

CONSEIL REGIONAL NORD – PAS DE CALAIS

Direction de la Recherche, Enseignement Supérieur, Santé
et Technologies de l'Information et de la Communication

Service Recherche et Technologies



PROGRAMME CHERCHEURS-CITOYENS

PREMIER RAPPORT D'AVANCEMENT

(2013-2016)

TITRE DU PROJET DE RECHERCHE :

Ouvrages d'assainissement des eaux et qualité du milieu naturel récepteur en zone urbaine : un enjeu citoyen. Cas de rejets dans la Marque à Villeneuve d'Ascq (OPUR)

Nom du coordinateur du projet : Gabriel BILLON

Co-porteuse : Justine CRIQUET

Contributeurs : C. Alary, A. Belles, G. Billon, J. Criquet, A.-C. Derouck, D. Dumoulin, T. Duquesne, A. Ivanovsky, L. Lesven, J. Pohu, J. Prygiel, J.-Y. Roger, A. Sander, P. J. Superville

Octobre 2014

Table des matières

Table des matières	3
Table des figures	5
Table des tableaux	7
Introduction	9
Tâche 1 : Bilans & Apports	11
I. Données existantes	11
I-1. La Marque	11
I-2. La station d'épuration de Villeneuve d'Ascq	16
I-3. Le lac du Héron	18
1-3-1. Données sur les paramètres physico-chimiques et chimiques de l'eau	19
1-3-1-1. Variations spatiales	20
1-3-1-2. Variations temporelles	27
1-3-1-3. Approche statistique	31
1-3-2. Bilan bactériologique sur le lac du Héron.....	32
1-3-3. Suivis antérieurs des sédiments du lac du Héron.....	34
1-3-3-1. Polluants métalliques	34
1-3-3-2. Polluants organiques	38
II. Stratégie d'échantillonnage	41
III. Présentation des premiers résultats des campagnes prospectives	43
III-1. Bilan HAP	43
III-2. Approche biologique de l'impact des rejets sur la Marque	45
Tâche 2 : Suivi haute fréquence	49
I. La Marque amont à Tressin	50
II. La Marque aval à Hemptempont	51
III. L'eau du lac du Héron vue par la bouée instrumentée	57
Tâche 3 : Echanges eau-sédiment	59
I. Généralités	59
II. Mesure des flux à l'interface eau-sédiment	60
II-1. Flux de dioxygène	62
II-2. pH	63
II-3. Phosphate.....	64
Tâche 4 : Vers une amélioration de la qualité de l'eau	67
Tâche 5 : Recherches citoyennes	68
I. Le projet Xpérium	68
II. Fête de la Nature	69

III. Echange avec le club science du lycée Louis Pasteur (Lille)	70
IV. Présentation du métier d'enseignant-chercheur au lycée Gambetta d'Arras	71
V. Animations réalisées par les étudiants du lycée agroenvironnemental d'Arras.....	71
Conclusion et perspectives	74
Bibliographie	77
Annexes.....	81

Table des figures

Figure 1. Présentation du parcours de la Marque, de son bassin versant et localisation du site d'étude.....	13
Figure 2. Evolution des teneurs en dioxygène, ammonium et phosphate dissous dans la Marque rivière entre début 2007 et fin 2012.	14
Figure 3. Localisation de la chaîne des lacs à Villeneuve d'Ascq (point jaune : station de relevage).	18
Figure 4. Bathymétrie du lac du Héron (ENLM).....	19
Figure 5. Variations spatiales de la conductivité ($\mu\text{S cm}^{-1}$) sur le lac du Héron en Novembre 2012.....	21
Figure 6. Variations spatiales des teneurs en dioxygène dissous (mg L^{-1}) sur le lac du Héron, en Novembre 2012.	22
Figure 7. Variations spatiales des valeurs du pH sur le lac du Héron lors de la mission du 22 Mai 2013.	22
Figure 8. Variations spatiales des teneurs en nitrate lors de la mission de Mars 1993.	23
Figure 9. Variations spatiales des teneurs en phosphate lors de la mission du 22 Mai 2013 (« - » : valeurs manquantes).....	24
Figure 10. Variations spatiales des teneurs en ammonium (mg L^{-1}) lors de la mission de Mars 1993.....	24
Figure 11. Distribution spatiale des teneurs nitrite (mg L^{-1}) lors de la mission de Mars 1993.	25
Figure 12. Distribution spatiale des teneurs en sodium (mg L^{-1}) lors des missions historiques du 2 Mai 2013.....	26
Figure 13. Distribution spatiale des teneurs en potassium (mg L^{-1}) lors de la mission du 2 Mai 2013.....	26
Figure 14. Distribution spatiale des teneurs en calcium (mg L^{-1}) lors de la mission de Mars 1993.	27
Figure 15. Distribution spatiale des teneurs en magnésium (mg L^{-1}) lors de la mission de Mars 1993.	27
Figure 16. Variations saisonnières, données historiques lac du Héron (T en °C, pH en u.pH, Alcalinité en mmol L^{-1} , conductivité en $\mu\text{S cm}^{-1}$, O_2 , Cl, SO_4 , Na, K, Ca, Mg, NH_4 , NO_3 , NO_2 , PO_4 et P_{total} en mg L^{-1}).....	31
Figure 17. Localisation des points de prélèvement pour le suivi de la contamination bactériologique et des carottes LS1 (entrée du lac) et LS2 (botte de Forest) pour les analyses de PCB.	33
Figure 18. Nombre d'Escherichia Coli et d'entérocoques intestinaux dans 100 mL d'eau analysée au point A (échelle logarithmique).	34
Figure 19. Facteurs d'enrichissement de Fe, Mn et Co dans les sédiments de surface du lac du Héron. Localisation des points présente Annexe XVII.	36
Figure 20. Facteurs d'enrichissement de Zn, Pb, Cu et Cd dans les sédiments de surface du lac du Héron. La localisation des points est présentée en Annexe XVII.....	37
Figure 21. Facteurs d'enrichissement de Cr, As et Ni dans les sédiments de surface du lac du Héron. La localisation des points est présentée en Annexe XVII.....	38
Figure 22. Evolution en profondeur de certains éléments majeurs, normalisés par l'aluminium. Comparaison entre l'entrée du lac et la botte de Forest.	39
Figure 23. Profils en PCB dans le lac du Héron, à l'entrée et dans la botte de Forest, mission du 22 Mai 2013.	40
Figure 24. Localisation des stations échantillonnées lors du suivi mensuel.	42
Figure 25. Localisation des stations lors du suivi haute fréquence.	43
Figure 26. Concentrations en HAP dans les niveaux inférieurs (10-20 cm) et supérieurs (0-10 cm) des carottes prélevées en entrée et sortie du lac.	45
Figure 27. Protocole de détermination des diatomées.	47
Figure 28. Comparaison des indices calculés pour les différents points de prélèvement.....	47
Figure 29. Comparaison des diagrammes rang-fréquence pour les différents points de prélèvement.....	48
Figure 30. Schéma du système de suivi automatique des éléments traces métalliques par voltampérométrie. Abréviations : IME : Interface Mercury Electrode ; HMDE : Hanging Mercury Drop Electrode.....	52
Figure 31. Présentation synthétique des classes d'espèces métalliques identifiées lors de cette étude.....	54
Figure 32. Variations des concentrations en Zn, Pb et Mn du 23 Juin 2014 au 24 Juillet 2014 dans la Marque en aval. En orange : métal (Me) électrolabile ; en rouge : Me total dissous ; en bleu : Me lixiviable à pH acide et en vert : Me total.	56

Figure 33. Evolutions haute fréquence du pH, des teneurs en chlorophylle a et en dioxygène dissous entre le 4 Septembre 2014 et 17 Septembre 2014 enregistrées à l'aide de la bouée instrumentée appartenant à l'AEAP. ...	58
Figure 34. Evolutions haute fréquence des teneurs en chlorophylle a, en BGA PE (Blue Green Algae PhycoErythrin) et BGA PC (Blue Green Algae PhycoCyanin) entre le 4 Septembre 2014 et 17 Septembre 2014 enregistrées à l'aide de la bouée instrumentée appartenant à l'AEAP.	59
Figure 35. Schéma des principaux flux composant le flux benthique à l'interface eau – sédiment.	60
Figure 36. Dispositif d'incubation des carottes sédimentaires pour la mesure des flux benthiques (montage pour 3 carottes)	61
Figure 37. Cycle du phosphore en milieu aquatique, d'après Gallioz (2004).....	65
Figure 38. Identification des zones susceptibles d'accueillir des plantations en 2015 sur le lac du Héron.	67
Figure 39. Présentation du stand OPUR par Anastasia Ivanovsky à un groupe de lycéens dans le cadre du projet Xpérium.	69
Figure 40. Présentation du lac du Héron (construction, fonctionnalité) par Anastasia Ivanovsky et observation des micro-organismes présents dans les boues activées de la station d'épuration de Villeneuve d'Ascq.....	70
Figure 41. Concours Faites de la Science (http://js2014.esj-lille.net/2014/04/16/concours-faites-de-la-science-la-competition-fait-rage/).	71
Figure 42. Animation sur la colline des Marchenelles réalisée par les étudiants du lycée Agroenvironnemental d'Arras à l'intention d'élèves de 5ème du collège Arthur Rimbaud.	72

