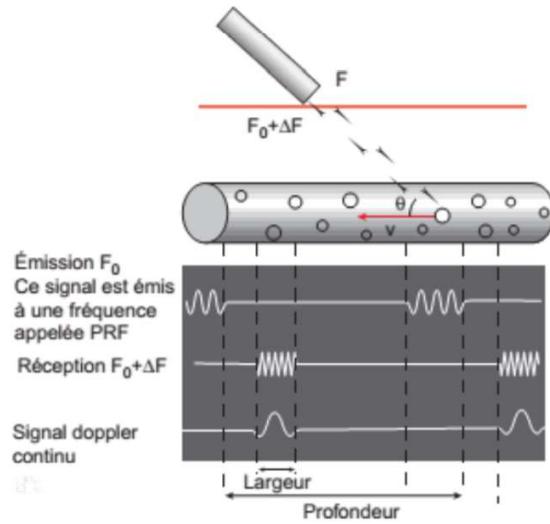


Figure 4 : Principe de la PRF. (Ouchtati, 2020)

Le délai entre deux impulsions détermine la fréquence de répétition PRF (Pulse Repetition Frequency). La PRF détermine la profondeur du champ d'exploration, car il faut attendre le retour de tous les échos avant d'émettre une nouvelle impulsion. Les échos venant des zones les plus profondes fixent ainsi l'intervalle de temps à respecter avant un nouveau tir (Figure 4). La PRF détermine également la sensibilité aux flux. Une PRF basse est nécessaire pour explorer en profondeur et détecter des flux lents. Une PRF élevée est nécessaire pour bien analyser les flux rapides. Entre deux impulsions, le signal réfléchi est analysé pendant une durée très courte appelée « fenêtre d'écoute ». Le délai entre la fin de l'impulsion et le début de la fenêtre d'écoute permet de déterminer la profondeur du volume d'échantillonnage.

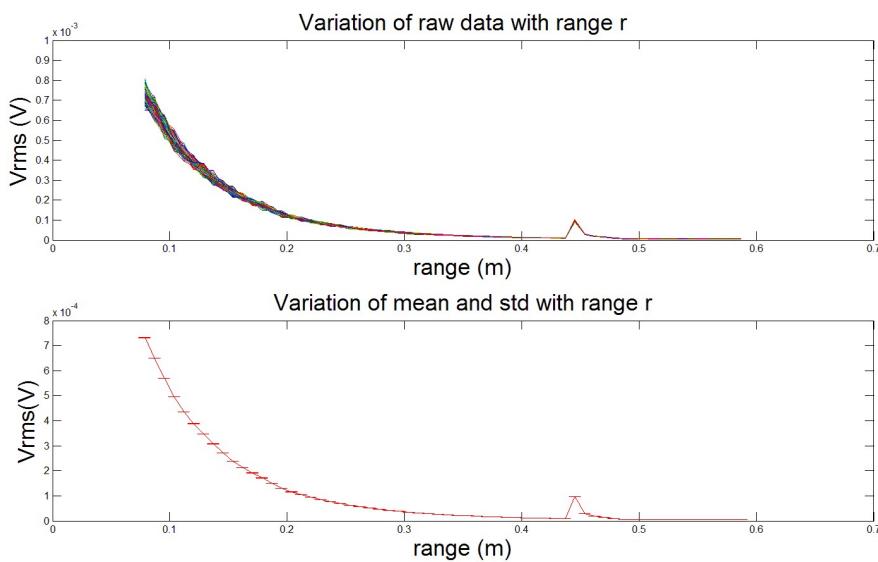


Figure 5 : Spectre ultrasonore.

La Figure 5 montre un spectre d'amplitude rétrodiffusée. La figure du haut correspond à l'évolution de plusieurs mesures successives réalisées en laboratoire sur une suspension d'un matériau donné en fonction de la profondeur ; celle du bas à l'évolution de l'écart-type sur la mesure d'amplitude. Les conditions expérimentales sont décrites en annexe A. 2. 4. On constate une décroissance exponentielle en début de mesure. Le pic en fin de mesure correspond à l'écho du fond de l'écoulement. L'expression communément utilisée pour décrire l'évolution de l'amplitude rétrodiffusée par une suspension homogène d'un matériau de concentration M est celle proposée par Thorne et Hanes (Thorne & Hanes, A review of acoustic measurement of smallscale processes, 2002).

$$V_{rms} = \frac{k_s k_t}{r \psi} M^{1/2} e^{-2\alpha r}$$

Eq. 1

La signification des différents termes de cette expression est donnée en annexe (Eq. A.2. 8). Il faut également noter qu'il existe une fréquence optimale pour une granulométrie donnée (associée au cas $x = 1$, se référer à Eq. A.2. 2). Si la plus petite particule à mesurer a un rayon a_{min} , avec c la vitesse du son, le choix optimal de la fréquence d'observation F sera :

$$F = \frac{c}{2\pi a_{min}}$$

Eq. 2

3. Effet Doppler

Le principe de la mesure de vitesse, basée sur l'effet Doppler, est robuste [(Schmitt, Abda, Fischer, & Pallarès, 2009) ; (Schmitt, et al., 2007)]. L'effet Doppler est illustré par la Figure 6 : lorsque la source est immobile, un observateur percevra la même fréquence quelle que soit sa position. En revanche, si la source se déplace vers la droite un observateur situé à sa droite percevra une fréquence plus élevée qu'un observateur placé à sa gauche.

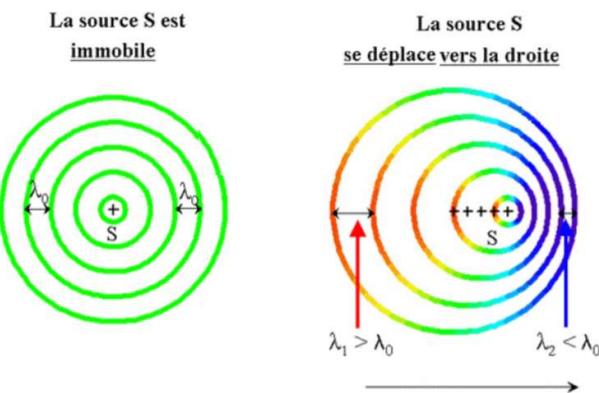


Figure 6 : Principe de l'effet Doppler. (Ouchtati, 2020)

En se basant sur le principe de l'effet Doppler l'analyse du signal rétrodiffusé permet le calcul de la vitesse. Du point de vue analyse du signal, un estimateur permet de calculer la fréquence Doppler moyenne f_D , donc la vitesse d'écoulement V dans le volume correspondant selon :

$$V = \frac{c \cdot f_D}{2f_0 \cdot \cos \beta} \quad \text{Eq. 3}$$

où c est la vitesse du son dans le milieu, f_0 la fréquence porteuse et β l'angle entre l'écoulement et le faisceau ultrasonore. Le profil de vitesse est obtenu sur la corde de mesure et son intégration sur la section d'écoulement donne le débit.

Nous avons étudié un certain nombre de méthodes d'estimation de vitesse Doppler. Historiquement, dans le laboratoire, les travaux de D.E.A de D. Hurther (Hurther, 1995) ont abouti à la conception d'un premier vélocimètre à ultrasons implémentant un premier algorithme, celui de Kasai (Kasai, Namekawa, Koyano, & Omoto, 1985). Plus récemment les travaux de thèse de S. Fischer (Fischer, 2004) ont conduit à l'utilisation d'un algorithme basé sur l'estimation de la fréquence moyenne du signal Doppler complexe incluant une procédure d'identification et de soustraction du bruit de fond dans le domaine spectral. Nous avons testé et implanté différents types d'algorithmes de traitement du signal afin de garantir les meilleures estimations possibles de profils de vitesses [(Fischer , Schmitt, Ensminger, Abda, & Pallarès, 2008) ; (Fischer , Schmitt, Ensminger, Abda, & Pallarès, 2008)].

Le travail de thèse de F. Abda (Abda, 2009) a permis de confirmer l'inexistence d'une solution universelle des mesures de vitesse indépendante des conditions expérimentales. Il a également été montré qu'il est difficile de concilier précision et robustesse. Un algorithme basé sur la maximisation de la corrélation par l'emploi de la méthode Pulse-Pair a été proposé.

4. Résultats

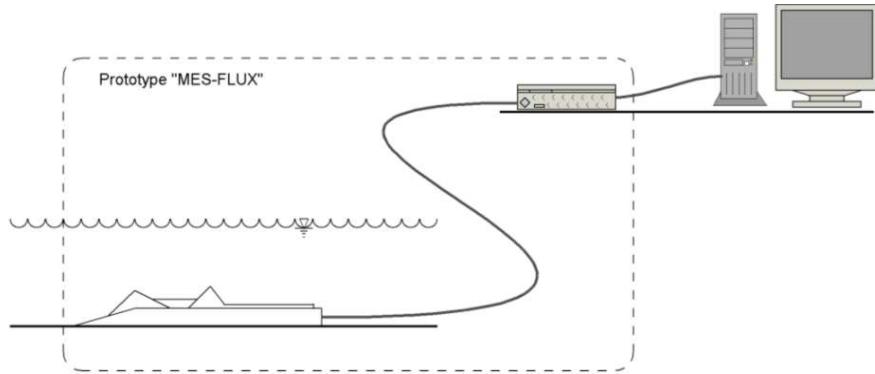


Figure 7 : Description schématique du MESFLUX

Le prototype MESFLUX schématisé Figure 7 se compose de deux parties distinctes : un sabot submersible placé dans le flux et une plate-forme de gestion des données qui reste à terre. Les deux parties sont connectées par un câble d'alimentation et de communication. Le sabot submersible contient les transducteurs et l'électronique pour le séquençage, l'émission-réception et la numérisation. La plateforme de gestion des données, en charge du traitement des données et de leur stockage, est accessible par un ordinateur personnel ou peut être directement connectée à un réseau.

Dans sa version initiale, l'instrument comportait trois transducteurs spécifiquement orientés et utilisés pour la mesure de vitesse, de hauteur de l'eau et de concentration en matières en suspension selon le principe des ultrasons pulsés. Le plus grand des transducteurs, donc celui à plus basse fréquence, de fréquence moyenne 1,8 MHz, était utilisé pour les mesures de vitesse monostatique et les mesures de hauteur d'eau. Son orientation, qui fait une pente de 75° avec la direction du courant lorsque l'instrument est posé au fond de l'écoulement, permet la mesure de valeurs de vitesse plus élevées pour une fréquence Doppler donnée. Ce premier transducteur et un second, de même orientation, de fréquence moyenne 9,2 MHz, étaient également utilisés pour les mesures de concentration en MES (Matières En Suspension). Le troisième et dernier transducteur, centré sur 4,5 MHz, faisant un angle de 70° avec la direction des autres transducteurs, était utilisé pour la collecte de données complémentaires sous un autre angle de diffusion pour l'optimisation des mesures granulométriques. Les mesures de concentration en matières en suspension étaient effectuées sur différentes fréquences allant de 1 à 14 MHz. Plusieurs campagnes de mesure ont été réalisées avec ce prototype. Je n'évoquerai ici que quelques aspects succincts relatifs aux matières en suspension.

Les mesures suivantes, par exemple, ont été obtenues à travers une campagne de mesure effectuée dans le réseau d'assainissement de Nantes, sur le site du « Jardin des Plantes » recevant environ 150000 E.H. d'effluents.

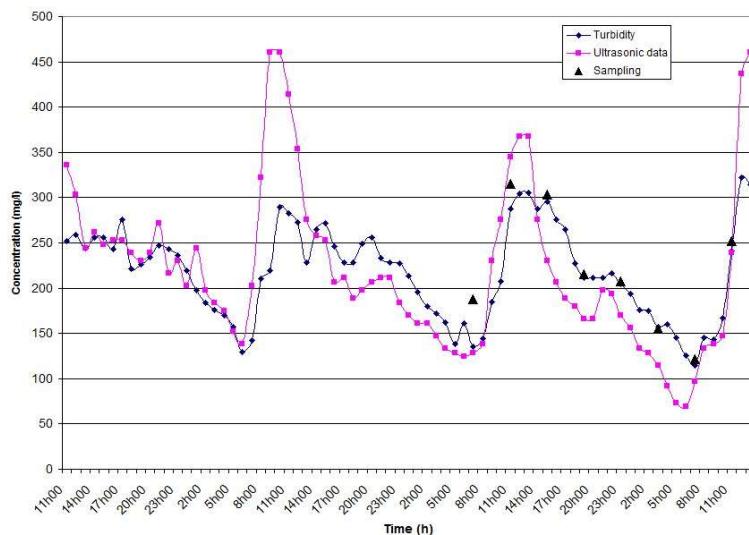


Figure 8 : Concentration totale de solides en suspension en fonction du temps et de la technique de mesure (Abda, et al., In situ comparison of velocity and concentration measurements techniques, 2008).

La Figure 8 montre l'évolution temporelle de la concentration en matières en suspension selon trois techniques : le prélèvement (et sa caractérisation en laboratoire), la turbidité optique et la rétrodiffusion acoustique réalisées in situ. Quelle que soit la technique de mesure, on constate que la quantité de matières en suspension dans les eaux usées est fonction du temps, reflétant ainsi les activités humaines et les conditions météorologiques ici de temps sec. Selon toutes les techniques de mesure, l'évolution globale de la concentration totale des matières en suspension suit le rythme bien connu de l'activité humaine avec une forte augmentation matinale et une diminution nocturne. On peut constater qu'il existe un très bon

accord entre les valeurs de concentration obtenues par prélèvement et celles de turbidité mesurées en ligne (Partech Turbi-Tech 2000 LA sensor). Les données acoustiques mesurées avec le MESFLUX conduisent à des valeurs de concentration plus élevées pendant un pic et en moyenne plus faibles autrement. Cette différence pourrait s'expliquer par un éventuel effet de dilution ou encore une évolution de la granulométrie des particules en suspension.

Pour déterminer la granulométrie des matières en suspension présentes dans cet écoulement, nous avons fait l'hypothèse que les particules en suspension dans les eaux usées sont un matériau homogène de granulométrie variable avec une même réponse massique moyenne. Avec ces hypothèses, la répartition granulométrique des MES a été générée.

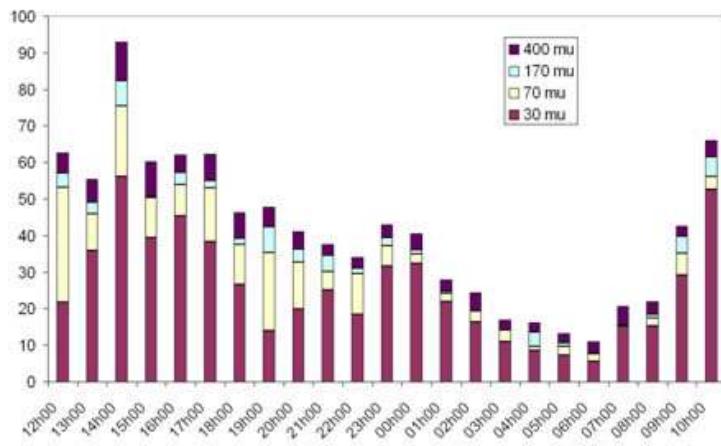


Figure 9 : Evolution temporelle de la concentration des sédiments en suspension (Pallarès, François, Pons, & Schmitt, 2011)

La Figure 9 montre l'évolution temporelle, sur environ 24h, de la répartition des matières en suspension dans les différentes classes granulométriques établies pour l'analyse des données. Ces résultats sont présentés en termes de valeurs horaires moyennes. Les tendances observées sont attendues. On constate par exemple une diminution nocturne de la concentration de matières en suspension liée à la perte d'activité humaine entre 0h00 et 7h00.

Ces résultats ont été obtenus avec de nombreuses hypothèses et approximations pour en déduire une concentration moyenne dans une classe granulométrique donnée. Il est difficile de les valider car, même en associant ce type de mesures à des campagnes de prélèvements, il existera un biais entre l'observation de l'échantillon et de l'écoulement.

5. Aboutissement

Avec la réalisation de plusieurs prototypes fonctionnels, l'épopée MESFLUX a mené à la création d'une entreprise, Ubertone. Cette start-up a démarré ses activités en 2008 (Ubertone, 2020) et emploie plusieurs collaborateurs à l'heure actuelle. Ubertone vend des instruments de mesure par ultrasons et poursuit leur développement. Ses instruments répondent aux besoins des ingénieurs et chercheurs travaillant dans le domaine des fluides dans des applications très variées (agroalimentaire, assainissement, etc.). Nous maîtrisons donc parfaitement ces instruments dont la conception et l'architecture découlent directement du projet MESFLUX. Nous continuons à collaborer avec Ubertone à travers la mise à disposition de matériel ou de

campagnes de mesure communes. Nous sommes également dans l'optique du développement d'un laboratoire commun entre ICube et Ubertone.

En termes de clin d'œil et en guise de conclusion, il est intéressant de comparer la Figure 10, photographie du prototype MESFLUX, à l'instrument équivalent commercialisé par Ubertone. La photo présentée en Figure 11 est celle de la première génération d'un UB-Flow, profileur acoustique d'Ubertone, dont les caractéristiques ont directement été inspirées par le MESFLUX et les résultats obtenus à travers cette étude.

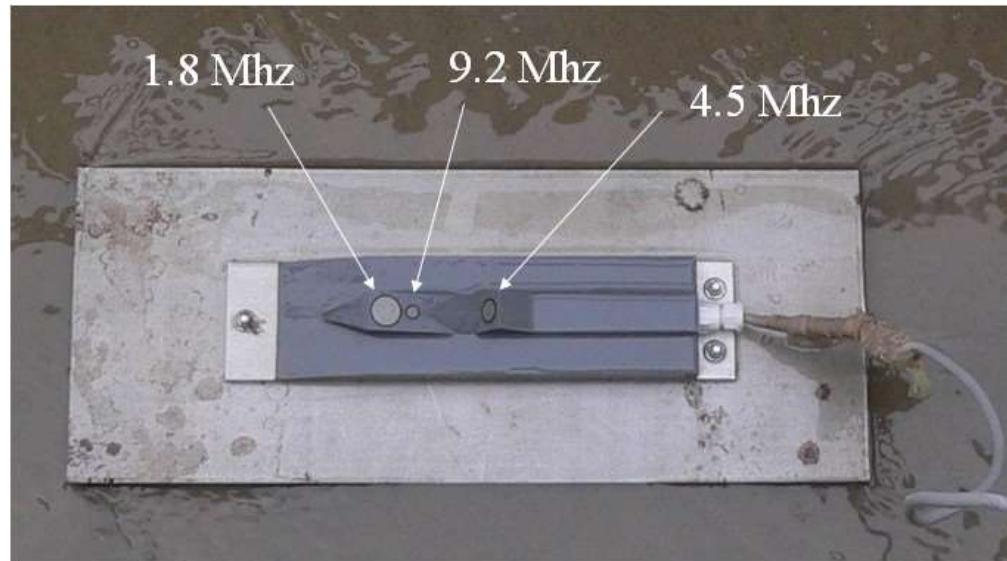


Figure 10 : Prototype MESFLUX.



Figure 11 : Instrument Ubertone (2014).

3. La caractérisation et surveillance acoustique des eaux de surface

1. Approche géomorphologique.....	54
2. Approche de surveillance	56
2.1. Campagne de mesure à court terme	56
2.2. Campagne à long terme.....	57
Observations.....	58
Caractéristiques de temps sec.....	59
Caractéristiques de temps de pluie.....	62
3. Conclusion.....	64

Fort du savoir-faire acquis lors du projet MESFLUX, mes recherches se sont par la suite principalement focalisées sur la turbidité acoustique. La turbidité acoustique, ou amplitude rétrodiffusée, dépend principalement des caractéristiques du milieu insonifié. Elle nécessite en particulier la présence de réflecteurs de l'onde ultrasonore dans le milieu à étudier. Elle dépend donc des Matières En Suspension (MES) présentes dans le milieu, de leur concentration et de leur nature (taille, forme, composition). Dans la section précédente, à travers nos travaux, en utilisant des mesures multi-fréquentielles, nous avons pu montrer, dans le cadre du projet MESFLUX, qu'une approche granulométrique quantitative était possible, qu'il était donc possible de donner la concentration associée à un domaine donné de taille de particules.

Dans l'optique d'un outil de surveillance accessible à tout un chacun au regard de la complexité des mesures ultrasonores, nous avons concentré nos recherches sur des aspects qualitatifs plutôt que quantitatifs en essayant de trouver des marqueurs du signal aisément identifiables [(Pallarès, Fischer, France, Pons, & Schmitt, Acoustic turbidity as online monitoring tool for rivers and sewer networks, 2016) ; (Kletti, Fischer, Burckbüchler, Pallarès, & Schmitt, 2017)]. Comme détaillé dans cette section, on observe une nette différence en assainissement entre les évènements pluvieux connus pour occasionner des lessivages de poussières minérales et le temps sec durant lequel les matières organiques sont prépondérantes.

L'ensemble de ces travaux a principalement été financé par le GEMCEA (Groupement pour l'Evaluation de la Mesure en Continu dans les Eaux et en Assainissement). Les financements que j'ai obtenu à travers la direction du projet « Apport de la mesure acoustique en continu dans l'évaluation instantanée des matières en suspension » ont permis la réalisation des campagnes de terrain sur le long terme et ont suscité mon intérêt pour une investigation plus fine des différences entre les mesures acoustiques et optiques qui feront l'objet de la section suivante.

A l'aide de profileurs acoustiques d'Ubertone, différents modèles d'UB-FLOW, nous avons exploré différentes applications des mesures ultrasonores.

1. Approche géomorphologique

Nous avons effectué des mesures sur la rivière Couesnon dans la baie du Mont Saint-Michel. Ces mesures préliminaires ont été réalisées en collaboration avec Alain Crave de l'Institut de Géosciences de Rennes qui cherche à caractériser l'évolution géomorphologique des reliefs à travers des mesures in situ du transport de sédiments. Justement, la rivière Couesnon (qui en sa folie a mis le Mont en Normandie) est alimentée en eau de rinçage au quotidien afin d'éliminer les sédiments autour de l'île (Figure 12).

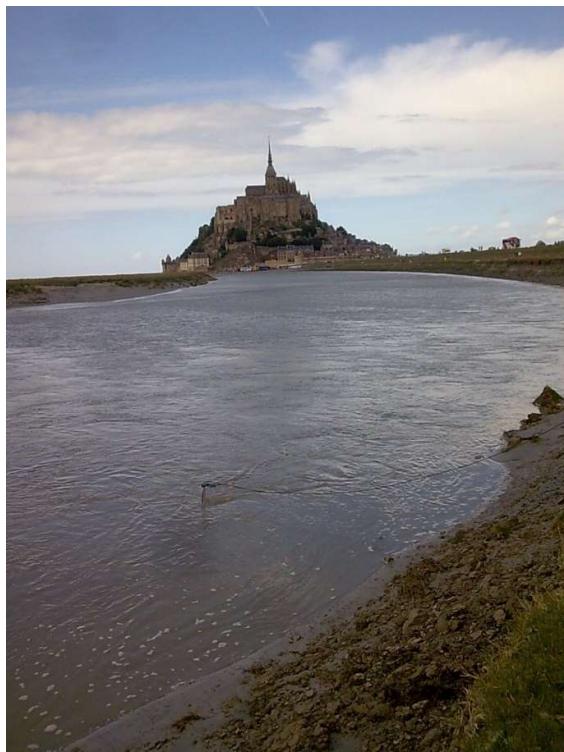


Figure 12 : Mont St Michel et Couesnon.

Un UB-Flow 156 a été installé pour observer le profil de vitesse près du lit du Couesnon avec une fréquence de 6,25 MHz. L'instrument était fixé de manière stable, les faisceaux acoustiques dirigés vers le fond de l'écoulement. Les résultats obtenus au début du rinçage de la rivière sont présentés Figure 13.

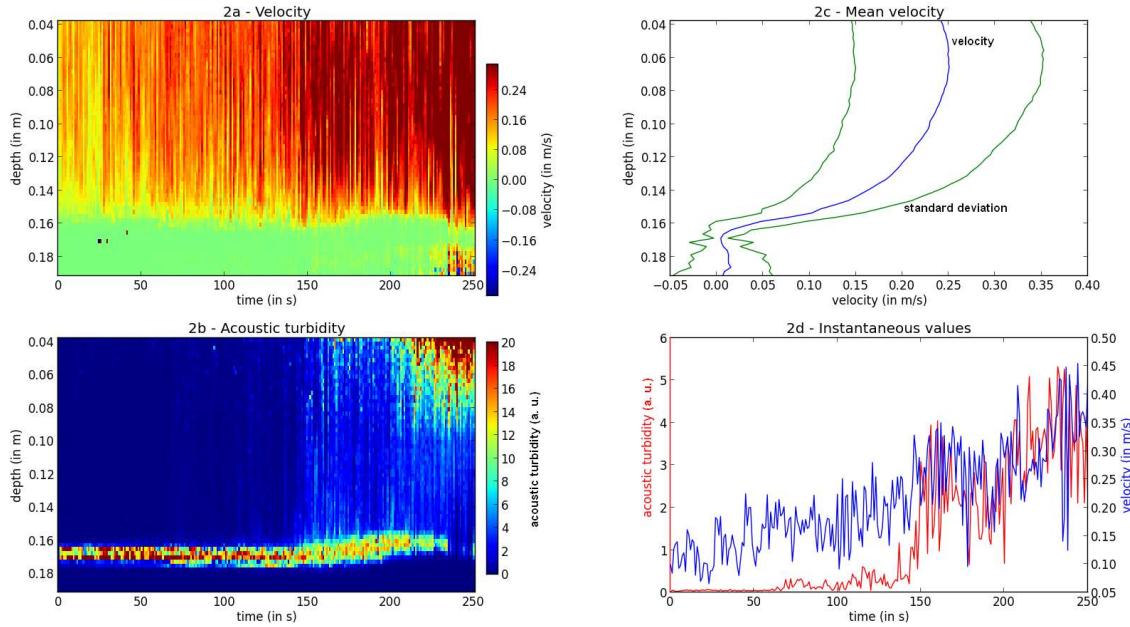


Figure 13 : Evolution temporelle de différentes caractéristiques.

La Figure 13.a représente l'évolution de la vitesse moyenne en fonction du temps et de la profondeur. On constate que la vitesse moyenne présente des structures cohérentes puis diminue en fonction du temps.

La Figure 13.b montre l'évolution de la turbidité acoustique associée à l'évolution de la vitesse. Le déplacement du pic du fond montre que le lit de la rivière évolue en fonction du temps. On peut également observer une augmentation progressive des valeurs de turbidité due à la mise en suspension progressive des particules de sable.

La Figure 13.c. montre la vitesse moyenne et son écart-type, important car directement lié à la turbulence.

Enfin, le dernier graphe, Figure 13.d., montre l'évolution temporelle combinée de la vitesse et de la turbidité acoustique dans une cellule de mesure située à 50 mm au-dessus du lit de la rivière. On constate clairement une mise en suspension des sédiments après une vitesse seuil.

Comme illustré par ces mesures effectuées à titre préliminaire, les mesures de rétrodiffusion ultrasonore permettent l'observation précise des profils de vitesse près du lit d'un écoulement. Le profil de vitesse instantanée donne accès à la contrainte de cisaillement ainsi qu'à l'intensité turbulente contribuant à l'étude du transport de sédiments. De plus, la combinaison avec la mesure du profil de turbidité acoustique permet de suivre en temps réel l'évolution de la concentration des matières en suspension.

2. Approche de surveillance

2.1. Campagne de mesure à court terme

Une première campagne de mesure a été effectuée dans la chambre d'entrée de la station d'épuration du Grand Nancy (250 000 E.H.). L'instrument, un UB-Flow 315, était situé à proximité de l'un des affluents. Il était fixé sur un bras flottant et regardait le fond de l'écoulement. Le débit de référence est de 120 000 m³ par jour avec 65% de l'eau provenant d'un réseau d'assainissement mixte. Comme le montre la Figure 14, tous les instruments ou dispositifs d'échantillonnage sont fixés sur un bras flottant situé à proximité de l'un des affluents.



Figure 14 : Schéma et photographie du positionnement instrumental.

Parallèlement aux mesures acoustiques, la turbidité optique a été enregistrée en continu toutes les 5 minutes par un turbidimètre Solitax sc-ts-line (Hach-Lange, Lognes, France) également fixé sur le bras flottant. La plage de turbidité optique théoriquement accessible s'étend de 0,001 à 4000 NTU.

Le lecteur doit être conscient que la bouée se déplacera avec le niveau de l'eau. Ceci explique que dans les données présentées ultérieurement, la profondeur varie en fonction du temps sur les profils de turbidité acoustique.

La Figure 15 montre deux graphes. Celui du haut correspond à l'évolution temporelle de la turbidité acoustique à 3,125 MHz. Celui du bas montre l'évolution de la concentration en matières en suspension, obtenue soit par échantillonnage (carrés rouges), soit par turbidité optique (carrés bleus), soit par turbidité acoustique (ligne verte) après étalonnage sur l'échantillonnage pour une cellule de mesure de l'UB-Flow située à 190 mm du transducteur. Ainsi les prélèvements et la mesure acoustique caractérisent une même zone du flux.

Comme on peut le voir sur les deux graphes, du point de vue acoustique, l'évolution temporelle des matières en suspension semble très instable et varie considérablement avec le temps, en particulier au début de la mesure. Par conséquent, ce site semble être très turbulent en début de matinée. Les mesures effectuées de nuit sont considérablement moins bruyantes, plus stationnaires. Ce phénomène peut être expliqué par la diminution du débit et de la turbulence.

Sur le graphe du bas, on peut constater un bon accord entre les valeurs de concentrations de matières en suspension vues par échantillonnage et celles vues par turbidité acoustique ou optique. Les variations sont équivalentes quelle que soit la méthode de mesure. Cependant, au début de la période de mesure, entre 8h et 10h, plusieurs des pics de concentration sont observés à travers les mesures par ultrasons. Durant la même période, un écart important entre les valeurs de turbidité optique et les concentrations mesurées par échantillonnage est également observé. Ce phénomène est très probablement lié à une augmentation de la taille des particules, la turbidité optique étant moins sensible aux particules plus grosses.

La comparaison des données extrapolées des mesures acoustiques avec les résultats obtenus par échantillonnage montre que les données d'échantillonnage sont beaucoup plus stables. Comme l'échantillonnage de l'eau prend plusieurs minutes, nous supposons observer un effet de lissage du temps. On pourrait aussi imaginer qu'un lissage supplémentaire est obtenu car il existe un système de filtrage des grosses particules à l'entrée de l'échantillonner.

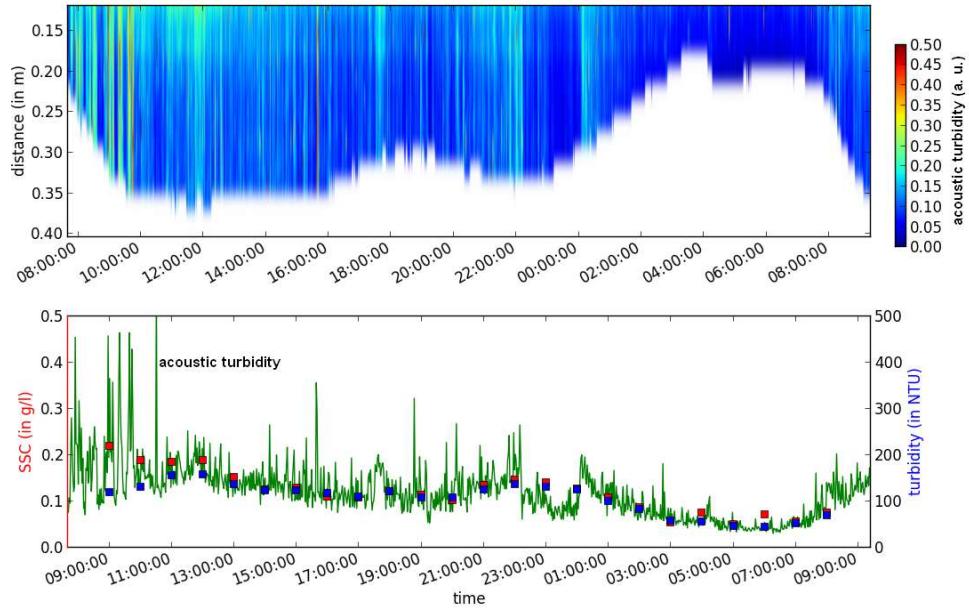


Figure 15 : Evolution temporelle des turbidités.

Suite à cette prise de données limitée en temps, nous avons souhaité obtenir un panel de relevés plus large, plus particulièrement pouvoir étudier les différences temps sec et temps pluvieux, interrogations qui nous mènent directement au paragraphe suivant.

2.2. Campagne à long terme

Nous avons renouvelé une campagne de mesure sur le même site mais cette fois-ci sur une période de plusieurs mois. Au regard des observations précédentes, nous avons souhaité pouvoir comparer différents types de conditions météorologiques, en particulier les périodes de temps de pluie et de temps sec.

Observations

Les deux figures suivantes montrent des enregistrements caractéristiques de la turbidité optique et de la turbidité acoustique aux deux fréquences d'observations extrêmes. La Figure 16 montre l'observation la plus courante, ici sur plus de six jours d'enregistrement par temps sec. Dans ce cas, toutes les turbidités aux différentes fréquences reflètent le cycle quotidien de l'activité humaine (Enfinger & Mitchell, 2009). La turbidité optique a une valeur moyenne de 150 NTU. La turbidité acoustique à 4,167 MHz est dominante, avec un facteur jusqu'à 5 par rapport à celle à 0,815 MHz. Cela suggère que principalement de petites particules de moins de 120 µm de diamètre sont présentes dans l'écoulement.

Les triangles noirs correspondent aux résultats obtenus par des mesures des matières en suspension obtenues en laboratoire sur des échantillons prélevés dans le milieu.

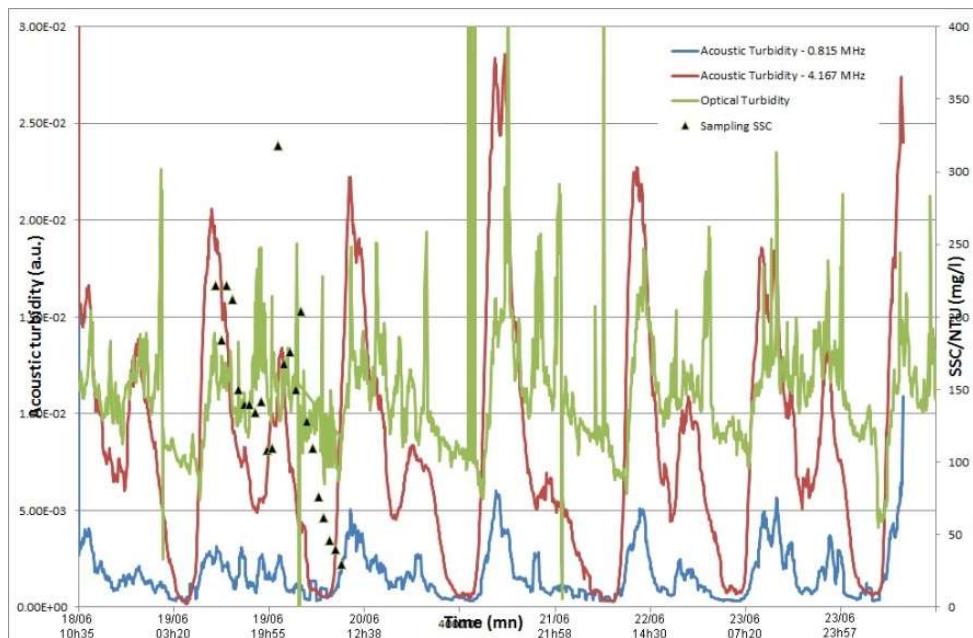


Figure 16 : Evolution temporelle des turbidités par temps sec.

En comparaison, la Figure 17 montre les mêmes mesures sur trois jours de temps pluvieux. De fortes précipitations ont été observées au début de cette période de mesure comme le montre les indications de pluviométrie présentes sur la figure. Le cycle quotidien de l'activité humaine peut encore être vu dans l'évolution de la turbidité optique. Cependant une valeur moyenne inférieure plus faible que par temps sec (70 NTU) est observée. Par rapport à la situation en temps sec, les deux turbidités acoustiques ont considérablement augmenté, d'un facteur 100 par rapport à leurs valeurs par temps sec. Leur très forte augmentation en début de mesure masque complètement le cycle quotidien. Celui-ci reste pourtant visible après la pluie lorsqu'on zoomé sur des valeurs de turbidité plus faibles. Par temps de pluie, la turbidité acoustique à 0,815 MHz est dominante suggérant la présence de particules plus grosses autour de 600 µm de diamètre. L'augmentation des valeurs de turbidités acoustiques pourrait

s'expliquer par une augmentation de la concentration de matières en suspension et/ou encore une modification de la composition des particules.

Nous allons donc étudier de manière plus approfondie les différentes réponses instrumentales respectivement par temps sec et par temps de pluie.

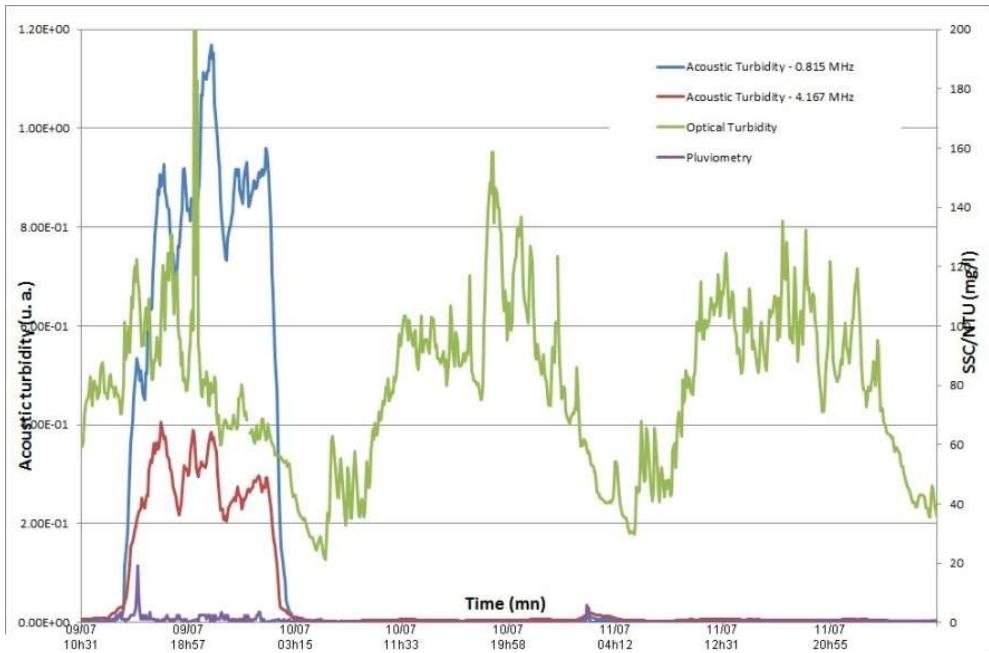


Figure 17 : Evolution temporelle des turbidités par temps de pluie.

Caractéristiques de temps sec

Par temps sec, les eaux usées urbaines sont un mélange d'eaux grises (lavage, préparation des aliments, bains, toilettes, etc.) et d'eaux usées industrielles. Le débit observé dépendra fortement du temps, reflétant le cycle d'activité humaine (Enfinger & Mitchell, 2009). Les débits journaliers sont connus pour être réguliers. Des valeurs minimales sont observées vers 4 heures du matin et des valeurs maximales se produiront entre 8 heures et 13 heures [(Dégrémont, 1991) ; (Henze, Harremoes, La Cour Jansen, & Arvin, 2002)].

La Figure 18 montre l'évolution temporelle de la turbidité acoustique pour les différentes fréquences utilisées sur une journée de temps sec. La valeur de turbidité la plus élevée est observée pour la fréquence la plus élevée, sensible aux particules de diamètre inférieur à 120 μm . Une variation globale similaire est observée à toutes les fréquences. Comme on peut le voir, toutes les turbidités reflètent les activités humaines : une première augmentation est observée entre 7h et 13h suivie d'une seconde de 20h à 23h. Les pics à 5h suggèrent un ruissellement industriel.