Table des tableaux

<i>Tableau 1. Valeurs moyenne, minimale et maximale des paramètres physico-chimiques de la qualité de l'eau ainsi que les écart-types relatifs [RSD (%)]. Figure également dans le tableau le nombre d'échantillons (Nbr pts) mesurés sur la période 2007-2012.</i>	<i>15</i>
<i>Tableau 2. Quelques chiffres clés concernant le fonctionnement de la station d'épuration à Villeneuve d'Ascq. Abréviations : DBO5 : Demande Biologique en Oxygène sur 5 jours ; Ptotal : charge en phosphore total ; DCO : Demande Chimique en Oxygène ; MES : Matières En Suspension ; NTK : azote total Kjeldhal (azote ammoniacal + azote organique) ; NGL : azote global (NTK + nitrate + nitrite).....</i>	<i>16</i>
<i>Tableau 3. Caractéristiques des données historiques du lac du Héron.</i>	<i>20</i>
<i>Tableau 4. Variations temporelles (moyennes, max/min) des données historiques du lac du Héron (NA = Non Analysé).....</i>	<i>29</i>
<i>Tableau 5. Norme de qualité microbiologique relative aux eaux de baignades.</i>	<i>33</i>
<i>Tableau 6. Moyenne des facteurs d'enrichissements en Zn, Pb, Cu et Cd dans les sédiments du lac du Héron (n = nombre de valeurs au-dessus de la limite de détection), selon la zone d'intérêt.</i>	<i>36</i>
<i>Tableau 7. Limites des classes d'état. Les valeurs affichées correspondent à la limite de changement de classe (par exemple entre 0,5 et 1 mg L⁻¹ de phosphate, l'état physico-chimique est moyen). Les valeurs de la Marques sont le résultat de moyennes entre Juin et Août 2014, à la station de Tressin. Attention, le déclassement ne se base pas sur la moyenne mais sur le percentile 90 des valeurs.</i>	<i>51</i>
<i>Tableau 8. Comparaison des moyennes entre les sites amont et aval de la Marque rivière (Juin-Août 2014).</i>	<i>51</i>
<i>Tableau 9. Moyennes et écart types des différentes fractions de Pb, Zn et Mn. La comparaison des valeurs entre les différentes fractions n'est pas pertinente car les moyennes ne sont pas effectuées à partir du même nombre d'échantillons.</i>	<i>53</i>
<i>Tableau 10. Bilan des variations de dioxygène dissous et de pH, enregistrées dans les eaux surnageantes au cours des incubations pour les expériences hivernale et estivale en modes diurne et nocturne.</i>	<i>63</i>
<i>Tableau 11. Flux benthiques en phosphate dans les sédiments du Lac du Héron (point LH4) mesurés en été et en hiver 2014.</i>	<i>65</i>

Introduction

Le projet OPUR vise à mieux comprendre et à mieux faire comprendre aux citoyens le fonctionnement d'un ouvrage d'assainissement des eaux pluviales de type lagunage (le lac du Héron) et son impact sur un cours d'eau (la Marque). En effet, le lac du Héron est un lac artificiel qui reçoit une partie très importante des eaux de ruissellement de Villeneuve d'Ascq via la chaîne des lacs en amont, et qui sert de lagune d'épuration « naturelle » de ces eaux avant rejet dans la Marque par pompage. A cela s'ajoutent les rejets de la station d'épuration de Villeneuve d'Ascq dans la Marque à l'entrée de Forest sur Marque. Situées en zone urbaine, ces masses d'eau sont généralement contaminées et riches en nutriments, ce qui peut provoquer des déséquilibres importants que le milieu naturel ne peut pas toujours compenser. Il en résulte par exemple des proliférations algales conduisant rapidement à l'eutrophisation du milieu, à un taux de mortalité de poissons élevé, et/ou à l'apparition d'odeurs désagréables...

Le programme de recherche prévu sur 3 ans a tout d'abord pour objectif de dresser un bilan le plus complet possible de la contamination par les micropolluants (organiques et métalliques) et des sels nutritifs (principalement l'azote et le phosphore) dans le lac du Héron (et plus particulièrement dans sa partie Est) et dans la Marque (en tenant compte des rejets de la station d'épuration de Villeneuve d'Ascq située en amont de l'exutoire du lac). Dans le lac du Héron, l'eau est relativement stagnante, ce qui permet une clarification de l'eau par sédimentation des particules en suspension avec la possibilité d'accumulation de polluants dans les sédiments qui sont par la suite susceptibles de rediffuser vers la colonne d'eau. Ce travail qui consiste à analyser les données bibliographiques issues d'études antérieures, ainsi qu'à réaliser un bilan sur l'état actuel des masses d'eau est en cours de réalisation et fait l'objet de la tâche 1.

Une seconde tâche de ce projet est centrée sur l'évaluation des flux de contaminants à l'interface eau-sédiment à différentes saisons, en condition diurne et nocturne. D'après les données issues de la tâche 1, les contaminants ciblés sont les éléments traces métalliques, le phosphore et les HAP (Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques). En effet, le phosphore pose des problèmes récurrents dans tous les plans d'eau de la Région et est d'ailleurs souvent à l'origine du déclassement de l'état écologique. Les HAP et les éléments traces métalliques sont des polluants caractéristiques des eaux pluviales, le lac du Héron recevant notamment celles de la voirie de Villeneuve d'Ascq. Au vu des résultats (cf. tâche 2), des réorientations seront peut-être à envisager.

Une troisième action s'intéresse aux changements rapides de la qualité de l'eau qui sont susceptibles de se produire dans ces systèmes riches en nutriments, peu profonds et dont les sédiments sont riches en particules fines et en carbone organique. Pour ce faire, deux stations mobiles de suivi de la qualité de l'eau appartenant à l'Agence de l'Eau Artois-Picardie ont été déployées entre fin juin et début septembre 2014 dans la Marque, et l'acquisition d'une bouée instrumentée a permis de suivre les évolutions de quelques paramètres de la qualité de l'eau

du lac du Héron depuis juin 2014. Cette action a demandé des moyens humains et matériels considérables. Les données ne sont bien sûr pas encore exploitées en profondeur, mais elles sont très riches en information sur le fonctionnement de la Marque en période estivale (cf. tâche 3).

Comme prévu dans l'appel d'offre et dans le projet OPUR, la dimension citoyenne a très vite été intégrée au cours de cette première année avec des actions citoyennes qui ont commencé par de l'information et de la sensibilisation autour du fonctionnement des stations d'épuration, des cours d'eau et des bassins d'orage en général, et du système étudié en particulier. Des échanges très actifs avec les citoyens ont vu le jour à travers de nombreuses manifestations (voir tâche 5). Nous avons également permis au cours de cette première année, de favoriser l'insertion d'étudiants (niveau BTS-IUT, Licence et Master) dans le monde professionnel lié à la communication, à la chimie analytique, à la chimie de l'eau et de l'environnement ou à la gestion d'espaces naturels, au travers d'interventions, de stages (3-6 mois), d'un contrat de thèse (3 ans) et d'un contrat post-doctoral réalisés au sein du consortium. La partie communication est venue compléter cette action citoyenne avec des articles dans la presse locale, en particulier « La Tribune, le magazine des villeneuvois » et « La Voix du Nord » (Annexe I). Les résultats scientifiques ont également été valorisés dans des conférences internationales (3 présentations par poster et 2 présentations orales invitées, Annexe II).

Sur la base des résultats obtenus dans les autres tâches, des recherches bibliographiques et de cas d'études, de possibles interventions et aménagements pouvant favoriser l'amélioration de la qualité de l'eau et du milieu seront proposés. C'est l'objet de la tâche 4 qui n'a par conséquent pas encore réellement commencé bien que des idées et des projets aient déjà émergé.

Finalement, la coordination du projet n'a à ce jour posé aucun problème en raison de l'investissement de tous les partenaires d'OPUR et le calendrier de travail du projet est globalement respecté. L'ensemble du travail de cette première année sera restitué, en plus du présent rapport, au cours d'une réunion en présence d'un comité de pilotage comprenant la Région Nord-Pas de Calais (représentée par Mme Claire Bugner), la Mairie de Villeneuve d'Ascq (représentée par MM. Jacques Gibert, André Laurent et Claude Delattre) et deux experts scientifiques externes : M. Tristan Debuigne (cd2e, en charge de l'accompagnement des activités liées aux Energies Renouvelables, aux sédiments et à l'Eau) et M. Marc Elskens (Professeur à la VUB). La date de ce comité de pilotage est fixé au mercredi 07 janvier 2015 à 13H30 à la Ferme du Héron (Chemin de la ferme Lenglet, Villeneuve d'Ascq).

Tâche 1 : Bilans & Apports

Partenaires impliqués : Tous

La première tâche du projet OPUR consiste à établir un bilan des micropolluants et des nutriments présents dans le lac du Héron et dans la Marque, au niveau des sédiments et de la colonne d'eau. Il s'agit aussi de faire un bilan des apports à la Marque (qualitatif et quantitatif) sur le tronçon d'intérêt. Les éléments contenus dans ce premier rapport s'appuient sur des données existantes avec lesquelles nous avons dressé l'état des lieux. Dans une seconde partie, nous présenterons la stratégie d'échantillonnage mise au point ainsi que les types d'analyses envisagés. Enfin, la troisième partie sera consacrée à la présentation de nos premiers résultats.

I. Données existantes

Cette partie s'attache à présenter de façon la plus synthétique possible les données recueillies pour la Marque rivière à la hauteur de Villeneuve d'Ascq (2007-2012), le lac du Héron (1992-2013) ainsi que pour la station d'épuration de Villeneuve d'Ascq.

I-1. La Marque

La communauté urbaine de Lille au sein de laquelle se déroule notre étude est située entre le bassin Parisien et le bassin de Bruxelles, dans une zone d'affaissement dite Anglo-flamande. Les terrains primaires sont affectés de nombreuses failles, orientées Est-Sud-Est et Ouest-Nord-Ouest. Le substrat du secondaire est constitué de roches calcaires et marneuses, surmontées d'un niveau de craie du Sénonien et Turonien, d'épaisseur variable. Ces formations anciennes sont recouvertes par des alluvions. Ces derniers sont des dépôts fluviaux composés d'argiles, de sables, de tourbes et de graviers, de niveaux variables (Lille Métropole, 2004). La station météorologique située à Lesquin permet d'établir des précipitations annuelles moyennes de 659 mm, comptant environ 170 jours de pluie par an. La température moyenne annuelle est de 10°C variant entre 2,6°C en hiver et 17,3°C en été. Les vents dominants proviennent du Sud-Ouest/Ouest et seraient plus intenses entre Novembre et Février (Lille Métropole, 2004).

La Marque rivière, située à proximité et dans la métropole lilloise s'étend sur 31,7 km et prend sa source à Mons-en-Pévèle (Figure 1) à une altitude de +50m NGF (Nivellement Général de la France). Il est néanmoins difficile de la suivre sur une carte car elle est souterraine à certains endroits. Elle est canalisée à Wasquehal (+20m NGF) et rejoint la Deûle après son passage dans le canal de Roubaix (Figure 1). Ce relief topographique peu marqué (pente de 0,4%) permet le développement de marais, de zones humides (*e.g.* de Fretin à Bouvines et de Tressin à Forest), propices à l'évolution de nouvelles espèces et permettant la mise en place de zones tampons en période de crue (LMCU, 2011). Il est à noter que le rôle de ces zones humides est perturbé par l'urbanisation croissante. Certaines végétations (peupliers) sont présentes afin d'assécher ces zones à des fins de loisirs. La Marque a six affluents (La Petite Marque de Mons-en-Pévèle,

La Petite Marque de Willems, Le Zécart, Le courant de la Charrue, Le ruisseau de Sainghin et La Becque de La Marque) (SANDRE, site internet). Cette rivière est définie comme un petit cours d'eau avec des dépôts argilo-sableux selon l'Agence de l'Eau Artois-Picardie.

Le territoire de La Marque est fortement anthropisé. Ce territoire fait partie du SAGE Marque-Deûle et est occupé à 50% par l'agriculture et 40 % par des zones urbaines (SAGE, 2013). Les principales occupations du sol sont l'habitat, les activités agricoles [céréales, légumineuses, pomme de terre (SAGE, 2013)] et l'industrie. Il existe un aléa inondation fort le long des berges non canalisées de La Marque (DREAL Nord Pas de Calais, 2008). Le risque d'inondation peut provenir à 49% des crues, 48% du ruissellement et 3% d'une remontée de la nappe, selon le SAGE (2013). L'ensemble de ce territoire est dit sensible à l'eutrophisation. Par ailleurs, l'assainissement des eaux pluviales et usées se fait grâce à 35 stations d'épuration et des déversoirs d'orages. Le lit mineur a été fortement modifié, en particulier entre Forest sur Marque et Hem où il y avait au 18^{ème} siècle deux bras de La Marque (aujourd'hui il n'y a plus qu'un seul tracé rectiligne). Les débits de La Marque rivière sont répartis selon 2 semestres, selon un rapport de la LMCU (2011) : les hautes eaux réparties entre Novembre et Avril et les basses eaux entre Mai et Octobre.

L'Agence de l'eau Artois Picardie possède deux stations de suivi. L'une fait partie du Réseau Historique Artois Picardie (RHAP, Forest sur Marque, 085000), l'autre du Réseau de Contrôle Opérationnel (RCO, Wasquehal, 086000) (Figure 1). La Marque rivière est classée en mauvais états écologique et chimique et doit atteindre le bon état pour 2027. Son déclassement est dû aux faibles concentrations en dioxygène dissous, aux fortes teneurs en nutriments et à la quantification de substances prioritaires telles que les nonylphénols, les HAP et certains pesticides (diuron et isoproturon). La station de Forest sur Marque (Coord. Lambert 93 ; X = 713234 Y = 7059177,82) est classée en mauvais états chimique et écologique. Son débit moyen interannuel basé sur la période entre 1966 et 2010 est de $1,05 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$. La station de Wasquehal (en aval de notre système) (Coord. Lambert 93 ; X = 710354 Y = 7063127,24) est elle aussi classée en mauvais états écologique et chimique. Elle doit atteindre le bon état écologique et chimique en 2027, selon la DCE. D'autre part, son débit moyen interannuel a été calculé sur la période 1992-1998 et est de $1,6 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$.

Enfin, la DREAL Nord Pas de Calais (Direction Régionale de l'Environnement, de l'Aménagement et du Logement) possède deux stations le long de la rivière. Elles enregistrent « en continu », toutes les 30 minutes les débits moyens et les hauteurs d'eau à Bouvines (Coord. Lambert II ; X=660016 m, Y=2620839 m) et Pont à Marcq (Coord. Lambert II ; X=655773 m, Y=2615107 m). Ces suivis mettent en évidence une forte hétérogénéité des débits moyens sur les 6 premiers mois de l'année 2013. En effet, les débits moyens journaliers sont plus faibles en période estivale (Avril-Juin) avec $0,89 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ à Bouvines et $0,14 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ à Pont à Marcq, et plus forts en période hivernale (Janvier-Mars) avec pour débit moyen journalier, $1,30 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ (Bouvines) et

0,50 m³ s⁻¹ (Pont à Marcq). Cela montre que les débits sont fortement dépendants des précipitations. De plus, il est à noter que les débits moyens journaliers sont plus forts en aval (Bouvines) qu'en amont (Pont à Marcq). Ceci est probablement dû à l'interaction de la rivière avec les aquifères sous-jacents et aux affluents.

De plus, de nombreux exutoires arrivent directement dans la rivière. Il s'agit probablement de rejets d'eau pluviale et de drainage, qui peuvent potentiellement affecter la qualité de La Marque en temps de pluie. Il existe également des exutoires de stations d'épuration et d'entreprises chimiques que nous n'avons pas encore tous localisés précisément [zone de dépôt d'hydrocarbures, garages, station-service ... (InfoTerre, BRGM, site internet)].

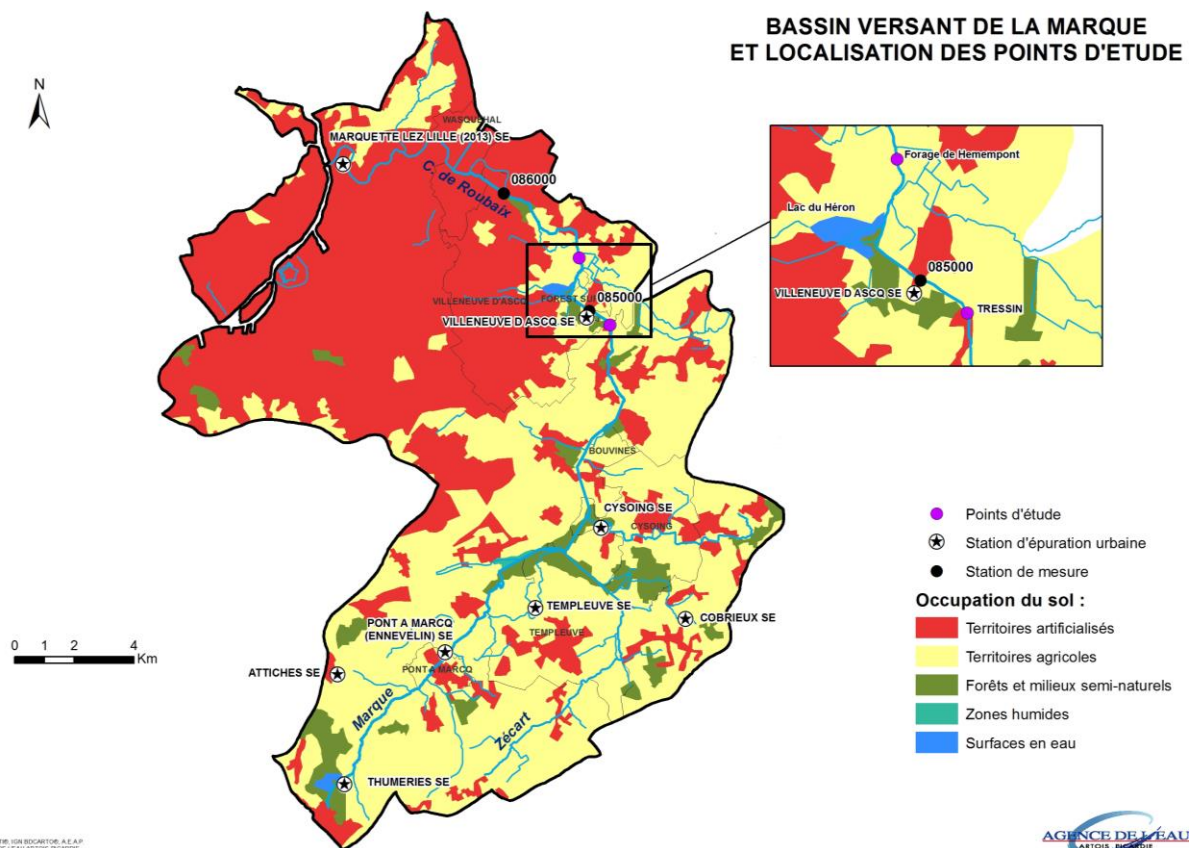


Figure 1. Présentation du parcours de la Marque, de son bassin versant et localisation du site d'étude.

Pour le projet OPUR, l'analyse des données de l'eau sur la Marque rivière se base sur le point de suivi de l'Agence de l'Eau situé à Forest sur Marque. Les données concernent uniquement les paramètres physico-chimiques de l'eau et les nutriments et ont été analysées entre début 2007 et fin 2012 (Tableau 1). Les écarts de températures sont importants entre l'hiver et l'été avec des amplitudes comprises entre 10 et 20°C selon les années. Les valeurs maximale et minimale de température relevées sont de 21,9 et 0,9°C, respectivement. Les teneurs en dioxygène dissous fluctuent également mais de façon irrégulière (avec des valeurs maximales pouvant atteindre 14,7 mg L⁻¹ et des valeurs minimales de l'ordre de 2 mg L⁻¹) (Figure 2). Les faibles valeurs de dioxygène pendant les périodes où la production primaire est la plus

importante suggèrent des apports importants de matière organique à dégrader et/ou d'ammonium. Dans tous les cas, le système ne semble pas être très stable, probablement en raison d'un excès de nutriments (cf. ci-après) qui provoque des phénomènes d'eutrophisation. Les teneurs en cations majeurs (Na^+ , K^+ , Ca^{2+} et Mg^{2+}) et en sulfate fluctuent peu sur les 5 années de suivi (Tableau 1) à l'échelle de la fréquence des prélèvements. Les écarts-types relatifs pour les valeurs de ces derniers paramètres sont tous inférieurs à 20%. A noter que seul le potassium est corrélé avec la conductivité ($r = 0,72$).