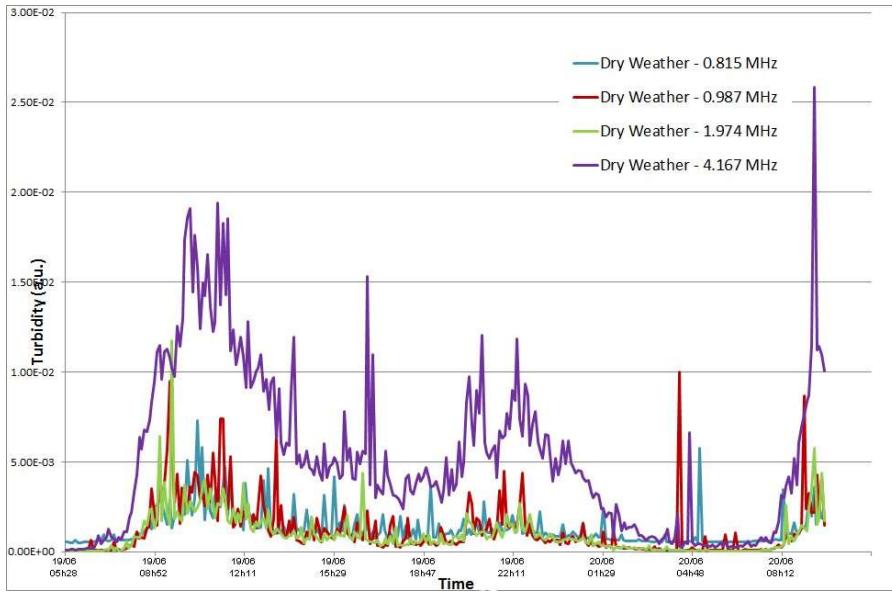


Figure 18 : Evolution temporelle des turbidités acoustiques par temps sec.

Sur cette même période, nous avons comparé les variations de la turbidité acoustique avec celles de l'échantillonnage et de la turbidité optique. Nous avons pu constater que toutes les techniques de mesure montrent les mêmes tendances de variation globale avec le temps.

Nous nous sommes également intéressés aux profils de turbidité acoustique présentés Figure 19. La partie supérieure de chaque figure montre le profil de turbidité sur la profondeur en fonction du temps. Les mesures se limitent à la zone exploitable allant de quelques centimètres après le transducteur jusqu'à proximité du fond de l'écoulement. La Figure 19.a montre l'évolution de la turbidité acoustique de 0,815 MHz sur plusieurs jours. Le cycle quotidien des eaux usées peut clairement être identifié avec une eau assez claire pendant les nuits. On peut voir que la turbidité acoustique augmente clairement pendant la journée. Ceci est confirmé par Figure 19.b montrant la même évolution pour 4,167 MHz. Un zoom de b) sur une période de 24 heures est donné en c). Entre 4 et 8 heures du matin, la turbidité est assez faible montrant un débit d'eau clair. Dès le début de l'activité humaine, la turbidité augmente fortement pour atteindre un maximum entre 8h30 et 11h. Une deuxième augmentation plus régulière est observée entre 20 h et 23 h. Ceci est cohérent avec d'autres observations comme par exemple (Abda, et al., 2009). A cette fréquence, on peut également voir que les valeurs de turbidité sont plus élevées près du fond d'écoulement. Cela suggère un gradient de concentration pendant les périodes de temps sec.

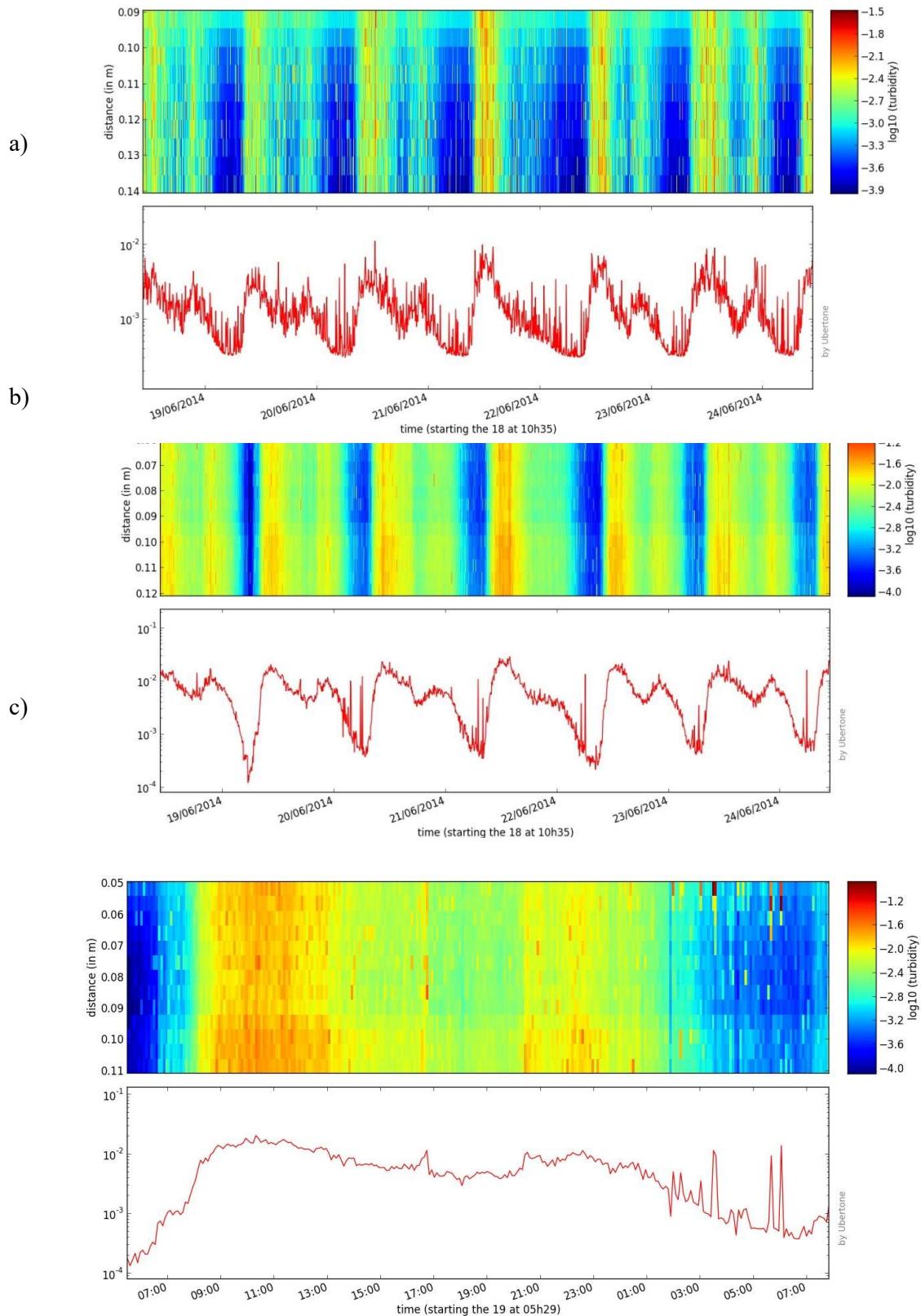


Figure 19 : Evolution temporelle des profils de turbidités acoustiques par temps sec.

Caractéristiques de temps de pluie

Lors d'événements pluvieux, en raison de la présence de multiples surfaces urbaines imperméables qui ne permettent pas à la pluie de s'infiltrer dans le sol, un ruissellement important est généré. Le terme « first flush » désigne le ruissellement initial qui accompagne un épisode pluvieux (Saget, Chebbo, & Bertrand-Krajewski, 1996). Au cours de cette phase, l'eau de pluie pénétrant dans les égouts dans des zones à forte proportion de surfaces imperméables est généralement plus concentrée que celle observée durant la suite de l'évènement pluvieux. Par conséquent, ces concentrations élevées de ruissellement urbain entraînent des niveaux élevés de polluants rejetés par les égouts pluviaux dans les eaux de surface.

La Figure 20 montre à nouveau l'évolution temporelle de la turbidité acoustique pour les différentes fréquences sur environ 24 heures. Par rapport au temps sec, les valeurs de turbidité acoustique sont multipliées par 100 lors d'un événement pluvieux. Les valeurs de turbidité les plus élevées sont observées à 0,815 et 0,937 MHz. On observe donc principalement des particules de moins de 600 µm de diamètre dans l'écoulement. Environ la moitié de ces valeurs de turbidité acoustique sont observées à 1,974 et 4,167 MHz correspondant à un rayon de particules inférieur à 240 µm.

Par temps de pluie, la turbidité acoustique augmente fortement. Pour expliquer ces variations, une forte augmentation des concentrations en matière en suspension et/ou un changement brutal des caractéristiques des particules sont attendus. Le cycle quotidien est complètement masqué par l'augmentation radicale de la turbidité par temps de pluie.

On peut également constater sur la Figure 20 que les pics de la turbidité acoustique sont très fortement liés à la pluviométrie. Effectivement, on peut constater que les pics de turbidité sont temporellement légèrement décalés par rapport aux pics d'intensité pluvieuse, le temps que l'eau de ruissellement pénètre dans le réseau d'assainissement.

Contrairement à ce qui est observé durant le temps sec, durant les épisodes pluvieux les différentes techniques de mesure ne montrent aucune corrélation. De plus des disparités importantes sont observées d'un évènement pluvieux à l'autre. Les données de pluviométrie associées montrent que les mesures, même si toutes deux qualifiées d'événement de pluie, ont des conditions différentes (précipitations modérées sur quelques heures, forte pluie rapidement suivie d'une seconde forte précipitation, etc.).

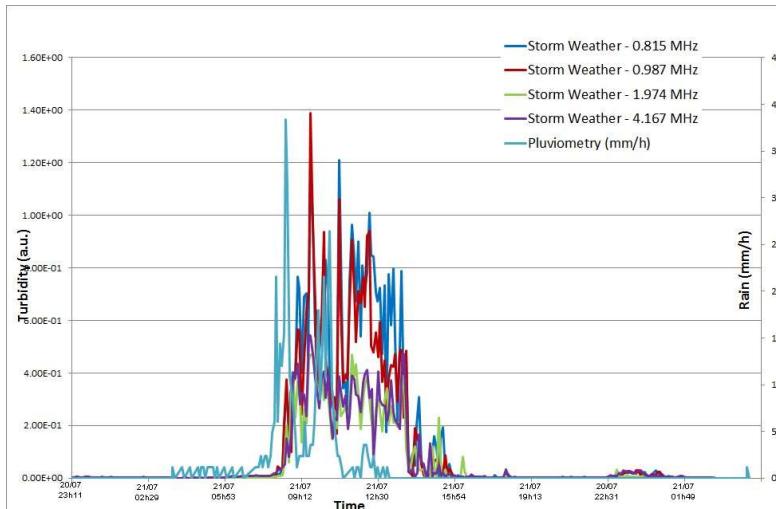


Figure 20 : Evolution temporelle des turbidités acoustiques par temps de pluie.

Pour terminer, la Figure 21 montre la variation du profil de turbidité acoustique en fonction du temps, centrée sur un événement orageux pour deux fréquences : a) montre l'évolution à 0,815 MHz et b) celle à 4,167 MHz. On peut voir que dans les deux cas, la turbidité acoustique est très élevée à la surface de l'écoulement probablement liée à la turbulence.

Elle varie également rapidement d'une mesure à l'autre, montrant une forte évolution en quelques minutes. Après la pluie, la turbidité diminue à la surface de l'eau et augmente au fond de l'écoulement, transcrivant ainsi les processus de sédimentation. Un indice confirmant cette hypothèse est que ce phénomène est plus intense à la fréquence la plus basse, donc des particules plus grosses.

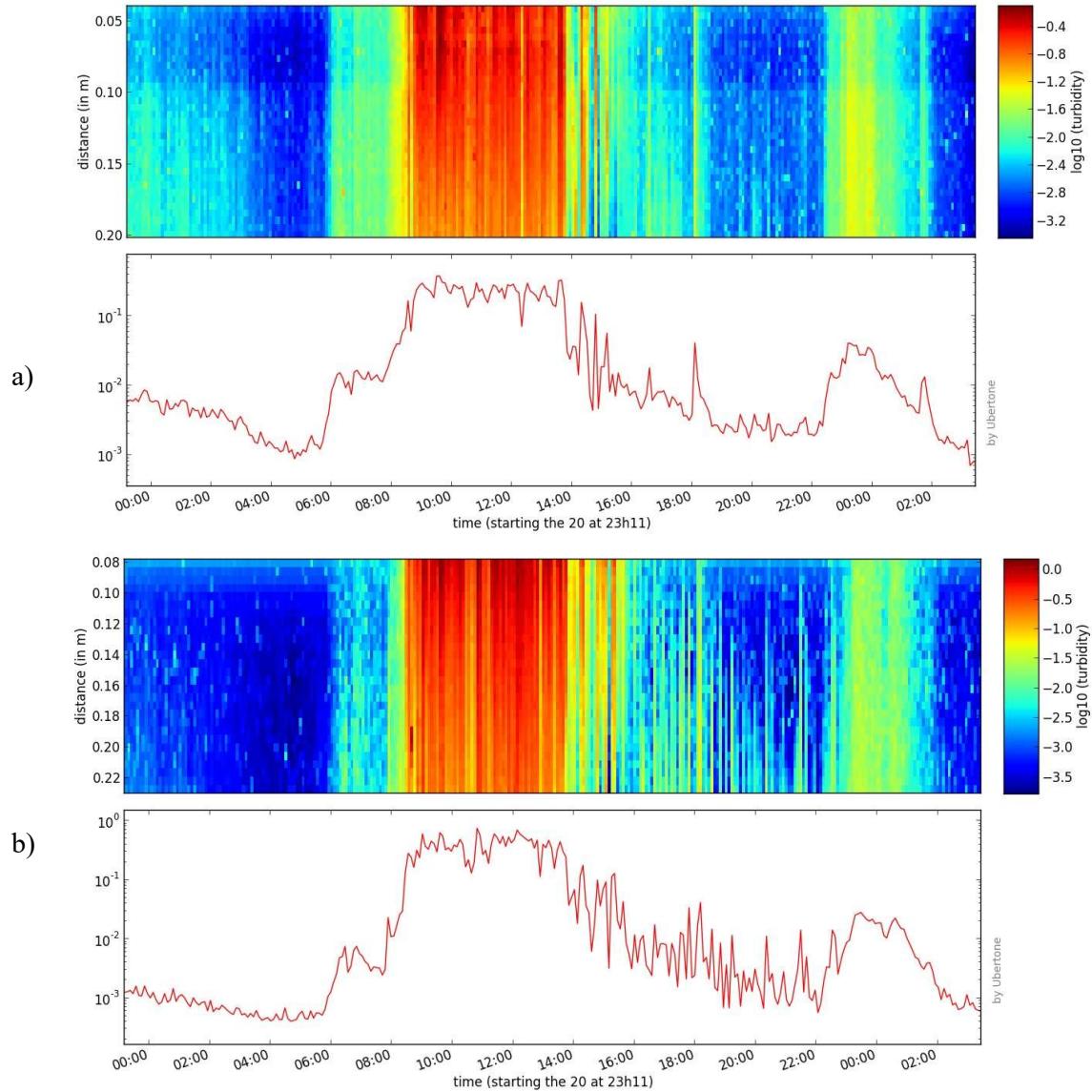


Figure 21 : Evolution temporelle des profils de turbidité acoustique par temps de pluie.

3. Conclusion

Que ce soit pour une approche géomorphologique ou une surveillance des réseaux d'assainissement, la mesure acoustique possède un potentiel inégalé même en l'absence d'une inversion formelle des données qui permettrait de remonter à des profils granulométriques.

En particulier, la mesure simultanée de la vitesse et de la turbidité acoustique, dont l'intensité est proportionnelle à la quantité de matière charriée, permet d'approcher les paramètres descriptifs d'un écoulement. Réalisées à proximité du lit d'une rivière, c'est ce type de mesures qui donnera des informations quant à l'évolution géomorphologique de celle-ci.

Dans le cas de la surveillance des réseaux d'assainissement, la turbidité acoustique est un excellent indicateur de temps de pluie, contrairement aux autres techniques généralement déployées sur le terrain. Elle permettrait également la surveillance du lit de l'écoulement et de comprendre les mécanismes de dépôt et de remise en suspension des particules présentes en assainissement.

Par temps sec, la turbidité acoustique suggère la présence dominante de fines particules. Comme cela a été observé précédemment, toutes les techniques de suivi de la teneur de matières en suspension montrent des tendances similaires par temps sec (Pallarès, Fischer, France, Pons, & Schmitt, *Acoustic turbidity as online monitoring tool for rivers and sewer networks*, 2016). Sur le profil de turbidité acoustique, un gradient de concentration (valeurs de turbidité plus élevées près du fond de l'écoulement) peut être observé surtout pendant les heures du matin. Il semblerait donc qu'un gradient de concentration vertical existe par temps sec, phénomène en contradiction avec d'autres observations [(Larrarte & Pons, *Suspended solids concentration in wastewater: Influence of sampling conditions*, 2011) ; (Randrianarimanana, Lebouc, Szturyz, & Larrarte, 2015)].

Par temps de pluie, aucun comportement commun entre les techniques de relevé des particules n'est observé. Comme accessible à travers les données de pluviométrie, un événement de pluie peut différer considérablement d'un autre, ce qui rend la comparaison inter-pluie difficile, voire impossible.

Le signal de turbidité acoustique peut clairement être utilisé comme indicateur de temps de pluie au cours duquel il augmente, à toutes les fréquences, d'un facteur 100. Ce n'est pas le cas de la turbidité optique qui ne présente pas de différences aussi significatives.

Il fait également ressortir le temps d'évolution du flux et l'échelle spatiale. On peut voir que la concentration de particules, à travers la turbidité acoustique, semble assez uniforme par temps sec et très variable par temps de pluie. Comme un profil de turbidité de la section d'écoulement éclairé est disponible, des indications sur le profil des concentrations des matières en suspension sont disponibles.

Comme mentionné précédemment, seul un changement radical de la nature des particules peut expliquer l'augmentation des turbidités acoustiques par temps de pluie. La diffusion acoustique varie avec la composition des particules (Moate & Thorne, 2012). Nous faisons l'hypothèse d'une proportion élevée de particules minérales par temps de pluie par rapport à la fraction plutôt organique présente par temps sec (Pallarès, François, Pons, & Schmitt, 2011).

Les eaux pluviales urbaines sont connues pour être une source de pollution par les métaux lourds [(Davis, Shoukouhian, & Ni, 2001) ; (Djukić, et al., 2016) ; (Beck & Birch, 2012) ; (Herngren, Goonetilleke, & Ayoko, 2005), (Gromaire-Mertz, Garnaud, Gonzalez, & Chebbo,

1999)]. En combinaison avec la présence de particules minérales, la présence de composés métalliques pourrait également expliquer l'augmentation de la turbidité acoustique.

En comparaison, il semble que l'échantillonnage et la turbidité optique soient principalement sensibles à la taille des particules. Il est bien connu que plus la taille des particules est grande, moins la diffusion de la lumière sera intense, donc plus la turbidité optique sera faible (Merten, Capel, & Minella, 2014).

Par temps de pluie, les caractéristiques des eaux urbaines varient largement et rapidement (Bertrand-Krajewski, Laplace, Joannnis, & Chebbo, 2000). Par exemple, la taille des particules transportées par l'écoulement augmente avec le débit (Ruban, Continuous measurement of pollution due to urban effluents under wet conditions using optical systems, 1995). Cependant, (Maréchal, 2000) a montré que la seule variation de la granulométrie par temps de pluie ne permet pas d'expliquer les différences entre les événements pluvieux. Les particules transportées par temps de pluie sont plus minérales et plus fines que celles de temps sec (Ruban, Joannis, Gromaire, Bertrand-krajewski, & Chebbo, 2008). Ceci est dû à la remise en suspension des dépôts et à la présence de matières en suspension minérales.

Ces résultats expérimentaux s'inscrivent dans la continuité des travaux d'investigations des solides en réseaux [(Ashley, Bertrand-Krajewski, & Hvitved-Jacobsen, 2005) ; (Larrarte, Suspended solids within sewers: an experimental study, 2008) ; (Hannouche, 2012)]. Ils montrent que l'évolution de la concentration de matières en suspension peut facilement être suivie par des mesures de turbidité acoustique. Sensible à la nature et à la taille de la particule, la turbidité acoustique pourrait également être un indicateur d'événement pluvieux en amont d'une rivière. On pourrait distinguer deux niveaux d'utilisation des appareils acoustiques : une utilisation macroscopique des données acoustiques pour la surveillance des eaux de surface et une analyse plus fine, correspondant à une utilisation microscopique, associée à analyse du transport des sédiments. Quoi qu'il en soit, avec une bonne connaissance des fondamentaux théoriques, le profilage acoustique est un outil de surveillance puissant et une technique prometteuse.

4. Comparaison des techniques acoustiques et optiques

1. Domaine de concentrations standards	68
1.1. Mesures acoustiques.....	68
Rétrodiffusion acoustique	68
Atténuation acoustique	71
1.2. Turbidité optique	72
2. Fortes concentrations.....	73
2.1. Rétrodiffusion acoustique	73
2.2. Atténuation acoustique.....	74
2.3. Turbidité optique	75
3. Conclusions	76

A travers nos mesures de terrain, nous avons observé de fortes disparités dans l'évolution des concentrations en MES indiquée par les différentes techniques de surveillance. Une comparaison plus fine des techniques optique et acoustique s'est avérée indispensable. Nous avons donc réalisé des mesures comparatives sur des matériaux témoins afin de confirmer expérimentalement les tendances. Nous avons ainsi pu identifier les principales dépendances en termes de caractéristiques de MES pour la turbidité acoustique et optique (Pallarès, Burckbüchler, Fischer, & Schmitt, 2017). Nous avons ainsi pu démontrer que les mesures ultrasonores présentent une nette différence entre les particules organiques et minérales.

En travaillant sur une très large plage de concentrations, nous avons pu montrer que la turbidité acoustique ne permettait pas de suivre de très faibles concentrations en matériaux de petite taille. A contrario, la turbidité optique est rapidement défaillante en présence de fortes concentrations de particules fines (Schmitt, Pallarès, Burckbüchler, & Fischer, 2018). C'est ainsi que j'ai proposé le projet de recherche interne « Acoustic Rescue » qui avait pour but la réalisation d'une instrumentation mixte acoustique-optique.

Afin de mener des mesures comparatives en laboratoire, nous avons donc tenté de recréer des eaux usées (Pallarès, François, Pons, & Schmitt, 2011). Pour simuler les eaux usées, nous avons essayé de produire une eau usée artificielle à partir d'ingrédients simples, non toxiques et stables en se basant principalement sur le comportement de la turbidité optique et des vitesses de sédimentation. Cette étude s'est révélée concluante et nous a permis de disposer de substituts de matières en suspension pour nos études en laboratoire. Les matériaux doivent être représentatifs aussi bien de la partie organique des matières en suspension que de la partie minérale. Ainsi, nous utilisons divers types d'amidons (maïs, blé, riz, pomme de terre) pour la fraction organique en combinaison avec des billes de verre, des sables ou encore d'autres matériaux calibrés, du kieselguhr et du kaolin pour la fraction minérale.

1. Domaine de concentrations standards

Nous avons ainsi comparé la rétrodiffusion et l'atténuation acoustique à la turbidité optique de différents matériaux comme le montre le Tableau 2. Les matériaux que nous avons utilisés différent en termes de forme et de nature. Les concentrations utilisées sont celles couramment rencontrées dans les eaux usées, entre 0 et 2 g/l. La granulométrie des différents composés de qualité réactif a été mesurée au microscope et/ou au granulomètre et est mentionnée dans le Tableau 2.

1.1. Mesures acoustiques

Ces analyses ont été faites pour différentes fréquences dans la gamme 2,2-3,7 MHz et ont toutes montré la même tendance, ce quelle que soit la fréquence d'exploration. Par conséquent, seuls les résultats obtenus pour une fréquence, 3,41 MHz, sont présentés ici.

Les mesures ont été effectuées pour différentes valeurs de concentration. Pour chaque valeur de concentration, les valeurs de η et κ sont déduits d'un ajustement linéaire sur le profil acoustique selon :

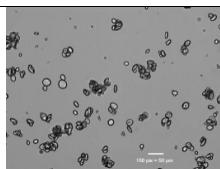
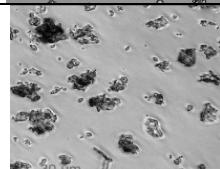
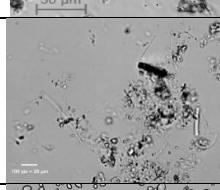
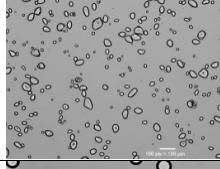
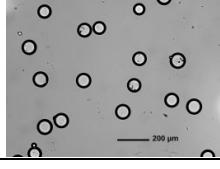
$$\ln(rV_{rms}) = \eta - \kappa r \quad \text{Eq. 4}$$

Plus de détails sur cette équation sont donnés en annexe (Eq. A.2. 20). Dans un deuxième temps, les différentes valeurs calculées pour la pente κ et l'ordonnée à l'origine η sont ajustées selon la concentration.

Rétrodiffusion acoustique

D'après l'équation Eq. A.2. 20, on sait que la valeur de l'ordonnée à l'origine η est proportionnelle aux propriétés de rétrodiffusion des particules (k_s) et qu'une dépendance linéaire avec $\ln M$ est attendue. En effectuant une régression linéaire sur l'ordonnée à l'origine, la pente attendue a_i est de 0,5 dans l'équation Eq. A.2. 20. La valeur de l'ordonnée à l'origine b_i reflétera les propriétés de rétrodiffusion des particules.

Tableau 2 : Description des matériaux utilisés pour les comparaisons de réponse optique et acoustique.

	Diamètre (μm)	Forme	Photographie
Fécule de blé	18	Ovoïde	
Cellulose (Sigma Cell Type 101)	19	Fibres / Aléatoire	
Kieselguhr (Celite 500)	18	Aléatoire	
Fécule de pomme de terre	47	Ovoïde	
Sphères de verre	90-106	Sphérique	

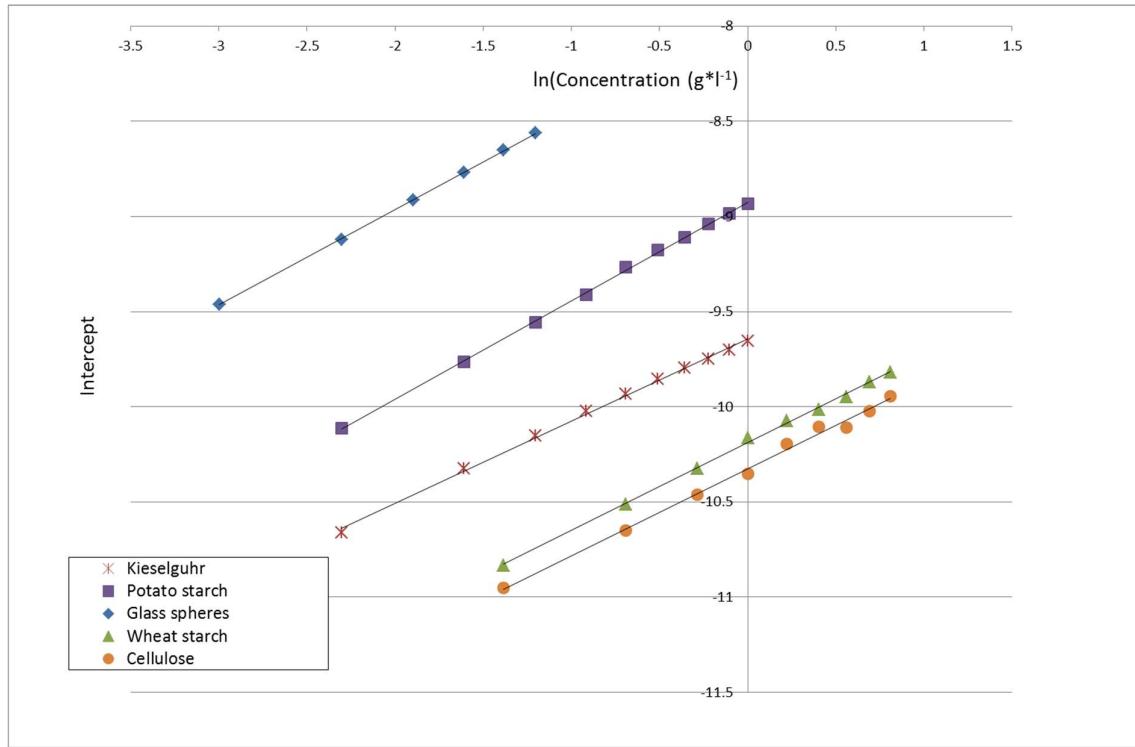


Figure 22 : Evolution de η en fonction du matériau et de sa concentration.

La Figure 22 montre que la valeur η est bien une fonction linéaire du logarithme de la concentration en particules comme prévu par la théorie. On peut constater visuellement et vérifier dans le Tableau 3 que la pente a_i sur $\ln(\text{concentration})$ est toujours proche de 0,5 comme prévu par la théorie.

Dans l'équation Eq. A.2. 20, pour une même fréquence, k_t et ψ sont constants. Ne considérant que les données acoustiques situées bien au-delà du champ proche, on a $\psi = 1$. Ainsi, la valeur de l'ordonnée à l'origine b_i ne dépend que de k_s qui correspond aux propriétés de rétrodiffusion des particules. Sur la Figure 22, on peut voir que sur la plage de fréquences explorée, la rétrodiffusion augmente avec la taille des particules. Pour des tailles comparables, comme pour la cellulose, le kieselguhr et l'amidon de blé, le composé minéral présente une rétrodiffusion plus importante (voir Tableau 3).

Tableau 3 : Ajustement par régression linéaire $\eta = a_i \ln M + b_i$.

	a_i	b_i	r_i^2
Fécule de blé	0.4602	-10.19	99.46
Cellulose	0.4554	-10.326	99.85
Kieselguhr	0.4317	-9.6428	99.82
Fécule de pomme de terre	0.5176	-8.9258	99.94
Sphères de verre	0.5026	-7.9589	99.99

Atténuation acoustique

Comme mentionné précédemment, la valeur de la pente κ dans l'équation Eq. A.2. 21 est liée aux propriétés d'atténuation des particules. Une dépendance linéaire de κ avec M est attendue. En effectuant une régression linéaire sur la valeur de pente κ pour chaque matériau, la pente a_s est proportionnelle à M et l'ordonnée à l'origine b_s reflétera les propriétés d'atténuation de l'eau.

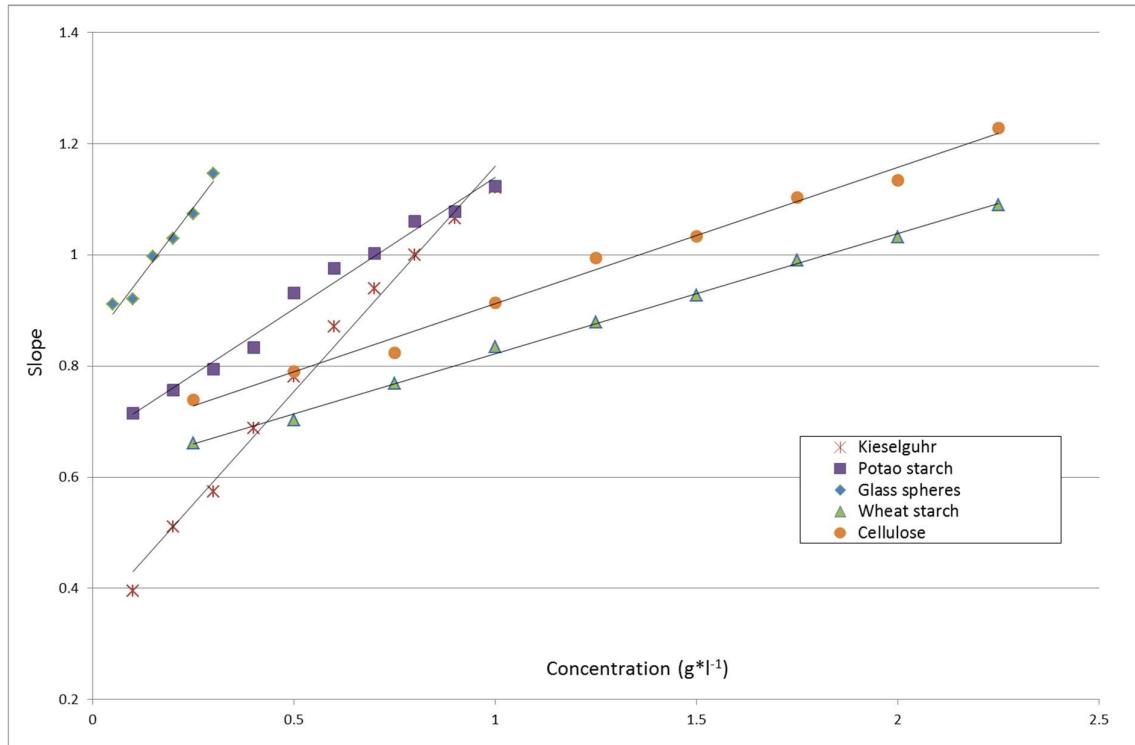


Figure 23 : Evolution de κ en fonction du matériau et de la concentration

La valeur de a_s ne dépend que de χ_m qui décrit les propriétés d'atténuation des particules. Sur la Figure 23, on peut voir que sur la gamme de fréquences explorée, l'atténuation montre deux comportements distincts : les particules minérales atténuent fortement (voir Tableau 4). L'atténuation augmente plus lentement avec la concentration de particules organiques.

Tableau 4 : Ajustement par régression linéaire $\kappa = a_s M + b_s$.

	a_s	b_s	r_s^2
Fécule de blé	0.2158	0.6063	99.79
Cellulose	0.2447	0.6674	99.14
Kieselguhr	0.8114	0.3484	98.92
Fécule de pomme de terre	0.4725	0.6668	98.45
Sphères de verre	0.9551	0.8456	97.04

1.2. Turbidité optique

La Figure 24 montre l'évolution de la turbidité optique en fonction de la concentration et de la nature des particules. Comme prévu, une relation linéaire entre la concentration de particules et la turbidité optique est observée. Plus les particules sont petites, plus la valeur de pente est élevée : ce comportement est attendu (Forster, Millington, & Grew, 1992). Le Tableau 5 montre les différentes équations de régression obtenues pour les différents matériaux.

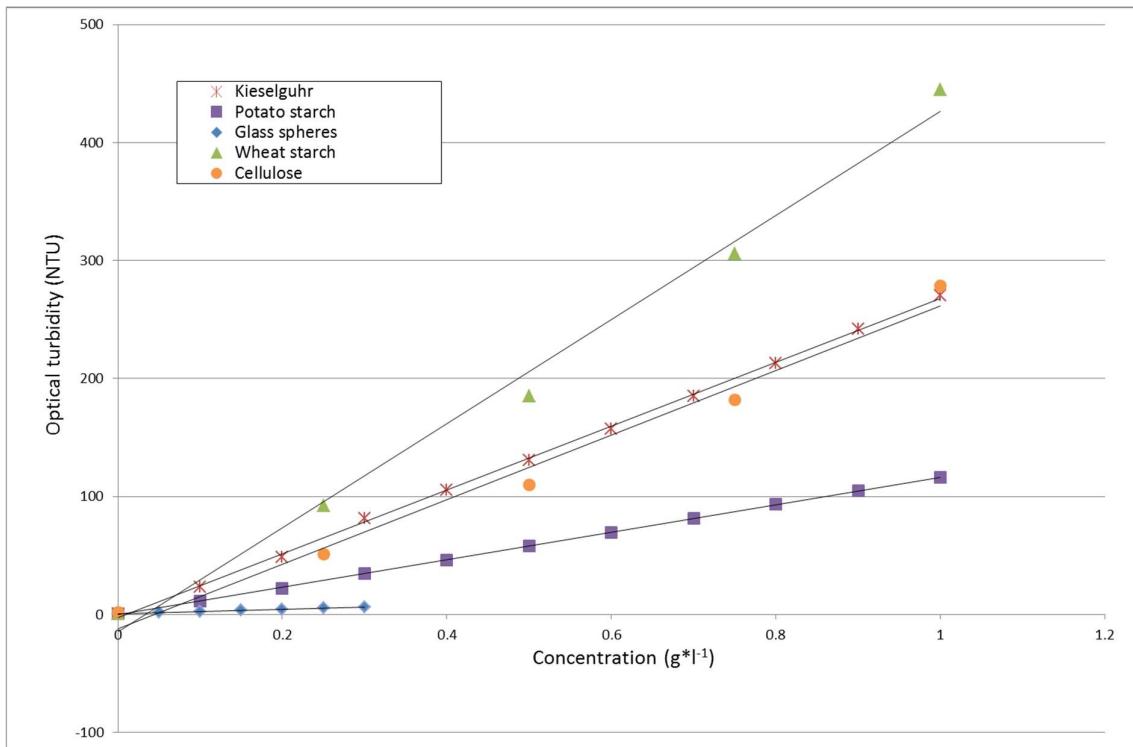


Figure 24 : Evolution de la turbidité optique en fonction du matériau et de la concentration.

Comme le laisse soupçonner les mesures de terrain, la nature des particules semble avoir un faible effet sur la turbidité optique. Elle dépend principalement de la taille des particules. En effet, la turbidité optique augmente lorsque la taille des particules diminue. Toutefois, pour des particules de taille comparable, la forme des particules semble avoir une grande incidence comme on le voit sur les différences entre la féculle de blé et la cellulose.

Tableau 5 : Ajustement linéaire par régression linéaire $T = aM + b$.

	A	b	$r^2 (\%)$
Fécule de blé	440.78	-14.596	99.98
Cellulose	273.59	-12.202	98.18
Kieselguhr	270.2	-2.8532	99.94
Fécule de pomme de terre	116.52	-0.2942	99.98
Sphères en verre	18.573	-0.7248	99.77

2. Fortes concentrations

Dans cette seconde étude, nous avons uniquement utilisé de la féculle de blé, qui est un bon substitut des fines particules organiques pouvant être présentes en rivière. Nous avons varié la concentration de féculle de blé de 0,05 g/l jusqu'à 60,5 g /l afin de simuler des phénomènes de crue de rivière. Le but de cette étude spécifique était d'établir le domaine de linéarité de la réponse acoustique et de la turbidité optique. Les analyses ont été effectuées à deux fréquences, 2,88 MHz et 7,5 MHz afin d'illustrer la problématique du choix de la fréquence d'observation acoustique.

2.1. Rétrodiffusion acoustique

La Figure 25 montre l'évolution de la rétrodiffusion à 2,88 MHz et 7,5 MHz en fonction de la concentration. Pour les deux fréquences, l'ajustement linéaire des valeurs de η , comme prévu théoriquement, donne une valeur de pente a_i proche de 0,5 est observée. De plus, les valeurs de b_i diffèrent légèrement en fonction de la fréquence comme le montre Tableau 6.

Tableau 6 : Ajustement linéaire par régression linéaire $\eta = a_i \ln M + b_i$. Cas des fortes concentrations.

	a_i	b_i	r_i^2
2,88 MHz	0.406	-10.477	99.69
7,5 MHz	0.4524	-11.566	98.90

On peut constater que le domaine de concentration balayé à 7,5 MHz est moins étendu que celui visible à 2,88 MHz.

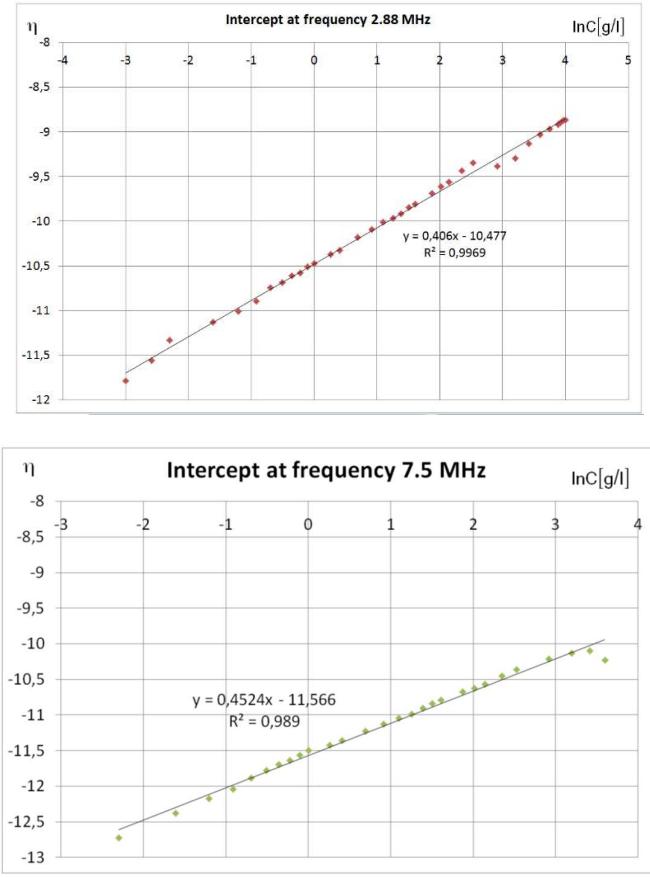


Figure 25 : Evolution de η en fonction de la concentration.

2.2. Atténuation acoustique

La Figure 26 montre l'atténuation acoustique observée à 2,88 MHz et 7,5 MHz. On peut voir que l'atténuation κ dépend linéairement de la concentration en particules. Néanmoins, l'écart type autour de l'ajustement, en particulier à 2,88 MHz, est relativement important, surtout à de faibles concentrations, inférieures à 1,6 g/l. Dans la plage de concentrations inférieures à 1,6 g/l, les faibles concentrations combinées à une longueur d'onde inappropriée conduisent à enregistrements inexploitables, en raison de la pauvreté du signal présent dans les enregistrements.

Tableau 7 : Ajustement linéaire par régression linéaire $\kappa = a_s M + b_s$. Cas des fortes concentrations

	a_s	b_s	r_s^2
2,88 MHz	0.1536	1.4077	98.93
7,5 MHz	0.6035	2.286	99.17

À 7,5 MHz, le principal problème est l'atténuation par le milieu. Cela peut être observé sur les deux courbes, et montre que la plage de fonctionnement ne s'étend que jusqu'à 36,5 g/l.

En conclusion, selon l'adéquation entre la fréquence d'observation et la taille des particules, le domaine de concentration sur lequel la rétrodiffusion acoustique peut être un bon indicateur de suivi de concentration diffère. Ainsi, pour de la féculle de blé, un suivi en concentration est possible de 1,6 à 55 g/l à 2,88 MHz et de 0,05 à 36,5 g/l à 7,5 MHz.

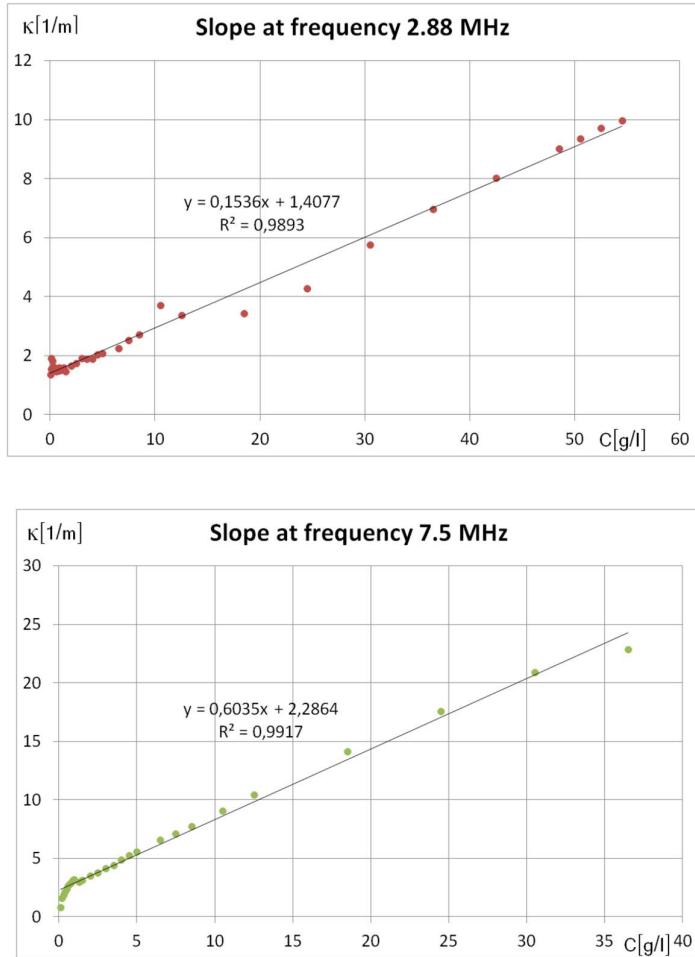


Figure 26 : Evolution de la pente en fonction de la concentration.

2.3. Turbidité optique

La Figure 27 montre la réponse du turbidimètre optique (Solitax sc, Hach Lange) sur toute la gamme de concentration d'amidon de blé (0,05 g/l jusqu'à 60,5 g/l).

Après 6,5 g/l, le turbidimètre quitte sa plage de fonctionnement normal et entre en saturation. Un phénomène différent est observé lorsque la concentration de féculle de blé dépasse 42,5 g/l. Pour ces valeurs élevées, on constate que la turbidité optique diminue avec l'augmentation de la concentration en particules. Ce comportement est fortement problématique, car il peut conduire à des évaluations erronées des concentrations en matières en suspension.

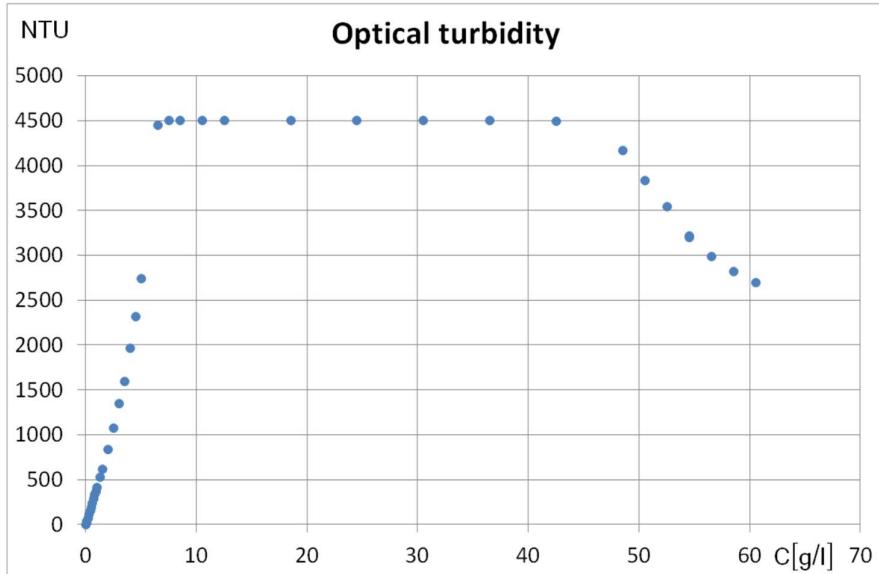


Figure 27 : Evolution de la turbidité optique en fonction de la concentration.

3. Conclusions

Dans le domaine de concentration standard, les observations en laboratoire confirment les différentes sensibilités présumées de la turbidité optique et acoustique vis-à-vis des particules présentes dans un écoulement. Dans le domaine des fréquences 2-4 MHz, les résultats clés suivants ont été obtenus :

- L'intensité de rétrodiffusion acoustique, ou turbidité acoustique, augmente avec la taille des particules.
- La turbidité acoustique des particules minérales est supérieure à celle des particules organiques et augmente, pour les particules minérales, rapidement avec la concentration des particules.
- La turbidité optique est principalement sensible à la taille des particules, suivie de la forme des particules. La nature de la particule semble de faible incidence.

Ces travaux de laboratoire confortent l'hypothèse des mesures de terrain (Pallarès, Fischer, France, Pons, & Schmitt, Long-term acoustic and optical turbidity monitoring in a sewer, 2016). Par temps sec, on observe principalement de petites particules organiques. Par temps de pluie, la forte augmentation de la turbidité acoustique s'explique par la présence de particules minérales plus grossières.

Ce résultat pose également des questions sur la précision du calcul du débit lors des tempêtes, généralement en fonction des valeurs de turbidité optique (Métadier & Bertrand-Krajewski, 2012).

Sur des domaines de concentration plus larges, pour les mesures acoustiques, l'efficacité de la fréquence de mesure utilisée est directement corrélée au diamètre moyen des particules. Ainsi, les fréquences « faibles » ne sont pas adaptées aux petites particules. Ceci explique la

mauvaise réponse à 2,88 MHz pour les faibles concentrations en féculle de blé. En augmentant la concentration, l'atténuation du milieu augmente également, en particulier pour des fréquences plus élevées. Pour la féculle de blé, la plage de concentration observable s'étend de 0,05 g/l jusqu'à 55 g/l en combinant les deux fréquences. La combinaison de plusieurs fréquences acoustiques donne donc la possibilité de couvrir une large gamme de concentrations de particules, y compris dans le cadre d'événements exceptionnels.

Pour les mesures optiques, une très bonne linéarité dans la plage [0-2g/l] permet la surveillance des matières en suspension par temps sec. Mais l'apparition d'un effet de saturation apparaissant à des concentrations de plusieurs g/l pour la féculle de blé, empêche potentiellement son utilisation durant des conditions météorologiques de temps de pluie. En outre, le fait que la turbidité optique diminue avec l'augmentation de la concentration peut conduire à une importante sous-estimation de la matière en suspension charriée par l'écoulement. Il s'agit d'un véritable problème pour les décideurs et gestionnaires des ressources en eau.

La connaissance des caractéristiques de transport des sédiments est un problème important en termes de gestion de l'assainissement et des eaux de surface. En effet, les matières en suspension transportées par l'eau sont un vecteur de pollution important. L'essentiel du transport solide est effectué lors d'événements exceptionnels tels que les périodes de pluie pour les eaux usées ou les crues en rivières.

Bien que principalement utilisée dans la surveillance des réseaux d'assainissement, nous avons pu montrer que la turbidité optique, bien que répandue, n'était pas nécessairement adaptée du fait de sa trop grande sensibilité à la taille des particules. La grande variabilité intrinsèque des matières en suspension fait de la turbidité optique un outil mal adapté. De plus, l'évolution des MES par temps de pluie vers une composition principalement minérale, confirmée par les mesures acoustiques, fausse encore d'avantage les mesures de turbidité optique.

Des publications récentes [(Rymszewicz, et al., 2017) ; (Voichick, Topping, & Griffiths, 2017)] ainsi que nos propres travaux se basant sur des mesures conjointes optiques et acoustiques (Pallarès, Burckbüchler, Fischer, & Schmitt, 2017) révèlent ces incohérences dans les mesures de turbidité optique. Dans des situations exceptionnelles, comme des périodes pluvieuses en assainissement ou encore des crues en rivière, les données de turbidité optique sont fausses et peuvent conduire à une sous-estimation conséquente de la concentration des matières en suspension. Les déplacements de matière s'effectuant principalement dans ces situations, cette mauvaise interprétation peut avoir de lourdes conséquences sur le traitement et la gestion des eaux, les calculs de charge en sédiments étant faussés.

5. Développement instrumental

1. Principe de la turbidité optique résolue en temps	79
2. Comparaison aux autres techniques	82
2.1. Rétrodiffusion acoustique	82
2.2. Atténuation acoustique.....	83
1.1. Turbidité optique	85
1.2. Turbidité optique résolue en temps	86
2. Perspectives	88

Ayant comparé et constaté les limitations des techniques de mesures usuelles (turbidités optique et acoustique), nous avons récemment débuté le développement d'une instrumentation capable de surmonter les biais actuels. A travers le projet « Acoustic Rescue » du laboratoire ICube, j'ai pris contact avec Wilfried Uhring de l'équipe SMH d'ICube, spécialisé dans l'optique. Nous avons ainsi appliqué une technique de mesure de photon unique résolue en temps aux mesures de turbidité d'un milieu liquide bien qu'elle soit usuellement destinée à l'imagerie médicale. Les premiers résultats de cette méthode, dénommée TROT (Time Resolved Optical Turbidity) sont très encourageants.

A travers nos mesures préliminaires, soutenues financièrement par la SATT-Conectus (Société d'Accélération du Transfert de Technologies) à travers un projet de pré-maturisation dont j'ai été porteur, nous avons pu établir que la technologie TROT était utilisable sur une plage de mesure de concentration bien plus étendue que les techniques classiques (Pallarès, Schmitt, & Uhring, Comparison of time resolved optical turbidity measurements for water monitoring to standard real-time techniques, 2020). Nous testons actuellement différents types de traitement des données et ajustons les paramètres instrumentaux. Cette technologie fait l'objet d'un projet de maturation avec la SATT-Conectus débuté en octobre 2020 dont je suis responsable. Sa finalité est le transfert de cette technologie vers l'industrie.

1. Principe de la turbidité optique résolue en temps

Le principe de fonctionnement de la mesure optique résolue en temps est décrit Figure 28. Une courte impulsion de photons, d'une largeur à mi-hauteur maximale (FWHM) typiquement inférieure à 100 ps, est injectée dans le milieu trouble par une fibre optique appelée fibre d'émission. Une deuxième fibre optique, appelée fibre de réception, est placée à côté de la première à une distance r donnée, qui est typiquement de quelques dizaines de mm.

La plupart des photons injectés dans le milieu sont diffusés puis absorbés par le milieu : certains d'entre eux atteignent la surface du milieu et disparaissent ; et enfin, certains sont diffusés jusqu'à atteindre la fibre de réception. Les photons qui suivent un chemin optique court (chemin rouge) dans le milieu atteignent la fibre de réception avant les photons qui suivent un chemin optique plus long (chemin vert) conduisant à une durée passée dans le

milieu soit un temps de vol différent. Ce processus est stochastique, l'impulsion d'émission optique, courte et formelle, est étalée par l'effet de diffusion du milieu turbide. L'information lumineuse réceptionnée correspond finalement à une fonction d'étalement temporel du point (TPSF) qui dure quelques nanosecondes.

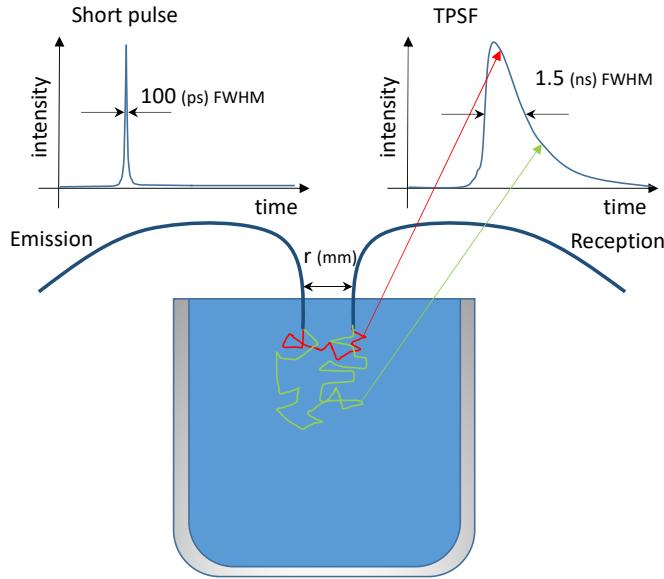


Figure 28 : Principe de la mesure de turbidité optique résolue en temps (Time Resolved Optical Turbidity ou TROT).

Théoriquement, le nombre de photons collectés par la fibre de réception en fonction du temps suit l'équation de diffusion en milieu infini appelée équation de Green (Arridge, Cope, & Delpy, 1992) :

$$\Phi(\vec{r}, t) = (4\pi\kappa t)^{-\frac{3}{2}} \exp\left(-\mu_a c t - \frac{r^2}{4\kappa t}\right)$$

Eq. 5

dans laquelle le coefficient de diffusion κ est donné par :

$$\kappa = \frac{c}{3(\mu_a + \mu'_s)}$$

Dans cette équation, c représente la vitesse de la lumière dans le milieu. Les constantes μ_a et μ'_s sont respectivement les coefficients d'absorption et de diffusion réduit du milieu. Ainsi, elles dépendent de la nature du milieu analysé. Une relation entre le nombre de photons collectés, la forme de la courbe (μ_a et μ'_s) et la concentration de particules est donc attendue. Pour une première approche de la turbidité optique résolue en temps, nous nous sommes limités à la recherche d'un lien entre la turbidité et le nombre de photons collectés.

Etant donné l'équation Eq. 5, nous avons tracé Figure 29 la fonction de Green normalisée pour un milieu infini défini par un indice de réfraction de $n = 1,33$ (eau), $\mu_a = 0,005 \text{ mm}^{-1}$, $\mu'_s = 0,6 \text{ mm}^{-1}$ à une distance de $r = 13 \text{ mm}$ de la source. Le nombre de photons collectés à travers notre dispositif est censé avoir une forme similaire à ce TPSF.

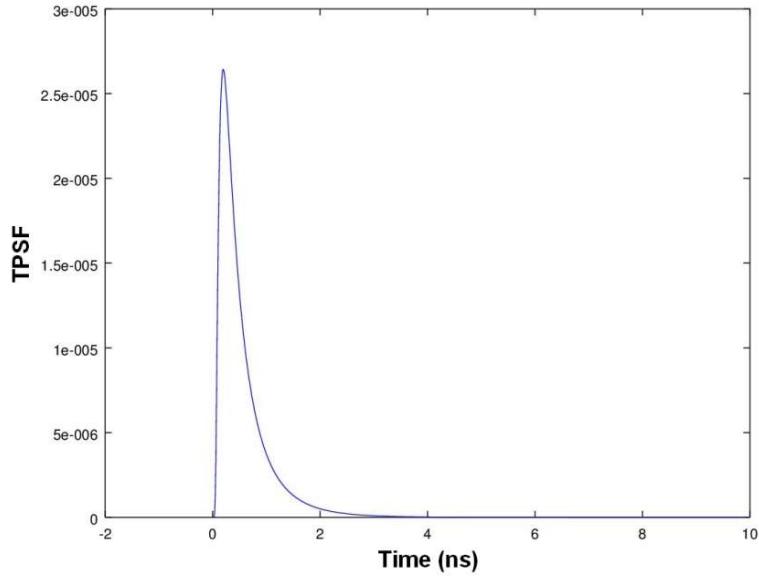


Figure 29 : Nombre théorique de photons collectés en fonction du temps.

En ce qui concerne notre système TROT, nous avons utilisé un système de comptage de photons corrélé en temps développé au laboratoire et schématisé Figure 30. Un réseau de portes programmables (FPGA) génère un signal de déclenchement à l'intention d'un générateur d'impulsions électriques rapides (Uhring, Zint, & Bartringer, 2004) qui commande une diode laser émettant une impulsion lumineuse de 100 ps de largeur à mi-hauteur à une longueur d'onde de 650 nm. À la fréquence de répétition fixée, 50 MHz, c'est-à-dire à une période de 20 ns, la puissance optique moyenne est inférieure à 1 mW. L'impulsion lumineuse est amenée au milieu de mesure par une fibre optique à gradient d'indice de 1 mm de diamètre. Une autre fibre similaire ramène la lumière vers un détecteur de photons uniques, composé d'une diode à avalanche (SPAD), de référence id100-MMF50 de ID Quantique. La distance entre la fibre d'émission et la fibre de réception est $r = 13,5$ mm. Le signal délivré par le détecteur de photons unique est corrélé dans le temps au déclenchement du générateur d'impulsions laser grâce à un convertisseur temps-numérique (Time to Digital Converter, TDC) synthétisé dans le FPGA (Dadouche, et al., 2016).

L'ensemble des composants utilisés, y compris la SPAD, permet d'envisager leur intégration dans un volume réduit. Cela rend la nouvelle approche TROT compatible avec des mesures de terrain. De plus, on pourrait imaginer la sonde, c'est-à-dire la partie qui doit être immergée dans l'eau, comment étant uniquement constituée de deux fibres optiques. Par conséquent, toute l'électronique serait placée hors de l'eau, la libérant ainsi des contraintes de conception. On peut à ce propos noter que les fibres optiques à noyau de silice et à revêtement polyimide sont idéalement adaptées aux environnements chimiques difficiles et présentent une faible sensibilité aux autres agressions telles que les perturbations électromagnétiques.

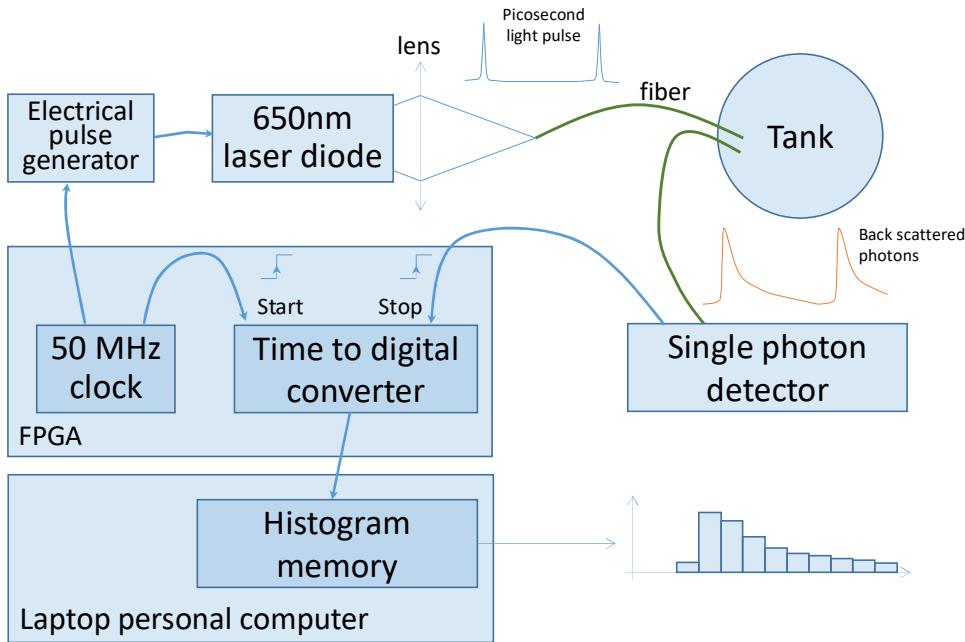


Figure 30 : Vue schématique du dispositif TROT.

2. Comparaison aux autres techniques

Comme déjà évoqué précédemment, la mesure en temps réel de la concentration en matières en suspension est principalement assurée par des mesures de turbidité optique.

Les concentrations typiques en réseau d'assainissement sont de l'ordre de 0.3 g/l avec des pics à 1 g/l. Néanmoins des concentrations de plus de 50 g/l ont été observées lors de crue de rivières et sont probables durant les périodes pluvieuses. Comme constaté, la turbidité optique conventionnelle est malheureusement inefficace à très fortes concentrations telles qu'on les rencontre en périodes exceptionnelles alors que c'est durant ces périodes que le transport solide sera le plus important.

En laboratoire, nous avons comparé de manière simultanée le comportement des mesures optiques (TROT et turbidité optique classique) et acoustiques à 7,5 MHz pour un même matériau sur un large domaine de concentrations. Les particules témoins, représentatives de matières en suspension présentes en assainissement, que nous avons utilisées sont : la féculle de blé, substitut de la partie organique (forme ovoïde, 18 µm) ; du Kieselguhr, substitut fraction minérale (forme variable, 18 µm) ; et du Kaolin, représentatif de la fine fraction minérale (forme ovoïde, 5 µm).

2.1. Rétrodiffusion acoustique

Là encore, pour toutes les particules, la valeur de a_i est proche de 0,5 comme prévu par la théorie. La rétrodiffusion acoustique permet également de relever des concentrations de particules allant de 0,1 à des valeurs de concentration élevées. On peut noter un comportement instable pour le kaolin (Figure 31). Ceci est dû à sa petite taille pour laquelle l'intensité du signal acoustique est faible en raison d'une fréquence mal ajustée. Lorsque la

taille des particules diminue, une fréquence plus élevée est nécessaire pour obtenir une intensité suffisante du signal de rétrodiffusion.

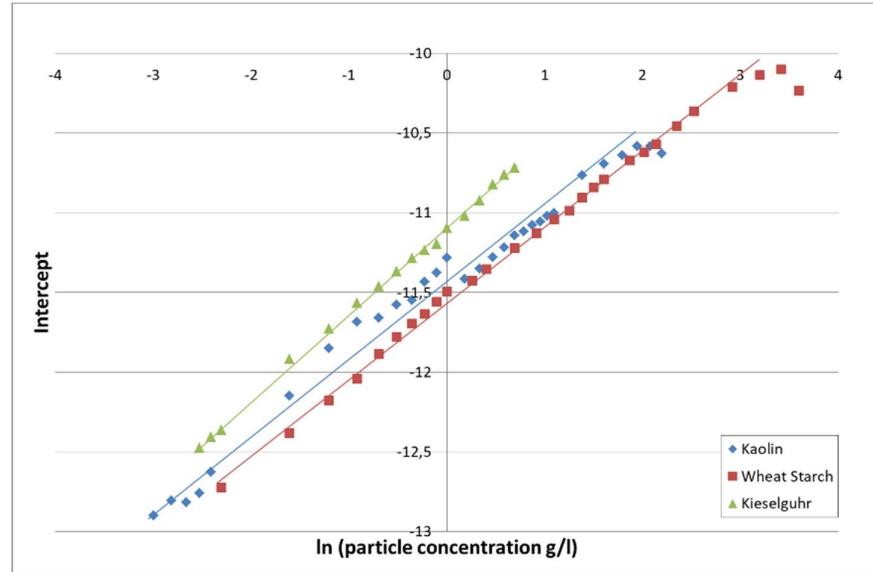


Figure 31 : Evolution de η en fonction du matériau et de la concentration.

Pour toutes les particules, la valeur de a_i est proche de 0,5 comme prévu par la théorie. Le kieselguhr a des propriétés de diffusion plus fortes que le kaolin. De plus, comme prévu, les particules organiques comme la féculle de blé sont moins rigides et causent moins de diffusion.

Lorsque la taille des particules diminue, il faut utiliser des fréquences plus élevées pour obtenir une intensité suffisante du signal de rétrodiffusion.

Un point notable est que nous avons montré que les données acoustiques sont toujours exploitables pour des concentrations pour lesquelles la turbidité optique cesse de fonctionner régulièrement.

Tableau 8 : Ajustement linéaire de : $\eta = a_i M + b_i$.

Particule	Conc. Domain	a_i	b_i	r_i^2
Kaolin	[0,05-9,0]	0,4575	-11,4530	98,17
Fécule de blé	[0,1-42,5]	0,4524	-11,5660	98,90
Kieselguhr	[0,08-2,0]	0,5413	-11,0960	99,85

2.2. Atténuation acoustique

En atténuation, les mesures acoustiques à 7,5 MHz ne semblent être significatives qu'après 0,1 g/l. En dessous de cette valeur, l'intensité du signal acoustique est trop faible pour donner un ajustement linéaire acceptable des données.

Pour les valeurs les plus élevées de concentration en kaolin et en féculle de blé, on constate que l'intensité du signal acoustique diminue légèrement en raison d'une atténuation excessive comme on peut le constater sur la Figure 32.

Comme prévu par la théorie et reflété par la valeur de a_s données Tableau 9, les particules minérales, comme le kieselguhr et le kaolin, conduisent à une atténuation plus importante que les particules organiques comme la féculle de blé. Pour toutes les particules étudiées, l'atténuation acoustique présente un comportement linéaire sur une plage de concentrations allant de 0,1 g/l à plusieurs dizaines de grammes par litre. Ainsi, l'atténuation acoustique à 7,5 MHz est un bon indicateur de la concentration des particules pour des concentrations supérieures à 0,1 g/l. De plus, la gamme de concentration est beaucoup plus étendue que celle observée pour la turbidité optique.

Tableau 9 : Ajustement linéaire de la pente $\kappa = a_s M + b_s$.

Particule	Conc. Domain	a_s	b_s	r_s^2
Kaolin	[0,05-9,0]	1,6511	1,9067	96,83
Fécule de blé	[0,1-42,5]	0,6035	2,2864	96,83
Kieselguhr	[0,08-2,0]	2,3567	2,1080	94,78

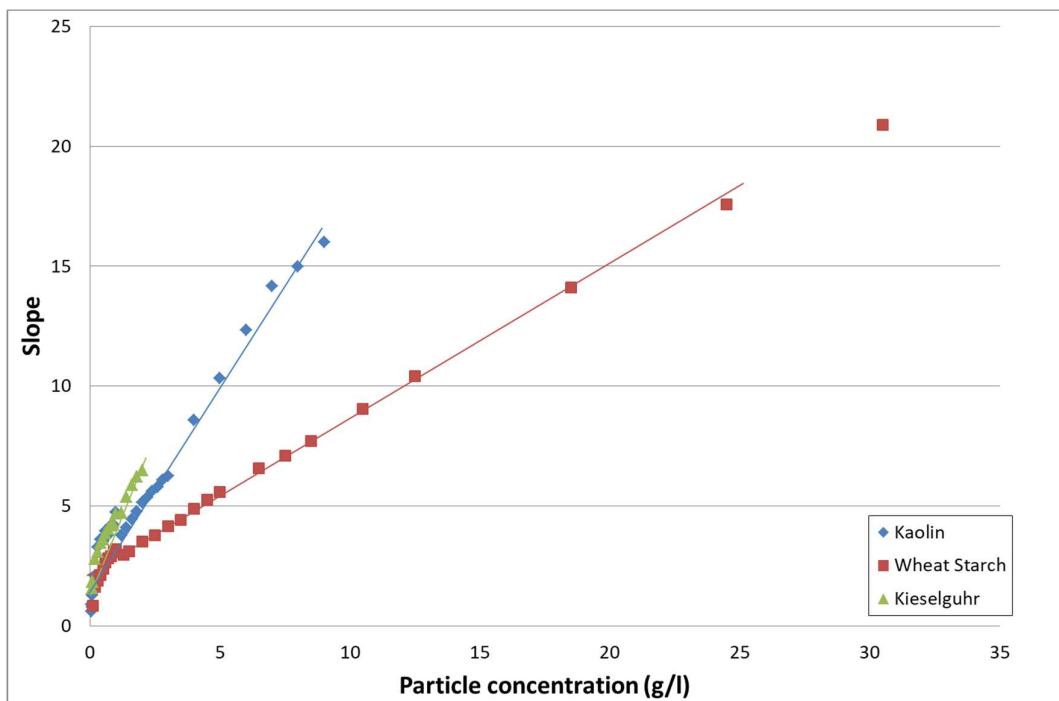


Figure 32 : Evolution de la turbidité acoustique en fonction du matériau et de la concentration.

1.1. Turbidité optique

L'évolution de la turbidité optique sur l'ensemble du domaine de concentration exploré est donnée Figure 33. La courbe symbolisée par un triangle vert concerne le kieselguhr, sur un domaine de concentration pour lequel un comportement linéaire est attendu. Les deux autres courbes, symbolisées par un carré rouge et un losange bleu, concernent respectivement la féculle de blé et le kaolin, sur une plage de concentration plus large qui, comme on peut le constater, inclut une plage de dysfonctionnement du turbidimètre optique.

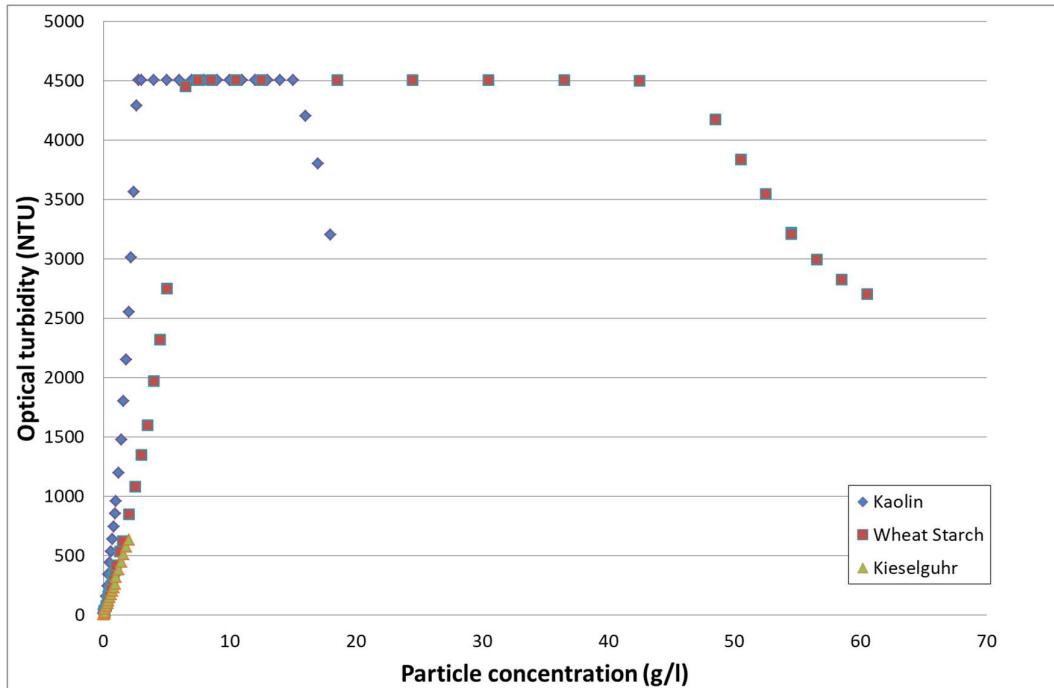


Figure 33 : Evolution de la turbidité optique en fonction du matériau et de la concentration.

L'ensemble de ces comportements est attendu. Pour tous les matériaux, la turbidité optique montre une dépendance linéaire en fonction de la concentration en particules pour les valeurs courantes de concentrations rencontrées en assainissement. En augmentant la quantité de particules, comme cela a été fait pour le kaolin et la féculle de blé, la turbidité optique atteint d'abord un plateau, zone de saturation du turbidimètre. Ce plateau s'étend sur un domaine de concentration dépendant de l'instrument et du type de particule. Après ce plateau, la turbidité optique diminue lorsque la concentration augmente. Ainsi, une même valeur de turbidité optique pourrait conduire à deux quantités très différentes de particules, ce qui constitue un grave problème d'ambiguïté (Lin, He, Guo, Van Prooijen, & Wang, 2020).

Nous avons effectué, dans la zone de fonctionnement du turbidimètre optique, pour une concentration comprise entre 0 et 2 g/l pour toutes les particules, une régression linéaire de la turbidité optique selon $T = aM + b$. Les résultats et les coefficients de régression linéaire sont donnés dans le Tableau 10.

Ces résultats montrent que la turbidité optique est bien adaptée pour le suivi de concentrations en matières en suspension sur une plage allant de 0 à 2 g/l. Cependant, il est clair que, selon le

type de particule, la turbidité optique peut rapidement atteindre une zone de dysfonctionnement dans laquelle la correspondance entre la turbidité mesurée et la concentration de particules ne peut plus être établie (Schmitt, Pallarès, Burckbüchler, & Fischer, 2018).

Tableau 10 : Ajustement linéaire de la turbidité optique $T = aM + b$.

Particule	Conc. Domain	a	b	r^2
Kaolin	[0,01-2,0]	1172,3	-77,026	98,20
Fécule de blé	[0,01-2,0]	419,87	-4,3133	99,96
Kieselguhr	[0,01-2,0]	316,58	-4,0787	99,74

1.2. Turbidité optique résolue en temps

La Figure 34 montre un exemple typique de TPSF obtenue sur du kieselguhr.

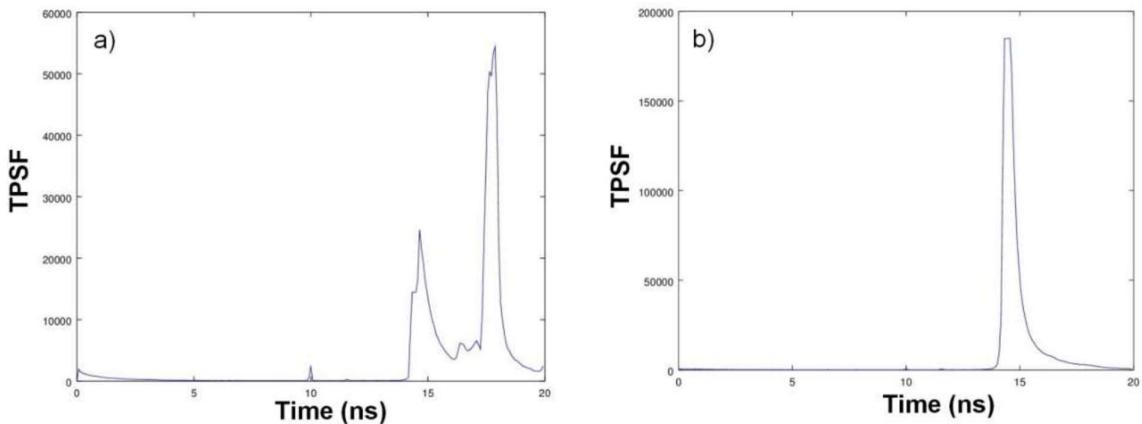


Figure 34 : Nombre de photons collectés en fonction du temps a) @ 0,01 g/l ; b) @ 0,3 g/l.

Pour de faibles concentrations, ici en kieselguhr, on distingue deux pics. Le premier pic correspond au véritable signal renvoyé par le milieu. Le second pic, situé 3 ns plus tard, correspond aux photons réfléchis sur les parois métalliques de la cuve de mesure. Dans un environnement fixe, il est donc possible d'éliminer les interférences dues aux réflexions en fenêtrant temporellement la mesure.

Pour tous les types de particules, l'évolution du nombre de photons collectés en fonction de la concentration de la particule sur le domaine de concentrations exploré est donnée par la Figure 35. Leur nombre a été normalisé par le nombre de photons observés pour l'eau claire.

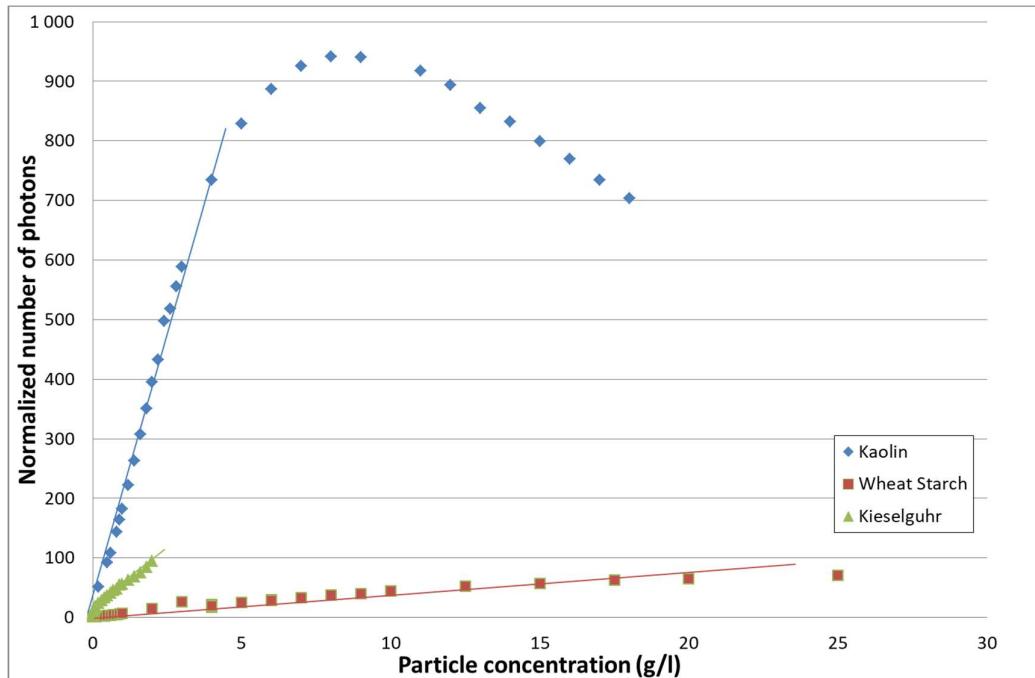


Figure 35 : Evolution du nombre de photons collectés en fonction du matériau et de la concentration.

L'évolution globale montre un comportement linéaire sur l'ensemble du domaine de concentration pour le kieselguhr et pour la féculle de blé. Pour le kaolin, le nombre de photons augmente linéairement jusqu'à une valeur de concentration maximale d'environ 9 g/l. Après ce maximum, le nombre de photons diminue avec l'augmentation de la concentration de kaolin, ce qui conduit ici aussi à une possible ambiguïté sur la valeur de la concentration. Cependant, en ce qui concerne le turbidimètre optique, la plage de mesure linéaire est facilement étendue d'un facteur 2 à 3.