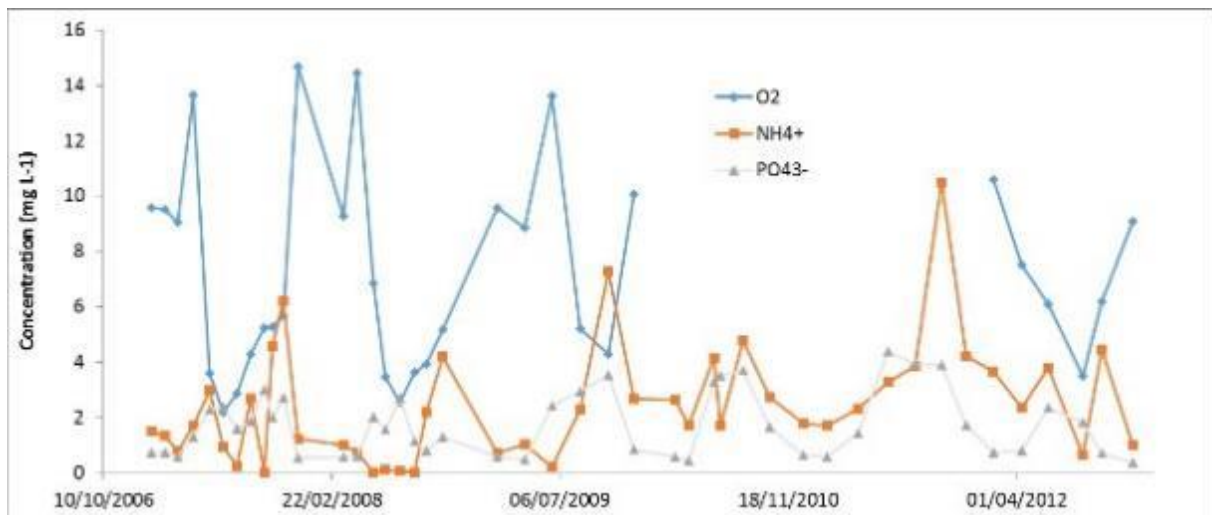


Figure 2. Evolution des teneurs en dioxygène, ammonium et phosphate dissous dans la Marque rivière entre début 2007 et fin 2012.

Trois formes dissoutes de l'azote ont également été suivies : l'ammonium, le nitrite et le nitrate (Figure 2 et Tableau 1). Les teneurs en ammonium sont élevées (en moyenne $2,41 \text{ mg L}^{-1}$) avec plusieurs pics ponctuels en fin d'été – début automne (jusqu'à $10,5 \text{ mg L}^{-1}$). Les concentrations en nitrate (moyenne de $13,7 \text{ mg L}^{-1}$) évoluent de façon irrégulière mais les maxima sont plutôt observés en hiver avec un maximum de $23,9 \text{ mg L}^{-1}$. Ces deux paramètres sont d'ailleurs anti corrélés ($r = -0,64$). Enfin les teneurs maximales en nitrite sont plutôt observées en été avec des valeurs pouvant atteindre $2,3 \text{ mg L}^{-1}$.

Les teneurs en COD sont en moyenne égales à $6,15 \text{ mg L}^{-1}$ avec des augmentations observées plutôt en été ce qui rend ce paramètre corrélé avec le phosphate ($r = 0,51$) et anti corrélé avec le nitrate ($r = -0,76$). Ces augmentations durant l'été sont probablement liées à une plus grande activité biologique comparées à l'hiver où la minéralisation du carbone organique est le processus dominant.

Les concentrations en phosphate dissous sont élevées avec un bruit de fond à environ $0,5 \text{ mg L}^{-1}$; les valeurs augmentent généralement en été : jusqu'à $4,4 \text{ mg L}^{-1}$ fin juin 2011. Leur origine dans la Marque pourrait-être lié aux échanges eau-sédiment et eau-particules mais également aux apports urbains (apports dilués en hiver en raison des évènements pluvieux).

Les teneurs en silicium dissous varient quant à elles entre 9,7 et 24 mg L⁻¹ avec une moyenne de 17 mg L⁻¹. Il semblerait que les concentrations diminuent vers le mois d'avril (développement des diatomées) pour augmenter en fin d'été (minéralisation progressive des squelettes de diatomées à cette période) (Opfergelt et al., 2011).

Enfin les teneurs en MES sont comprises entre 2 et 330 mg L⁻¹ avec des valeurs maximales observées en hiver en raison de l'augmentation globale du débit, du lessivage des sols... De ce fait, la conductivité est généralement moins forte en hiver et les deux paramètres se retrouvent anti corrélés ($r = -0,53$).

Tableau 1. Valeurs moyenne, minimale et maximale des paramètres physico-chimiques de la qualité de l'eau ainsi que les écart-types relatifs [RSD (%)]. Figure également dans le tableau le nombre d'échantillons (Nbr pts) mesurés sur la période 2007-2012.

	T	O ₂	Cond	SO ₄ ²⁻	Na ⁺	K ⁺	Ca ²⁺	Mg ²⁺
	°C	mg L ⁻¹	µS cm ⁻¹	mg L ⁻¹	mg L ⁻¹	mg L ⁻¹	mg L ⁻¹	mg L ⁻¹
Moyenne	12,3	7,18	916	112	41,9	9,74	149	12,2
RSD (%)	41	51	14	16	16	11	11	14
Minimum	0,90	2,20	525	81,9	31,6	8,1	117	9
Maximum	21,9	14,7	1180	144	53,3	11,3	174	14,7
Nbr pts	44	32	44	12	12	12	12	12

	NH ₄ ⁺	NO ₃ ⁻	NO ₂ ⁻	PO ₄ ³⁻	COD	MES	Si
	mg L ⁻¹	mg L ⁻¹	mg L ⁻¹	mg L ⁻¹	mg L ⁻¹	mg L ⁻¹	mg L ⁻¹
Moyenne	2,41	13,7	0,61	1,74	6,15	33,2	16,5
Minimum	0,03	0,70	0,02	0,40	4,33	2	9,70
Maximum	88	45	70	67	16,4	171	19,6
RSD (%)	11	24	3	5	10	330	25
Nbr pts	45	45	45	45	45	45	45

Finalement, au vu de ces premiers résultats, les fortes teneurs en phosphate, en ammonium et le manque récurrent de dioxygène dans la Marque rivière, dégradent l'état écologique (état mauvais). Le système semble également être très réactif avec des augmentations et des diminutions extrêmement rapides. En conséquence, le projet OPUR propose une stratégie de suivi avec un maillage beaucoup plus resserré (campagnes mensuelles sur 1 an, cf. ci-après jusqu'à des mesures haute fréquence avec des pas de temps de 10 minutes, cf. tâche 2). Par ailleurs dans les sédiments, aucune donnée fiable récente n'est à notre connaissance disponible dans la zone d'étude et des prélèvements devront donc être réalisés rapidement.

I-2. La station d'épuration de Villeneuve d'Ascq

La station d'épuration de Villeneuve d'Ascq située à proximité de Forest sur Marque appartient à LMCU et a été réhabilitée en 2004. Elle traite les eaux usées provenant de 17 communes alentours (Anstaing, Baisieux, Bouvines, Chérens, Forest sur Marque, Péronne en Mélantois, Saily lez Lannoy, Sainghin en Mélantois et Tressin dans leur totalité ; et Gruson, Hem, Lesquin, Seclin, Templemars, Vendeville, Villeneuve d'Ascq et Willems partiellement), ainsi que celles d'industries (textile, imprimerie, chimique) qui arrivent au réseau de tête. Sa capacité est de 170000 eq. habitant et l'exploitant en charge de cette station est la société VEOLIA depuis 2014. Elle traite en priorité les MES, le carbone, l'azote ainsi que le phosphore (Tableau 2).

Tableau 2. Quelques chiffres clés concernant le fonctionnement de la station d'épuration à Villeneuve d'Ascq. Abréviations : DBO₅ : Demande Biologique en Oxygène sur 5 jours ; P_{total} : charge en phosphore total ; DCO : Demande Chimique en Oxygène ; MES : Matières En Suspension ; NTK : azote total Kjeldhal (azote ammoniacal + azote organique) ; NGL : azote global (NTK + nitrate + nitrite).

Capacité de traitement	Qualité de l'eau traitée
Débit : 21600 m ³ j ⁻¹	
Débit de pointe : 3000 m ³ h ⁻¹	
DBO ₅ : 9065 kg j ⁻¹	DBO ₅ : 25 mg L ⁻¹
P _{total} : 426 kg j ⁻¹	P _{total} : 1 mg L ⁻¹
DCO : 22300 kg j ⁻¹	DCO : 125 mg L ⁻¹
MES : 9650 kg j ⁻¹	MES : 35 mg L ⁻¹
NTK : 1550 kg j ⁻¹	NGL : 10 mg L ⁻¹
Rendement épuratoire moyen annuel : 98% de DBO ₅	

Il existe différentes filières de traitement dans cette station (Annexe III) : eau (prétraitement et traitement biologique par boues activées), boues (centrifugation et séchage), désodorisation (biofiltres de tourbes et traitement physicochimique) et déchets (traitement biologique et réception des matières de vidanges). Nous nous intéresserons ici qu'à la filière eau. Celle-ci comporte une phase de prétraitement qui consiste en un dégrillage grossier (50 mm), un poste de relevage, un dégrillage fin (10 mm), des bassins de dégraissage/déshuilage et dessablage, un traitement biologique (présence de micro-organismes consommant les substrats carbonés, phosphorés et azotés) et un clarificateur. Les eaux traitées sont ensuite rejetées dans le milieu récepteur, la Marque rivière.

Entrée — Les effluents arrivent par trois collecteurs et sont analysés dès leur arrivée en station. Les matières de vidange sont dépotées sur un dégrilleur rotatif avant de tomber dans une fosse de consigne où un control visuel associé à une mesure de pH et de conductivité va permettre de déterminer si elles sont acceptables sur le site. Dans le cas contraire elles sont reprises pour être éliminées dans un centre de traitement spécialisé. Lorsqu'elles sont acceptées les matières

de vidange sont envoyées progressivement vers le dessablage-dégraissage pour suivre la même filière de traitement que les effluents.

Dégrillage / relèvement — Les effluents passent au travers de dégrilleurs grossiers, 2 automatiques et un dégrilleur manuel de secours. Le relèvement est assuré par deux pompes de $1500 \text{ m}^3 \text{ h}^{-1}$ chacune. Vient ensuite le dégrillage fin assuré par un dégrilleur automatique et un dégrilleur manuel de secours. Les refus de dégrillage sont acheminés par vis convoyeuses vers des bennes qui sont elles-mêmes évacuées vers un centre d'enfouissement technique. Les effluents relevés, sont répartis gravitairement sur deux files.