Pour tous les matériaux, une analyse de régression linéaire a été effectuée selon une dépendance linéaire entre le nombre normalisé de photons collectés et la concentration de particules, donc $N = a_T M + b_T$. Les résultats sont présentés Tableau 11.

Tableau 11 : Ajustement linéaire pour TROT: $N = a_T M + b_T$.

Particule	Conc. Domain	a_i	b_i	r_i^2
Kaolin	[0,01-9,0]	175,77	-11,9340	98,17
Fécule de blé	[0,01-42,5]	3,24150	-5,3237	98,90
Kieselguhr	[0,01-2,0]	42,3920	-11,5520	99,85

Ces premiers résultats sont très prometteurs pour la méthode TROT et montrent qu'une simple analyse des données permet déjà une bonne estimation de la concentration. Des analyses de données plus sophistiquées, incluant l'utilisation des informations temporelles liées aux photons collectés, pourraient confirmer le potentiel de la méthode à des concentrations très élevées.

D'une part, TROT a une sensibilité au moins similaire à celle de la turbidité optique à de faibles concentrations de particules, où les mesures acoustiques sont inefficaces. D'autre part, des valeurs de concentration beaucoup plus élevées peuvent être observées par TROT par rapport à la turbidité optique. La gamme est comparable ou supérieure à celle rendue possible par l'acoustique.

2. Perspectives

Un nouveau turbidimètre optique utilisant la technique de tomographie optique résolue en temps est présenté et est comparé aux performances d'un turbidimètre optique standard à large gamme et aux mesures de turbidité acoustique d'un ADVP standard.

La méthode TROT permet un bon suivi de la concentration sur l'ensemble du domaine de concentration exploré. Une analyse des données de base du nombre de photons collectés pendant la période d'acquisition est liée de manière linéaire à la concentration des particules en suspension sur un domaine de concentration important. Les nombreuses possibilités d'amélioration des outils d'analyse, comme par exemple l'utilisation du temps de vol moyen des photons et/ou les caractéristiques d'absorption et de diffusion des milieux, laissent présager une méthode très prometteuse.

Les deux méthodes optiques, la turbidité optique et la méthode TROT, ont des performances similaires sur des domaines de concentration couramment rencontrés. Elles sont toutes deux très efficaces à de faibles concentrations et ont une excellente sensibilité aux petites particules.

Au contraire, pour les flux fortement chargés, un comportement erroné de la turbidité optique est observé. La turbidité optique diminue avec la concentration après une certaine valeur, selon l'instrument et le type de particules. Selon le type de turbidimètre, cette diminution peut se produire après un long domaine de saturation pour lequel la valeur de turbidité optique mesurée reste à une valeur maximale constante qui est la limite supérieure du turbidimètre. Après la zone de saturation, le turbidimètre fonctionne comme un transiomètre. Ainsi, la turbidité diminue avec la concentration des particules comme on peut le voir sur les données du kaolin et de l'amidon de blé. Nous avons montré que les données acoustiques fonctionnent toujours après que la turbidité optique ait cessé de fonctionner régulièrement.

Nous souhaitons finaliser cette nouvelle instrumentation de détermination en temps réel des concentrations en MES, fiable même en situation exceptionnelle et peu onéreuse destinée aux gestionnaires d'hydro-systèmes. Nous envisageons également son application à d'autres domaines tels le suivi de procédés dans l'industrie agro-alimentaire. Ainsi, l'objectif de ce projet est d'optimiser cette méthodologie en termes de composants et d'analyse du signal en fonction de l'application à laquelle elle sera dédiée.

6. Conclusion et perspectives

Outre les résultats détaillés que nous avons obtenus, ces études illustrent la difficulté de se projeter d'une technique de mesure à l'autre. Elles posent la question philosophique de la mesure « vraie ».

Un résultat de mesure représente l'ensemble des valeurs que l'on attribue à la grandeur mesurée ; il peut s'exprimer sous la forme d'un nombre, d'une unité et d'une incertitude de mesure. Un résultat de mesure n'est jamais certain et l'incertitude de mesure quantifie le doute que l'on a sur le résultat. Les résultats de mesure sont utilisés pour comprendre les phénomènes et prendre des décisions : en fonction de la température extérieure on choisira un vêtement adapté, en fonction du résultat de vos analyses le médecin modifiera votre traitement (Association Métrodif, 2020).

Dans la pratique scientifique moderne, la question éminemment épistémologique du doute a été intégrée au processus de production d'un résultat de mesure à travers le concept d'« incertitude de mesure ». Celui-ci traduit par un intervalle de valeurs numériques le doute relatif à la validité d'une mesure donnée. Il est l'héritier d'une réflexion sur l'erreur de mesure au XVIII^e siècle qui marque les débuts d'un traitement quantitatif de l'erreur et de l'incertitude. Suite à la maturation de ces développements conceptuels et pratiques, l'incertitude de mesure a été articulée à un formalisme mathématique de plus en plus sophistiqué (amcsfi).

De manière plus pragmatique, ces études questionnent quant à la représentativité d'une mesure en fonction des conditions de mesure et n'auront pu donner que des indications globales quant à la plus ou moins grande pertinence d'un procédé de prise de mesure.

Le développement instrumental qui clôt cette synthèse est une conclusion directe des campagnes de mesure que nous avons effectuées sur le terrain. Ces dernières nous ont permis de comprendre qu'une instrumentation pouvait être extrêmement pertinente mais ne sera utilisée sur le terrain que si son utilisation et/ou l'interprétation de ses données est relativement aisée. Ces leçons nous serviront pour la réalisation industrielle de la technologie que nous maturons.

A travers la caractérisation de cette nouvelle méthode optique de mesure de turbidité, nous avons déjà pu établir qu'elle pouvait être utilisée sur une gamme de concentration de matières en suspension correspondant à la somme des domaines couverts par la turbidité acoustique et la turbidité optique traditionnelle. Lorsque cette technique est déployée sur un milieu connu, il sera donc aisé d'établir une relation quantitative entre le signal et la quantité de matières en suspension. Malheureusement dans un milieu inconnu, comme par exemple en assainissement et dans une moindre mesure en océanographie, la technologie TROT ne permettra pas plus que la turbidité optique classique de distinguer des évolutions de concentration d'une évolution de la nature des matières en suspension. Il reste donc indispensable de s'orienter vers une solution mixte, combinant signaux optiques et acoustiques multi-fréquentiels afin d'obtenir des informations sur la taille des particules observées.

Comme évoqué en annexe 2, partie 4, des approches comparatives sont actuellement en cours avec une première réalisation d'un instrument mixte mono-fréquentiel (Agrawal, Portsmith, Dana, & Mikkelsen, 2019). Bien qu'ayant probablement des performances d'identification granulométrique optique supérieures à celle de la rétrodiffusion acoustique (Rai & Kumar, 2015), cet appareil basé sur la mesure de diffraction optique a un coût rédhibitoire pour une utilisation généralisée sur le terrain.

Projet de Recherche

1. Introduction

Mon projet de recherche en science participative me tient particulièrement à cœur car il allie à la fois les aspects de recherche et d'enseignement. En impliquant les citoyens dans une démarche de prise de mesures de terrain, nous lui apporterons nécessairement du savoir. C'est d'ailleurs ce savoir qui est le moteur principal de l'engagement citoyen. Ce n'est qu'avec la collaboration d'équipes maîtrisant les aspects sociétaux que ce projet atteindra sa vraie dimension.

Je vous cite à ce sujet des extraits d'une tribune de l'amcsti, réseau professionnel des cultures scientifique, technique et industrielle, (Amcsti, 2020) :

« Dans un monde complexe rythmé par des crises écologiques sans précédent dans l'histoire de l'humanité, et face à la montée des populismes, de la défiance, de la perte d'esprit critique ou la tentation du repli sur soi, il est urgent de mener une bataille contre l'obscurantisme et pour l'émancipation culturelle par une accessibilité accrue aux connaissances et par un partage des sciences, techniques et innovations, comme sources de progrès social.

Permettre le développement de la curiosité et du savoir, de la réflexion, du discernement entre le croire et le savoir, c'est donner la possibilité à chaque citoyen de contribuer, dans un véritable esprit démocratique, aux choix sociotechniques, environnementaux et sociétaux qui déterminent notre avenir commun.

Des infox aux théories complotistes diffusées majoritairement sur Internet, les enjeux sociétaux et environnementaux deviennent parfois difficiles à expliquer et la méfiance s'installe. Si cette méfiance est protéiforme, favoriser des actions engageant nos concitoyens dans la découverte et la construction des sciences, c'est participer à ce retour de la confiance par l'engagement, l'interaction et le travail de terrain.

Une culture scientifique solide, vivante, proche de la connaissance en train de se faire et accessible au plus grand nombre doit constituer un socle essentiel pour donner un sens favorable à l'évolution nécessaire du système de recherche et de son ouverture à la société.

Ainsi est-il urgent de permettre le développement massif d'interactions entre chercheurs et citoyens par des actions de médiation. Donner la possibilité de dialoguer aux triptyques chercheurs/médiateurs/citoyens c'est augmenter la réflexivité, la prise de recul sur les enjeux et apporter un autre regard sur les travaux scientifiques et leurs applications. C'est placer les sciences au cœur de l'agora, en faisant le pari d'une connaissance comme bien commun. »

2. Science de l'eau citoyenne

1. Le projet	96
1.1. Proposition à court terme	97
Pertinence des données collectées.....	97
Compréhension des comportements sociétaux	98
1.2. Proposition à long terme	99
2. Bénéfice pour le citoyen.....	100
3. Bénéfice pour l'EMS.....	102
4. Perspectives	102

Outre la continuité des développements instrumentaux, je propose de débuter une approche citoyenne d'évaluation de la qualité de l'eau des eaux de surface de l'Eurométropole de Strasbourg qui nécessitera le développement de moyens instrumentaux adaptés. Ce projet pourrait pleinement s'inscrire dans les recherches de la Zone Atelier Environnementale Urbaine de Strasbourg ainsi que dans les activités de la future fédération FERED – Fédération de Recherche en Environnement et Durabilité.

Comme évoqué précédemment, mes motivations personnelles sont le triste constat, aussi bien dans la vie quotidienne qu'au contact de mes étudiants, que la culture scientifique est en grande perte de vitesse. Par une action de science participative, outre contre-carrer la défiance actuelle envers les Sciences, je souhaite disséminer quelques braises dans l'espoir d'allumer quelques étincelles parmi les jeunes générations afin que ces individus se destinent ultérieurement aux métiers des Sciences.

De plus, cette action me permettrait de développer des moyens de surveillance adaptés à une utilisation à grande échelle aussi bien par le coût que par leur facilité de mise en œuvre et d'utilisation.

Ce projet se déclinerait donc principalement selon deux approches : une évaluation de la pertinence de données citoyennes et la création de moyens instrumentaux adéquats.

Il est à noter que c'est par l'eau que se manifestent les impacts les plus importants et les plus sensibles du changement climatique pour les populations au travers d'événements extrêmes : tempêtes, inondations ou sécheresses. Et force est de constater que le changement climatique semble bien engagé sur le territoire de l'Eurométropole de Strasbourg comme en témoigne l'évolution de la température et des précipitations (Figure 36).

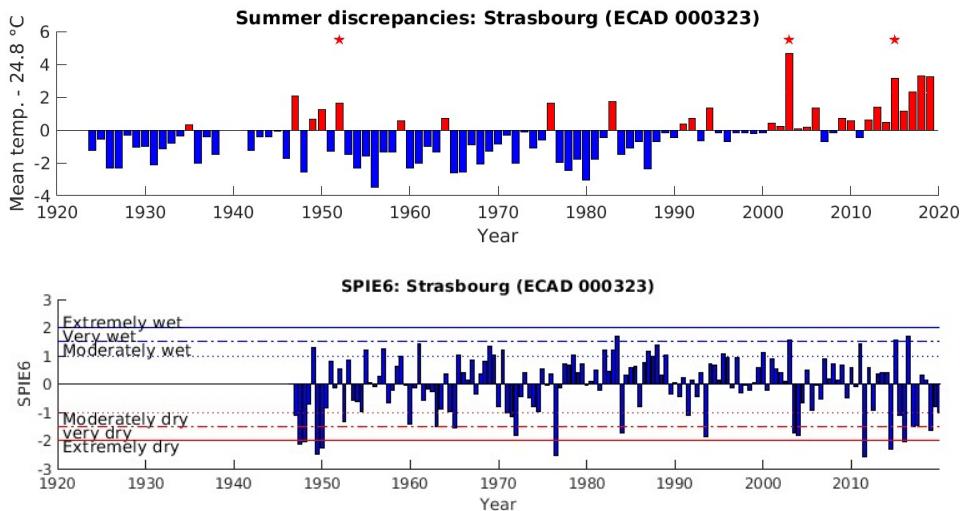


Figure 36 : Evolution des températures et précipitations locales (Charpentier, 2020).

Par science citoyenne on entend l’implication du public dans les différentes étapes de la recherche scientifique (Njue, et al., 2019). Une des premières illustrations remonte à 1890 : des bénévoles ont été recrutés lors du Service National aux USA pour des mesures quotidiennes de température et de précipitation (Lee, 1994). Ce programme plus que centenaire a permis la collecte continue de données de 500 stations avec plus de 11000 bénévoles.

Les progrès technologiques des 10-15 dernières années ont grandement augmenté la faisabilité d’étude citoyenne de grande envergure et sont de bon augure pour ce projet. Ce type de projets étant de plus en plus répandu, on peut également citer qu’un article récent concernant la détection de matériaux plastiques dans les environnements aquatiques (Rambonnet, Vink, Land-Zandstra, & Bosker, 2019) donne de précieux conseils pratiques quant à la mise en place d’un projet de science citoyenne.

1. Le projet

Ce projet viserait à intégrer des citoyens dans un projet d’échantillonnage de l’eau en milieu urbain en profitant de cette opportunité pour accroître les connaissances scientifiques sur la physico-chimie des plans d'eau urbains. Comme désiré par l’Eurométropole de Strasbourg, ce projet pourrait permettre d’instaurer un dialogue continu avec différents types de structures (laboratoires de recherche, établissements d’enseignement, etc...) en imaginant divers degrés d’implication et/ou de participation du public (citoyen lambda, classes de collège et lycée, écoles d’ingénieurs, etc...). Il s’agirait d’une belle opportunité de partage des connaissances, d’implication et de responsabilisation des acteurs du territoire.

Des données hydrologiques de haute temporalité et résolution seraient nécessaires pour guider la prise de décision concernant la gestion durable des ressources en eau (Mishra & Coulibaly, 2009). Cependant, les réseaux de surveillance hydrologique à long terme utilisant des méthodes (comme par exemple échantillonnage instantané manuel et automatique, jaugeage

automatique stations, technologies de télédétection) entraînent des coûts substantiels avec installations, gestion, maintenance et engagement de personnel technique. Malheureusement les coûts élevés de mise en œuvre entraînent souvent une collecte de données clairsemée et une surveillance irrégulière.

1.1. Proposition à court terme

Une proposition à court terme pourrait être de rejoindre le programme Fresh Water Watch (FWW), créé en 2012. Il dépend de l'Earthwatch Institute (Europe) qui est une organisation caritative anglaise. Il s'agit d'une initiative mondiale visant à mener des recherches sur l'utilisation de la science citoyenne. Les données sont collectées via internet et/ou via une application smartphone dans le but de gagner en connaissance sur les plans d'eau locaux dans chaque ville et, à travers la compilation toutes les données, d'examiner les modèles mondiaux en fonction de leur situation géographique, socio-économiques et autres variables de différenciation des villes étudiées (Scott & Frost, 2017).

L'intérêt de rejoindre ce programme serait de pouvoir profiter des nombreuses ressources déjà rendues disponibles. Effectivement, le FWW propose une grande offre de ressources en ligne dont des formations disponibles en langue française afin d'instruire les participants au sujet des écosystèmes d'eau douce et des problèmes liés à l'urbanisation. Ces éléments peuvent également être complétés par un kit d'analyse de qualité de l'eau standard fourni par FWW.

Dans un premier temps, l'organisation d'un « WaterBlitz », c'est à dire une collecte de données effectuée sur un temps limité, pourrait permettre d'évaluer la volonté d'implication de la population locale et d'en mesurer les premiers aspects socio-économiques. Dans ce type d'initiatives, on peut mentionner le Water Blitz Day organisé sur Paris le 22 mars 2019.

Pertinence des données collectées

Le kit d'analyse du FWW comprend des tubes à essais, des nuanciers pour les tests de nitrate et de phosphate et un tube de Secchi. Il permet donc d'évaluer grossièrement les concentrations en nitrates, en phosphates et la turbidité.



Figure 37 : Photographie du kit complet FWW.

Dans le cadre des collectes de données selon le standard FWW, ces mesures sont accompagnées d'une localisation GPS du point de collecte, de photographies permettant la visualisation du plan d'eau et de l'utilisation qui est faite du milieu environnant, de la hauteur de l'eau en fonction de certains repères (pont, arbre, rocher), de la couverture végétale et le type de végétation de la rive, de la couleur de l'eau et de la présence d'algues. Une évaluation visuelle du niveau et de la vitesse de l'eau viennent également compléter ces informations.

A travers des relevés de type FWW, une partie des données visant à assurer la bonne qualité des eaux selon les Nations Unies est ainsi collectée. Effectivement, l'ONU suggère le suivi de l'oxygène, de la salinité, de l'azote, du phosphore et de l'acidification. Il est recommandé de mesurer le taux d'oxygène dissous, la conductivité, les nitrates, le phosphate total et l'orthophosphate, et le pH (cf annexe A.2. 4). La surveillance environnementale préconise également le relevé des hauteurs de précipitations, du niveau de l'eau, de la température, de la turbidité, de la présence d'algues et d'azurants optiques.

Outre l'objectif d'éducation de la population, un point d'intérêt de ce projet serait l'évaluation de la qualité des données collectées. Il serait donc intéressant de comparer entre elles les mesures citoyennes effectuées à des mêmes localisations géographiques. De la même manière, il serait intéressant de comparer les mesures citoyennes à des mesures de laboratoire effectuées sur des échantillons prélevés au même moment. Effectivement, il est à noter que malgré le potentiel de la science citoyenne, les travaux empiriques basés sur l'engagement des citoyens dans la collecte de données sont actuellement sous-estimés dans la littérature scientifique, avec des préoccupations concernant la qualité des données étant l'obstacle le plus invoqué (Catlin-Groves, 2012).

Ainsi, le défi consiste à comprendre comment les non-professionnels opèrent dans le cadre de programmes scientifiques est à relever ici. Il s'agit notamment de la mise en place de bonnes pratiques qui permettent de réduire au minimum les risques de partialité ou de collecte de données inappropriée. Ces bonnes pratiques ont mené, par exemple, jusqu'à la mise en place de tactiques statistiques pour valider les données hydrologiques (Walker, Forsythe, Parkin, & Gowing, 2016).

On a pu constater que les données citoyennes pouvaient refléter une qualité de données équivalente à celles des professionnels dans de nombreuses études récentes (comme par exemple (Danielsen, et al., 2014)).

Compréhension des comportements sociétaux

Plus les interactions des chercheurs du projet avec des bénévoles sont nombreuses, plus on peut s'attendre à une augmentation du taux de participation. La science citoyenne est liée aux efforts des bénévoles et comprendre les processus socio-scientifiques qui motivent les individus à participer sont au cœur de son développement et de l'application de cette approche de recherche dans le futur.

Une étude récente (Jollymore, Haines, Satterfield, & Johnson, 2017) portant sur plusieurs campagnes de science citoyenne autour de l'eau a pu montrer que les citoyens et les représentants de groupes communautaires pouvaient trouver leurs propres intérêts dans la collecte de données. Néanmoins la plupart du temps, les questions qui intéressent les scientifiques par rapport aux citoyens ne coïncident pas, en particulier pour les études à long terme. Les données sont souvent essentielles pour les scientifiques, mais secondaires pour les

citoyens dont le but premier est l'éducation. Les enseignements tirés de cette étude illustrent l'importance des motivations, des connaissances et des attentes des citoyens en termes de mise en forme des résultats des données, ainsi que les éventuelles difficultés de communication des résultats par rapport aux approches scientifiques traditionnelles.

1.2. Proposition à long terme

A long terme, nous souhaiterions développer une instrumentation de faible coût et d'utilisation basique destinée à des prises de mesures de qualité de l'eau par des citoyens. La littérature montre que le développement d'instruments de mesure de faible coût est déjà en cours.

Certains, comme ceux de Leeuw & Boss (Leeuw & Boss, 2018), visent l'utilisation du téléphone portable à travers une application dédiée pour effectuer des mesures de turbidité à travers la mesure de réflectance. L'utilisation du téléphone portable soit pour la prise de données, soit pour leur transmission, est effectivement un point à retenir.

Le projet Smart Environmental Monitoring and Analysis Technologies (SEMAT) débuté en 2012 (Trevathan, et al., 2012) porte sur la réalisation de bouées de surveillance interconnectées et équipées de différents types de capteurs à bas coût. Un récent bilan a démontré leur utilisation fructueuse sur plusieurs mois dans un lac périurbain. Un avenir de la surveillance de la qualité de l'eau, en termes de température, turbidité et profondeur, est donc désormais possible à des échelles géographiques jusqu'alors inabordables. Les données fournies sont des informations clés pour une meilleure gestion de l'environnement. En outre, en raison de leur faible coût et de la possibilité d'une plus grande participation des citoyens à des ateliers associés au déploiement des bouées, il s'agit d'un formidable outil de sensibilisation et d'engagement pour les écoles et des réseaux communautaires (Trevathan & Johnstone, Smart Environmental Monitoring and Assessment Technologies (SEMAT)—A New Paradigm for Low-Cost, Remote Aquatic Environmental Monitoring, 2018).

Pour terminer avec ces exemples on peut également citer la réalisation d'un capteur optique de turbidité à faible coût et à faible puissance, dont le coût de production en matières premières est inférieur à 20 euros qui a été développé pour la surveillance continue *in situ* (Matos, et al., 2019). Le capteur utilise une LED infrarouge et trois photodétecteurs à trois positions différentes par rapport à la source de lumière - 135°, 90° et 0° - ce qui donne trois types de détection de la lumière : la rétrodiffusion, la néphélométrie et la lumière transmise, respectivement. Cette conception permet une surveillance dans n'importe quel type d'environnement, offrant une large dynamique dans la gamme et la précision des valeurs de turbidité. Une paire d'émetteurs-récepteurs d'ultraviolets est également utilisée pour la différentiation des matières organiques et inorganiques grâce aux différences d'absorption à des longueurs d'onde différentes.

A la vue de ces exemples de mises en œuvre, une option serait de décliner la technologie TROT sur différentes longueurs d'onde afin de pouvoir suivre différents paramètres. Effectivement, comme utilisé pour le capteur de turbidité de faible coût et comme le montre la littérature, certaines longueurs d'onde et leur combinaison peuvent renseigner quant à la qualité de l'eau. Nous pourrions ensuite imaginer faire appel aux compétences d'autres équipes d'ICube afin d'intégrer ce type de capteur dans une bouée autonome...

2. Bénéfice pour le citoyen

Il existe à Strasbourg une forte synergie d'actions autour de la pollution atmosphérique. Bien que de nombreuses études existent également autour de l'eau, aucune ne suscite autant d'intérêt que la pollution de l'air. Pourtant, si l'on en croit les sondages (Le Centre d'Information sur l'EAU, 2020), la préservation des milieux aquatiques, la qualité de l'eau du robinet et la réduction de la pollution des cours d'eau font partie des principaux enjeux identifiés par les personnes interrogées. Privilégiant les sujets qui impliquent d'agir localement pour préserver les milieux et la ressource, les enquêtés considèrent de moins en moins qu'une gestion de l'eau doit se faire à l'échelle planétaire.

En revanche, la question de la prévention des inondations progresse significativement et dépasse désormais l'enjeu d'une stabilisation du prix de l'eau. Citées par une personne sur cinq, la gestion des risques de sécheresse et l'information du consommateur semblent perçues comme des enjeux moins importants. Comme le montrent les Figure 38 et Figure 39, le public est donc bien sensible aux questions sur l'eau.

Pour garantir une bonne gestion de l'eau et des milieux aquatiques, près de deux personnes interrogées sur cinq estiment qu'il est prioritaire de sensibiliser les publics à cet enjeu. Pour une part importante des enquêtés, il serait préférable d'appliquer plus strictement les dispositifs existants : le principe « pollueur-payeur » (24 %) et la réglementation de manière générale (17 %). L'action locale, les aides financières et la recherche sont des actions moins fréquemment évoquées comme prioritaires par les personnes interrogées. Entre 2011 et 2015, la hiérarchie des priorités est restée identique, même si la sensibilisation du public perd progressivement de sa prépondérance au profit de l'application stricte de la réglementation.

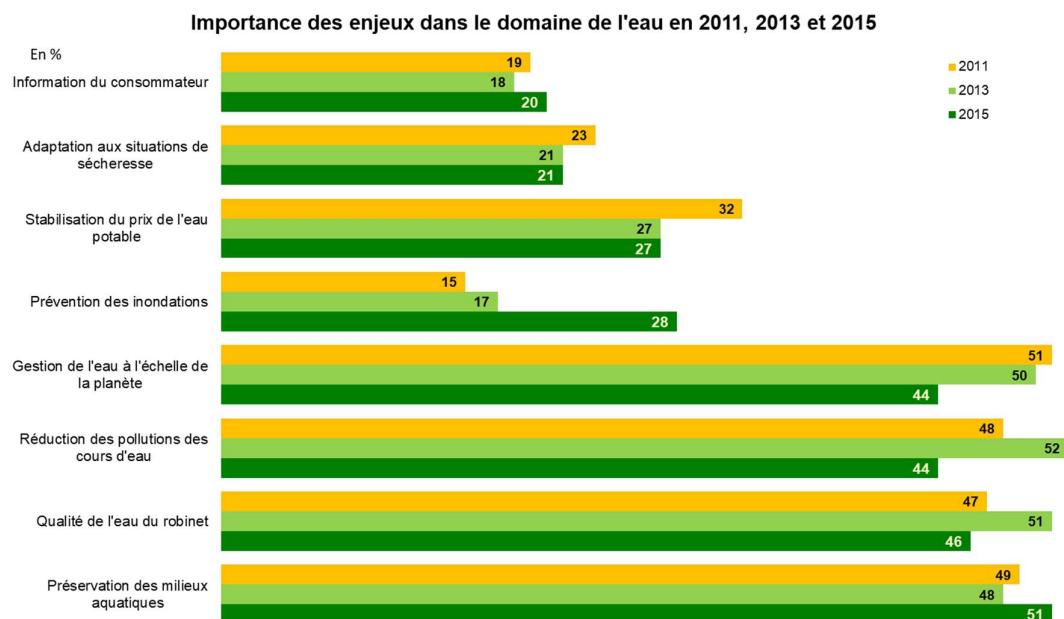
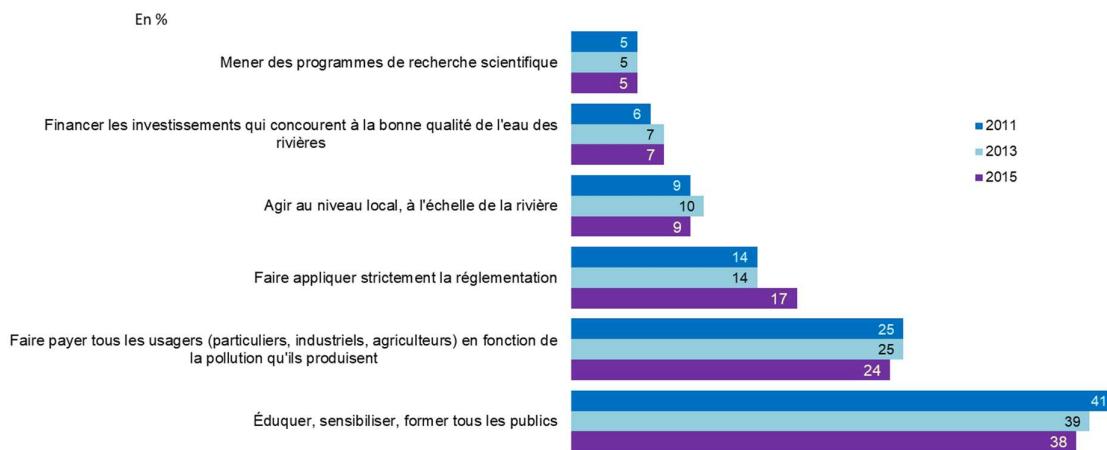


Figure 38 : Perception des enjeux dans le domaine de l'eau.

Perception des actions prioritaires à mener pour garantir une bonne gestion de l'eau et des milieux aquatiques en 2011, 2013 et 2015

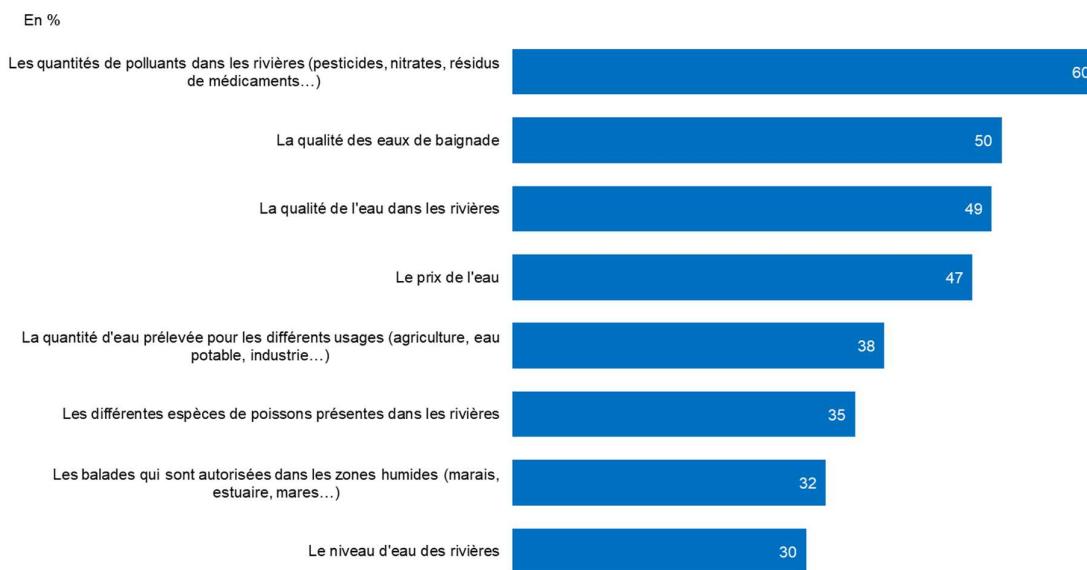


Note : la question posée en 2013 et 2015 était « Selon vous, pour préserver l'état des rivières, des fleuves, des lacs, des nappes d'eau souterraine, il faut en priorité ... ? ». En 2011, l'intitulé était « Selon vous, pour garantir une bonne gestion de l'eau et des milieux aquatiques en France, il faut en priorité ... ? ».

Source : agences de l'Eau /Onema /Medde, Baromètre d'opinion sur l'eau, 2011, 2013 et 2015

Figure 39 : Perception des actions prioritaires à mener pour garantir une bonne gestion des eaux.

Utilité des informations sur l'eau et les rivières en 2015



Note : la question posée était « Diriez-vous qu'il serait très utile pour vous d'avoir des informations sur chacun des sujets suivants ? ».

Source : agences de l'Eau/Onema/Medde, Baromètre d'opinion sur l'eau, 2011, 2013 et 2015

Figure 40 : Perception de l'utilité des informations sur les eaux.

En 2015, trois personnes interrogées sur cinq expriment une forte attente d'information sur la présence de substances polluantes dans les rivières. Les informations relatives à la qualité des

eaux de baignade, des rivières, et au prix de l'eau sont également jugées très utiles par la moitié des enquêtés. Dans une moindre mesure, un tiers des attentes concerne la quantité des prélèvements effectués et l'état de conservation de la faune aquatique. Enfin, les possibilités de découvrir les zones humides et les renseignements sur le niveau d'eau des rivières semblent jugés moins utiles. Quoi qu'il en soit, l'intérêt du citoyen pour l'eau est réel et ce projet permettra d'y répondre.

3. Bénéfice pour l'EMS

L'Eurométropole de Strasbourg développe une politique de gestion durable de l'eau, qui au-delà de satisfaire les besoins garantissant la qualité de la ressource, vise à répondre aux attentes liées à la sécurité des personnes et des biens et celles liées à la qualité de vie et à l'environnement.

L'engagement de l'Eurométropole s'est concrétisé par la signature en octobre 2018 de deux chartes :

- La charte de la ville « Eau-Responsable » mise en place par l'IWA (Association Internationale sur l'Eau).
- La charte d'engagement pour l'adaptation et l'atténuation du changement climatique dans le domaine de l'eau de l'Agence de l'eau Rhin-Meuse.

L'Eurométropole de Strasbourg est déjà très activement engagée pour la protection environnementale comme en témoigne son plan climat 2030 (EMS, 2019). La ville de Strasbourg souhaite favoriser la résilience du territoire en plaçant l'environnement au cœur de la stratégie d'adaptation. Ainsi, et déjà depuis 2008, le « tout-à-l'égout » disparaît progressivement au profit d'une gestion de l'eau de pluie au plus proche de l'endroit où elle tombe. Toutes les nouvelles opérations doivent intégrer dans leurs aménagements des dispositifs de gestion des eaux pluviales de type noue, bassin d'infiltration, tranchée d'infiltration, ou encore des toitures végétalisées. Il existe donc de nombreux sujets d'études parmi les plans d'eaux, étangs, réservoirs d'orage et autres dispositifs de rétention d'eau du territoire strasbourgeois.

Ainsi, dans le cadre de la politique de développement durable initiée par l'Eurométropole de Strasbourg, il serait logique de se tourner vers la science citoyenne qui peut venir compléter les moyens traditionnels de surveillance tout en réduisant les coûts et en améliorant la couverture. Elle a fait ses preuves dans la surveillance des précipitations et de la qualité et quantité d'eau de rivières (Wilson, Mutter, Inkster, & Satterfield, 2018).

4. Perspectives

Selon la qualité des données escomptée, des moyens rudimentaires ou plus ou moins sophistiqués peuvent donc être mis à disposition du citoyen. Selon la stratégie et la précision des mesures demandée, différentes technologies peuvent être mises en œuvre. Nos compétences instrumentales s'articulent autour de l'acoustique et de l'optique. Les données directement accessibles par voie acoustique sont les mesures de niveau (précipitations et profondeurs). La demande chimique en oxygène, représentatif de l'oxygène dissous, la turbidité et la présence de phytoplancton peuvent être approchés par des mesures optiques.

Par ailleurs, le laboratoire ICube possède un large panel de compétences qui laisse penser que les différents défis scientifiques et techniques de la mesure pourront facilement être pris en charge. Néanmoins, la composante sociétale ne pourra être traitée en interne.

Des premiers contacts ont été pris avec le laboratoire GESTE (Gestion Territoriale de l'Eau et de l'environnement) pour la prise en charge des aspects sociétaux. Il a trouvé bon accueil auprès des membres (Carine Heitz & Sara Fernandez). Nous travaillons actuellement à la rédaction d'un dossier avant de prendre contact avec les services dédiés de Strasbourg. Il va sans dire que de nombreuses discussions entre l'Eurométropole de Strasbourg et les différents partenaires seront nécessaires pour affiner ce projet de recherche qui n'en est qu'à ses balbutiements.

3. Conclusion

Ce projet de science participative se décline donc sous deux aspects principaux : un transfert de savoirs vers le citoyen qui peut ainsi devenir un acteur clé dans le suivi de l'état écologique des plans d'eaux strasbourgeois et le développement de moyens de mesure adaptés.

Il me permettra de remplir pleinement mes missions d'enseignant-chercheur que sont la formation initiale et continue, la recherche scientifique et technologique ainsi que la valorisation de ses résultats, et la diffusion de la culture et l'information scientifique et technique, et ce de manière non conventionnelle.

Conclusion

Avec ce mémoire, support de mon habilitation à diriger des recherches, j'ai souhaité faire un point sur mes activités d'enseignant-chercheur depuis mon arrivée dans l'actuelle équipe de Mécanique des fluides (et ses multiples autres appellations au cours du temps). Après une présentation de mes enseignements et des responsabilités administratives liées au sein de l'Université de Haute Alsace, mon activité de recherche à l'Université de Strasbourg a été détaillée sur une quinzaine d'années.

J'ai eu la chance d'encadrer de nombreux étudiants sur des niveaux variés, avec des profils et des compétences très divers. J'ai, pour chacun, en adéquation avec leur niveau, partagé mes méthodologies de la recherche. Je reste une physicienne expérimentatrice convaincue car la robustesse en sciences résulte d'un ajustement entre les théories, les modèles, les instruments et l'expérimentation. J'apprécie, comme au premier jour, le questionnement et les réflexions nécessaires à la mise en place de dispositifs expérimentaux ou moyens instrumentaux nécessaires au suivi d'une caractéristique physique.

A ce propos, si je devais résumer la caractéristique physique des travaux de ce mémoire, il s'agit de la turbidité des eaux de surface. Le questionnement quant à cette turbidité vous a été présenté dans la partie synthèse des travaux. La recherche de l'explication de certains phénomènes constatés sur le terrain a été un moteur important dans mes investigations de laboratoire visant la comparaison de méthodes de mesure. Il m'a amené au projet de maturation d'une nouvelle technique de mesure qui nécessite encore beaucoup d'investigations pour la pleine compréhension des phénomènes observés.

Après une longue période de lourdes responsabilités administratives, je m'épanouis actuellement davantage du côté de la recherche. L'obtention d'une délégation CNRS de 6 mois suivie d'un Congé pour Recherche (CRCT) de 6 mois également, m'auront permis de me consacrer sereinement à la rédaction de ce manuscrit mais surtout à l'élaboration de mon projet de recherche sous une déclinaison encore peu commune. Je terminerai donc sur ce vœu pieu qui consiste à mettre mon énergie au service d'un public plus large, le citoyen, que je souhaiterais motiver pour la Science. C'est ainsi que je projette, parallèlement aux travaux d'instrumentation, de coordonner un projet de science participative autour des eaux de surface de l'Eurométropole de Strasbourg.

Annexes

Annexe 1 : L'eau

1. Généralités.....	113
1.1. Grand cycle de l'eau.....	114
1.2. Petit cycle de l'eau ou parenthèse urbaine	114
2. Quelques chiffres français.....	116
3. Les eaux usées.....	118
4. Qualité de l'eau : paramètres d'intérêt	119
4.1. Paramètres physico-chimiques	119
5.1. Charge en matières organiques	122
5.2. Substances eutrophisantes	123
5.3. Les moyens de surveillance.....	124
5.4. La législation.....	131

1. Généralités

L'eau est une ressource indispensable pour l'ensemble des êtres vivants. Notre corps est composé de plus de la moitié d'eau, et nos cellules contiennent plus de 70% d'eau.

Comme le montre la Figure 41, l'eau salée représente 97,5% sur Terre. Plus de 99% des 2,5% restant existe sous forme d'eau souterraine ou de glace. Ainsi on constate que les lacs, les rivières et les autres formes d'eaux de surface représentent moins de 1% de l'eau douce.