Dessablage / dégraissage — La station est équipée de deux dessableurs-dégraisseurs dans lesquels les sables, entraînés par leur poids, vont tomber au fond de l'ouvrage et les graisses remonter à la surface. Les sables sont récupérés au fond du bassin par des pompes puis séparés de l'eau par un hydrocyclone et un classificateur. Une fois traité, les sables sont évacués en bennes pour être réutilisés (principalement travaux de voiries). Les aérateurs immergés permettent la diffusion de micro-bulles d'air accélérant ainsi la remontée des graisses en surface. Elles sont ensuite raclées puis dirigées vers une fosse de soutirage et envoyées vers le lypocycle où elles sont traitées biologiquement.

By-pass — Le By-pass permet l'écêtement des eaux prétraitées au-delà de $3000 \text{ m}^3 \text{ h}^{-1}$, débit jamais atteint. Ainsi, toutes les eaux entrant dans la station sont intégralement traitées.

Bassin biologique — Les effluents sont répartis vers deux bassins d'aération pour le traitement biologique. Chaque bassin (23000 m^3 chacun) est composé : (i) d'une zone de contact de 300 m^3 , équipée d'agitateurs rapides ; (ii) d'une zone anaérobie de 3000 m^3 équipée de 3 agitateurs rapides ; et (iii) d'une zone d'aération de 19700 m^3 , équipée de 6 agitateurs lents à grandes pales pour le brassage et de 30 rampes équipées de membranes permettant la diffusion de fines bulles d'air.

Dégazage — Les effluents se répartissent ensuite dans l'un des deux dégazeurs de 35 m^3 ; les écumes et flottants sont refoulés vers le traitement des boues.

Clarification — Deux clarificateurs circulaires raclés sucés, d'un diamètre de 56,5 m et d'une hauteur d'eau de 4 m, permettent la décantation des boues.

Comptage et rejet — Un canal de comptage mesure le débit de sortie des effluents. Il est équipé d'un préleveur qui permet de contrôler la qualité de l'eau à la sortie de la station et d'établir un bilan de la pollution traitée. L'eau traitée est ensuite rejetée dans la Marque.

L'analyse des données historiques concernant cet ouvrage sera détaillée dans le second rapport d'avancement avec le calculs des flux (au niveau de la Marque rivière, du lac du Héron et de la STEP en sortie).

I-3. Le lac du Héron

L'historique du lac a été tiré d'un rapport de la LMCU (2011). Le lac du Héron est le dernier de la chaîne des lacs, située à Villeneuve d'Ascq (Figure 3). Ces lacs sont au nombre de 6 : Lac du Château (2 ha), lac des Espagnols (4,8 ha), lac Saint-Jean (4 ha), Lac Quicampoï (1,6 ha), lac Canteleu (1,6 ha) et lac du Héron (33 ha). Ils sont tous artificiels et ont été construits dans les années 1970 pour drainer les eaux de pluie et de ruissellement suite à l'imperméabilisation des sols lors de la création de la ville nouvelle et aussi pour assécher les zones historiquement marécageuses.



Figure 3. Localisation de la chaîne des lacs à Villeneuve d'Ascq (point jaune : station de relevage).

La surface totale du bassin versant de la chaîne des lacs est de 1440 ha et le coefficient de ruissellement (hauteur d'eau ruisselée/hauteur d'eau précipitée) est de 0,47. La profondeur moyenne du lac du Héron est de 1,5 m (Figure 4) et son volume théorique est de 634 230 m³. La surface du lac du Héron est conçue pour un marnage de 60 cm, ce qui permettrait de gérer une pluie centennale (LMCU, 2011). Le fond du lac est recouvert d'une épaisseur variable de vase et de sable reposant sur un substratum de craie. La chaîne des lacs reçoit 2/3 de sa charge avec des eaux pluviales tandis que le tiers restant est issu des réseaux unitaires (eaux pluviales + eaux usées). De plus, il est à noter la présence de 64 exutoires sur la chaîne des lacs dont 10 Déversoirs d'Orages (DO) et 15 ouvrages d'alimentation avec dessableur et cloison siphonide. En particulier sur le lac du Héron, il y a 15 exutoires dont au moins 5 amenant des eaux strictement pluviales. Il est alors possible de retrouver des traceurs urbains domestiques (e.g. l'ammonium et *Escherichia coli*, cf. ci-après) dans le lac du Héron.

La gestion de cet ouvrage est assurée par LMCU. Afin de maintenir son niveau d'eau constant, un système de relevage des eaux vers la Marque est assuré automatiquement par deux pompes (et une troisième de secours) à l'Est du lac (Figure 3) d'une capacité de 750 L s^{-1} chacune. En effet, d'un point de vue topographique, le lac du Héron est plus bas que le lit de la Marque. Le poste de relevage est en outre constitué en amont des pompes d'un dégrilleur et dessableur.

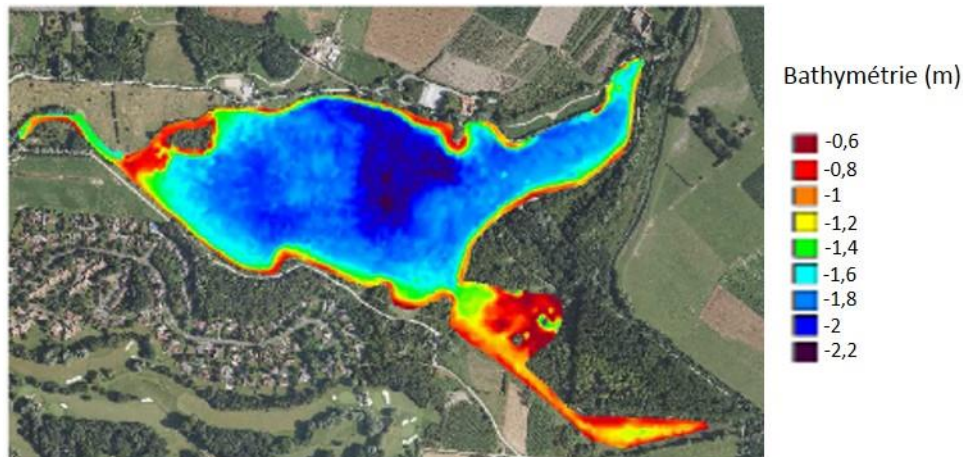


Figure 4. Bathymétrie du lac du Héron (ENLM).

Bien que le rôle premier de la chaîne des lacs soit de réguler les eaux pluviales avant rejet dans la Marque, cette chaîne est progressivement devenue un lieu attractif pour les citoyens (promenades, jeux, courses à pied, vélo, pêche, animations nature, ornithologie...) et des aménagements ont été progressivement entrepris par l'ENLM, en charge de la gestion des berges depuis 2002. Plus particulièrement, le lac du Héron est aujourd'hui un lieu de loisir pour les citoyens de la région qui peuvent se promener en partie au cœur d'une réserve naturelle. Cependant au cours de l'année 2013-2014, les activités du club de voile ont dû s'arrêter définitivement à cause de la présence d'une plante aquatique invasive (l'élodée de *Nuttall*) qui avait recouvert l'ensemble du lac.

1-3-1. Données sur les paramètres physico-chimiques et chimiques de l'eau

Les données historiques présentées dans ce rapport sont issues d'études antérieures (à partir de 1992) réalisées par LMCU et le laboratoire Géosystèmes de l'Université Lille 1 (

Tableau 3). Dans un premier temps nous nous intéresserons aux variations spatiales des paramètres généraux (dioxygène, température, conductivité, pH) puis nous présenterons dans un deuxième temps les éventuelles variations temporelles de ces paramètres. Quelques informations seront également fournies concernant les niveaux de contaminants dans la colonne d'eau et les sédiments mais les données répertoriées sont relativement éparées.

Tableau 3. Caractéristiques des données historiques du lac du Héron.

Date	Source	Nombre de points	Fraction analysée	Paramètres analysés
Juin 1992	LMCU	8	Dissous (<0,45µm)	T, O ₂ , conductivité, pH, Cl ⁻ , SO ₄ ²⁻ , Na ⁺ , K ⁺ , Ca ²⁺ , Mg ²⁺ , NH ₄ ⁺ , NO ₃ ⁻ , NO ₂ ⁻ , PO ₄ ³⁻ , P _{tot} , CO ₃ ²⁻ , MES
Octobre 1992	LMCU	8	Dissous (<0,45µm)	T, O ₂ , conductivité, pH, Cl ⁻ , SO ₄ ²⁻ , Na ⁺ , K ⁺ , Ca ²⁺ , Mg ²⁺ , NH ₄ ⁺ , NO ₃ ⁻ , NO ₂ ⁻ , PO ₄ ³⁻ , P _{tot} , CO ₃ ²⁻ , MES
Mars 1993	LMCU	8	Dissous (<0,45µm)	T, O ₂ , conductivité, pH, Cl ⁻ , SO ₄ ²⁻ , Na ⁺ , K ⁺ , Ca ²⁺ , Mg ²⁺ , NH ₄ ⁺ , NO ₃ ⁻ , NO ₂ ⁻ , PO ₄ ³⁻ , P _{tot} , CO ₃ ²⁻ , MES
Novembre 2012	Projet CHIMHER (ENSCL)	16	Dissous (<0,45µm)	T, O ₂ , conductivité, pH, turbidité, alcalinité, Cl ⁻ , SO ₄ ²⁻ , NH ₄ ⁺ , NO ₃ ⁻ , NO ₂ ⁻ , PO ₄ ³⁻
2 Mai 2013	Stage M1 (C. Falantin)	41	Dissous (<0,45µm)	T, O ₂ , conductivité, pH, turbidité, alcalinité, Cl ⁻ , SO ₄ ²⁻ , Na ⁺ , K ⁺ , Ca ²⁺ , Mg ²⁺ , NO ₃ ⁻ , PO ₄ ³⁻ + sur quelques points : V, Cr, Mn, Co, Ni, Cu, Zn, Cd, Pb, Fe, As
22 Mai 2013	Stage M1 (C. Falantin)	30	Dissous (<0,45µm)	T, O ₂ , conductivité, pH + sur quelques points alcalinité, PO ₄ ³⁻ , COD
26 Juin 2013	Stage M1 (C. Falantin)	4	Dissous (<0,45µm)	T, O ₂ , conductivité, pH, alcalinité, PO ₄ ³⁻ , COD

1-3-1-1. Variations spatiales

Température — La température ne semble pas présenter de gradient sur le lac, même en été où dans la botte de Forest, la hauteur d'eau et le renouvellement de la masse d'eau devraient être en moyenne plus faibles que sur le reste du plan d'eau (Annexe IV).