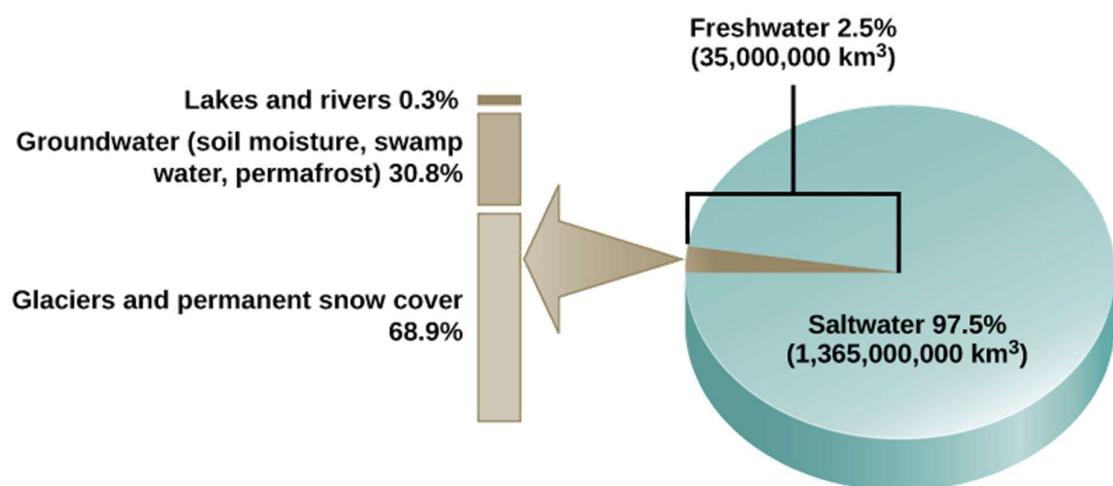


Figure 41 : Répartition de l'eau sur Terre. (Biogeochemical Cycles, 2020)

1.1. Grand cycle de l'eau

L'eau n'est pas un élément statique. Elle circule selon un cycle qui est entraîné par l'énergie solaire comme le montre la Figure 42. Le soleil réchauffe la surface des océans et autres eaux de surface, provoquant l'évaporation de l'eau liquide et la sublimation de la glace. Ces processus entraînés par le soleil déplacent l'eau dans l'atmosphère sous forme de vapeur d'eau. Au fil du temps, la vapeur d'eau dans l'atmosphère se condense en nuages et finit par tomber sous forme de précipitations, de pluie ou de neige. Lorsque les précipitations atteignent la surface de la Terre, plusieurs options s'offrent à elles : elles peuvent s'évaporer à nouveau, s'écouler sur la surface ou encore percoler dans le sol.

Dans les écosystèmes terrestres, à l'état naturel, la pluie frappe généralement les feuilles et les autres surfaces des plantes avant d'atteindre le sol. Une partie de l'eau s'évapore rapidement de la surface des plantes. L'eau qui reste atteint le sol et, dans la plupart des cas, commencera à s'y infiltrer. En général, l'eau se déplace le long d'une surface comme ruissellement uniquement lorsque le sol est saturé d'eau, lorsque la pluie tombe très fort ou lorsque la surface ne peut pas absorber beaucoup d'eau. Une surface non absorbante correspond à de la roche dans un écosystème naturel ou de l'asphalte ou du ciment dans un écosystème urbain ou suburbain.



Figure 42 : Grand cycle de l'eau. (L'eau et les milieux aquatiques, 2020)

1.2. Petit cycle de l'eau ou parenthèse urbaine

L'eau est aussi utilisée par l'Homme à de nombreuses fins. Dès le XIX^{ème} siècle, l'homme a élaboré un système pour capter l'eau, la traiter si nécessaire afin de la rendre potable et pouvoir en disposer à volonté dans son domicile, en ouvrant tout simplement son robinet.

Depuis, il a aussi mis en place un système d'assainissement pour gérer cette eau une fois salie. La collecte des eaux salies et leur traitement est donc organisé dans l'optique de la restituer

suffisamment propre au milieu naturel. Ceci permet de ne pas altérer l'état des cours d'eau et d'éviter les problèmes d'insalubrité pouvant être à l'origine de maladies.

Comme évoqué précédemment, ce cycle, totalement artificiel, est appelé « petit cycle de l'eau ». L'existence d'un tel cycle est un véritable indicateur du niveau de développement d'un pays. Il est illustré Figure 43.



Figure 43 : Petit cycle de l'eau ou parenthèse urbaine. (L'eau et les milieux aquatiques, 2020)

De façon usuelle, on utilise ce terme « petit cycle de l'eau » pour désigner la circulation de l'eau depuis un point de captage jusqu'à sa restitution au milieu naturel après la station d'épuration. Cette circulation peut être décomposée en différentes étapes :

- L'eau est d'abord prélevée dans une zone protégée située généralement à l'extérieur de l'agglomération. La ressource utilisée peut être une eau souterraine (en France, c'est le cas pour environ les deux tiers des volumes prélevés) ou une eau de surface (le plus souvent une rivière, beaucoup plus rarement un lac).
- Elle est, dans un premier temps, acheminée vers une usine, où elle subit des traitements plus ou moins sophistiqués selon sa qualité originelle. Ces traitements visent à la rendre apte à la consommation humaine, c'est-à-dire sans risque pour la santé et agréable à boire.
- L'eau est ensuite pompée pour être stockée dans des réservoirs situés sur une hauteur ou en haut d'une tour. L'objectif est de faire face aux fluctuations de consommation, de bénéficier d'une sécurité d'approvisionnement, d'économiser de l'énergie (ou de mieux l'utiliser, par exemple en pompant l'eau la nuit en « heures creuses »), et d'assurer une pression suffisante dans le réseau.
- L'étape suivante consiste à distribuer cette eau en utilisant un réseau de canalisations qui la conduisent dans chaque rue, chaque impasse, chaque maison.
- Une fois utilisées, les eaux usées sont collectées et le plus souvent (du moins dans les villes) évacuées par un système d'assainissement, principalement constitué de réseaux qui se développent dans leur sous-sol. Ces réseaux convergent vers une ou plusieurs stations d'épuration chargées d'épurer l'eau avant son rejet au milieu naturel, à l'aval de la ville.

L'appellation petit cycle de l'eau est en réalité inappropriée, car il ne s'agit pas d'un cycle au sens propre (l'eau usée n'est pas recyclée pour produire de l'eau potable) et elle de plus trompeuse : effectivement 47% des français pensent que les eaux usées sont directement recyclées pour en faire de l'eau potable. On devrait plutôt parler de parenthèse urbaine dans le grand cycle de l'eau.

Mes travaux s'intéressent à la surveillance de la qualité de l'eau. Ils s'inscrivent soit en début de cette parenthèse urbaine dans la surveillance des cours d'eaux, soit dans la surveillance des réseaux d'assainissement qui constituent la dernière étape du petit cycle de l'eau.

2. Quelques chiffres français

Plusieurs sources d'informations permettent de se documenter sur l'eau en France. On peut à ce propos citer la ressource Eaufrance (Eaufrance, s.d.). Il s'agit un service public d'information sur l'eau et les milieux aquatiques. Il a pour but de faciliter l'accès à l'information publique dans le domaine de l'eau en France. Son site internet publie régulièrement des synthèses de données et répertorie également les différentes sources d'accès aux données sur l'eau. A titre d'illustration, il est intéressant de consulter les dernières synthèses parues au sujet des prélèvements en eaux et de la consommation en eau potable.

Ainsi, en France en 2012, 30 milliards de m³ d'eau ont été prélevés. La Figure 44 illustre les usages de ces prélèvements de 1994 à 2012. On peut constater une tendance de prélèvements à la baisse aussi bien pour l'industrie que pour la production d'eau potable, alors que dans le même temps la population française a augmenté. Il est en revanche difficile d'établir des tendances pour l'irrigation car les méthodes d'estimation ont évolué au cours du temps.

Les prélèvements pour la production d'énergie sont très influencés par le programme de maintenance des centrales nucléaires, mais aussi par les conditions climatiques. L'eau prélevée pour la production d'énergie, et dans une moindre mesure pour l'industrie ou l'eau potable, est en grande partie restituée aux cours d'eau. Ses caractéristiques sont toutefois modifiées (température plus élevée, qualité dégradée...). À l'inverse, l'eau prélevée pour l'irrigation est, dans sa quasi-totalité, utilisée par les plantes ou évaporée. A travers ces réductions de consommation, il semblerait donc qu'aussi bien les citoyens que les industriels prennent progressivement conscience de l'importance des ressources en eau et de leur possible dégradation du fait du changement climatique.

Concernant l'eau potable, près de 5,4 milliards de m³ ont été prélevés pour sa production en France en 2012. Comme le montre la Figure 45, on peut remarquer que l'eau distribuée provient aux deux tiers de captages en eaux souterraines. Les captages d'eau souterraine sont nombreux et représentent environ 96 % des 33 500 captages actuellement utilisés pour l'alimentation en eau potable. Leur spécificité est un faible volume de prélèvement. Les captages en eaux superficielles (fleuves, rivières, canaux, lacs, barrages) sont peu nombreux (4 %), mais représentent un peu plus du tiers des volumes prélevés.

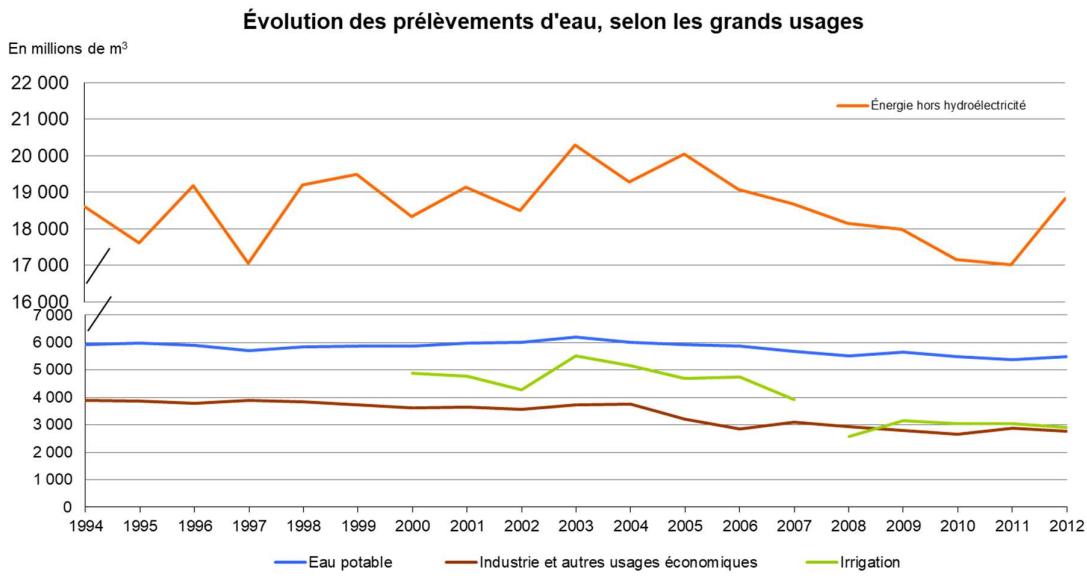


Figure 44 : Evolution des prélevements d'eau selon grands usages.

Répartition des captages utilisés pour la production d'eau potable en 2012

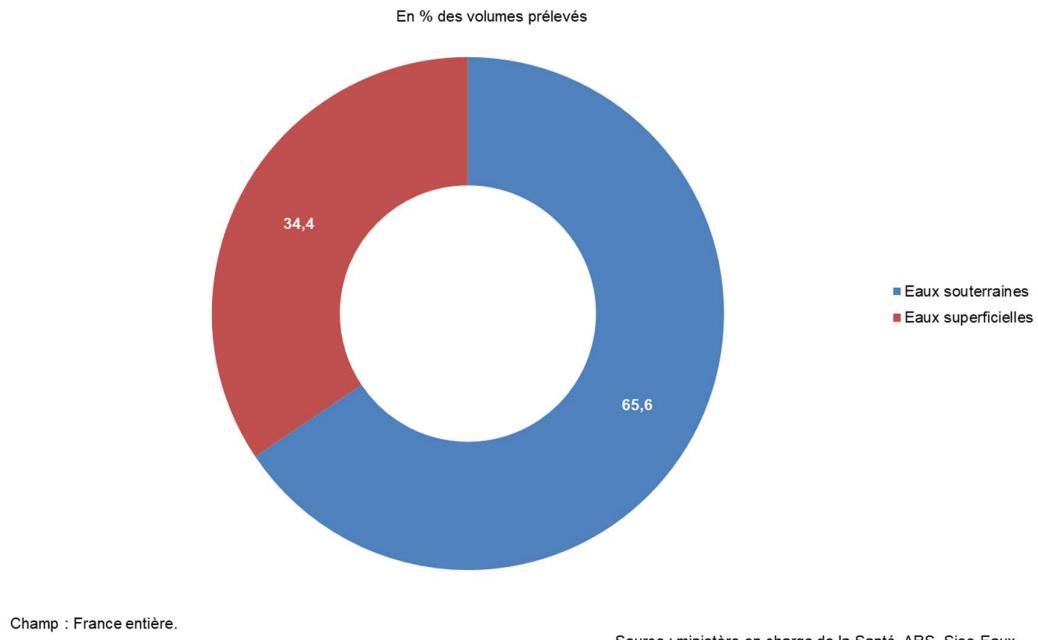


Figure 45 : Répartition des captages d'eau potable en France.

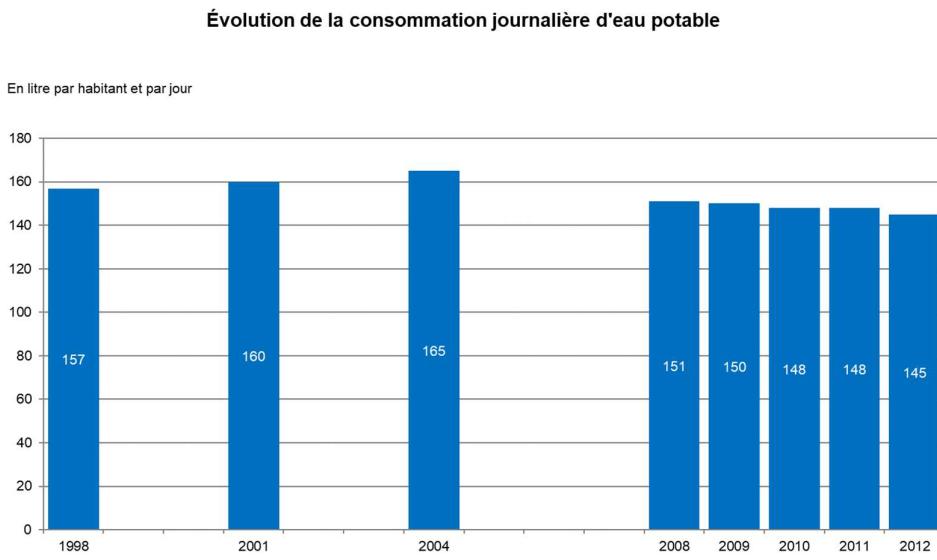


Figure 46 : Evolution de la consommation journalière d'eau potable.

Concernant la consommation d'eau potable en France, en 2012, 3,7 milliards de m³ d'eau potable sont facturés pour les usages domestiques. Cette consommation, outre la consommation des ménages, inclut également celle de l'ensemble des activités et services raccordés au réseau public de distribution d'eau potable. Les tendances de l'évolution de la consommation journalière d'eau potable sont présentées Figure 46. Cette consommation représente en moyenne 145 litres par jour et par habitant en 2012, contre 165 litres en 2004, valeur maximale calculée depuis 1998. Il s'agit, après une hausse entre 1998 et 2004, d'une inversion de tendance observée dans toutes les régions. Il est cependant à noter que le niveau de consommation fluctue en fonction du climat, de la part de l'habitat individuel dans l'ensemble du parc de logements, de la présence ou non de piscines et de jardins et de l'activité touristique. Ainsi, en 2012, la consommation varie de 109 litres par jour et par habitant permanent en Nord – Pas-de-Calais à 193 litres en Corse.

Cette eau initialement potable est, après son usage, rejetée dans le cycle urbain de l'eau dans lequel elle est considérée comme étant une eau usée.

3. Les eaux usées

Avant de retourner dans le milieu naturel et dans l'idée de proposer un environnement durable pour tous, ces eaux usées vont être traitées. La préservation de l'ensemble des milieux aquatiques, qui doivent rester dépourvus de pollution, est au centre de la problématique. Les études de terrain que nous avons réalisées ont essentiellement porté sur la caractérisation des eaux usées plus particulièrement l'estimation de leur charge en matières en suspension (MES), dont nous reparlerons un peu plus loin.

Chaque type d'eau usée possède des caractéristiques propres liées à son origine. Ainsi des différences importantes portent sur la composition chimique, physico-chimique et biologique

sont observées. Néanmoins, les eaux usées sont généralement divisées en trois classes : domestiques, industrielles et pluviales.

- Selon la Directive Européenne de 1991 (91/271/CEE), les **eaux ménagères** usées sont des eaux usées provenant d'établissements et de services résidentiels, essentiellement résultantes du métabolisme humain et des activités ménagères. Elles sont porteuses de pollution organique et sont généralement chargées de détergents, de graisses, de solvants, de débris organiques, de diverses matières organiques azotées et de micro-organismes fécaux.
- Les **eaux industrielles** usées représentent la somme de toutes les eaux usées provenant de locaux utilisés à des fins commerciales ou industrielles, autres que les eaux ménagères usées et les eaux de ruissellement. Leurs caractéristiques varient d'une industrie à l'autre. En plus des matières organiques, azotées ou phosphorées, elles peuvent également contenir des produits toxiques, des solvants, des métaux lourds, des micropolluants organiques ainsi que des hydrocarbures.
- Enfin, les **eaux pluviales** peuvent aussi constituer une cause de pollution importante des cours d'eau, notamment pendant les périodes de pluies intenses. L'eau de pluie se charge d'impuretés au contact de l'air (fumées industrielles), puis, en ruisselant, des résidus déposés sur les toits et les chaussées des villes. En cas de fortes précipitations, les contraintes de préservation des installations d'épuration peuvent imposer un déversement de ce mélange très pollué dans le milieu naturel.

Toujours selon cette directive, les ERU (Eaux Résiduaires Urbaines) sont des eaux ménagères usées ou le mélange d'eaux ménagères usées avec des eaux industrielles et/ou des eaux de ruissellement.

4. Qualité de l'eau : paramètres d'intérêt

Comme nous l'avons déjà évoqué précédemment, les eaux usées urbaines sont caractérisées par une composition physico-chimique extrêmement variable.

La quantification individuelle de chaque type de composants ou polluants étant impossible, des paramètres spécifiques ont été définis pour évaluer globalement les différents types de pollution. Ces paramètres ou indicateurs sont basés sur des réactions chimiques, biochimiques et biologiques qui ont lieu au niveau de ces eaux usées urbaines. La plupart des paramètres usuels caractéristiques de la composition des eaux usées urbaines sont discutés ci-après (Atinkpahoun, 2018).

4.1. Paramètres physico-chimiques

La température : elle a une influence sur les équilibres chimiques et les vitesses de réaction aussi bien chimiques que biologiques. Les changements de température influencent également la vie aquatique. Par exemple, une température élevée (supérieure à 20 °C) favorise le développement des microorganismes dans les canalisations. Cependant, une température inférieure à 10 °C ralentit les réactions chimiques dans les différentes étapes des traitements des eaux. La valeur de ce paramètre est influencée par la température ambiante mais également par d'éventuels rejets d'eaux résiduaires chaudes. Des changements brusques de température de plus de 3° C s'avèrent souvent néfastes sur la vie aquatique.

Le pH : c'est l'un des paramètres les plus importants de la qualité de l'eau. Il joue sur les équilibres chimiques et biologiques. Sa valeur médiane 7 correspond à une solution neutre à

25°C. Le pH d'une eau naturelle peut varier de 4 à 10 en fonction de la nature acide ou basique des terrains traversés. Des pH faibles (eaux acides) augmentent notamment le risque de présence de métaux sous une forme ionique plus toxique. A contrario, des pH élevés augmentent les concentrations d'ammoniac, toxique pour les poissons.

Le potentiel d'oxydo-réduction ou potentiel redox : il renseigne sur l'état des eaux usées par rapport à la présence d'oxygène (aérobie, anoxie, anaérobie) et leur degré de septicité. Un potentiel négatif caractérise un milieu réducteur et un potentiel supérieur à 300 mV révèle un milieu oxydant anormal. La septicité de l'effluent conduit à la formation de sulfures et provoque le dégagement d'hydrogène sulfuré. Dans une eau bien oxygénée, les conditions d'oxydation dominent. Quand les concentrations d'oxygène diminuent, le milieu devient plus réducteur ce qui se traduit par une réduction du potentiel redox. Dans les eaux naturelles, des comparaisons relatives de l'évolution du potentiel redox peuvent être utiles pour suivre le changement du système aquatique.

La conductivité électrique : elle permet d'évaluer rapidement mais très approximativement la minéralisation globale de l'eau et d'en suivre l'évolution. Elle dépend fortement de la température de l'eau. La plupart des sels minéraux en solution sont de bons conducteurs, les composés organiques sont de mauvais conducteurs. La conductivité d'une eau naturelle est comprise entre 50 et 1500 µS/cm. L'estimation de la quantité totale de matières dissoutes peut être obtenue par la multiplication de la valeur de la conductivité par un facteur empirique dépendant de la nature des sels dissous et de la température de l'eau. La connaissance du contenu en sels dissous est importante dans la mesure où chaque organisme aquatique a des exigences propres en ce qui concerne ce paramètre. Les espèces aquatiques ne supportent généralement pas des variations importantes en sels dissous qui peuvent être observées par exemple en cas de déversements d'eaux usées.

L'oxygène dissous (OD) : Les concentrations en oxygène dissous constituent, avec les valeurs de pH, l'un des plus importants paramètres de qualité des eaux pour la vie aquatique. L'oxygène dissous dans les eaux de surface provient essentiellement de l'atmosphère et de l'activité photosynthétique des algues et des plantes aquatiques. La concentration en oxygène dissous varie de manière journalière et saisonnière car elle dépend de nombreux facteurs tels que la pression partielle en oxygène de l'atmosphère, la température de l'eau, la salinité, la pénétration de la lumière, l'agitation de l'eau et la disponibilité en nutriments. Cette concentration en oxygène dissous est également fonction de la vitesse d'appauvrissement du milieu en oxygène par l'activité des organismes aquatiques et les processus d'oxydation et de décomposition de la matière organique présente dans l'eau. Globalement, plus la concentration en oxygène dissous (OD) est proche de la saturation, plus l'aptitude de la rivière à absorber la pollution est grande :

- une valeur inférieure à 1 mg d'O₂ par litre indique un état proche de l'anaérobie. Cet état se produit lorsque les processus d'oxydation des déchets minéraux, de la matière organique et des nutriments consomment plus d'oxygène que celui disponible. Une faible teneur en oxygène dissous provoque une augmentation de la solubilité des éléments toxiques qui se libèrent des sédiments.
- une valeur de 1 à 2 mg d'O₂ par litre indique une rivière fortement polluée mais de manière réversible ;
- une teneur de 4 à 6 mg d'O₂ par litre caractérise une eau de bonne qualité ;

Des teneurs supérieures à la teneur naturelle de saturation en oxygène indiquent une eutrophisation du milieu se traduisant par une activité photosynthétique intense. Les espèces de poissons sensibles peuvent être perturbées par une teneur en oxygène inférieure à 4 mg/l.

Les Matières En Suspension (MES) : Les contaminants particulaires sont des mélanges complexes de plusieurs constituants, avec des tailles variant de 0.001 à 100 µm ((Levine, Tchobanoglous, & Asano, 1991). A titre d'exemple, la figure ci-dessous correspond à un cliché d'une ERU réelle : on constate une grande diversité des matières que l'on voit flotter dans le milieu.

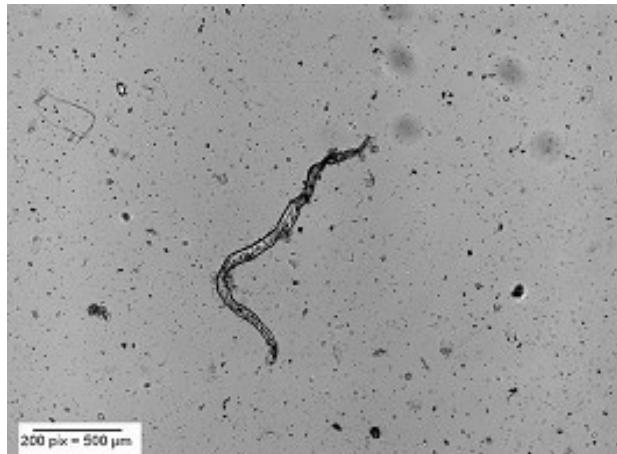


Figure 47 : Photographie d'un échantillon d'eau usée (Pallarès, François, Pons, & Schmitt, 2011).

Les matières en suspensions sont exprimées en mg/l. Elles renseignent sur les éléments particulaires (minéraux ou organiques) contenus dans l'eau. La quantité de matières en suspension varie notamment selon les saisons et le régime d'écoulement des eaux. Ces matières affectent la transparence de l'eau et peuvent diminuer la pénétration de la lumière et, par suite, la photosynthèse. Elles peuvent également gêner la respiration des poissons. Par ailleurs, les matières en suspension peuvent accumuler des quantités élevées de matières toxiques (métaux, pesticides, huiles minérales, hydrocarbures aromatiques polycycliques...). Elles adsorbent en moyenne à 90%, la majorité des toxiques tant minéraux qu'organiques (Vigalenès, 2010).

Historiquement, quatre gammes ont été utilisées pour décrire les contaminants des eaux usées, d'après des séparations réalisées par différentes techniques de fractionnement (Levine, Tchobanoglous, & Asano, 1991). Les définitions opérationnelles des catégories de la gamme des contaminants sont :

- Soluble (< 0.001 µm) ;
- Colloïdal (0.001 – 1 µm) ;
- Supracolloïdal (1 – 100 µm)
- Particulaire (> 100 µm).

La Figure 48 donne les dimensions des particules pour les principaux constituants organiques d'une eau usée domestique générale (Dégrémont S.A., 2005). La plupart des bactéries et protozoaires trouvés dans l'eau et dans les eaux usées ne dépassent pas 0,5 et 10 µm (Santos, Prados, Vidal, Moruzzi, & Campos, 2004). Selon Kobler (Kobler & Boller, 1997), la turbidité et la concentration en MES sont des mesures qui s'appliquent, principalement, aux particules de taille plus grande que 10 mm, puisque celles-ci donnent la contribution la plus importante pour la masse et le volume total des matières présentes dans les eaux usées.

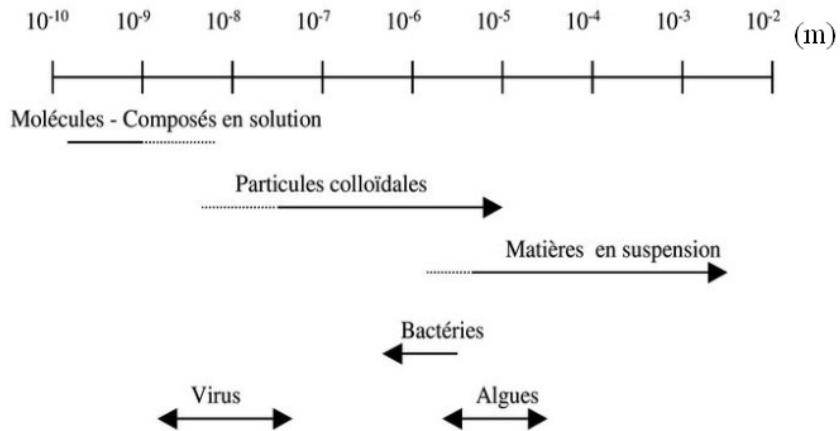


Figure 48 : Répartition des tailles des matières en suspension présentes dans les eaux naturelles.

5.1. Charge en matières organiques

Deux indicateurs permettant d'évaluer la quantité en matière organique présente dans l'eau sont généralement utilisées : la demande biochimique en oxygène (DBO) et la demande chimique en oxygène (DCO). Ces deux méthodes se basent sur la différence entre la teneur en oxygène dissous initiale et la teneur en oxygène dissous finale après oxydation de la matière organique présente dans un échantillon d'eau.

La Demande Biochimique en Oxygène (DBO) : représente la quantité d'oxygène utilisée par les bactéries pour décomposer partiellement ou pour oxyder totalement les matières biochimiques oxydables présentes dans l'eau et qui constituent leur source de carbone (graisses, hydrates de carbone, tensioactifs, etc.). Ce prélèvement d'oxygène se fait au détriment des autres organismes vivants du milieu aquatique. En ce qui concerne les eaux domestiques, environ 70% des composés organiques sont généralement dégradés après 5 jours et la dégradation est pratiquement complète au bout de 20 jours. L'indicateur utilisé est généralement la DBO₅ qui correspond à la quantité d'oxygène (exprimée en mg O₂/l) nécessaire aux microorganismes décomposeurs pour dégrader et minéraliser en 5 jours la matière organique présente dans un litre d'eau polluée. Plus la DBO₅ est élevée, plus la quantité de matières organiques présentes dans l'échantillon est élevée. Ce paramètre utilisé pour évaluer la charge organique des eaux résiduaires, permet entre autres paramètres de dimensionner les ouvrages d'épuration et mesurer leur performance.

La Demande Chimique en Oxygène (DCO) : correspond à la quantité d'oxygène nécessaire pour la dégradation par voie chimique, effectuée à l'aide d'un oxydant puissant, des composés organiques présents dans l'eau. Elle permet de mesurer la teneur en matières organiques totales (à l'exception de quelques composés qui ne sont pas dégradés), y compris celles qui ne sont pas dégradables par les bactéries. Il s'agit donc d'un paramètre important permettant de caractériser la pollution globale d'une eau par des composés organiques. La différence entre la DCO et la DBO est due aux substances qui ne peuvent pas être décomposées biologiquement. Elle s'exprime en mg O₂/L.

L'indice de biodégradabilité : s'avère également très utile pour le suivi de l'efficacité de traitements biologiques. Dans le cas où une eau résiduaire urbaine contient une majorité de

composés organiques biodégradables le rapport est compris entre 1,5 et 2,5. Plus l'indice se rapproche de 1, plus il indique la biodégradabilité d'un rejet d'eaux usées. Le rapport entre la DBO5 et la DCO constitue une mesure indicative de la « dégradabilité » biochimique des composés présents dans l'eau. Le rapport DCO/DBO5 évolue d'environ 2,5 (eau résiduaire récemment déversée) à 10-20 après décomposition totale (Lise 2004). Dans ce dernier cas, on parle d'une eau bien minéralisée. Cependant, lorsque des composés toxiques sont présents, l'activité biologique est ralentie et, de ce fait, la quantité d'oxygène consommée après 5 jours est moindre. Ceci se traduit également par un rapport DCO/DBO élevé.

La Matière Oxydable (MO) : ce paramètre permet également une évaluation globale de la pollution organique de l'eau. Sa détermination se fait par une moyenne pondérée de la DCO et de la DBO5 de la façon suivante : $MO = (2DBO5+DCO) / 3$. Il est très utile pour évaluer la charge polluante des établissements industriels afin d'étudier leur possibilité de raccordement au réseau d'assainissement communal.

Le Carbone Organique Total (COT) : ce paramètre permet de déterminer aussi la quantité de matières organiques (naturels ou de synthèse) présentes dans l'eau. Suivant que l'eau a été préalablement filtrée ou non, on mesure le Carbone Organique Dissous (COD) ou le Carbone Organique Total. Cette mesure ne donne aucune indication sur les composés organiques présents dans l'eau. Elle peut faciliter l'estimation de la demande en oxygène des rejets.

5.2. Substances eutrophisantes

Des éléments tels que l'azote (N) et le phosphore (P) constituent des éléments nutritifs (nutriments) indispensables aux végétaux. Les composés qui en contiennent comme les phosphates et les nitrates constituent dès lors des matières nutritives de choix pour les végétaux. Cependant, des concentrations de nitrates et de phosphates trop importantes induisent le phénomène d'eutrophisation qui correspond à un étouffement de la vie aquatique.

Ces substances sont normalement générées par la minéralisation de la matière organique. Toutefois, lorsqu'elles sont présentes en trop grande quantité, suite par exemple à des rejets industriels intempestifs, elles favorisent la prolifération d'algues et de micro-organismes photosynthétiques qui réduisent la pénétration de la lumière dans les couches d'eaux profondes. Si ces algues et microorganismes photosynthétiques produisent de l'oxygène le jour, ils en consomment la nuit et ces variations en concentration d'oxygène peuvent être fatales aux poissons. Par ailleurs, la décomposition des algues mortes induit également une consommation d'oxygène. Lorsque l'eau est trop peu oxygénée, les conditions d'anaérobiose risquent également de se traduire par une accumulation de composés ammoniaqués et de nitrites susceptibles d'intoxiquer la faune et la flore.

Les concentrations en nitrites (NO_2^-), nitrates (NO_3^-), ammoniac (NH_3) et ammonium (NH_4^+), phosphates (PO_4^{3-}), azote (N) et phosphore (P) sont dès lors des paramètres importants pour le suivi de la qualité des eaux de surface.

L'azote : présent dans les eaux résiduaires peut avoir un caractère organique ou minéral. L'azote organique est principalement constitué des composés tels que les protéines, les polypeptides, les acides aminés, l'urée. Ils sont le plus souvent retrouvés à de très faibles concentrations. L'azote minéral se présente sous la forme d'ammonium (NH_4^+), de nitrates (NO_3^-) et de nitrites (NO_2^-).

L'ammonium (NH_4^+) encore appelé azote ammoniacal forme un équilibre acido-basique avec l'ammoniac NH_3 (forme non dissociée dans l'eau). L'azote ammoniacal constitue la majeure partie de l'azote total ou global des eaux résiduaires domestiques. Ainsi, l'azote total est la somme de l'azote organique et de l'azote minéral. L'ensemble de l'azote ammoniacal et de l'azote organique (formes réduites de l'azote) constitue l'azote Kjeldahl (NTK). L'azote ammoniacal traduit un processus de dégradation incomplète de la matière organique. En milieu oxydant, il se transforme en nitrites puis en nitrates induisant une consommation d'oxygène. Il est le principal indicateur de la pollution d'origine humaine. Les eaux naturelles non polluées contiennent généralement peu de nitrates. Les nitrates présents dans l'eau peuvent provenir de sources soit indirectes soit directes.

Le phosphore : dans les eaux usées, il peut se rencontrer sous forme de sels minéraux (ortho-phosphates et poly-phosphates) et sous forme de composés organiques. Les phosphates interviennent dans la composition de nombreux détergents. Ils doivent être dégradés et hydrolysés par les bactéries en ortho-phosphates pour être assimilables par les autres organismes aquatiques. Le contenu en phosphore total reprend non seulement les ortho-phosphates mais également les poly-phosphates (détergents, rejets industriels) et les phosphates organiques. L'eutrophisation peut déjà se manifester à des concentrations relativement basses en phosphates (50 µg P/l). Dans les eaux usées, la part des rejets humains ne représente que 30 à 50% du phosphore total ; le reste provient des produits de nettoyage (Rodier, Legube, & Merlet, L'analyse de l'eau. Contrôle et interprétation, 2016). La fraction minérale est issue des produits lessiviels et la fraction organique est d'origine humaine provenant des composés de type phosphoprotéines, phospholipides, nucléoprotéines, etc., présents dans toutes matières organiques. La détermination du phosphore permet de juger des conditions de traitement biologique des effluents et des risques liés à l'eutrophisation des eaux réceptrices car le phosphore joue un rôle important dans le développement des algues. Les paramètres caractéristiques du phosphore sont : les phosphates (PO_4^{3-}) dosés directement sur l'échantillon total ou sur la phase soluble ; les poly-phosphates dosés après hydrolyse en milieu acide ; le phosphore total est déterminé après une minéralisation de l'échantillon pour libérer le phosphore associé à la matière organique ; le phosphore organique est obtenu par différence entre le phosphore total et la somme du phosphore des ortho-phosphates et des poly-phosphates.

5.3. Les moyens de surveillance

Différentes techniques de mesure existent pour la plupart des paramètres mentionnés. On peut constater dans le Tableau 12 (Le, 2013) que la caractérisation de la plupart des paramètres réside sur l'utilisation de réactions chimiques généralement effectuées sur des échantillons prélevés sur le terrain puis analysés en laboratoire.

En termes de méthodes alternatives, on peut remarquer que de plusieurs d'entre-elles résident sur l'utilisation de spectrophotométrie. Cette technique peut être déployée en technique de mesure en continu. Elle a des capacités de collecte de données plus fréquents et surtout beaucoup moins coûteux que la méthode traditionnelle par prélèvement. Les mesures en continu réduisent considérablement la nécessité de prélever des échantillons, bien qu'elle soit nécessaire pour l'étalonnage initial et sa vérification, car tous les instruments de mesure en continu vont exiger un étalonnage périodique.

L'absorbance : Lorsqu'une lumière d'intensité (I_0) passe à travers une solution, une partie de celle-ci est absorbée par le(s) soluté(s). L'intensité I de la lumière transmise est donc inférieure à I_0 . On définit l'absorbance A de la solution comme :

$$A = \log\left(\frac{I}{I_0}\right) \quad \text{Eq. A.1. 1}$$

L'absorbance est d'autant plus grande que l'intensité transmise est faible. La relation de Beer-Lambert décrit que, à une longueur d'onde (λ) donnée, l'absorbance d'une solution est proportionnelle à la concentration des espèces de la solution et à la longueur du trajet optique (distance sur laquelle la lumière traverse la solution). Ainsi, pour une solution contenant une seule espèce absorbante :

$$A(\lambda) = \varepsilon(\lambda) l C \quad \text{Eq. A.1. 2}$$

où $\varepsilon(\lambda)$ (en l/mol/cm) est le coefficient d'extinction molaire de l'espèce absorbante en solution à cette longueur d'onde λ , C (en mol/l) est la concentration de l'espèce absorbante, l (en cm) est la longueur du trajet optique.

L'absorbance mesurée pour une longueur d'onde donnée correspond à la somme des absorbances de chaque groupe. Cette propriété d'additivité très importante est exploitée dans la plupart des appareils de mesure et permet en particulier pour le dosage de composés présents dans les effluents. Ainsi, pour une solution contenant plusieurs espèces absorbantes, l'absorbance de la solution est la somme des absorbances respective de chaque espèce.

Tableau 12 : Normes françaises des techniques d'observation [(Pouet, Muret, Touraud, Vaillant, & Thomas, 1999) ; (Vaillant, Pouet, & Thomas, 1999) ; (Thomas, Métrologie des eaux résiduaires, 1995) ; (Thomas, Theraulaz, Agnel, & Suryani, 1995) ; (Roig, Gonzales, & Thomas, Measurement of dissolved total nitrogen in wastewater by UV photooxidation with peroxodisulphate, 1999) ; (Roig, Gonzales, & Thomas, Simple UV/UV-visible method for nitrogen and phosphorus measurement in wastewater, 1999) ; (Pouly, Touraud, Buisson, & Thomas, 1999) ; (Touraud, Crone, & Thomas, 1998) ; (Crone, 2000)].

	Paramètres	Méthodes normalisées	Méthodes alternatives
Paramètres organoleptiques	Couleur	NF-T 90.034, colorimétrie	Disque coloré
	Odeur-saveur	NF-T 90.035, analyse sensorielle	-
Paramètres physico chimiques	Température	NF-T 90, thermomètre à mercure	Thermosonde
	pH	NF-T 90.006, indicateur coloré NF-T 90.008, électrode spécifique	-
	Conductivité	NF-T 90.031, conductimètre	-
	Potentiel redox	ASTM 1498-81, électrode spécifique	-
	Oxygène dissous	NF-T 90.106, électrode spécifique ou volumétrie	-
Pollution particulaire	Turbidité	NF-T 90.053, néphélosométrie	Disque de Secchi
	MES	NF-T 90.105, centrifugation/filtration, et gravimétrie	Spectrophotométrie UV, Déconvolution (Pouet et al 1999, Vaillant et al 1999)

Paramètres globaux de pollution organique	DCO	NF-T 90.101, oxydo-réduction	Spectrophotométrie UV, Déconvolution (Thomas 1995, Thomas et al 1995)
	COT	NF-T 90.102, oxydation, absorption IR	
	DBO	NF-T 90.103, électrode spécifique, oxydo-réduction	
	NTK	NF-T 90.110, minéralisation et alcalimétrie	Photo-oxydation UV/UV Déconvolution (Roig et al 1999a, Roig et al 1999b)
Paramètres spécifiques	Nitrates	NF-T 90.012, colorimétrie	Spectrophotométrie UV Déconvolution (Pouly et al 1999)
	Nitrites	NF-T 90.013, colorimétrie	
	Ammonium	NF-T 90.015, colorimétrie-alcalimétrie	
	Phosphore	NF-T 90.023, colorimétrie	
	Sulfates		Spectrophotométrie UV Déconvolution (Theraulaz et al 1996)
	Détergents	NF-T 90.039, extraction-colorimétrie	
	Hydrocarbures totaux	NF-T 90.114, extraction-absorption IR NF-T 90.202, flocculation-filtration, extraction-gravimétrie NF-T 90.203, extraction-absorption IR	Spectrophotométrie UV Rapport d'absorbances (Touraud et al 1999, Crone 2000)
	Phénols	NF-T 90.109, colorimétrie (Ind.phénol) NF-T 90.204, extraction-colorimétrie	

Pour des raisons historiques, la longueur d'onde la plus utilisée est 254 nm (raie de la lampe de mercure) pour la caractérisation de la matière organique dissoute. L'absorbance à cette longueur d'onde a été reliée à la demande chimique en oxygène (Mrkva, 1983), au carbone organique dissous ou encore le carbone organique dissous (Thomas, El Khorassania, Touraud, & Bitarb, 1999).