Conductivité — Au vu des données bibliographiques, il semble y avoir un gradient de orienté d'ouest en est, plus ou moins prononcé selon les campagnes (Figure 5 et Annexe V). Les fortes différences spatiales de conductivité sont surtout recensées dans le chenal d'entrée du lac. Par exemple pour les missions datant de 1992, il est à noter un fort contraste entre les valeurs de conductivité à l'intérieur du chenal d'entrée (>1000 µS cm⁻¹) et celles présentes dans le lac qui oscillent entre 470 et 520 µS cm⁻¹. La campagne de Novembre 2012 présente des conductivités homogènes sur l'ensemble du lac avec une moyenne de 472 ± 16,7 µS cm⁻¹.

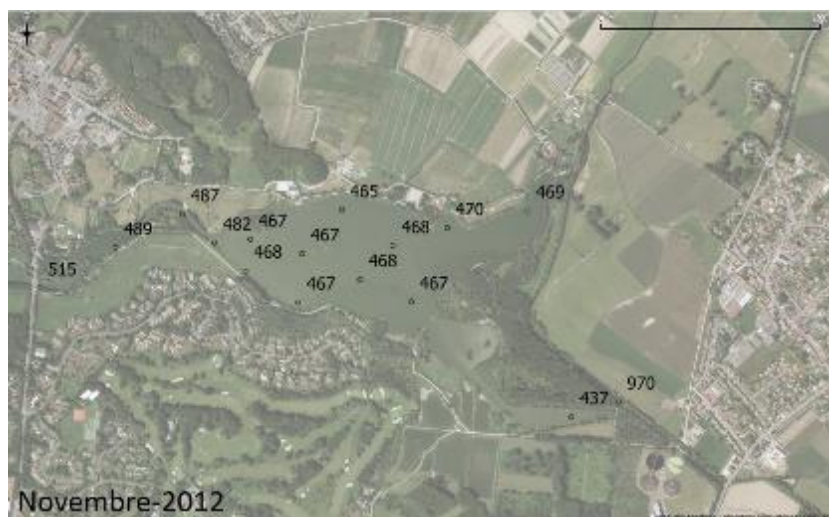


Figure 5. Variations spatiales de la conductivité ($\mu\text{S cm}^{-1}$) sur le lac du Héron en Novembre 2012.

Dioxygène - Pour toutes les données historiques, les teneurs en dioxygène suivent spatialement les mêmes tendances quelles que soient les missions. En effet, quelle que soit la saison ou l'année, les concentrations en dioxygène augmentent d'ouest en est (Figure 6 et Annexe VI). Il y aurait une ré-oxygénation progressive (plus ou moins marquée selon les missions, cf. paragraphe 1-3-1-2) de l'eau depuis l'arrivée par le chenal d'alimentation jusqu'au poste de relevage. Dans la majorité des cas (Juin 1992, Octobre 1992, Mars 1993, 22 Mai 2013 et 26 Juin 2013), les valeurs maximales sont atteintes dans la botte de Forest (28,5 ; 10,7 ; 17,7 ; 10-17 et 14 mg L^{-1} respectivement). Pour les deux autres missions (Novembre 2012 et 2 Mai 2013), les valeurs maximales sont localisées près du poste de relevage (13,5 et 19 à 20 mg L^{-1} respectivement). L'entrée du lac (située à la sortie du chenal) présente systématiquement les valeurs les plus faibles en dioxygène (*e.g.* en Novembre 2012, les concentrations varient entre 1 et 2,4 mg L^{-1}). En effet pour toutes les missions historiques, la concentration en dioxygène y est comprise entre 1,5 et 5,5 mg L^{-1} . Ceci est dû aux caractéristiques propres de l'effluent (probablement à des rejets d'eaux usées dans cette zone, cf. partie bactériologique). Dans ces eaux riches en charge organique, les bactéries consomment le dioxygène dissous pour dégrader progressivement la matière organique.

A noter que ces grandes tendances peuvent être à nuancer en raison de processus biogéochimiques particuliers qui peuvent survenir plus ou moins ponctuellement dans le lac. Par exemple en juin 1992, la teneur en dioxygène est faible en sortie de lac, probablement en raison d'un épisode ponctuel de dégradation de matière organique d'origine algale, généralement observée après un bloom.

Globalement, on note donc un défaut de dioxygène dans le chenal d'alimentation du lac du Héron. La réoxygénation de l'eau se fait progressivement, probablement grâce aux échanges eau-atmosphère mais également à l'activité des organismes photosynthétiques, ce qui permet d'atteindre des pourcentages de saturation en sortie de lac pouvant dépasser 100. Dans

certains cas, des épisodes anoxiques peuvent faire chuter les teneurs en dioxygène dans certaines parties du lac.

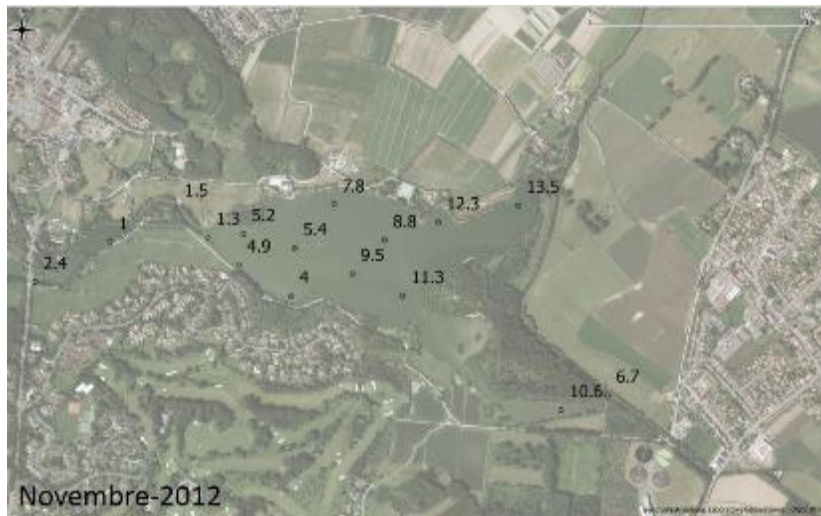


Figure 6. Variations spatiales des teneurs en dioxygène dissous (mg L^{-1}) sur le lac du Héron, en Novembre 2012.

pH — Les missions de 1992 ne présentent pas de variations spatiales sur le lac (Annexe VII) pour le pH (hormis celle de juin 1992 où les valeurs sont plus faibles d'environ 1 u.pH dans le chenal). Depuis mars 1993, un gradient Ouest-Est pour le pH est clairement établi, montrant que les eaux sont plus basiques vers la sortie du lac et dans la botte de Forest. Ce gradient peut atteindre 2-3 u.pH en fonction des campagnes (e.g. le 22 mai 2013, cf. Figure 7), avec des valeurs proches de 7,5 en entrée et de l'ordre de 8,5-10 en sortie. Les autres données sont présentées dans l'Annexe VII.

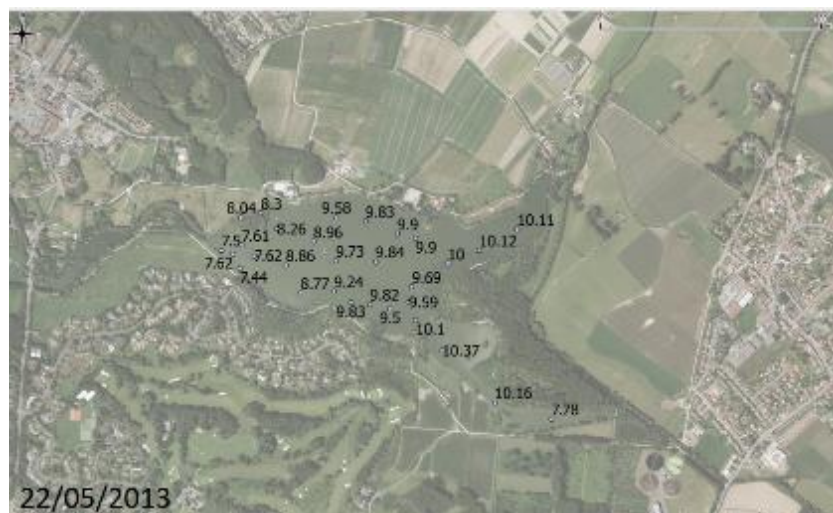


Figure 7. Variations spatiales des valeurs du pH sur le lac du Héron lors de la mission du 22 Mai 2013.

Ces valeurs de pH et de dioxygène dissous dans le chenal d'entrée seraient dues soit aux caractéristiques propres de l'effluent soit à un apport d'eau chargée en matières organiques

biodégradables. La minéralisation de cette matière organique tend à faire diminuer le pH (production de CO₂) et à consommer du dioxygène dissous. A l'opposé, la production primaire qui a lieu sur le lac tend à consommer du dioxyde de carbone en journée et donc à faire augmenter le pH dans le lac.

Nitrates— Les données de nitrate ne sont pas présentes pour toutes les missions historiques (Annexe VIII). La mission de Juin 1992 fait apparaître des concentrations en nitrate faibles sur l'ensemble du lac sans tendance particulière (0,10-0,26 mg L⁻¹). En Octobre 1992 les teneurs sont plus importantes, autour de 1,1 mg L⁻¹. Il faut souligner que pour cette mission et celle de Mars 1993, Le point de prélèvement à l'entrée du chenal, présente de fortes teneurs en nitrate comparées au reste du lac (7,8 et 11 mg L⁻¹ respectivement). De plus, la mission de Mars 1993 met en évidence des concentrations en nitrate variant de 1,4 mg L⁻¹ en entrée du lac à 0,40 mg L⁻¹ en sortie (Figure 8), suggérant ainsi un léger gradient Ouest-Est.