L'absorbance à 254 nm permet de calculer l'absorbance UV spécifique (SUVA en anglais ou Specific UV Absorbance), un indicateur de la présence de la fraction aromatique qui permet à son tour de calculer le taux d'aromaticité de la matière organique dissoute. La quantité des noyaux aromatiques dépend du type de matières organiques et de son origine. Les composés aromatiques sont généralement récalcitrants à la biodégradation. Pour une même quantité de COD, une diminution de l'absorbance UV à 254 nm résulte donc habituellement en une augmentation de la biodégradabilité de la matière organique (Bernier, 2015). Les composés organiques avec des valeurs élevées de SUVA ont une faible biodégradabilité en raison de la présence accrue de groupements aromatiques et d'autres configurations insaturées. Autrement dit, une augmentation du SUVA reflète une plus grande humification, aromaticité et hydrophobicité de la matière organique dissous, ce qui induit une biodégradabilité plus faible (Bernier, 2015).

Par ailleurs, les pentes spectrales ainsi que des rapports d'absorbance ont été reliés (de manière inverse) à la masse moléculaire de la matière organique dissoute. Il n'existe pas de corrélations précises néanmoins mais on peut établir des classements des matières organiques présentes selon leur masse moléculaire.

Enfin les nitrates-nitrites absorbent dans la zone UV (205-215 nm). Certains capteurs les mesurent directement. Pour éviter d'être gêné par la présence de matière organique, une manière élégante et efficace est de rechercher le maximum de la dérivée seconde du spectre vers 225 nm : ce maximum est linéairement corrélé à la concentration en nitrates (Pons, 2020).

On peut noter qu'il existe un spectromètre de terrain, immergéeable, le « spectrolyser » de la société s::can permettant des mesures de spectrométrie sur tous le domaine de longueur d'onde UV-Vis soit 190 à 750 nm.

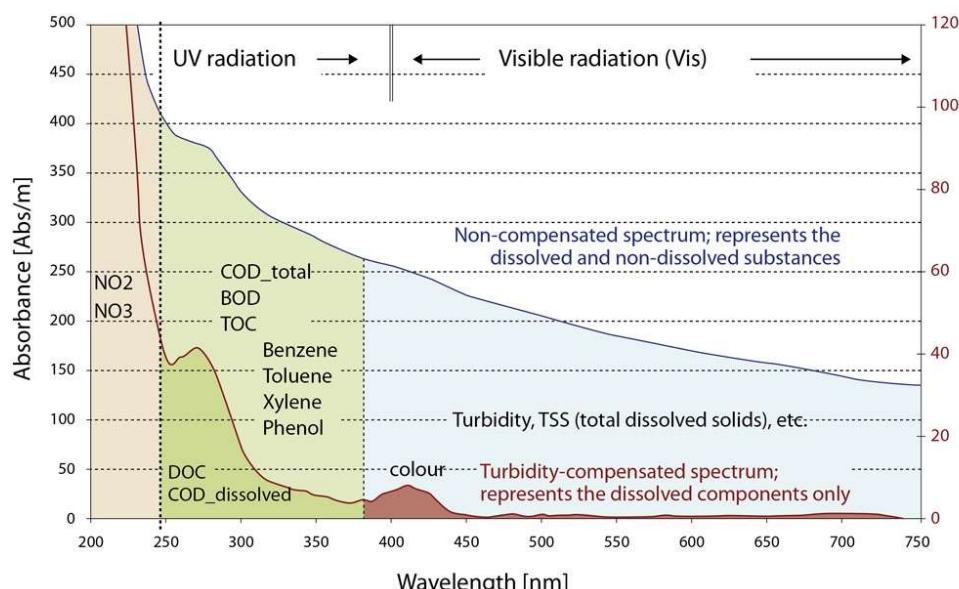


Figure 49 : Spectre d'absorption et applications. (S::CAN, 2020)

La fluorescence : La fluorescence est un phénomène physique particulier. Une molécule fluorescente (fluorophore ou fluorochrome) possède la propriété d'absorber de l'énergie lumineuse (lumière d'excitation) et de la restituer rapidement (< 1 ns) sous forme de lumière fluorescente (lumière d'émission) (Rodier, Legube, & Merlet, L'analyse de l'eau. Contrôle et interprétation, 2016). Les avantages des méthodes de fluorescence sont l'exploration d'un domaine spectral de balayage en excitation et en émission, et une plus grande sensibilité que les méthodes d'absorption UV-visible. La fluorimétrie permet une classification des matières organiques dissoutes contenues dans les eaux usées. Dans le mélange hétérogène complexe de la matière organique dissous des eaux, les protéines et les substances humiques sont principalement étudiées par fluorescence (Assaad, 2015). Ces fluorophores de la matière organique dissoute émettent à des longueurs d'onde d'excitation et d'émission spécifiques qui permet leur identification.

La spectroscopie de fluorescence permet d'obtenir deux principaux types de spectres :

- Les spectres d'émission qui consistent à fixer une longueur d'onde d'excitation et à effectuer un balayage de la longueur d'onde d'émission ; par exemple les spectres d'émission avec des excitations à 254 nm, 310 nm et 370 nm permettent de calculer des indices liés aux substances humiques.

- Les spectres d'excitation qui sont obtenus en fixant une longueur d'onde d'émission et en faisant varier la longueur d'onde d'excitation.

Les spectres de fluorescence synchrone ont été introduits plus récemment. Ils consistent à effectuer un balayage simultané des longueurs d'onde d'excitation et d'émission en gardant entre elles un écart ($\Delta\lambda$) constant. Ils permettent d'obtenir des spectres mieux structurés, c'est-à-dire avec des pics de fluorescence plus distincts, que les spectres classiques qui présentent de fortes superpositions des pics de fluorescence. Avec un écart $\Delta\lambda = 50$ nm maintenu entre excitation et émission, on peut "voir" vers l'UV les fluorophores liés à des protéines (tryptophane via son groupement indole, tyrosine) et à plus hautes longueurs les substances humiques (excitation vers 310 - 370 nm). La fluorescence de type protéine peut être liée à la présence d'eaux résiduaires domestiques plus ou moins traitées mais aussi à des phénomènes biologiques dans les cours d'eau.

Pour la fluorescence, il n'existe pas de fluorimètre utilisable en ligne ou in-situ pour obtenir des spectres ou des matrices excitation-émission. Cependant, beaucoup de travaux dans ce domaine sont réalisés avec des appareils de laboratoire. En particulier les matrices excitation-émission sont très étudiées par la méthode PARAFAC (Zhuang, Chen, Cheng, & Yang, 2021).

Il existe néanmoins des sondes de fluorescence avec des couples excitation-émission figés, qui peuvent être utilisées directement sur le terrain. Dans ce cadre il y a des couples qui permettent de voir les fluorophores liés au phytoplancton comme les blooms algaux (Khan, et al., 2019).

Suivi des matières en suspension : En particulier en réseaux d'assainissement, la forte variation de la nature et du débit des matières en suspension rend la mesure de leurs concentrations très difficile. Etant donné que le suivi des matières en suspension est au cœur de cet ouvrage, nous allons ici détailler les différentes techniques usitées.

Au cours des 30 dernières années, l'évaluation en continu des concentrations des matières en suspension se sont basées sur la turbidité, l'acoustique, le laser, et la mesure de différence de pressions et ont progressé rapidement (Rai & Kumar, 2015). Pour mesurer en continu la concentration et la répartition granulométrique des particules, ces techniques utilisent des propriétés physiques comme la diffusion de la lumière, la transmission de la lumière, la diffraction laser, l'atténuation acoustique et/ou sa rétrodiffusion, la conductivité ou encore la densité.

Le point commun de ces méthodes est que, quel que soit le principe de mesure considérée, la mesure des propriétés des solides en suspension reste indirecte. Gray et Gartner (Gray & Gartner, Technological advances in suspended sediment monitoring, 2009), (Gray & Garner, Overview of selected surrogate technologies for high temporal resolution suspended sediment monitoring, 2010) les ont par conséquent référencés comme étant des technologies de substitution. Nous allons dans cette description nous limiter aux méthodes les plus usitées.

Pour la mesure de turbidité optique, la transmission et la diffusion de la lumière par les particules en suspension dépendent de la zone géographique où la mesure est effectuée, de la présence de bulles, de la couleur, de la taille, de la forme et de l'indice de réfraction des

particules en suspension. La mesure de turbidité est très sensible aux variations de taille des matières en suspension. En raison de cette dépendance, la mesure optique doit être calibrée régulièrement à partir d'échantillons prélevés sur le terrain. Par ailleurs, un turbidimètre est un élément intrusif et effectue une mesure ponctuelle, qui peut ne pas être représentative de la répartition des concentrations en particules dans le volume d'étude en entier. Enfin, une limitation majeure de la mesure optique continue est le risque d'encrassement biologique qui tend à modifier la sortie de la courbe d'étalonnage (Gray & Garner, Overview of selected surrogate technologies for high temporal resolution suspended sediment monitoring, 2010). Comme nous l'évoquerons encore par la suite, un dernier point est la difficulté de normalisation des mesures de turbidité, car même dans des conditions d'étalonnage identiques, les mesures de turbidité de différents fabricants ne sont pas comparables (Rymszewicz, et al., 2017).

Pour les instruments basés sur la technologie acoustique, un transducteur piézoélectrique envoie une impulsion sonore dans le milieu. Les particules présentes dans le milieu vont diffuser l'onde en renvoyant une partie de l'énergie de l'impulsion vers l'arrière. Cette énergie rétrodiffusée est généralement détectée par le même transducteur, agissant dans un deuxième temps comme un récepteur. La force de l'écho reçu constitue une mesure de la concentration de matières en suspension (Thorne & Hurther, An overview on the use of backscattered sound for measuring suspended particle size and concentration profiles in non-cohesive inorganic sediment transport studies, 2014). La complexité fondamentale de la rétrodiffusion acoustique (partagé également par le radar) est que l'intensité de l'écho rétrodiffusé dépend de deux paramètres : la taille des particules cibles et leur concentration. Ainsi, deux inconnues déterminent un paramètre mesuré : l'intensité rétrodiffusée. Par conséquent, cette mesure unique ne permet pas de remonter mathématiquement aux deux inconnues, taille et concentration. C'est pour cette raison que des systèmes multi-fréquentiels ont été construits.

De nombreuses études publiées décrivent les aspects théoriques de la mesure en continu acoustique [(Thorne & Hanes, A review of acoustic measurement of smallscale processes, 2002) ; (Kuhnle & Wren, 2005) ; (Thorne P.D, 2008)] qui seront également détaillés dans la suite de ce manuscrit. Les instruments acoustiques ont l'avantage d'être peu intrusifs et moins sensibles à l'encrassement biologique que les instruments optiques. Un autre avantage est que la technologie acoustique permet de mesurer les propriétés des matières en suspension sur une coupe transversale. L'approche acoustique présente toutefois les limites suivantes : les algorithmes de conversion du signal de rétrodiffusion mesuré aux concentrations en matières en suspension sont complexes ; les algorithmes nécessitent une compensation pour les propriétés de l'eau ambiante et les caractéristiques de l'instrument [Thorne et Hanes, 2008 ; (Moate & Thorne, 2012)]. Par conséquent, des mesures auxiliaires, comme la température, la salinité, etc. sont nécessaires. Il est difficile de différencier une variation de concentration d'une variation granulométrique en utilisant un instrument acoustique à fréquence unique (Agrawal, Mikkelsen, & Pottsmith, Sediment monitoring technology for turbine erosion and reservoir siltation applications, 2011). Il est également à noter que la réponse d'intensité de rétrodiffusion de l'acoustique est non linéaire lorsque les concentrations en matières en suspension sont trop importantes (Thorne & Hanes, A review of acoustic measurement of smallscale processes, 2002). Les erreurs dans la mesure de concentrations de matières en suspension à l'aide d'instruments acoustiques augmentent avec les variations de la répartition granulométrique. Par conséquent, la méthode acoustique convient à la mesure dans une plage de tailles limitée en raison de sa dépendance à la taille des particules. On peut noter que

l'approche acoustique semble inappropriée pour des particules inférieures à 10 µm (Costa, Storti, Lüscher, Gruber, & Staubli, 2012).

Une dernière méthode d'évaluation de la concentration en MES que nous détaillerons ici est la diffraction laser. Il s'agit d'un type de mesure fondamentalement différent à rapprocher du fonctionnement d'un granulomètre. Contrairement à un instrument optique classique, qui mesure la lumière diffusée par les particules sur un certain volume, et également contrairement à un transiomètre qui mesure l'atténuation d'un faisceau, la diffraction laser mesure la quantité de lumière diffractée par les particules sous plusieurs angles. Les angles d'observation sont petits, afin que la diffraction de la lumière autour des particules soit dominante dans le signal mesuré.

La mesure de diffraction laser est la mesure en continu la plus précise et la plus fiable pour mesurer à la fois la distribution granulométrique et la concentration des matières en suspension. La mesure de la répartition granulométrique est possible dans 32 classes de taille de particules en utilisant un instrument type LISST (Laser In-Situ Scattering and Transmissiometry). Dans les cas où la densité moyenne des particules est connue, la concentration massique des matières en suspension est obtenue à partir des données de volume (Agrawal, Mikkelsen, & Pottsmith, Sediment monitoring technology for turbine erosion and reservoir siltation applications, 2011). Ce type d'instrument est capable de mesurer la distribution granulométrique des matières en suspension, ainsi que la taille des particules mono-dimensionnées avec une précision d'environ 10% que ce soit sur le terrain ou en laboratoire (Traykovskia, Latter, & Irisha, 1999). Dans la gamme de tailles des particules rencontrées dans les milieux naturels, les mesures par diffraction laser ne conduisent pas à des inexactitudes dues à des changements de leur répartition granulométrique (Agrawal & Portsmith, Instruments for particle size and settling velocity observations in sediment transport, 2000). La mesure par diffraction laser a aussi l'avantage de ne pas nécessiter de d'étalonnage fréquent. Toutefois la technique d'inversion des mesures de diffraction laser limite la capacité du de ces instruments (Davies E. J., 2012). Effectivement, la matrice d'inversion basée sur la théorie de Mie n'est valable que pour une composition homogène particules sphériques d'indice de réfraction connu. Par exemple des mesures par LISST surestiment les concentrations pour les particules de mica d'un facteur 6 en raison des effets de forme extrêmes du mica, qui est présent en plaques (Felix, Albayrak, Abgottsporn, Boes, & Gruber, 2012). Agrawal et ses collaborateurs (Agrawal, Whitmire, Mikkelsen, & Pottsmith, 2008) ont déterminé empiriquement une formulation mathématique de la diffraction par des particules irrégulières : on a ainsi constaté que les particules de forme aléatoire sont estimées environ 20 à 40% plus grosses que lorsqu'elles sont tamisées. Ce type d'instrument est incapable de résoudre des pics étroits et de discriminer des particules de tailles similaires dans un échantillon mixte (Reynolds R.A., 2010). Le coût de LISST est toutefois bien plus élevé que celui des autres techniques de mesure en continu.

En termes de techniques de suivi en temps réel des matières en suspension, on peut également citer des mesures différentielles de pression qui ne s'appliquent pas pour de faibles concentrations (< 10 g/l), les mesures satellitaires de réflectance spectrale qui à partir de la proportion de radiation réfléchie par la surface de l'eau en déduisent la concentration en MES à travers des modèles empiriques et site spécifiques ou encore l'analyse en ligne d'images numériques de l'eau chargée pour en déduire distribution granulométrique, concentration et forme des particules.

5.4. La législation

Les paramètres des eaux usées cités précédemment sont surveillés dans les réseaux d'assainissement qui permettent de collecter les eaux usées et les eaux pluviales.

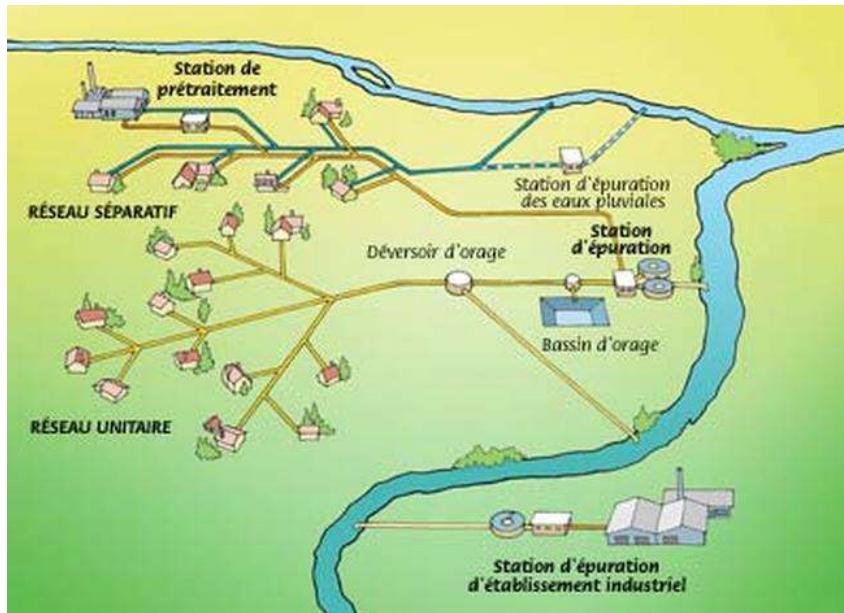


Figure 50 : Réseaux d'assainissement. (Réseaux d'assainissement, 2020)

Pour les réseaux d'assainissement collectif, illustrés Figure 50, il faut distinguer quatre types de réseaux :

- Le réseau unitaire

Communément appelé tout à l'égout, le réseau unitaire est composé d'une seule canalisation qui recueille les eaux usées et les eaux pluviales. Un réseau unitaire comporte généralement un déversoir d'orage mis en place à la sortie d'une zone d'assainissement et un bassin d'orage placé avant la station d'épuration. Le déversoir d'orage permet de rejeter une partie des effluents collectés directement dans le milieu naturel. Le bassin d'orage évite de saturer la station d'épuration.

- Le réseau séparatif

Un réseau séparatif dissocie les eaux usées et les eaux pluviales. Ces eaux sont alors collectées par deux systèmes distincts. Il présente l'avantage de traiter uniquement les eaux usées par la station d'épuration et ne pas la saturer en cas de fortes intempéries. Malgré ses avantages, ce réseau présente un risque polluant en milieu urbain. Les alluvions, ruisselant sur les chaussées, sont polluées par les gaz d'échappement et autres produits chimiques, et sont rejetées directement dans le milieu naturel sans aucune filtration. C'est le système le plus couramment mis en

oeuvre actuellement, tant dans l'extension des grandes agglomérations que dans les réseaux neufs créés dans les villes et villages.

- Le réseau mixte

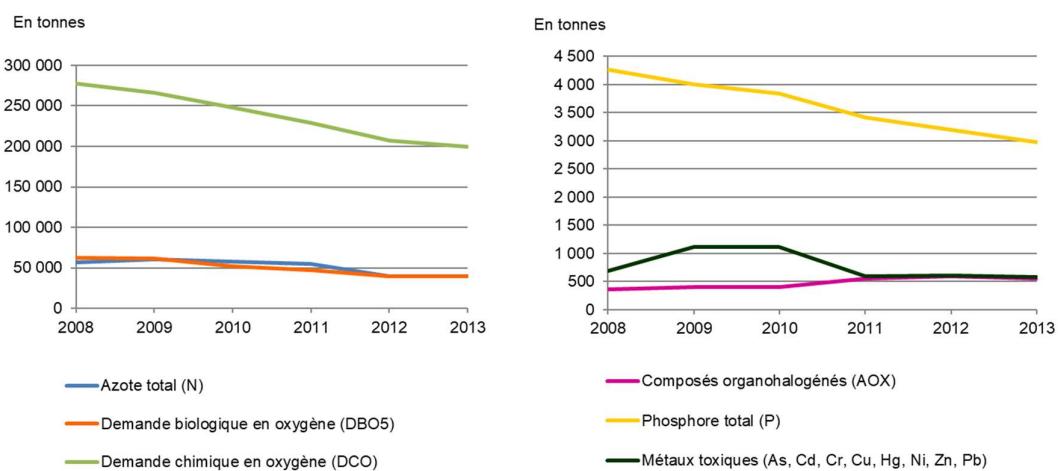
Un réseau mixte est composé de réseau unitaire et réseau séparatif. Une partie du réseau est unitaire (en générale la plus ancienne) et une partie en réseau séparatif. Il comporte des systèmes de vannes permettant de transférer une partie des eaux de pluies vers le réseau d'eaux usées (E.U.) pour y être traitées. Effectivement, les premières eaux de pluies contiennent un grand nombre de polluant (dépôts de fumées, hydrocarbures, poussières diverses) suite au lessivage des surfaces étanches (voirie, chaussées, etc.).

- Le traitement des Eaux Résiduelles Industrielles

Les Eaux Résiduelles Industrielles (E.R.I.) ne sont pas nécessairement rejetées dans le réseau collectif. Selon le type d'eaux résiduelles produite l'entreprise doit pré-traiter ses eaux avant de les déverser dans le réseau collectif.

Comme le montre , les activités industrielles et urbaines produisent des eaux résiduaires qui doivent, selon leurs caractéristiques, faire l'objet d'un traitement avant d'être rejetées dans le milieu naturel. En France, entre 2008 et 2013, les rejets de matières organiques (DCO, DBO5), d'azote et de phosphore diminuent significativement, grâce notamment à l'amélioration des dispositifs de traitement. En revanche, il ne se dégage pas de tendance pour les rejets de métaux toxiques et ceux des composés organohalogénés augmentent de 54 %. En France, l'industrie est responsable d'environ la moitié des rejets de polluants organiques (l'autre partie étant d'origine domestique) et de la quasi-totalité des rejets de métaux lourds.

Évolution des rejets des principaux polluants dans l'eau par l'industrie et les stations de traitement des eaux usées urbaines



Notes : sont comptabilisés les rejets dans les milieux aquatiques des installations soumises à la déclaration annuelle de polluants en France métropolitaine : industries, stations de traitement des eaux usées urbaines, hors rejets des installations nucléaires de base (INB); la déclaration erronée d'une station de traitement des eaux usées urbaines a été retirée; la demande chimique (DCO) ou biologique (DBO5) en oxygène représentent la quantité d'oxygène nécessaire pour oxyder les matières organiques ; ce sont des indicateurs des rejets de matières oxydables dans l'eau.

Source : Medde/DGPR, Irep, novembre 2014. Traitements : SOeS, 2015

Figure 51 : Sources de pollution.

Une fois collectées à travers le réseau d'assainissement collectif, le traitement de l'eau est effectué dans une station de traitement des eaux usées ou station d'épuration (Figure 52). L'eau usée y est débarrassée de ses matières organiques qui forment des boues, puis de ses polluants. Les traitements varient selon la nature des eaux usées et de la sensibilité à la pollution du milieu récepteur. Ils nécessitent des étapes successives faisant appel à des procédés physiques, chimiques, physico-chimiques et biologiques. L'eau obtenue à l'issue de ce processus est rejetée dans le milieu aquatique, et les boues sont évacuées vers différentes filières : utilisation agricole (épandage, compost) ou incinération.

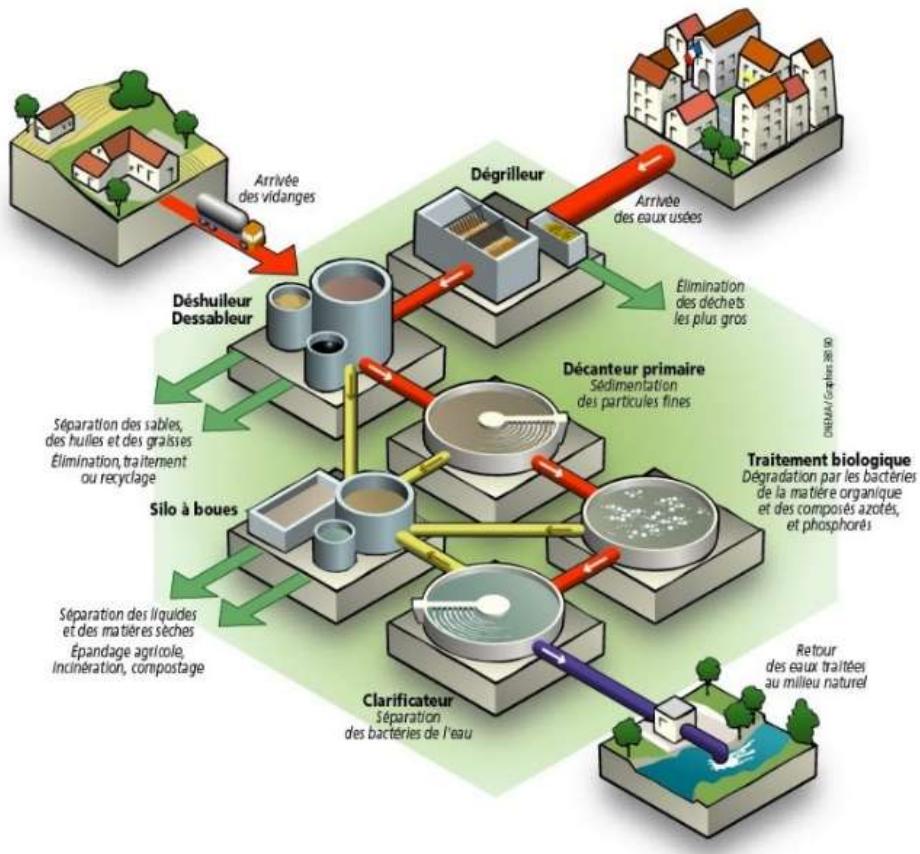


Figure 52 : Schéma de traitement des eaux usées. (Services , 2020)

Les rejets de nutriments dans les eaux de surface, notamment des composés d'azote et/ou de phosphore, favorisent le développement accéléré des algues et végétaux supérieurs, ce qui entraîne une perturbation indésirable de l'équilibre de l'écosystème aquatique (consommation de l'oxygène dissous – OD). Cette perturbation est appelée eutrophisation et elle cause une dégradation de la qualité de l'eau en question (Henze, Harremoes, La Cour Jansen, & Arvin, 2002). Face à ce problème, la parution de la Directive Européenne 91/271 « Eaux Résiduaires Urbaines » a renforcé les exigences réglementaires pour ces rejets dans le milieu naturel.

Cette directive concerne la collecte, le traitement et le rejet des eaux urbaines résiduaires ainsi que le traitement et le rejet des eaux usées de certains secteurs industriels. Elle se base sur la notion d'équivalent-habitant, E.H. En France, un E.H. correspond à 60 g de la DBO5, 135 g

de la demande chimique en oxygène, DCO, 15 g d'azote total Kjeldahl (NTK) et 4 g de phosphore total dans une quantité quotidienne moyenne de 120 litres d'eau usée.

Tableau 13 : Directive Européenne 91/271 – Cas général

Paramètres	Concentration	Pourcentage minimal de réduction (1)	Méthode de mesure de référence
Demande biochimique en oxygène (DBO5 à 20 °C) sans nitrification (2)	25 mg/l O ₂	70-90 aux termes de l'article 4 paragraphe 2	Echantillon homogénéisé, non filtré, non décanté. Détermination de l'oxygène dissous avant et après une incubation de 5 jours à 20 °C ± 1 °C, dans l'obscurité complète. Addition d'un inhibiteur de nitrification.
Demande chimique en oxygène (DCO)	125 mg/l O ₂	75	Echantillon homogénéisé, non filtré, non décanté. Bichromate de potassium.
Total des matières solides en suspension	35 mg/l (3) 35 aux termes de l'article 4 paragraphe 2 (plus de 10 000 EH) 60 aux termes de l'article 4 paragraphe 2 (de 2 000 à 10 000 EH)	90 (3) 90 aux termes de l'article 4 paragraphe 2 (plus de 10 000 EH) 70 aux termes de l'article 4 paragraphe 2 (de 2 000 à 10 000 EH)	- Filtration d'un échantillon représentatif sur une membrane de 0,45 µm, séchage à 105 °C et pesée. - Centrifugation d'un échantillon représentatif (pendant 5 minutes au moins, avec accélération moyenne de 2 800 à 3 200 g), séchage à 105 °C, pesée.
(1) Réduction par rapport aux valeurs à l'entrée. (2) Ce paramètre peut être remplacé par un autre : carbone organique total (COT) ou demande totale en oxygène (DTO), si une relation peut être établie entre la D B05 et le paramètre de substitution. (3) Cette exigence est facultative.			

Cette directive a défini des zones sensibles sujettes à l'eutrophisation, où il est nécessaire de maîtriser les rejets en concentration de l'azote et du phosphore. Le tableau suivant présente les prescriptions relatives aux rejets provenant des STEP d'épuration des eaux urbaines résiduaires (Tableau 14).

Tableau 14 : Directive Européenne 91/271 – Cas des STEP

Paramètres	Concentration	Pourcentage minimal de réduction (1)	Méthode de mesure de référence
Phosphore total	2 mg/l (EH compris entre 10 000 et 100 000) 1 mg/l (EH de plus de 100 000)	80	Spectrophotométrie par absorption moléculaire
Azote total (2)	15 mg/l (EH compris entre 10 000 et 100 000) (3) 10 mg/l (EH de plus de 100 000) (3)	70-80	Spectrophotométrie par absorption moléculaire

(1) Réduction par rapport aux valeurs à l'entrée.
(2) Azote total signifie le total de l'azote dosé selon la méthode de Kjeldahl (azote organique et ammoniacal), de l'azote contenu dans les nitrates et de l'azote contenu dans les nitrites.
(3) Ces valeurs de la concentration sont des moyennes annuelles, selon l'annexe I, point D 4 c). Toutefois, les exigences pour l'azote peuvent être vérifiées en utilisant des moyennes journalières quand il est prouvé, conformément à l'annexe I, point D 1, que le même niveau de la protection est obtenu. Dans ce cas, la moyenne journalière ne peut pas dépasser 20 mg/l d'azote total pour tous les échantillons, quand la température de l'effluent dans le réacteur biologique est supérieure ou égale à 12 °C. La condition concernant la température pourrait être remplacée par une limitation du temps de fonctionnement tenant compte des conditions climatiques régionales.

Annexe 2 : La turbidité

1. Interaction onde-matière	138
1.1. L'atténuation	138
1.2. La diffusion	138
Cas de la sphère rigide	139
2. La turbidité optique	140
2.1. Méthodes sans instrument	140
2.2. Les turbidimètres optiques	141
2.3. Expression de la turbidité optique	143
3. La turbidité acoustique	145
3.1. Les instruments acoustiques	145
3.2. Expression de la turbidité acoustique	145
Formulations empiriques	146
3.3. Approche de suspensions multimodales	148
3.4. Approche de suspensions monomodales	150
4. Comparaison des turbidités optique et acoustique	151

Nous avons fait une première description des mesures des matières en suspension dans le premier annexe, section 5.3. Dans cette deuxième annexe, nous allons exclusivement poser les bases théoriques relatives aux turbidités acoustiques et optiques.

La définition de base de la turbidité se réfère à la transparence de l'eau par rapport à la lumière. Cette définition a par la suite été élargie afin d'englober également la diminution de l'intensité du faisceau d'autres types d'onde que les ondes lumineuses. Ainsi, on est venu à parler de turbidité acoustique pour caractériser la perte d'intensité du faisceau acoustique traversant un volume d'eau chargée, directement liée aux phénomènes de diffusion et d'absorption de l'onde acoustique.

Comme évoqué précédemment, qu'elle soit optique ou acoustique, la turbidité dépend donc de la quantité de matières en suspension présente dans le milieu mais aussi du type (taille, forme, composition) de particules qui les composent. On peut donc déjà noter qu'il n'existe donc pas de relation fiable et universelle entre la turbidité, optique ou acoustique, et les concentrations de matières en suspension en milieu naturel.

1. Interaction onde-matière

1.1. L'atténuation

L'intensité d'une onde va progressivement diminuer en fonction de son éloignement par rapport à la source. Cette atténuation est principalement due à trois types de phénomènes :

- la divergence du faisceau.
- L'absorption qui est directement fonction des particules présentes dans le milieu, typiquement d'origine moléculaire par mécanisme visqueux, thermique ou intrinsèque.
- La diffusion qui est également fonction des particules rencontrées dans le milieu, en particulier de leur forme.

Les deux dernières contributions vont conduire à diminution de l'intensité de l'onde selon :

$$I = I_0 \exp[-c(\lambda)r] \quad \text{Eq. A.2. 1}$$

avec I intensité de faisceau atténué, I_0 intensité du faisceau émis, c coefficient d'atténuation et r distance par rapport à la source.

1.2. La diffusion

Le principal phénomène d'interaction entre une onde et une particule est la diffusion, c'est-à-dire la capacité d'une particule à dévier un rayonnement de sa trajectoire initiale avec ou sans perte d'énergie de l'onde incidente. La diffusion peut se faire dans toutes les directions, et peut également retourner dans la direction d'émission, c'est ce qu'on appelle la rétrodiffusion.

Lorsqu'une onde rencontre une particule, l'intensité de l'onde diffusée varie en fonction de certaines caractéristiques de la particule. Pour caractériser les phénomènes de diffusion, on peut utiliser le paramètre sans dimension x défini par :

$$x = ka = \frac{2\pi a}{\lambda} \quad \text{Eq. A.2. 2}$$

où a est le rayon de la particule, λ est la longueur d'onde du rayonnement utilisé.

Par conséquent x caractérise l'interaction de la particule avec l'onde incidente de telle sorte que :

- Les objets avec $x \gg 1$ agissent comme des formes géométriques, diffusant la lumière en fonction de leur aire projetée. On parle alors de comportement géométrique. La longueur d'onde est inférieure à la circonférence des particules et la section efficace de diffusion est directement liée à la géométrie de la particule. La moitié de la diffusion se propage vers l'avant et le reste se diffuse dans toutes les directions. Il s'agit de la diffusion de Mie.
- Au niveau intermédiaire $x \simeq 1$ de la diffusion de Mie, des effets d'interférence se développent à travers des variations de phase sur la surface de l'objet. À mesure que λ s'approche de $2\pi a$, la diffusion devient complexe et change rapidement avec la taille et la fréquence des sédiments (Urick, 1948). On peut ainsi montrer qu'il existe une

fréquence acoustique optimale pour une distribution granulométrique donnée (Thorne & Hurther, An overview on the use of backscattered sound for measuring suspended particle size and concentration profiles in non-cohesive inorganic sediment transport studies, 2014) .

- La diffusion de Rayleigh s'applique au cas où la particule de diffusion est très petite devant la longueur d'onde, $x \ll 1$, avec une taille de particule inférieure à 1/10 de longueur d'onde. La longueur d'onde est alors beaucoup plus grande que la circonférence des particules et donc la diffusion est considérée comme indépendante de la forme des particules. Dans ce cas, l'énergie diffusée est en partie réfléchie vers la source et les pertes par diffusion augmentent rapidement avec l'augmentation de la taille des sédiments.

Ces comportements sont illustrés Figure 53.

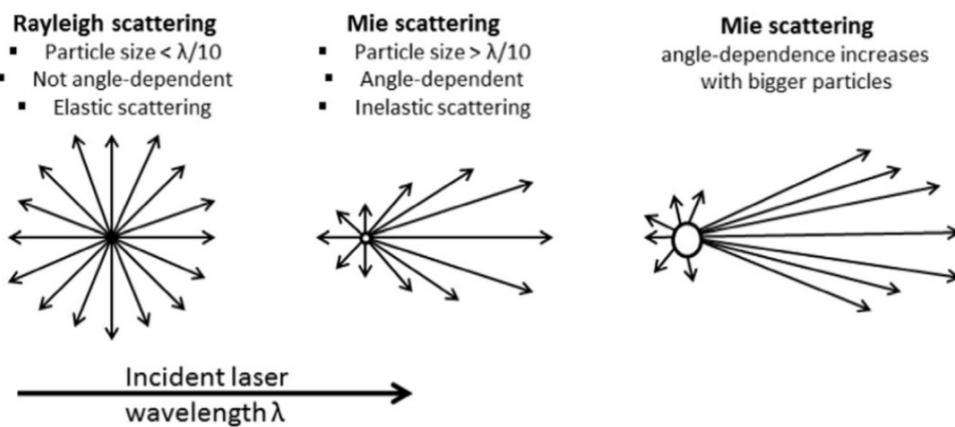


Figure 53 : Schémas de diffusion. (DLS and zeta potential – What they are and what they are not?, 2020)

Considérons uniquement la taille des particules et la longueur d'onde du rayonnement. Pour chaque association de ces paramètres, la particule possède un schéma de diffusion différent. L'intensité de la lumière diffusée dépendra de l'angle existant entre la direction de diffusion et celle de la radiation mesurée. La diffusion varie en fonction du rapport entre le rayon des particules et la longueur d'onde incidente. Plus ce rapport est faible, plus la rétrodiffusion sera importante. Plus ce rapport est élevé, plus la diffusion s'effectuera dans le même sens que la direction incidente de l'onde.

La diffusion correspond à la redirection d'une partie de l'onde incidente. C'est un phénomène dont l'expression analytique a été calculé pour des géométries simples telle la sphère rigide de rayon a .

Cas de la sphère rigide

Dans le cas de la diffusion par une sphère rigide de rayon a , on exprime l'intensité diffusée en fonction du facteur de forme :

Eq. A.2. 3

$$I_s(r, \theta) = \frac{a^2}{4r^2} I |f_\infty(x, \theta)|^2$$

avec l'expression du facteur de forme :

$$f_\infty(x, \theta) \approx \begin{cases} \frac{2}{3}(1 - 3\cos\theta)x^2 & x \ll 1 \\ \left[1 + \cot^2\left(\frac{\theta}{2}\right)J_1^2(x\sin\theta)\right]^{\frac{1}{2}} & x \gg 1 \end{cases}$$

$$J_1(z) = \frac{\sin z}{z} - \frac{\cos z}{z}$$

$$x = ka = \frac{2\pi a}{\lambda} z$$

En rétrodiffusion ces expressions se simplifient et deviennent :

$$f_\infty(x, \pi) \approx \begin{cases} \frac{8}{3}x^2 & x \ll 1 \\ 1 & x \gg 1 \end{cases}$$

Comme on peut le constater, hormis dans des géométries simples, les expressions de l'intensité diffusée sont compliquées. Nous allons par la suite détailler les aspects spécifiques aux domaines de longueur d'onde avec lesquels nous travaillons, l'acoustique et l'optique.

2. La turbidité optique

Il s'agit de la méthode de suivi des matières en suspension la plus ancienne et la plus couramment utilisée sur le terrain.

2.1. Méthodes sans instrument

Une méthode ancienne mais suffisante pour certaines mesures de terrain, consiste à utiliser une éprouvette dont le fond est marqué d'une croix noire. Plus le liquide est trouble et moins il faut en ajouter pour voir disparaître la croix : il est donc possible de graduer l'éprouvette en unités de turbidité après étalonnage. Cette méthode est grossière mais suffisante pour apprécier par exemple la turbidité d'un moût de blanc ou rosé au débourbage et donc piloter l'opération.

En océanographie et en Limnologie, on utilise depuis longtemps pour mesurer la turbidité de l'eau de mer le disque de Secchi : il s'agit d'un disque horizontal de dimension normalisée descendu dans l'eau à l'aide d'une ligne graduée ; on mesure la profondeur à laquelle le disque disparaît pour l'observateur situé à la surface, ou la profondeur à laquelle il réapparaît. La « profondeur de Secchi » obtenue par moyenne de ces mesures constitue une mesure de la turbidité. La mesure de la turbidité est dans ce cas une mesure en mètre qui correspond à la profondeur de Secchi.

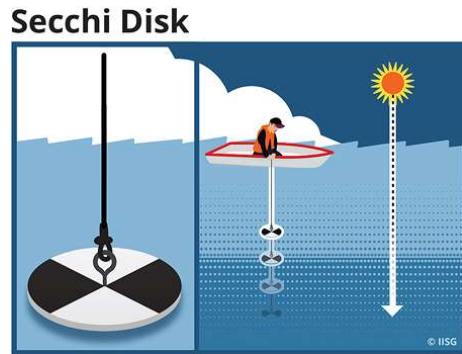


Figure 54 : Disque de Secchi et son utilisation. (Secchi Disk, 2020)

2.2. Les turbidimètres optiques

On distingue essentiellement deux modes de fonctionnement des turbidimètres : soit l'intensité de la lumière diffusée est mesurée à un certain angle comme le montre la Figure 55, soit, elle mesurée directement dans l'alignement (Figure 56). La plupart des turbidimètres commerciaux mesurent l'intensité diffusée dans une direction faisant un angle donné avec le faisceau lumineux incident. Lorsque l'angle vaut 90° on parle de néphélométrie et des spécifications pour ce type de capteurs figurent dans la norme (NF EN ISO 7027).

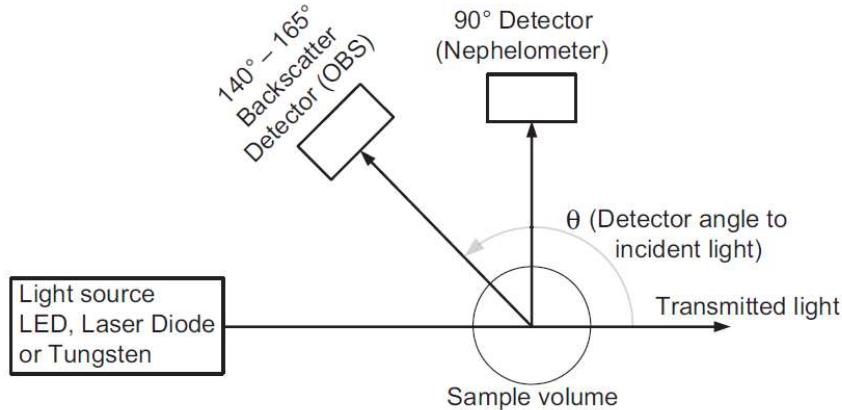


Figure 55 : Principe de fonctionnement d'un turbidimètre en néphélométrie. (Rai & Kumar, 2015)

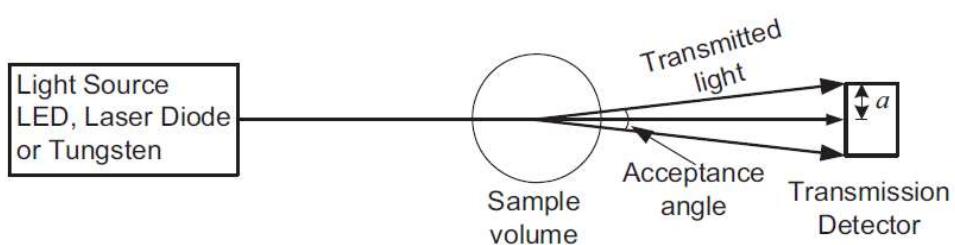


Figure 56 : Schéma de principe d'un turbidimètre en transmission. (Rai & Kumar, 2015)

Les turbidimètres en transmission vont être très sensibles à l'atténuation (Figure 56). Pour une nature de particules donnée et un capteur donné, l'intensité de la lumière diffusée augmente linéairement avec la concentration en particules. Mais les phénomènes d'atténuation se manifestent également sur le trajet optique séparant l'émetteur et le récepteur. Négligeables aux faibles concentrations, ils finissent par l'emporter pour les plus fortes concentrations : l'intensité lumineuse reçue par le récepteur augmente linéairement avec la concentration pour les valeurs les plus basses, puis la courbe de réponse s'infléchit et finit par décroître pour les plus fortes concentrations.

Ce phénomène limite la gamme utile des néphélomètres à une valeur de l'ordre de 500 FNU, largement suffisante pour les applications de type « eau potable ». Pour étendre cette gamme à des applications en eaux résiduaires, la plupart des constructeurs disposent plusieurs récepteurs, mesurant la diffusion à différents angles comme illustré Figure 57. La mesure finale est une combinaison entre ces différentes mesures dont le détail est propre à chaque fabricant et n'est pas explicité.

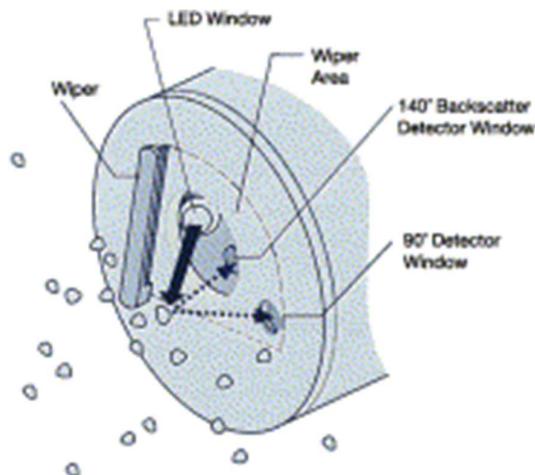


Figure 57 : Fenêtre de mesure d'un turbidimètre commercial. (Bratby, 2015)

Comme discuté précédemment, les unités de turbidité n'ont "aucune signification physique, chimique ou biologique intrinsèque". Chaque méthode de mesure utilise une unité différente. Une multitude d'unités de turbidité ont été introduites car un changement de type de source lumineuse, de détecteur ou d'angle de mesure modifie la lecture de la turbidité. Il n'y a pas de conversion standard entre les différentes unités de turbidité (par exemple NTU ou FNU) et les mesures de masse quantitatives (mg / l). De plus, une eau claire n'est pas toujours saine et, de même, une eau trouble n'indique pas nécessairement un problème. Il faut donc être prudent : les données de turbidité doivent toujours être prises dans leur contexte.

Plusieurs standards de qualité de l'eau et normes de conception sont utilisées. De toutes ces méthodes, la méthode EPA 180.1 et l'ISO 7027 sont les directives les plus connues et sont internationalement reconnues lors de la vérification des performances du turbidimètre et du capteur de turbidité et de la conformité de la méthode. Le Tableau 15 récapitule les méthodes et unités les plus couramment utilisées.

Tableau 15 : Unités de mesure de turbidité

Detector Geometry	Units of Measurement for Turbidity Sensors [nm = nanometers]	
	Wavelength of Light Source	
Single Illumination Beam Light Source		
90 degrees to incident beam; single detector	Nephelometric Turbidity Unit (NTU) ^a	Formazin Nephelometric Unit (FNU) ^b
90 degrees and other angles; multiple detectors; instrument algorithms use combination of detector readings and ratio techniques	Nephelometric Turbidity Ratio Unit (NTRU)	Formazin Nephelometric Ratio Unit (FNRU)
30±15 degrees to incident beam (backscatter)	Backscatter Unit (BU)	Formazin Backscatter Unit (FBU)
30±15 degrees and other angles; multiple detectors; instrument algorithms use combination of detector readings and ratio techniques	Backscatter Ratio Unit (BRU)	Formazin Backscatter Ratio Unit (FBRU)
180 degrees to incident beam (attenuation)	Attenuation Unit (AU)	Formazin Attenuation Unit (FAU)
Multiple Illumination Beam Light Source		
90 degrees and possibly other angles; multiple detectors; instrument algorithms use combination of detector readings	Nephelometric Turbidity Multibeam Unit (NTMU)	Formazin Nephelometric Multibeam Unit (FNMU)

^a NTU: limited to instruments that comply with EPA Method 180.1.
^b FNU: pertains to instruments that comply with ISO 7027, the European drinking-water protocol. This includes many of the most commonly used submersible turbidimeters.

On peut donc noter l'utilisation des FNU (Formazine Nephelometric Unit), ou NFU utilisé dans le Décret n°2001-1220 du 20 décembre 2001 relatif aux eaux destinées à la consommation humaine, à l'exclusion des eaux minérales naturelles. Cette unité mesure la turbidité sous un angle de 90° à une longueur d'onde de 860 nm ; des FAU (Formazine Attenuation Unit) qui mesure la lumière transmise (180°) etc... L'unité de turbidité prescrite par l'Environmental Protection Agency (EPA – USA) est le NTU (Nephelometric Turbidity Unit) (UTN en français). La mesure s'effectue sur la lumière diffusée à 90°, mais à une longueur d'onde différente de 860 nm.

On peut noter que des règles de correspondance empiriques entre unités ont été définies :

- Pour des turbidités inférieures à 10 à 20 NFU : 1 NFU = 1 NTU.
- Au-delà 1 NFU = 0,6 NTU.

2.3. Expression de la turbidité optique

En optique, les particules visées par la turbidité optique sont 1 à 1000 fois plus grandes que la longueur d'onde d'observation. La diffusion se fait donc également selon la théorie de Mie. Quel que soit l'angle de diffusion, l'intensité de lumière diffusée va être inversement proportionnelle au diamètre des particules (Shuterland, Lane, Lamos, & Downing, 2000).

Une partie de la lumière est également absorbée. L'absorption convertit la lumière en chaleur alors que la diffusion modifie la trajectoire de la lumière sans en modifier la longueur d'onde. Le coefficient d'atténuation $c(\lambda)$ exprime les effets combinés de l'absorption et de la diffusion soit :

$$c(\lambda) = a(\lambda) + b(\lambda) \quad \text{Eq. A.2. 4}$$

et indique la proportion d'énergie perdue par le faisceau par unité de distance à une longueur d'onde λ donnée. Les coefficients a , b et c sont des propriétés inhérentes et ne changent pas avec la lumière ambiante (Downing, 2006).

Le coefficient de diffusion de l'eau est très faible (Buiteveld, Hakvoort, & Donze, 1994) et produit une diffusion équivalente vers l'avant et l'arrière. La présence de particules conduit

très rapidement à des phénomènes de diffusions multiples (dès 30 ppm de Kieselguhr pour Zaneveld, Spinrad, & Bartz, 1979)).

En atténuation, la turbidité peut s'exprimer selon :

$$T = K_a M \quad \text{Eq. A.2. 5}$$

où K_a est le coefficient d'atténuation spécifique, fonction de la forme, de l'indice de réfraction, de la distribution des tailles et de la gravité spécifique des particules en suspension [(Gippel, 1988) ; (Forster, Millington, & Grew, 1992)]. M représente la concentration massique en particules.

L'équation précédente peut également s'écrire :

$$T = K_a M + A \quad \text{Eq. A.2. 6}$$

A reflète l'effet d'absorption moyen des échantillons et indirectement certains des effets de l'erreur de mesure. Néanmoins lorsque les propriétés des particules observées varient de manière conséquente, d'autres expressions de la turbidité sont utilisées :

$$T = aM^n + A \quad \text{Eq. A.2. 7}$$

où a est un coefficient défini empiriquement et n est un coefficient défini empiriquement comme étant un exposant supérieur à un si la taille des particules diminue avec la concentration, inférieur à un si la taille des particules augmente avec la concentration.

Lorsqu'on observe l'évolution de la réponse optique en fonction de la concentration en particules, on observe une première région pour laquelle il existe une dépendance linéaire avec la concentration jusqu'à arriver à un pic à partir duquel l'atténuation devient le facteur dominant. Une deuxième région est donc caractérisée par une décroissance linéaire rapide du signal avec l'augmentation de la concentration en particules. Enfin une dernière zone correspond à un fonctionnement en transiomètre qui mesure $c(\lambda)$ pour laquelle la réponse diminue exponentiellement avec la concentration.

Il est souvent oublié que la réponse optique dépend fortement non seulement de la concentration en particules mais également de leur taille, de leur forme et de leur réflectance. Lorsque la taille des particules augmente, la réponse optique diminue ; ceci constitue un potentiel danger dans l'interprétation des données d'un milieu où la taille des particules peut fortement varier. Il en est de même pour l'influence de la forme des particules qui peut conduire à des effets importants dans l'intensité du signal comme une multiplication par un facteur 8 pour une même concentration pour un même matériau sous forme sphérique ou sous forme de plaques (Gibbs R., 1978).

Il existe une combinaison infinie des caractéristiques des matières en suspension en termes de taille, forme, composition. Chaque combinaison sera à l'origine d'un schéma de diffusion propre ce qui rend si délicat l'interprétation des données optiques.

3. La turbidité acoustique

3.1. Les instruments acoustiques

Les instruments acoustiques utilisés pour déterminer la turbidité acoustique sont très nombreux du fait de l'utilisation bien répandue de ce type d'instruments pour des mesures de vitesse d'écoulement. On distingue les ADV (Acoustic Doppler Velocimeter), courantomètre acoustique Doppler, les ADCP (Acoustic Doppler Current Profiler), profileur de courant Doppler et UVP (Ultrasonic Velocity Profiler). Les ADV fournissent des mesures ponctuelles alors que les ADCP et UVP donnent des profils acoustiques sur une certaine profondeur. Pour comprendre les fondamentaux de la turbidité acoustique, il faut, plus que pour les aspects optiques, comprendre le principe du « retour » (écho) à une distance r de l'émetteur.

Le signal de retour provient de la diffusion des particules en suspension dans le milieu. Ce signal doit retourner au transducteur le long du même chemin et distance r , souffrant de la même atténuation.

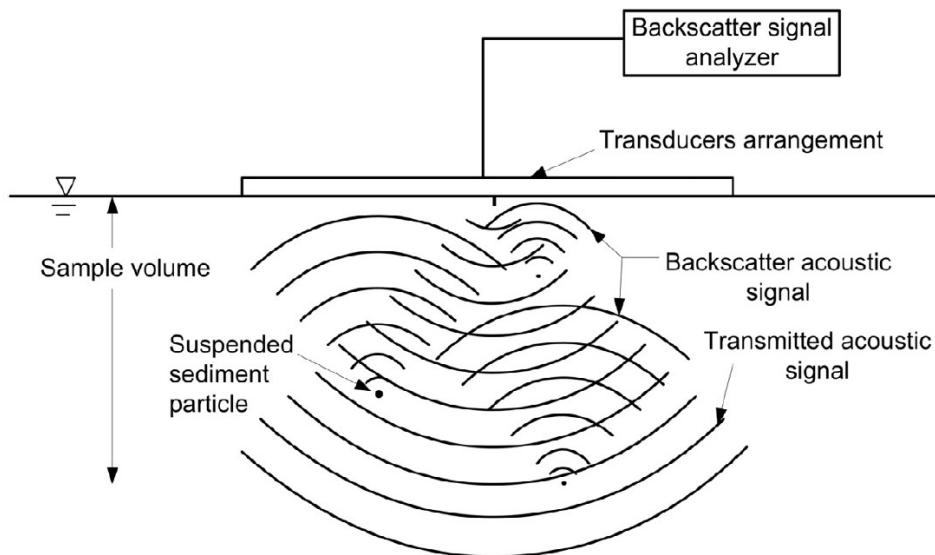


Figure 58 : Principe de fonctionnement d'un turbidimètre acoustique. (Rai & Kumar, 2015)

Dans la littérature, principalement deux méthodes sont utilisées pour remonter à la concentration de particules en suspension à partir du signal acoustique rétrodiffusé : l'équation du sonar modifiée ou l'approche semi-empirique. C'est cette dernière qui vous est présentée ici et qui est à l'origine de nos différentes études.

On peut noter la très récente parution du bilan du projet ANR MESURE qui visait le développement d'un outil d'inversion des données acoustiques. L'outil HYDRAC offre dorénavant la possibilité de lire les données hydroacoustiques et de réaliser des inversions acoustiques basées sur les différentes méthodes trouvées dans la littérature pour estimer la concentration massique des particules en suspension (Fromant, et al., 2020).

3.2. Expression de la turbidité acoustique

La description de l'amplitude acoustique rétrodiffusée la plus usitée est celle de Thorne (Thorne & Hanes, A review of acoustic measurement of smallscale processes, 2002). Selon

cette description, la moyenne du carré de la tension rétrodiffusée, ou amplitude acoustique, peut se décomposer comme suit :

$$V_{rms} = \frac{k_s k_t}{r \psi} M^{\frac{1}{2}} e^{-2\alpha r} \quad \text{Eq. A.2. 8}$$

$$\alpha = \alpha_w + \alpha_s \quad \text{Eq. A.2. 9}$$

La tension rétrodiffusée V_{rms} correspond à une valeur moyenne des tensions mesurées sur un grand nombre d'échantillons. La fonction ψ correspond à la correction de champ proche. Elle reflète la difficulté de modéliser le faisceau acoustique à proximité immédiate du transducteur. M est la concentration massique en particules. L'atténuation liée à l'eau est notée α_w et α_s est l'atténuation due aux particules.

Cette expression est formulée en termes de moyenne statistique car l'observation du milieu à travers l'acquisition du signal rétrodiffusé par une suspension homogène de concentration stable d'un matériau donné ne va pas être constante. Elle va dépendre des retours aléatoires des diffuseurs et suit une loi de Rayleigh.

Lorsqu'on se place à une distance r suffisamment grande pour que l'onde acoustique puisse être considérée comme sphérique (soit $\Psi=1$), on dit qu'on est en champ lointain (Bricault, 2006). Il existe différents modèles visant à simuler le comportement du faisceau ultrasonore, qui ressemble à un cylindre à très courte distance du transducteur et à un cône en champ lointain [(Downing, Thorne, & Vincent, 1995) ; (Schat, 1997)]. En champ lointain, pour une fréquence d'émission donnée, l'amplitude rétrodiffusée est directement proportionnelle à la turbidité acoustique.

La valeur de k_s représente les propriétés de rétrodiffusion des particules, avec $\langle f \rangle$ la fonction de forme moyenne qui décrit les caractéristiques de rétrodiffusion des particules, ρ_s la densité des particules, $\langle a_s \rangle$ le rayon moyen des particules.

$$k_s = \frac{\langle f \rangle}{(\rho_s \langle a_s \rangle)^{\frac{1}{2}}} \quad \text{Eq. A.2. 10}$$

Le paramètre k_t est une constante liée au système d'acquisition, spécifique pour un réglage instrumental donné (durée d'impulsion, fréquence, etc...). La détermination de ce paramètre n'est pas triviale. Il nécessite soit une caractérisation électronique et acoustique complète de la chaîne de mesure, soit peut être déduit des mesures acoustiques réalisées sur des matériaux de forme et de concentration connus. Les billes de verre se prêtent particulièrement à cet exercice, leurs propriétés de diffusion étant bien connues [(Hay, 1991) ; (Thorne, Manley, & Brimelow, Measurements of the form function and total scattering cross-section for a suspension of spheres, 1993)].

Formulations empiriques

Pour un type de particule donné, l'expression de k_s nécessite la connaissance de la fonction de forme f décrivant leurs propriétés de rétrodiffusion. Nous en avons précédemment évoqué la difficulté de modélisation mathématique.

Afin de palier à ce problème, Johnson (Johnson, 1977) a introduit le « modèle passe-haut ». Son idée principale était de pouvoir remplacer l'expression exacte de la fonction de forme par une simple expression polynomiale. Cette approximation se doit de vérifier exactement les valeurs attendues dans les régions de diffusion Rayleigh et géométrique pour lesquelles la fonction de forme doit respectivement être proportionnelle à x^2 et égale à 1 (Sheng, 1988).

Dans le cas général, l'expression de la fonction de forme selon le modèle passe haut est :

$$f_\infty(x, \pi) = \frac{K_f x^2}{1 + K_f x^2} \quad \text{Eq. A.2. 11}$$

Dans cette expression K_f est une constante qui fait intervenir les compressibilités et densité des particules mais aussi celles du milieu dans lesquelles elles sont en suspension.

Une deuxième étape a été l'adaptation de cette expression à l'étude des sables. Pour des particules minérales non cohésives (Thorne & Hanes, A review of acoustic measurement of smallscale processes, 2002) on a pu montrer que la fonction de forme devenait :

$$f_\infty(x, \pi) = C_0 \frac{K_f x^2}{1 + K_f x^2} \quad \text{Eq. A.2. 12}$$

avec

$$C_0 = 1.1 \left\{ 1 - 0.25 \exp \left[- \left\{ \frac{(x-1.4)}{0.5} \right\}^2 \right] \right\} \left\{ 1 + 0.37 \exp \left[- \left\{ \frac{(x-2.8)}{2.2} \right\}^2 \right] \right\}$$

avec $K_f = 1,1$ pour des suspensions de sable dans de l'eau.

A la diffusion de l'onde dans le milieu se rajoute son atténuation. L'atténuation de l'onde est à la fois due à la diffusion de celle-ci mais également à son absorption par le milieu. Dans des solutions aqueuses, l'atténuation de l'onde sera la somme de l'atténuation de l'eau et de celle due aux particules.

L'absorption de l'eau α_w a été très étudiée. Sa dépendance à la température, profondeur de l'eau et salinité peut être aisément obtenue à partir de tableaux ou par des formules semi-empiriques [(Medwin & Clay, 1998), (Fisher & Simmons, 1977)]. Par exemple, une des formules empiriques donnant l'atténuation de l'eau est :

$$\begin{aligned} \alpha_w = & (55,9 - 2,37 \cdot T + 4,77 \cdot 10^{-2} \cdot T^2 - 3,48 \cdot 10^{-4} \cdot T^3) \cdot 10^{-15} \cdot f_0^2 \times (1 - 3,84 \cdot 10^{-4} \cdot P \\ & + 7,57 \cdot 10^{-8} \cdot P^2) \end{aligned} \quad \text{Eq. A.2. 13}$$

On constate donc que, à pression P constante, l'absorption de l'eau dépend principalement de la fréquence d'illumination f_0 , et un peu de la température T .

L'atténuation due à la présence de particules peut s'écrire :

$$\alpha_s = \frac{1}{r} \int_0^r \zeta(r) M(r) dr \quad \text{Eq. A.2. 14}$$

Où M représente la concentration massique en particules et ζ la constante d'atténuation des particules. En supposant l'exprimer pour un mélange de particules identiques de rayon a_s , réparties uniformément dans le volume de mesure, cette constante peut s'écrire :

$$\zeta = \frac{3}{4} \frac{\chi_m}{\rho_s \langle a_s \rangle} \quad \text{Eq. A.2. 15}$$

Dans cette expression χ_m représente la section efficace totale de diffusion normalisée. Elle dépend directement de la fonction de forme des particules donc de leur forme et nature. Le paramètre χ_m quantifie la diffusion angulaire globale d'une particule par rapport à sa section efficace.

On s'attend à une dépendance linéaire de l'atténuation du milieu avec la concentration en particules (Hay, 1991). Ce comportement est attendu pour de faibles concentrations : tant que la concentration volumique est inférieure ou égale au %, on ne s'attend pas à de la diffusion multiple. Dans ce cas, l'atténuation du milieu est directement proportionnelle au nombre de particules que rencontre l'onde sur son chemin. Comme pour la rétrodiffusion, un modèle polynômial existe pour la section efficace totale de diffusion normalisée. Sa valeur peut être obtenue par le modèle passe-haut modifié [(Johnson, 1977); (Sheng, 1988) ; (Crawford & Hay, 1993) ; (Richards, Heathershaw, & Thorne, 1996) ; (Thorne & Hanes, A review of acoustic measurement of smallscale processes, 2002)] pour l'atténuation sous sa forme habituelle :

$$\chi_{ss}(x) = \frac{1.1 \frac{4}{3} K_a x^4}{1 + 1.3 x^2 + \frac{4}{3} K_a x^4} \quad \text{Eq. A.2. 16}$$

avec K_a qui vaut 0,18 pour du quartz dans de l'eau.

Nous disposons donc maintenant des éléments théoriques nécessaires à la bonne compréhension des mesures effectuées.

Nous avons chronologiquement suivi deux approches différentes. Dans un premier temps, nous avons utilisé plusieurs fréquences de manière simultanée et exploité toutes les formulations empiriques afin d'être en mesure d'annoncer des concentrations sur des plages granulométriques. Dans un second temps, plus conscients de la réalité des mesures de terrain du personnel dédié aux ouvrages d'assainissement, nous avons abandonné l'inversion des données. Nous avons alors recherché les caractéristiques déterminantes dans le signal acoustique permettant d'obtenir des informations sur l'écoulement considéré.

Parallèlement à ces deux approches du signal acoustique, nous avons également étudié les caractéristiques du signal optique de turbidité en le comparant aux mesures acoustiques.

3.3. Approche de suspensions multimodales

Bien que les matériaux rencontrés dans l'assainissement ne présentent pas des propriétés acoustiques identiques au sable, une approche que nous avons effectuée est l'analyse des

spectres ultrasonores en termes de distribution de taille en se basant sur la fonction de forme du sable.

Nous avons reformulé l'équation Eq. A.2. 8 pour y inclure un balayage en termes de fréquence j , en termes de classes de tailles des particules i et en termes de nature des particules k . Ainsi, du point de vue théorique, la relation entre tension d'émission $V_{e,j}$ et tension réceptionnée $V_{s,j}$ par un transducteur émettant un pulse ultrasonore à une fréquence j après rétro-diffusion par un nuage de particules sphéroïdales comprenant n classes de tailles de particules et p types de particules (en termes de matériau et de géométrie) peut s'écrire de la façon suivante :

$$(V_{s,j}(r))^2 = (V_{e,j}G_j)^2 c \Delta t_j \frac{3}{32} \left(\sum_{i=1}^n \left(\sum_{k=1}^p \beta_{vi,j,k} C_{vi,k}(r) \right) \right) \left(\frac{R}{r} \right)^2 g_j^2 \left(\frac{r}{x_{c,j}} \right) e^{-4 \int_0^r (\alpha_j + \sum_{i=1}^n \sum_{k=1}^p \alpha_{i,j,k} C_{vi,k}(r)) dr} \quad \text{Eq. A.2. 17}$$

A la fréquence j , G_j représente le gain électroacoustique du transducteur, c la vitesse du son dans le milieu, Δt_j la durée d'émission du pulse ultrasonore, g_j la fonction de champ proche du transducteur à la fréquence j , R le rayon du transducteur, r la distance des particules diffusantes à l'émetteur et α_j le coefficient d'atténuation de l'eau. Les coefficients $\alpha_{i,j,k}$ et $\beta_{i,j,k}$ sont des coefficients caractérisant la réponse acoustique des différents types de particules de concentrations volumiques $C_{vi,k}$ respectivement en atténuation et en rétrodiffusion. Ces coefficients dépendent de la taille des particules, de leur géométrie, de leur impédance acoustique ainsi que de la fréquence d'insonification.

Les gains électro-acoustiques G_j ainsi que les fonctions de champ proches ont été déterminés en laboratoire pour chaque fréquence et chaque transducteur utilisé. La détermination de la forme exacte de la fonction de champ proche est d'autant plus importante que, notamment à haute fréquence, l'essentiel du profil utile se situe précisément dans cette zone. L'utilisation d'une forme de fonction de champ proche inappropriée pourrait ainsi se traduire par une mésestimation du terme d'atténuation par les particules.

Partant des profils en tension mesurés, nous extrayons l'information utile sur les particules soit leur turbidité selon :

$$T_j(r) = \frac{(V_{s,j}(r))^2}{(V_{e,j}G_j)^2 c \Delta t_j \frac{3}{32} \left(\frac{R}{r} \right)^2 g_j^2 \left(\frac{r}{x_{c,j}} \right) e^{-2\alpha_j r}} = \left(\sum_{i=1}^n \left(\sum_{k=1}^p \beta_{vi,j,k} C_{vi,k}(r) \right) \right) e^{-4 \int_0^r (\sum_{i=1}^n \sum_{k=1}^p \alpha_{i,j,k} C_{vi,k}(r)) dr} \quad \text{Eq. A.2. 18}$$

En posant :

$$\beta_{p,j}(r) = \sum_{i=1}^n \left(\sum_{k=1}^p \beta_{vi,j,k} C_{vi,k}(r) \right) \quad \alpha_{p,j}(r) = \sum_{i=1}^n \sum_{k=1}^p \alpha_{i,j,k} C_{vi,k}(r)$$

Il vient :

$$T_j(r) = \beta_{p,j}(r) e^{-4 \int_0^r \alpha_{p,j}(r) dr} \quad \text{Eq. A.2. 19}$$

En l'absence de connaissance préalable de la forme de la distribution spatiale des concentrations ou de la nature des particules, la connaissance des profils $T_j(r)$ n'est pas mathématiquement suffisante pour extraire les profils des paramètres $\beta_{p,j}$ et $\alpha_{p,j}$.

En supposant que les concentrations sont constantes dans l'espace, il devient aisément d'extraire leur valeur des profils $T_j(r)$. Néanmoins le terme d'atténuation est un terme généralement petit pour lequel l'erreur est souvent grande devant la valeur moyenne. Par conséquent, nous n'avons utilisé le terme d'atténuation qu'à la plus haute fréquence.

Nous avons cherché à interpréter qualitativement les évolutions de $\beta_{p,j}$ en terme d'évolution de taille moyennant les hypothèses suivantes :

- Les particules de masses volumiques différentes présentent toutes les mêmes distributions en tailles.
- Toutes les particules présentent une évolution du facteur de forme identique assimilables à celle du sable.

Compte tenu de ces hypothèses, après avoir calé les valeurs de $\beta_{p,j}$ sur des mesures par prélèvement par temps sec et en utilisant l'atténuation $\alpha_{p,j}$ à la plus haute fréquence et les formulations empiriques des fonction de forme et coefficient d'atténuation, il est possible d'évaluer les concentrations sur cinq plages (plages centrées sur les diamètres 12, 30, 70, 170 et 400 μm).

3.4. Approche de suspensions monomodales

Au regard des nombreuses approximations mises en œuvre pour l'analyse de suspensions multimodales et la complexité de l'inversion des données acoustiques, nous avons, par la suite, essentiellement cherché à caractériser le signal acoustique dans son ensemble à travers l'approche décrite ci-dessous, plutôt destinée à l'étude de suspensions monomodales.

Cette approche nécessite que le signal acoustique ne soit pris en compte qu'en champ lointain. Effectivement, lorsqu'elle est suffisamment éloignée de la zone de champ proche, l'amplitude du signal de rétrodiffusion acoustique est directement proportionnelle à celle de la turbidité acoustique. L'équation Eq. A.2. 8 peut alors être réécrite sous forme logarithmique. Par conséquent, pour un milieu supposé homogène, une dépendance linéaire de $\ln(rV_{rms})$ en fonction de la distance r est attendue selon l'équation suivante.

$$\ln(rV_{rms}) = \ln\left(\frac{k_s k_t}{\psi}\right) + \frac{1}{2} \ln M - 2r \left(\alpha_w + \frac{3\chi_m M}{4\rho_s \langle a_s \rangle} \right) \quad \text{Eq. A.2. 20}$$

$$\ln(rV_{rms}) = \eta - \kappa r \quad \text{Eq. A.2. 21}$$

Ainsi, l'expression de η est composée de deux termes : un terme supposé constant pour un type de particules et un réglage instrumental donné) et un terme dépendant de la concentration en particules. De la même manière, κ comprend également deux termes : un premier reflétant l'atténuation due à l'eau et un deuxième dépendant des propriétés d'atténuation des particules et de leur concentration. Etant donné cette décomposition, pour un type de particule donné, l'ordonnée η est directement liée aux propriétés de diffusion des particules et la pente κ est directement liée à leurs caractéristiques d'atténuation.

Un ajustement linéaire sur l'ensemble du faisceau rétrodiffusé permet de déterminer les valeurs de l'ordonnée à l'origine η et de la pente κ selon l'équation Eq. A.2. 21.

Lorsqu'un grand nombre de mesures est réalisé pour différentes concentrations d'un type donné de particules, dans un deuxième temps, une autre régression linéaire est effectuée sur η

et κ en fonction de la concentration en particules. Pour l'ajustement η , $\eta = a_i \ln M + b_i$. Une pente de $\frac{1}{2}$ est attendue comme le montre l'équation Eq. A.2. 20. La valeur de κ est directement liée aux propriétés de rétrodiffusion des particules. Si la constante d'instrumentation k_t , la fonction de champ proche et la taille et la densité des particules sont connues, elle donne accès à la fonction de forme de rétrodiffusion de la particule. Pour κ , l'ajustement, $\kappa = a_s M + b_s$, permet de déterminer la section efficace de diffusion totale normalisée de la particule si la densité et le rayon des particules sont connus.

4. Comparaison des turbidités optique et acoustique

A travers nos mesures de terrain, nous avons pu constater que la turbidité optique est la technique la plus largement déployée pour la surveillance des matières en suspension aussi bien en assainissement que dans l'industrie.

Nous avons effectivement vu que la turbidité est représentative de la concentration en matières en suspension. Toutefois sa calibration varie avec la taille des particules. Hors procédés industriels connus, comme par exemple la surveillance de milieux naturels, les tailles des particules en suspension seront fortement variables en fonction du moment auquel la mesure est effectuée et de la localisation géographique de celle-ci.

Comme évoqué précédemment, la turbidité est proportionnelle à l'inverse du diamètre des particules. Ainsi une particule de 15 μm produit un signal 10 fois plus intense qu'une particule de 150 μm (Shuterland, Lane, Lamos, & Downing, 2000). Ces tailles sont communément répandues parmi les matières en suspension en eaux naturelles ou assainissement et souvent les particules plus grosses ne sont pas vues par les turbidimètres.

En comparaison, du point de vue de l'acoustique, nous avons vu que l'intensité acoustique rétrodiffusée était proportionnelle à la fonction de forme des particules et l'inverse de leur diamètre. Leur réponse est donc typiquement stable sur plus d'une décade de tailles selon la fréquence d'observation. Nous avons également constaté que l'intensité acoustique des particules de tailles inférieures à la plage de fonctionnement optimale va très peu contribuer.

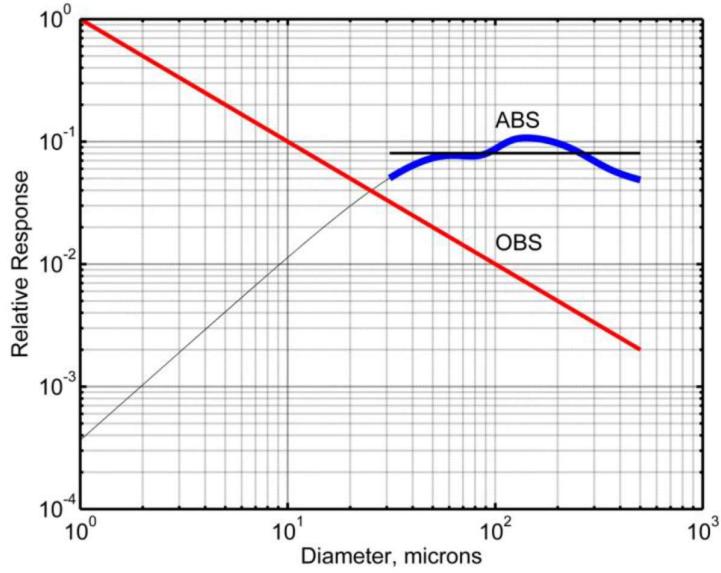


Figure 59 : Réponse acoustique et optique (Agrawal, Portsmith, Dana, & Mikkelsen, 2019).

La Figure 59 donne l'évolution théorique de l'intensité normalisée en rétrodiffusion optique et acoustique (à 8 MHz). Cette figure montre que la combinaison des deux types de signaux pourrait permettre une surveillance de particules sur une large gamme de tailles.

Effectivement, des études d'instruments combinés sont en cours. Agrawal et ses collaborateurs (Agrawal, Portsmith, Dana, & Mikkelsen, 2019) étudient, dans le cadre d'un instrument de type LISST, la combinaison d'un signal de rétrodiffusion acoustique avec un signal de rétrodiffusion optique. D'après les premiers résultats, il semblerait que ce capteur combiné « Super Turbidité LISST-AOBS » permet de s'affranchir de la calibration par rapport aux changements de taille des particules.

D'autres chercheurs se tournent vers l'utilisation combinée des données optiques et acoustiques (Lin, He, Guo, Van Prooijen, & Wang, 2020). Les travaux suggèrent une utilisation combinée d'un turbidimètre de type Optical Back Scatter (OBS), d'un suspensiometer d'Argus (Argus Suspension Meter) et d'un ADV pour mesurer les concentrations de matières en suspension. En combinant ces trois types de données, il a été possible d'obtenir des profils de concentrations de grande précision et sur un domaine de concentrations étendu.

De notre côté, nous avons dans un premier temps cherché à comparer de manière précise, en laboratoire des mesures optiques et acoustiques. La Figure 60 montre le dispositif expérimental utilisé pour cette comparaison et les mesures ultrasonores. Nous disposons d'une cuve en inox d'une contenance de 50 litres. Une hélice au fond de la cuve permet de maintenir une suspension de particules homogène. Un atténuateur en rhodorsil, placé en face du transducteur ultrasonore, permet de minimiser la réflexion des ondes acoustiques.

Les données de turbidité optique peuvent ainsi être comparées à celles obtenues simultanément à travers les mesures de rétrodiffusion acoustique.

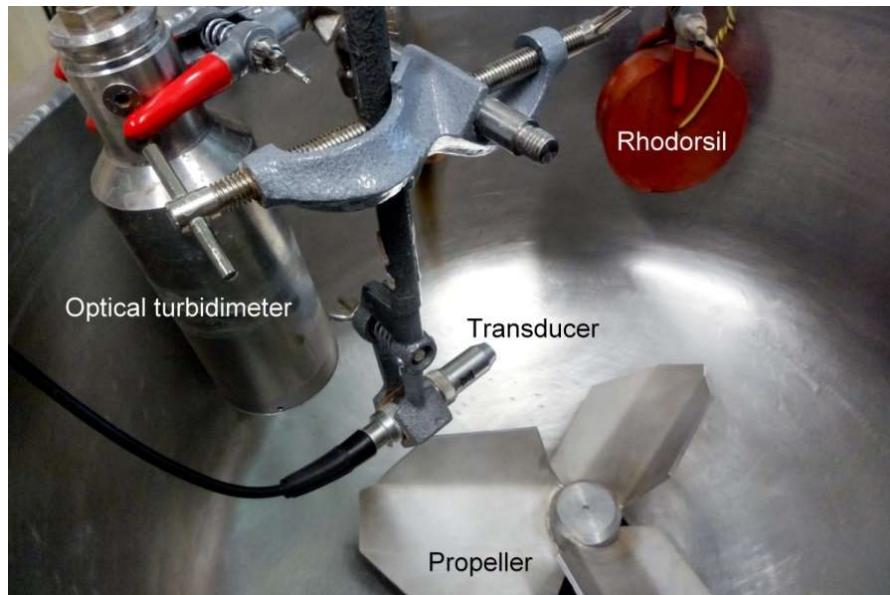


Figure 60 : Photographie de la cuve de mesure lors de mesures comparatives.

Nos propres travaux auraient également dû nous mener à une approche combinant les signaux optiques et ultrasonores. Ayant eu accès à une méthode optique particulière, résolue en temps, nous avons pu constater qu'elle seule permettait de couvrir une large plage de mesure comme démontré dans la dernière partie de la synthèse des travaux, le développement instrumental ou Projet TROT.