Généralement, les plus faibles concentrations en nitrate ont été relevées dans la botte de Forest : 0,23 (Juin 1992) ; 0,43 (Octobre 1992) et 0,1 mg L⁻¹ (Mars 1993). Le plus faible renouvellement de l'eau dans cette partie du lac pourrait ainsi permettre une consommation un peu plus importante de nitrate par le phytoplancton et les macrophytes.

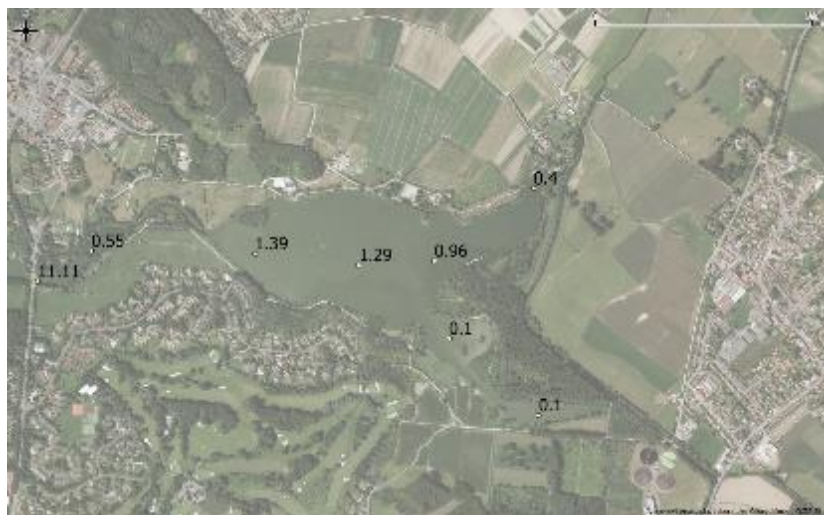


Figure 8. Variations spatiales des teneurs en nitrate lors de la mission de Mars 1993.

Phosphate — L'ensemble des données collectées depuis 1992 met en évidence un gradient Ouest-Est pour les teneurs en phosphate dans l'eau. Par exemple pour la mission du 22 Mai 2013 (Figure 9), les concentrations les plus fortes sont observées à l'entrée du lac (2,16 mg L⁻¹) avec une nette diminution en sortie (0,63 mg L⁻¹). Pour l'ensemble des missions, les plus faibles concentrations en phosphate sont enregistrées dans la botte de Forest comme pour le nitrate (consommation par les plantes et le phytoplancton et/ou adsorption de P sur les particules et les sédiments de surface plus efficace en raison d'un temps de séjour de l'eau plus long) (Annexe IX).

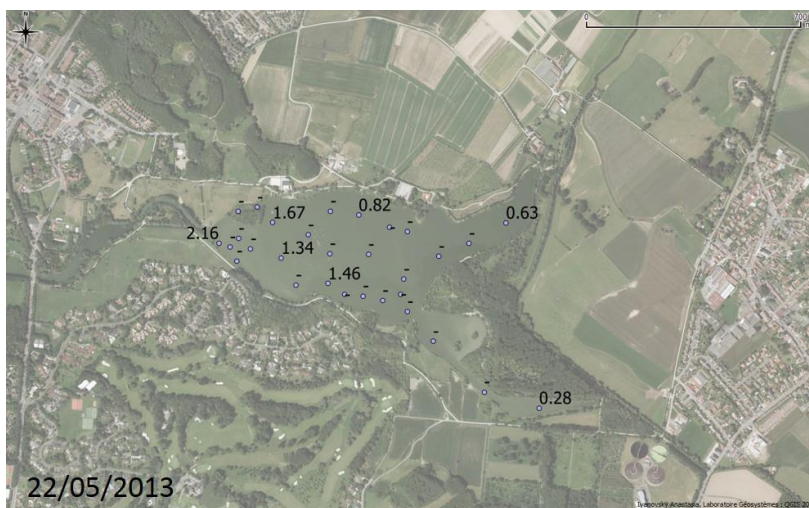


Figure 9. Variations spatiales des teneurs en phosphate lors de la mission du 22 Mai 2013 (« - » : valeurs manquantes).

Ammonium — Les données disponibles sont celles des missions de 1992 (Juin et Octobre), de Mars 1993 et de Novembre 2012 (Annexe X). Ces quatre missions donnent des résultats globalement similaires pour les tendances. Les plus fortes valeurs sont retrouvées en entrée de chenal (e.g. 8,09 mg L⁻¹ pour Mars 1993) et les plus faibles en botte de Forest (sous la limite de détection (0,1 mg L⁻¹) pour Mars 1993 (Figure 10). Il existe donc un gradient Ouest-Est comme pour le nitrate et le phosphate même s'il est à noter une forte hétérogénéité au sein même du chenal (valeurs d'entrée variant de 0,72 à 8,09 mg L⁻¹).



Figure 10. Variations spatiales des teneurs en ammonium (mg L⁻¹) lors de la mission de Mars 1993.

Nitrite — Le nitrite est un composé peu stable et intermédiaire entre l'ammonium, le nitrate et le diazote. Sa présence témoigne de l'oxydation de l'ammonium et/ou d'une dénitrification incomplète du nitrate. Les valeurs sont en général faibles car l'espèce est instable. Dans le lac, il semble y avoir un gradient Ouest-Est pour les teneurs en nitrite [Figure 11, avec des concentrations les plus fortes localisées en entrée du lac (e.g. lors de la mission de Mars 1993 :

0,36 mg L⁻¹] en comparaison avec celles mesurées en sortie (0,03 mg L⁻¹) (Figure 11). Cependant, il y a beaucoup de valeurs manquantes dans le jeu de données et ces tendances sont donc à prendre avec précaution.



Figure 11. Distribution spatiale des teneurs nitrite (mg L⁻¹) lors de la mission de Mars 1993.

La synthèse de l'ensemble de ces données sur le lac du Héron permet de mettre en évidence certaines caractéristiques du fonctionnement biogéochimique du lac du Héron : l'eau dans le chenal est peu oxygénée avec des concentrations importantes en ammonium et en phosphore suggérant des apports d'eau usées et/ou riches en matière organique biodégradable. Au cours de son temps de séjour dans le lac, les activités bactérienne et photosynthétique ainsi que les échanges eau-atmosphère permettent une réaugmentation du pH et des teneurs en dioxygène dans le lac, une diminution des teneurs en ammonium et en phosphate ainsi qu'une augmentation en nitrate. Dans la botte de Forest, les teneurs sont souvent plus faibles en raison d'une épuration de l'eau plus importante due aux temps de séjour plus longs. Par ailleurs, l'effet d'un apport d'eau de pluie ou de nappe pourrait également avoir tendance à diluer les concentrations des sels nutritifs dans cette partie du lac. Enfin, à titre d'information, à partir des normes de qualité définies par la DCE relatives au plan d'eau, l'état écologique du lac du Héron est mauvais en raison des forts apports en nutriments (N et P).

Sodium & Potassium — Au vu des résultats historiques, aucune tendance générale ne semble se dégager, ni pour le sodium ni pour le potassium (Annexe XII, Annexe XIII). En effet, pour certaines campagnes comme celle de Mars 1993, les plus fortes valeurs de sodium sont situées dans le chenal d'entrée (68,2 mg L⁻¹) et les plus faibles en sortie (47,2 mg L⁻¹), alors que pour la campagne du 2 Mai 2013, aucune tendance ne se dégage, les concentrations variant de 29,4 à 88,2 mg L⁻¹ (Figure 12). En ce qui concerne le potassium, les cartographies montrent une distribution assez homogène spatialement, excepté pour la mission du 2 Mai 2013 où une légère tendance à la diminution des concentrations en sortie du lac est visible (Figure 13).



Figure 12. Distribution spatiale des teneurs en sodium (mg L^{-1}) lors des missions historiques du 2 Mai 2013.

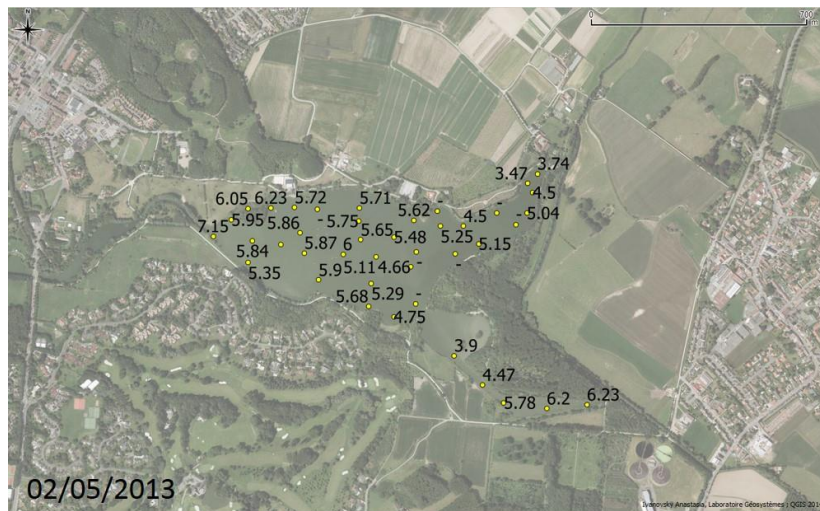


Figure 13. Distribution spatiale des teneurs en potassium (mg L^{-1}) lors de la mission du 2 Mai 2013.

Calcium & Magnésium — Les deux éléments sont présentés simultanément car les concentrations suivent le même gradient Est-Ouest, excepté pour la mission du 2 Mai 2013 (Annexe XIV, Annexe XV). Par exemple lors de la mission de Mars 1993, les teneurs en Ca en sortie du lac sont de $91,5 \text{ mg L}^{-1}$ et de $336,5 \text{ mg L}^{-1}$ dans le chenal d'entrée (Figure 14). Pour la même mission les concentrations en Mg sont de $8,3 \text{ mg L}^{-1}$ en sortie du lac et de $24,7 \text{ mg L}^{-1}$ en entrée (Figure 15). L'évolution de concentrations de ces deux cations pourrait être liée à celle du pH : en effet, une augmentation du pH aura tendance à faire précipiter ces ions (en particulier Ca^{2+}) sous forme de carbonates et/ou faciliter leur adsorption sur les particules.