Bibliographie

- Abda. (2009). *Conception et évaluation d'algorithmes pour la mesure des vitesses des liquides dans les conduites et les canaux à l'aide d'ondes ultrasonores pulsées*. Thèse de Doctorat, Université de Strasbourg.
- Abda, F., Azbaid, A., Ensminger , D., Fischer, S., François, P., Schmitt, P., & Pallarès, A. (2009). Ultrasonic device for real-time sewage velocity and suspended particles concentration measurements. *Water Science & Technology*, 60(1), 117–125. doi:<https://doi.org/10.2166/wst.2009.281>
- Abda, F., Ensminger, D., François, P., Larrarte, F., Pallarès, A., & Schmitt, P. (2008). In situ comparison of velocity and concentration measurement techniques. *11th International Conference on Urban Drainage*. Edinburgh.
- Abda, F., Ensminger, D., François, P., Larrarte, F., Pallarès, A., & Schmitt, P. (2008). In situ comparison of velocity and concentration measurements techniques. *11th International Conference on Urban Drainage*. Edinburgh.
- Agrawal, Y. C., & Portsmith, H. C. (2000). Instruments for particle size and settling velocity observations in sediment transport. *Marine Geology*, 168(1-4), 89-114. doi:[https://doi.org/10.1016/S0025-3227\(00\)00044-X](https://doi.org/10.1016/S0025-3227(00)00044-X)
- Agrawal, Y. C., Mikkelsen, O. A., & Portsmith, H. C. (2011). Sediment monitoring technology for turbine erosion and reservoir siltation applications. *Proceedings HYDRO 2011 Conference*. Prague. Récupéré sur https://www.researchgate.net/profile/Ole_Mikkelsen/publication/267823009_Sediment_Monitoring_Technology_for_Turbine_Erosion_and_Reservoir_Siltation_Applications/links/549d3d8d0cf2fedbc310514f.pdf
- Agrawal, Y. C., Portsmith, H. C., Dana, D., & Mikkelsen, O. A. (2019). Super-Turbidity Meter: LISST-AOBS Combines Optical Turbidity with Acoustics. *E-proceedings of the 38th IAHR World Congress*. Panama.
- Agrawal, Y. C., Whitmire, A., Mikkelsen, O. A., & Portsmith, H. C. (2008). Light scattering by random shaped particles and consequences on measuring suspended sediments by laser diffraction. *Oceans*, 113(C14). doi:<https://doi.org/10.1029/2007JC004403>
- Amcsti. (2020). Récupéré sur Le réseau professionnel des cultures scientifique, technique et industrielle: <https://www.amcsti.fr/fr/>

- Arridge, S. R., Cope, M., & Delpy, D. T. (1992). The theoretical basis for the determination of optical path lengths in tissue: temporal and frequency analysis. *Physics in Medicine & Biology*, 37(7). doi:<https://doi.org/10.1088/0031-9155/37/7/005>.
- Ashley, R., Bertrand-Krajewski, J. -L., & Hvítved-Jacobsen, T. (2005). Sewer solids—20 years of investigation. *Water Science & Technology*, 52(3), 73-84. doi:<https://doi.org/10.2166/wst.2005.0063>
- Assaad. (2015). *Pollution anthropique de cours d'eau : caractérisation spatio-temporelle et estimation des flux*. Thèse de Doctorat, Université de Lorraine.
- Association Métrodif. (2020). Récupéré sur <https://www.metrodiff.org/wp/>
- Atinkpahoun, N. (2018). *RELATIONS ENTRE LA VARIABILITE DE LA POLLUTION DES EAUX USEES URBAINES ET LES CONTEXTES GEOGRAPHIQUES, SOCIO-ECONOMIQUES ET CULTURELS EN FRANCE ET AU BENIN*. Thèse de doctorat, Université de Lorraine.
- Beck, H. J., & Birch, G. F. (2012). Spatial and temporal variance of metal and suspended solids relationships in urban stormwater—implications for monitoring. *Water, Air, & Soil Pollution*, 223, 1005–1015. doi:<https://doi.org/10.1007/s11270-011-0919-1>
- Bernier. (2015). *Caractérisation de la matière organique des eaux naturelles et traitées par*. Mémoire de Maîtrise en Génie-Civil, Université de Laval, Québec.
- Bertrand-Krajewski, J. -L., Laplace, D., Joannnis, C., & Chebbo, G. (2000). *Mesures en hydrologie urbaine*. Lavoisier.
- Biogeochemical Cycles. (2020). Récupéré sur Openstax College: <https://openstax.org/books/concepts-biology/pages/20-2-biogeochemical-cycles>
- Bratby, J. (2015). Chapter Sixteen - Turbidity: Measurement of Filtrate and Supernatant Quality? *Progress in Filtration and Separation*, 637-657. doi:<https://doi.org/10.1016/B978-0-12-384746-1.00016-1>
- Bricault. (2006). *Rétrodiffusion acoustique par une suspension en milieu turbulent : application à la mesure de profils de concentration pour l'étude de processus hydrosédimentaires*. Thèse de doctorat, Institut National Polytechnique de Grenoble.
- Buiteveld, H., Hakvoort, J. M., & Donze, M. (1994). Optical properties of pure water. *Proceedings Volume* 2258, *Ocean Optics XII*; Bergen. doi:<https://doi.org/10.1117/12.190060>
- Catlin-Groves, C. (2012). The citizen science landscape: from volunteers to citizen sensors. *International Journal of Zoology*, 2012. doi:<https://doi.org/10.1155/2012/349630>

- Charpentier, I. (2020). Communication privée.
- Costa, L. I., Storti, G., Lüscher, B., Gruber, P., & Staubli, T. (2012). Influence of Solid Particle Parameters on the Sound Speed and Attenuation of Pulses in ADM. *Journal of Hydrologic Engineering*, 17(10), 1084–1092. doi:[http://dx.doi.org/10.1061/\(asce\)he.1943-5584.0000555](http://dx.doi.org/10.1061/(asce)he.1943-5584.0000555)
- Crawford , A. M., & Hay, A. E. (1993). Determining suspended sand size and concentration from multifrequency acoustic backscatter. *Journal of the Acoustical Society of America*, 94, 3312-3324. doi: <https://doi.org/10.1121/1.407237>
- Crone, M. (2000). *Diagnostic de sols pollués par des hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) à l'aide de la spectrophotométrie UV*. Thèse de doctorat, INSA Lyon.
- Dadouche, F., Turko, T., Malass, I., Skilltsi, A., Léonard, J., & Uhring, W. (2016). Design, Implementation, and Characterization of Time-to-Digital Converter on Low-Cost FPGA. Dans *Sensors and Applications in Measuring and Automation Control Systems*.
- Danielsen, F. J., Danielsen, F., Jensen, P. M., Burgess, N. D., Altamirano, R., Alviola, P. A., . . . Massao, J. (2014). A Multicountry Assessment of Tropical Resource Monitoring by Local Communities. *BioScience*, 64(3), 236–251. doi:<https://doi.org/10.1093/biosci/biu001>
- Davies E. J., N.-S. W. (2012). LISST-100 response to large particles. *Marine Geology*, 307-310, 117-122. doi:<https://doi.org/10.1016/j.margeo.2012.03.006>
- Davis, A. P., Shoukouhian, M., & Ni, S. (2001). Loading estimates of lead, copper, cadmium, and zinc in urban runoff from specific sources. *Chemosphere*, 44(5), 997-1009. doi:[https://doi.org/10.1016/S0045-6535\(00\)00561-0](https://doi.org/10.1016/S0045-6535(00)00561-0)
- Dégrémont. (1991). *Mémento technique de l'eau*. Eyrolles.
- Dégrémont S.A. (2005). *Mémento de l'eau*.
- Djukić, A., Lekić, B., Rajaković-Ognjanović, V., Veljović, D., Vulić, T., Djolić, M., . . . Prodanović, D. (2016). Further insight into the mechanism of heavy metals partitioning in stormwater runoff. *Journal of Environmental Management*, 168(1). doi:<https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2015.11.035>
- DLS and zeta potential – What they are and what they are not?* (2020). Récupéré sur University College Dublin: <https://www.ucd.ie/t4cms/sourav-bhattacharjee-jcr-2016.pdf>

- Downing. (2006). Twenty-five years with OBS sensors: The good, the bad, and the ugly. *Continental Shelf Research*, 26(17-18), 2299-2318. doi:<https://doi.org/10.1016/j.csr.2006.07.018>
- Downing, A., Thorne, P. D., & Vincent, C. E. (1995). Backscattering from a suspension in the near field of a piston transducer. *Journal of the Acoustical Society of America*, 97, 1614. doi: <https://doi.org/10.1121/1.412100>
- Drouhin, F., Schwaller, B., Fontaine, J.-C., Charles, F., Pallarès, A., & Huss, D. (1998). A unix SVR4-OS9 distributed data acquisition for high energy physics. *IEEE Transactions on Nuclear Science*, 45(4), 1923 - 1927. doi:10.1109/23.710963
- Eaufrance. (s.d.). Récupéré sur <https://www.eaufrance.fr/>
- EMS. (2019). *Stratégie Plan Climat 2030 - Version Projet*.
- Enfinger, K. L., & Mitchell, P. S. (2009). Sewer Sociology – San Diego Metropolitan Area. *Proceedings of the Pipeline Division Specialty Conference; San Diego, CA. American Society of Civil Engineers*, (pp. 1-16). Reston.
- Felix, D., Albayrak, I., Abgottsporn, A., Boes, R., & Gruber, P. (2012). Suspended sediment and pelton turbine wear monitoring: experimental investigation of various optical and acoustic devices and beginning of the case study at HPP Fieschertal,. *Proc. 17th Int. Seminar on Hydropower Plants (Viennahydro)*,. Vienna.
- Fischer , S., Schmitt, P., Ensminger, D., Abda, F., & Pallarès, A. (2008). A new velocity estimation method using spectral identification of noise. *Flow Measurement and Instrumentation*, 19(3-4), 197-203. doi:<https://doi.org/10.1016/j.flowmeasinst.2007.06.008>
- Fischer. (2004). *Développement d'une instrumentation ultrasonore pour la mesure de vitesses de liquides au-delà de la limite de Nyquist par une approche spectrale*. Thèse de Doctorat, Université Louis Pasteur.
- Fisher, F. H., & Simmons, V. P. (1977). Sound absorption in sea water. *Journal of the Acoustical Society of America*, 62, 558-564. doi: <https://doi.org/10.1121/1.381574>
- Forster, I. L., Millington, R., & Grew, R. G. (1992). The impact of particle size controls on stream turbidity measurement; some implications for suspended sediment yield estimation. *Proceedings of the Oslo Symposium, Erosion and Sediment Transport Monitoring Programmes in River Basins*.
- François, P., Schmitt, P., Fischer, S., Pallarès, A., Ensminger, D., Azbaid, A., & Abda, F. (2007). Mesures de concentrations de matières en suspension en réseau

- d'assainissement par méthodes ultrasonores. *Proceedings de la conférence STIC & Environnement 2007*.
- Fromant, G., Hurther, D., Le Dantec, N., Lebourges-Dhaussy, A., Jourdin, F., Le Coz, J., . . . Pierrefeu, G. (2020). Hydrac, an inversion software for SPM quantification. *Proceedings of the 10th Conference on Fluvial Hydraulics*. Delft.
- Gibbs R. (1978). Light Scattering From Particles of Different Shapes. *Journal of Geophysical Research*, 83(C1), 501-502. doi: <https://doi.org/10.1029/JC083iC01p00501>
- Gippel. (1988). *The Use of Turbidity Instruments to Measure Stream Water Suspended Sediment Concentration*. Ph.D. Thesis, University of New South Wales, Australia.
- Gray, J. R., & Garner, J. W. (2010). Overview of selected surrogate technologies for high temporal resolution suspended sediment monitoring. *Proceedings of the 2nd Joint Federal Interagency Conference*.
- Gray, J. R., & Gartner, J. W. (2009). Technological advances in suspended sediment monitoring. *Water Resour. Res.*, 45(4). doi:<https://doi.org/10.1029/2008WR007063>
- Gromaire-Mertz, M. C., Garnaud, S., Gonzalez, A., & Chebbo, G. (1999). Characterisation of urban runoff pollution in Paris. *Water Science and Technology*, 39(2), 1-8. doi:[https://doi.org/10.1016/S0273-1223\(99\)00002-5](https://doi.org/10.1016/S0273-1223(99)00002-5)
- Hannouche, A. (2012). *Analyse du transport solide en réseau d'assainissement unitaire par temps de pluie : exploitation de données acquises par les observatoires français en hydrologie urbaine*. Thèse de doctorat, Université Paris-Est.
- Hay, A. E. (1991). Sounds scattering from a particle-laden turbulent jet. *Journal of the Acoustical Society of America*, 2055-2074. doi: <https://doi.org/10.1121/1.401633>
- Henze, M., Harremoes, P., La Cour Jansen, J., & Arvin, E. (2002). *Wastewater treatment: biological and chemical processes*. Springer-Verlag.
- Herngren, L., Goonetilleke, A., & Ayoko, G. A. (2005). Understanding heavy metal and suspended solids relationships in urban stormwater using simulated rainfall. *Journal of Environmental Management*, 76(2), 149-158. doi:<https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2005.01.013>
- Hurther, D. (1995). *Conception d'un vélodimètre à ultrasons pulsés*. Mémoire de DEA, Université Louis Pasteur .
- ISUD9. (2014). *Proceedings of the 9th International Symposium on Ultrasonic Doppler Methods for Fluid Mechanics and Fluid Engineering*. Récupéré sur <https://www.isud-conference.org/proc/#isud9>

- Johnson, R. K. (1977). Sound scattering from a fluid sphere revisited. *Journal of the Acoustical Society of America*, 61, 375. doi:<https://doi.org/10.1121/1.381326>
- Jollymore, A., Haines, M. J., Satterfield, T., & Johnson, M. S. (2017). Citizen science for water quality monitoring: Data implications of citizen perspective. *Journal of Environmental Management*, 201, 456-467. doi:<http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2017.05.083>
- Kasai, C., Namekawa, K., Koyano, A., & Omoto, R. (1985). Real-time two-dimensional blood flow imaging using autocorrelation technique. *IEEE Transactions on Sonics and Ultrasonics*, 32(3), 458 - 464. doi:[10.1109/T-SU.1985.31615](https://doi.org/10.1109/T-SU.1985.31615)
- Khan, S., Zamyadi, A., Rao, N., Rao, H., Li, X., Stuetz, R. M., & Henderson, R. K. (2019). Fluorescence spectroscopic characterisation of algal organic matter: towards improved in situ fluorometer development. *Environ. Sci.: Water Res. Technol.*, 5, 417-432. doi:<https://doi.org/10.1039/C8EW00731D>
- Kletti, T., Fischer, S., Burckbüchler, M., Pallarès, A., & Schmitt, P. (2017). SSC characterization with acoustic turbidity using linear regression tools. *Proceedings of the International Conference on Urban Drainage 2017*.
- Kobler, D., & Boller, M. (1997). Particle removal in different filtration systems for tertiary. *Water Science and Technology*, 36(4), 259-267. doi:[https://doi.org/10.1016/S0273-1223\(97\)00442-3](https://doi.org/10.1016/S0273-1223(97)00442-3)
- Kuhnle, R. A., & Wren, D. G. (2005). Breakout Session I, Suspended-Sediment Measurement: Data Needs, Uncertainty, and New Technologies. *US Geological Survey Circular*, 1276, 8-15.
- Larrarte, F. (2008). Suspended solids within sewers: an experimental study. *Environmental Fluid Mechanics volume*, 8, 249–261. doi:<https://doi.org/10.1007/s10652-008-9073-8>
- Larrarte, F., & Pons, M. -N. (2011). Suspended solids concentration in wastewater: Influence of sampling conditions. *Urban Water Journal*, 8(6), 397-404. doi:<https://doi.org/10.1080/1573062X.2011.630094>
- Le Centre d'Information sur l'EAU.* (2020). Récupéré sur CIEAU: <https://www.cieau.com/observatoire-de-leau/barometre-annuel-dopinion/>
- Le, N. D. (2013). *RELATIONS ENTRE LA VARIABILITÉ DE LA POLLUTION URBAINE ET LE CONTEXTE SOCIO-CULTUREL DU BASSIN DE COLLECTE*. Thèse de doctorat, Université de Lorraine.

- L'eau et les milieux aquatiques.* (2020). Récupéré sur Eau France: <https://www.eaufrance.fr/leau-et-les-milieux-aquatiques>
- Lee, N. (1994). Volunteer monitoring: a brief history. *Volunteer Monitoring*, 29-33.
- Leeuw, T., & Boss, E. (2018). The HydroColor App: Above Water Measurements of Remote Sensing Reflectance and Turbidity Using a Smartphone Camera. *Sensors*, 18(1), 256. doi:<https://doi.org/10.3390/s18010256>
- Levine, A. D., Tchobanoglous, G., & Asano, T. (1991). Size distributions of particulate contaminants in wastewater and their impact on treatability. *Water Research*, 25(8), 911-922. doi:[https://doi.org/10.1016/0043-1354\(91\)90138-G](https://doi.org/10.1016/0043-1354(91)90138-G)
- Lin, J., He, Q., Guo, L., Van Prooijen, B. C., & Wang, Z. B. (2020). An integrated optic and acoustic (IOA) approach for measuring suspended sediment concentration in highly turbid environments. *Marine Geology*, 421, 1-15. doi:<https://doi.org/10.1016/j.margeo.2019.106062>
- Mack, V., Barthe, S., Bergdolt , A.-M., Brom, J.-M., Cailleret , J., Christophe, E., . . . Sigward, M.-H. (1995). Factors influencing MSGC performances. *Nuclear Instruments and Methods in Physics Research Section A: Accelerators, Spectrometers, Detectors and Associated Equipment*, 173-176.
- Maréchal, A. (2000). *Relations entre caractéristiques de la pollution particulaire et paramètres optiques dans les eaux résiduaires urbaines*. Thèse de doctorat, Institut national polytechnique de Lorraine.
- Matos, T., Faria, C. L., Martins, M. S., Henriques, R., Gomes, P. A., & Goncalves, L. M. (2019). Development of a Cost-Effective Optical Sensor for Continuous Monitoring of Turbidity and Suspended Particulate Matter in Marine Environment. *Sensors*, 19(20), 4439. doi:<https://doi.org/10.3390/s19204439>
- Medwin, H., & Clay, S. C. (1998). *Fundamentals of Acoustical Oceanography*. Academic Press.
- Merten, G. H., Capel, P. D., & Minella, J. G. (2014). Effects of suspended sediment concentration and grain size on three optical turbidity sensors. *Journal of Soils and Sediments*, 14, 1235–1241. doi:<https://doi.org/10.1007/s11368-013-0813-0>
- Métadier, M., & Bertrand-Krajewski, J. -L. (2012). The use of long-term on-line turbidity measurements for the calculation of urban stormwater pollutant concentrations, loads, pollutographs and intra-event fluxes. *Water Research*, 46(20), 6836-6856. doi:<https://doi.org/10.1016/j.watres.2011.12.030>

- Mishra, A. K., & Coulibaly, P. (2009). Developments in hydrologic network design: a review. *Review of Geophysics*, 47(2). doi:<https://doi.org/10.1029/2007RG000243>
- Moate, B. D., & Thorne, P. D. (2012). Interpreting acoustic backscatter from suspended sediments of different and mixed mineralogical composition. *Continental Shelf Research*, 46(1), 67-82. doi:<https://doi.org/10.1016/j.csr.2011.10.007>
- Mrkva. (1983). Evaluation of correlations between absorbance at 254 nm and COD of river waters. *Water Research*, 17(2). doi:[https://doi.org/10.1016/0043-1354\(83\)90104-5](https://doi.org/10.1016/0043-1354(83)90104-5)
- Nations Unies. (2015). Récupéré sur <https://www.un.org/sustainabledevelopment/fr/objectifs-de-developpement-durable/>
- Njue, N., Stenfert Kroese, J., Gräf, J., Jacobs, S. R., Weeser, B., Breuer, L., & Rufino, M. C. (2019). Citizen science in hydrological monitoring and ecosystem services management: State of the art and future prospects. *Science of The Total Environment*, 693. doi:<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.07.337>
- OMS. (2015). *Sustainable Development Goals*. Récupéré sur Organisation Mondiale de la Santé: <https://www.who.int/topics/sustainable-development-goals/fr/>
- Ouchtati. (2020). *Cours de biophysique - Bases physiques des ultrasons*. Récupéré sur https://fac.umc.edu.dz/vet/Cours_Ligne/Cours/BiophysiqueC/Bases_Ultrasons.pdf
- Pallarès A., F. S. (2016). Long-term acoustic and optical turbidity monitoring in a sewer. *IWA World Water Congress & Exhibition 2016*. Brisbane.
- Pallarès, A. (2011). *Le coin des mathématiques*. Récupéré sur <http://lecoindesmathematiques.wordpress.com/>
- Pallarès, A. (2014). *Le coin de la physique*. Récupéré sur <http://lecoindelaphysique.wordpress.com/>
- Pallarès, A., Abda, F., Azbaid, A., Ensminger, D., Fischer, S., François, P., & Schmitt, P. (2007). Ultrasonic device development for sewage velocity and sediment concentration measurements. *Proceedings of the 19th International Congress on Acoustics*. Madrid.
- Pallarès, A., Barthe, S., Bergdolt, A.-M., Brom , J.-M., Cailleret, J., Christophel, E., . . . Osswald, F. (1995). Microstrip gas chamber on implanted substrate. *Nuclear Instruments and Methods in Physics Research Section A: Accelerators, Spectrometers, Detectors and Associated Equipment*, 367(1-3), 185-188. doi:[https://doi.org/10.1016/0168-9002\(95\)00568-4](https://doi.org/10.1016/0168-9002(95)00568-4)

- Pallarès, A., Burckbüchler, M., Fischer, S., & Schmitt, P. (2017). Suspended Sediment Monitoring: Comparison between Optical and Acoustic Turbidity. *Proceedings of the 14th International Conference on Urban Drainage*.
- Pallarès, A., Fischer, S., & Tasaka, Y. (2016). Special Section on Advances in Ultrasonic Doppler Methods for Fluid Mechanics and Fluid Engineering. *Flow Measurement and Instrumentation*, 48. Récupéré sur <https://www.sciencedirect.com/journal/flow-measurement-and-instrumentation/vol/48/suppl/C>
- Pallarès, A., Fischer, S., France, X., Pons, M. -N., & Schmitt, P. (2016). Acoustic turbidity as online monitoring tool for rivers and sewer networks. *Flow Measurement and Instrumentation*, 48, 118-123. doi:<https://doi.org/10.1016/j.flowmeasinst.2015.07.010>
- Pallarès, A., Fischer, S., France, X., Pons, M. -N., & Schmitt, P. (2016). Long-term acoustic and optical turbidity monitoring in a sewer. *IWA World Water Congress & Exhibition*.
- Pallarès, A., Fontaine , J.-C., Brom, J.-M., Bergdolt, A.-M., Coffin, J., Eberlé, H., . . . Schunck, J.-P. (1998). Effect of radiatiion induced substrate defects on microstrip gas chamber gain behaviour. *Nuclear Instruments and Methods in Physics Research Section A: Accelerators, Spectrometers, Detectors and Associated Equipment*, 412(2-3), 265-277. doi:[https://doi.org/10.1016/S0168-9002\(98\)00543-9](https://doi.org/10.1016/S0168-9002(98)00543-9)
- Pallarès, A., François, P., Azbaid, A., Schmitt, P., Fischer, S., & Abda, F. (2006). Acoustic characterization of sewage effluents., (p. Proceedings of the CFA Congress 2006). Récupéré sur <http://www.conforg.fr/cfa2006/cdrom/data/articles/000124.pdf>
- Pallarès, A., François, P., Pons, M. -N., & Schmitt, P. (2011). Suspended particles in wastewater: their optical, sedimentation and acoustical characterization and modeling. *Water Science and Technology*, 63(2). doi:<https://doi.org/10.2166/wst.2011.042>
- Pallarès, A., Schmitt, P., & Fischer, S. (2013). Acoustic turbidity as online monitoring tool for rivers and sewer networks. *Proceedings of the Karlsruher Flussgebietstage*. Karlsruhe.
- Pallarès, A., Schmitt, P., & Uhring, W. (2020). Comparison of time resolved optical turbidity measurements for water monitoring to standard real-time techniques. *Sensors*, en révision.
- Pons, M.-N. (2020). Communication privée.
- Pouet, M. F., Muret, C., Touraud, E., Vaillant, C., & Thomas, O. (1999). UV characterisation of colloidal and particulate matter in wastewater. *Proceedings of Interkama-Isa Confrence*. Düsseldorf.

- Pouly, F., Touraud, E., Buisson, J. -F., & Thomas, O. (1999). An alternative method for the measurement of mineral sulphide in wastewater. *Talanta*, 50(4), 737-742. doi:[https://doi.org/10.1016/S0039-9140\(99\)00201-5](https://doi.org/10.1016/S0039-9140(99)00201-5)
- Rai, A. K., & Kumar, A. (2015). Continuous measurement of suspended sediment concentration: Technological advancement and future outlook. 76, 209-227. doi:<https://doi.org/10.1016/j.measurement.2015.08.013>.
- Rambonnet, L., Vink, S. C., Land-Zandstra, A. M., & Bosker, T. (2019). Making citizen science count: Best practices and challenges of citizen science projects on plastics in aquatic environments. *Marine Pollution Bulletin*, 145, 271-277. doi:<https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.05.056>
- Randrianarimanana, J. J., Lebouc, L., Szturyz, E., & Larrarte, F. (2015). Experimental study of the velocity and suspended solids distribution in wastewater system,. *E-proceedings of the 36th IAHR World Congress*. La Hague.
- Réseaux d'assainissement. (2020). Récupéré sur wikiTP: <https://www.wikitp.fr/reacuteseau-assainissement/reseau-assainissement>
- Reynolds R.A., S. D. (2010). Measurements and characterization of particle size distributions in coastal waters. *Oceans*, 115(C8). doi:<http://dx.doi.org/10.1029/2009jc005930>.
- Richards, S. D., Heathershaw, A. D., & Thorne, P. D. (1996). The effect of suspended particulate matter on sound attenuation in seawater. *Journal of the Acoustical Society of America*, 100, 1447. doi:<https://doi.org/10.1121/1.415991>
- Rodier, J., Legube, B., & Merlet, N. (2016). *L'analyse de l'eau. Contrôle et interprétation*. Dunod.
- Rodier, J., Legube, B., & Merlet, N. (2016). *L'analyse de l'eau. Contrôle et interprétation*.
- Roig, B., Gonzales, C., & Thomas, O. (1999). Measurement of dissolved total nitrogen in wastewater by UV photooxidation with peroxodisulphate. *Analytica Chimica Acta*, 389(1-3), 267-274. doi:[https://doi.org/10.1016/S0003-2670\(99\)00212-3](https://doi.org/10.1016/S0003-2670(99)00212-3)
- Roig, B., Gonzales, C., & Thomas, O. (1999). Simple UV/UV-visible method for nitrogen and phosphorus measurement in wastewater. *Talanta*, 50(4), 751-758. doi:[https://doi.org/10.1016/S0039-9140\(99\)00203-9](https://doi.org/10.1016/S0039-9140(99)00203-9)
- Ruban, G. (1995). Continuous measurement of pollution due to urban effluents under wet conditions using optical systems. *Water Science and Technology*, 32(1), 241-247. doi:[https://doi.org/10.1016/0273-1223\(95\)00561-Z](https://doi.org/10.1016/0273-1223(95)00561-Z)

- Ruban, G., Joannis, C., Gromaire, M. -C., Bertrand-krajewski, J. -L., & Chebbo, G. (2008). Mesurage de la turbidité sur échantillons : application aux eaux résiduaires urbaines. *TSM*, 4. Récupéré sur <https://astee-tsm.fr/numeros/tsm-4-2008/ruban/>
- Rymszewicz, A., O'Sullivan, J. J., Bruen, M., Turner, J. M., Lawler, D. M., & Conroy, E. (2017). Measurement differences between turbidity instruments, and their implications for suspended sediment concentration and load calculations: A sensor inter-comparison study. *Journal of Environmental Management*, 199, 99-108. doi:10.1016/j.jenvman.2017.05.017
- S::CAN. (2020). Récupéré sur S::CAN: <https://www.s-can.at/about-us>
- Saget, A., Chebbo, G., & Bertrand-Krajewski, J. -L. (1996). The first flush in sewer systems. *Water Science and Technology*, 33(9), 101-108. doi:[https://doi.org/10.1016/0273-1223\(96\)00375-7](https://doi.org/10.1016/0273-1223(96)00375-7)
- Santos, H. R., Prados, G. S., Vidal, C. M., Moruzzi, R. B., & Campos, J. R. (2004). Applicability of particle size measurements techniques in water and wastewater treatment systems. *Engenharia Sanitaria e Ambiental*, 9(4).
- Schat. (1997). Multifrequency acoustic measurement of concentration and grain size of suspended sand in water. *Journal of the Acoustical Society of America*, 101, 209. doi: <https://doi.org/10.1121/1.418003>
- Schmitt, P., Abda, F., Fischer, S., & Pallarès, A. (2009). Utilisation de l'effet Doppler dans la mesure par ultrasons pulsés de profils de vitesse. 108-114. doi:<https://doi.org/10.1051/lhb/2009034>
- Schmitt, P., François, P., Fischer, S., Pallarès, A., Ensminger, D., Azbaid, A., & Abda, F. (2007). Fluxmètre à ultrasons. *18ème Congrès Français de Mécanique*. Récupéré sur <http://documents.irevues.inist.fr/bitstream/handle/2042/15544/CFM2007-1476.pdf?sequence=1>
- Schmitt, P., Pallarès , A., Fischer , S., Tasaka , Y., & Sakurai, K. (2012). Ultrasonic wave interaction with air-water boundary layer., (p. Proceedings of the 8th International Symposium on Ultrasonic Doppler Methods for Fluid Mechanics and Fluid Engineering). Dresden.
- Schmitt, P., Pallarès, A., Burckbüchler, M., & Fischer, S. (2018). Optical versus acoustic turbidity in heavy loaded flows. *Proceedings of the 11th International Symposium on Ultrasonic Doppler Methods for Fluid Mechanics and Fluid Enginerring*.

- Schwaller , B., Drouhin, F., Pallarès, A., Fontaine, J.-C., Benhammou, Y., Charles, F., . . . Hoffmann, C. (1998). The trigger system of the first CMS tracker beam tests. *IEEE Transactions on Nuclear Science*, 45(5), 2314 - 2318. doi:10.1109/23.725270
- Scott, A. B., & Frost, P. C. (2017). Monitoring water quality in Toronto's urban stormwater ponds. Assessing participation rates and data quality of water sampling by citizen scientists in the FreshWater Watch. *Science of The Total Environment*, 592, 738-744. doi:<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.01.201>
- Secchi Disk*. (2020). Récupéré sur Limno Load: <http://limnoloan.org/waterquality/secchi-disk/>
- Services* . (2020). Récupéré sur Eau France: <http://sispea.brgm-rec.fr/gestion/services/eau-potable-assainissement/l-assainissement-collectif>
- Sheng. (1988). An examination of the spherical scatterer approximation in aqueous suspensions of sand. *Journal of the Acoustical Society of America*, 83, 598. doi:<https://doi.org/10.1121/1.396153>
- Shuterland, T. F., Lane, P. M., Lamos, C. . ., & Downing, J. (2000). The calibration of optical backscatter sensors for suspended sediment of varying darkness levels. *Marine Geology*, 162(2-4), 587–597. doi:[https://doi.org/10.1016/S0025-3227\(99\)00080-8](https://doi.org/10.1016/S0025-3227(99)00080-8)
- The Antares Collaboration. (1999). The Antares Project. *Nuclear Physics B - Proceedings Supplements*, 75(1-2), 415-417. doi:[https://doi.org/10.1016/S0920-5632\(99\)00310-2](https://doi.org/10.1016/S0920-5632(99)00310-2)
- The CMS Central Detector Group. (1999). Large scale test of wedge shaped microstrip gas counters. *Nuclear Instruments and Methods in Physics Research Section A: Accelerators, Spectrometers, Detectors and Associated Equipment*, 436(3), 313-325. doi:[https://doi.org/10.1016/S0168-9002\(99\)00514-8](https://doi.org/10.1016/S0168-9002(99)00514-8)
- Thomas, O. (1995). *Métrie des eaux résiduaires*. Lavoisier.
- Thomas, O., El Khorassania, H., Touraud, E., & Bitarb, H. (1999). TOC versus UV spectrophotometry for wastewater quality monitoring. *Talanta*, 50(4). doi:[https://doi.org/10.1016/S0039-9140\(99\)00202-7](https://doi.org/10.1016/S0039-9140(99)00202-7)
- Thomas, O., Theraulaz, F., Agnel, C., & Suryani, S. (1995). La spectrophotométrie ultraviolette et la qualité des eaux. *Tribune de l'eau*, 573(1).
- Thorne P.D, M. R. (2008). Formulations for the scattering properties of suspended sandy sediments for use in the application of acoustics to sediment transport processes. *Continental Shelf Research*, 28(2), 309-317. doi:<https://doi.org/10.1016/j.csr.2007.08.002>

- Thorne, P. D. (2014). Modelling acoustic scattering by suspended flocculating sediments. *Continental Shelf Research*, 88, 81-91. doi:<https://doi.org/10.1016/j.csr.2014.07.003>
- Thorne, P. D., & Hanes, D. M. (2002). A review of acoustic measurement of smallscale processes. *Cont. Shelf Res.*, 22(4), 603–632. doi:[http://dx.doi.org/10.1016/s0278-4343\(01\)00101-7](http://dx.doi.org/10.1016/s0278-4343(01)00101-7)
- Thorne, P. D., & Hurther, D. (2014). An overview on the use of backscattered sound for measuring suspended particle size and concentration profiles in non-cohesive inorganic sediment transport studies. *Continental Shelf Research*, 73(1), 97-118. doi:<https://doi.org/10.1016/j.csr.2013.10.017>
- Thorne, P. D., Manley, C., & Brimelow, J. (1993). Measurements of the form function and total scattering cross-section for a suspension of spheres. *Journal of the Acoustical Society of America*, 93, 243-248. doi:<https://doi.org/10.1121/1.405658>
- Touraud, E., Crone, M., & Thomas, O. (1998). Rapid diagnosis of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAH) in contaminated soils with the use of ultraviolet detection. *Field Analytical Chemistry & Technology*, 2(4), 221-229. doi:[https://doi.org/10.1002/\(SICI\)1520-6521\(1998\)2:4<221::AID-FACT4>3.0.CO;2-W](https://doi.org/10.1002/(SICI)1520-6521(1998)2:4<221::AID-FACT4>3.0.CO;2-W)
- Traykovskia, P., Latter, R. J., & Irisha, J. D. (1999). laboratory evaluation of the of the laser in situ scattering and transmissometry instrument using natural sediments. *Marine Geology*, 159(1-4), 355-367. doi:[https://doi.org/10.1016/S0025-3227\(98\)00196-0](https://doi.org/10.1016/S0025-3227(98)00196-0)
- Trevathan, J., & Johnstone, R. (2018). Smart Environmental Monitoring and Assessment Technologies (SEMAT)—A New Paradigm for Low-Cost, Remote Aquatic Environmental Monitoring. *Sensors*, 18(7), 2248. doi:<https://doi.org/10.3390/s18072248>
- Trevathan, J., Johnstone, R., Chiffings, T., Atkinson, I., Bergmann , N., Read, W., . . . Stevens, T. (2012). SEMAT — The Next Generation of Inexpensive Marine Environmental Monitoring and Measurement Systems. *Sensors*, 12(7), 9711-9748. doi:[10.3390/s120709711](https://doi.org/10.3390/s120709711)
- Ubertone. (2020). *Ubertone*. Récupéré sur <https://www.ubertone.com/>
- Uhring, W., Zint, V., & Bartringer, J. (2004). A low-cost high-repetition-rate picosecond laser diode pulse generator. *Proceedings Volume 5452, Semiconductor Lasers and Laser Dynamics*, 583—590. doi:<https://doi.org/10.1117/12.545038>

- Unesco. (2017). *2017 UN World Water Development Report, Wastewater: The Untapped Resource*. Récupéré sur Unesco.org: <http://www.unesco.org/new/en/natural-sciences/environment/water/wwap/wwdr/2017-wastewater-the-untapped-resource/>
- Urick, R. J. (1948). The Absorption of Sound in Suspensions of Irregular Particles. *The Journal of the Acoustical Society of America*, 20, 283. doi:<https://doi.org/10.1121/1.1906373>
- Vaillant, S., Pouet, M. F., & Thomas, O. (1999). Methodology for the characterisation of heterogeneous fractions in wastewater. *Talanta*, 50(4), 729-736. doi:[https://doi.org/10.1016/S0039-9140\(99\)00200-3](https://doi.org/10.1016/S0039-9140(99)00200-3)
- Vigalenès, R. (2010). *Eau, environnement et santé publique*.
- Voichick, N., Topping, D. J., & Griffiths, R. E. (2017). Technical Note: False low turbidity readings during high suspended sediment concentrations. *Hydrology and Earth System Sciences Discussion*. doi:<https://doi.org/10.5194/hess-2017-528>
- Walker, D., Forsythe, N., Parkin, G., & Gowing, J. (2016). Filling the observational void: Scientific value and quantitative validation of hydrometeorological data from a community-based monitoring programme. *Journal of Hydrology*, 538, 713-725. doi:[tps://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2016.04.062](https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2016.04.062)
- Wilson, N. J., Mutter, E., Inkster, J., & Satterfield, T. (2018). Community-Based Monitoring as the practice of Indigenous governance: A case study of Indigenous-led water quality monitoring in the Yukon River Basin. *Journal of Environmental Management*, 210. doi:<https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.01.020>.
- Zaneveld, J. V., Spinrad, R. W., & Bartz, R. (1979). Optical properties of turbidity standards. *Proceedings of the Society of Photo-Optical Instrumentation Engineers. Soceity of Photo-Optical Instrumentation Engineers*.
- Zhuang, W. E., Chen, W., Cheng, Q., & Yang, L. (2021). Assessing the priming effect of dissolved organic matter from typical sources using fluorescence EEMs-PARAFAC. *Chemosphere*, 264(2), 128600. doi:<https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.128600>.

Moyens instrumentaux pour la surveillance environnementale des eaux de surface

Résumé

Un indicateur de la bonne qualité de l'eau est sa teneur en matières en suspension (MES). Ces particules, minérales ou organiques, sont d'origine naturelle en rapport avec des phénomènes d'érosion et les précipitations, ou découlent des rejets urbains et industriels. Les estimations de concentrations en MES sont réalisées par des mesures de turbidité optique ou acoustique. La synthèse des travaux présentée pour cette habilitation à diriger les recherches reflète la chronologie des développements instrumentaux. Elle s'intéresse plus particulièrement à ceux destinés au milieu de l'assainissement, menés pour les mesures de turbidité.

Un premier objectif, après le développement d'un profilomètre ultrasonore et de nombreuses campagnes de mesure sur le terrain, a été la détermination d'indicateurs simples et robustes du signal acoustique pouvant directement être utiles aux gestionnaires de réseaux d'assainissement. Une nette différence entre le temps sec et le temps de pluie a été constaté sous observation acoustique, phénomène pratiquement invisible à travers les autres techniques. Un second objectif a été la validation des hypothèses, faites pour expliquer les observations de terrain. Des mesures sur des particules témoins réalisées en laboratoire ont permis de confirmer les différentes sensibilités et réponses selon les techniques. Enfin, au regard des avantages et inconvénients des différentes techniques, le développement d'une nouvelle instrumentation a été envisagée. L'utilisation d'une méthode optique particulière, basée sur le comptage de photon unique, a montré qu'elle couvre à elle seule une plage de mesure résultant de la combinaison des plages des instruments optiques et acoustiques conventionnels. Un dernier objectif, mêlant développement instrumental et ouverture de la Science au public, est la mise en place d'un projet de science participative autour des mesures de qualité de l'eau, plus particulièrement de turbidité, des eaux de surface de l'Eurométropole de Strasbourg.

Mots-clés : turbidité ; turbidité optique ; rétrodiffusion acoustique ; surveillance ; matières en suspension (MES) ; comptage de photon unique résolu en temps ; eau

Résumé en anglais

An indicator of good water quality is its suspended solids (SS) content. These particles, mineral or organic, are of natural origin in connection with erosion phenomena and storm weather or result from urban and industrial discharges. Estimates of TSS concentrations are made by optical or acoustic turbidity measurements. The summary of the work presented for this habilitation reflects the chronology of instrumental developments. It focuses more particularly on those intended for the sanitation sector, carried out for turbidity measurements.

A first objective, after the development of an ultrasonic profilometer and numerous field measurement campaigns, was the determination of simple and robust indicators of the acoustic signal that could be directly useful to sewage managers. A clear difference between dry and wet weather was observed under acoustic observation, a phenomenon that is practically invisible through other techniques. A second objective was to validate the hypotheses made to explain the field observations. Measurements on control particles carried out in the laboratory confirmed the different sensitivities and responses according to the different techniques. Finally, in regard of the advantages and disadvantages of the different techniques, the development of new instrumentation was considered. The use of a particular optical method, based on single photon counting, showed that it alone covers a measurement range resulting from the combination of the ranges of conventional optical and acoustic instruments. A final objective, combining instrumental development and the opening of Science to the public, is the implementation of a citizen science project based on the measurement of water quality, and more particularly turbidity, in the surface waters of the Strasbourg Eurometropolis.

Keywords: turbidity; optical turbidity; acoustic backscattering; monitoring; total suspended solids (TSS); time-correlated single photon counting (TCSPC); water