Figure 14. Distribution spatiale des teneurs en calcium (mg L^{-1}) lors de la mission de Mars 1993.

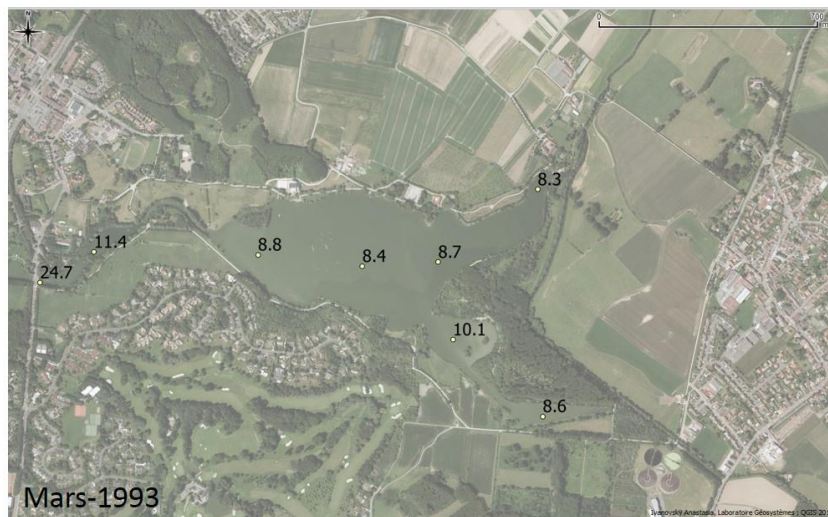


Figure 15. Distribution spatiale des teneurs en magnésium (mg L^{-1}) lors de la mission de Mars 1993.

1-3-1-2. Variations temporelles

Au vu de la base de données traitée pour ce rapport, la mise en évidence de variations temporelles ne semble pas toujours évidente en raison de suivis très parcellaires et ne concernant pas systématiquement tous les paramètres. Par exemple, les suivis ne concernent que les années 1992, 1993, 2012 et 2013. De même toutes les saisons ne sont pas représentées sur une année de suivi.

Plusieurs variations temporelles doivent-êtré considérées : les variations globales entre les années 1990 et les années 2010, et les variations saisonnières. Le principal obstacle est que les variations interannuelles peuvent être négligeables par rapport aux variations saisonnières et le petit nombre de campagnes ne pourra rigoureusement pas permettre des interprétations très précises. De façon générale, il semble que la conductivité et les teneurs en cations majeurs augmentent depuis 1992 (Tableau 4) : la conductivité passe de $483 \pm 32 \mu\text{S cm}^{-1}$ en Juin 1992 à

685 ± 45 µS cm⁻¹ en Juin 2013, le sodium de 43 ± 6,3 mg L⁻¹ à 79 ± 11 mg L⁻¹, le magnésium de 8,9 ± 3,9 mg L⁻¹ à 10,9 ± 0,3 mg L⁻¹. Ces augmentations sont liées à des apports en sels dissous (utilisation probablement croissante des adoucisseurs domestiques et peut-être aussi montée en charge d'eaux pluviales avec le développement de la ville nouvelle). De même, il semble y avoir une augmentation significative des teneurs en phosphate (0,85 ± 0,24 mg L⁻¹ en 1992 à 1,7 ± 1,3 mg L⁻¹ en 2013) dans l'eau du lac qui peut-être lié à des apports croissants (lessivage de sols cultivés, apport d'eaux usées sans traitement préalable et/ou rediffusion progressive du phosphore préalablement stocké dans les sédiments de surface). Pour le nitrite, les concentrations diminuent de façon très importante (0,21 ± 0,11 mg L⁻¹ en juin 1992 à 0,03 ± 0,02 mg L⁻¹ en novembre 2012 mais comme cette espèce est peu stable dans les eaux et dépend des saisons (car du cycle de l'azote), ce résultat est à prendre avec beaucoup de précautions.

Au niveau saisonnier, des différences ont également été mises en évidence pour certains paramètres. A noter que tous les paramètres n'ont pas été systématiquement mesurés pour chaque campagne rendant alors les comparaisons impossibles. La Figure 16 met en évidence des valeurs plus fortes en été (Mai, Juin) pour la conductivité (675 ± 156 µS cm⁻¹) par opposition aux valeurs plus faibles en hiver (553 ± 78 µS cm⁻¹). De même, les cations semblent être plus concentrés dans les eaux en période estivale, exceptés pour le sulfate et le calcium qui sont respectivement à 88,7 ± 37,2 mg L⁻¹ et 96,6 ± 19,8 mg L⁻¹ en hiver contre 74,7 ± 2,1 mg L⁻¹ et 81,5 ± 2,9 mg L⁻¹ en été. Cet effet saisonnier pourrait être lié à un apport plus important d'eau de pluie en hiver qui aurait tendance à diluer les concentrations en sels dissous. Les autres paramètres généraux tels que la température, le dioxygène, le pH et l'alcalinité semblent présenter des valeurs plus élevées en été malgré des écarts-types importants. Ces augmentations en été (excepté la température qui est liée directement à la météorologie) sont probablement le résultat d'une activité photosynthétique plus importante sur le lac qui conduit notamment à une augmentation des teneurs en dioxygène et du pH.

Les concentrations moyennes saisonnières pour les nutriments sont uniquement données à titre d'information. En effet, les données manquantes pour la plupart des missions saisonnières ne peuvent aboutir à des tendances fiables. De plus, les écarts-types importants sont également le reflet d'une hétérogénéité au sein même d'une mission de prélèvements.

Tableau 4. Variations temporelles (moyennes, max/min) des données historiques du lac du Héron (NA = Non Analysé).

Date	T	O ₂	σ	pH	Turbidité	Alcalinité	Cl	SO ₄	Na	K	Ca	Mg	NH ₄	NO ₃	NO ₂	PO ₄	Ptotal
26/06/2013	°C	mg L ⁻¹	μS cm ⁻¹	u.pH	FNU	mmol L ⁻¹	mg L ⁻¹	mg L ⁻¹	mg L ⁻¹	mg L ⁻¹	mg L ⁻¹	mg L ⁻¹	mg L ⁻¹	mg L ⁻¹	mg L ⁻¹	mg L ⁻¹	mg L ⁻¹
Moy.	16,8	9,03	685	9,2	NA	1,32	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	1,66	NA
SD	0,6	5,39	44	1,3	NA	0,64	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	1,27	NA
Max	17,4	14,20	736	10,6	-	2,24	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2,77	-
Min	16,0	1,80	643	7,5	-	0,77	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,45	-
22/05/2013																	
Moy.	14,1	12,88	667	9,1	NA	2,56	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	1,19	NA
SD	0,5	4,83	36	1,0	NA	0,56	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	0,65	NA
Max	14,9	18,50	721	10,4	-	3,68	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2,16	-
Min	13,2	3,40	575	7,4	-	2,05	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,28	-
02/05/2013																	
Moy.	14,4	13,20	864	8,9	7,09	1,64	151,30	73,18	79,35	5,40	79,51	10,90	NA	0,53	NA	1,54	NA
SD	0,2	4,23	41	0,6	9,46	1,30	8,08	3,71	10,65	0,79	4,02	0,30	NA	0,27	NA	0,58	NA
Max	14,6	21,20	1030	10,9	43,00	3,43	176,44	87,62	88,20	7,15	89,29	11,71	-	1,05	-	2,13	-
Min	14,2	2,10	789	7,5	1,38	<0,53	123,60	65,18	29,40	3,47	66,16	10,38	-	<0,01	-	0,20	-
12/11/2012																	
Moy.	8,3	6,64	504	7,8	8,51	2,23	59,01	55,87	NA	NA	NA	NA	1,42	0,01	0,03	0,88	NA
SD	0,3	4,07	125	0,4	9,42	0,18	6,09	19,55	NA	NA	NA	NA	1,65	-	0,02	0,35	NA
Max	9,2	13,50	970	8,6	33,70	2,50	70,46	102,48	-	-	-	-	4,59	0,01	0,06	1,66	-
Min	7,8	1,00	437	7,3	1,18	2,00	53,92	41,19	-	-	-	-	<0,1	<0,01	<0,005	0,40	-

mars-93																	
Moy.	9,7	12,60	643	8,2	NA	NA	89,28	129,13	53,58	7,65	110,56	11,13	1,49	1,99	0,12	0,33	0,54
SD	0,7	5,53	127	0,3	NA	NA	22,54	96,07	8,61	1,37	92,81	5,59	2,92	3,72	0,12	0,42	0,47
Max	10,5	17,70	948	8,6	-	-	139,40	364,00	68,20	11,00	336,50	24,70	8,09	11,11	0,36	0,94	1,60
Min	8,2	2,20	565	7,7	-	-	76,70	84,00	47,20	6,80	64,50	8,30	0,17	0,10	0,03	0,02	0,25
oct.-92																	
Moy.	8,7	10,04	513	7,8	NA	NA	56,15	80,96	42,78	6,28	82,58	9,38	1,32	1,81	0,11	0,56	1,00
SD	0,2	4,36	8	0,2	NA	NA	3,25	76,69	2,35	0,44	51,56	4,21	1,42	2,44	0,03	0,64	0,76
Max	9,0	18,50	1048	8,0	-	-	58,91	270,70	46,60	7,00	209,50	16,50	4,76	7,81	0,17	2,02	2,81
Min	8,5	3,80	497	7,4	-	-	48,91	50,99	39,40	5,40	53,40	5,40	0,52	0,43	0,08	0,15	0,58
juin-92																	
Moy.	18,9	12,80	483	8,8	NA	NA	59,80	76,13	43,11	6,36	83,54	8,94	8,55	0,22	0,21	0,85	2,21
SD	1,8	7,55	32	0,6	NA	NA	19,01	57,57	6,33	0,77	64,14	3,91	12,57	0,05	0,11	0,24	0,48
Max	22,7	28,50	1129	9,6	-	-	72,00	218,40	48,70	7,10	24-	18,00	23,00	0,26	0,29	1,27	2,70
Min	17,3	5,50	415	7,8	-	-	15,20	48,50	31,20	5,00	37,00	6,60	0,10	0,11	0,13	0,51	1,10

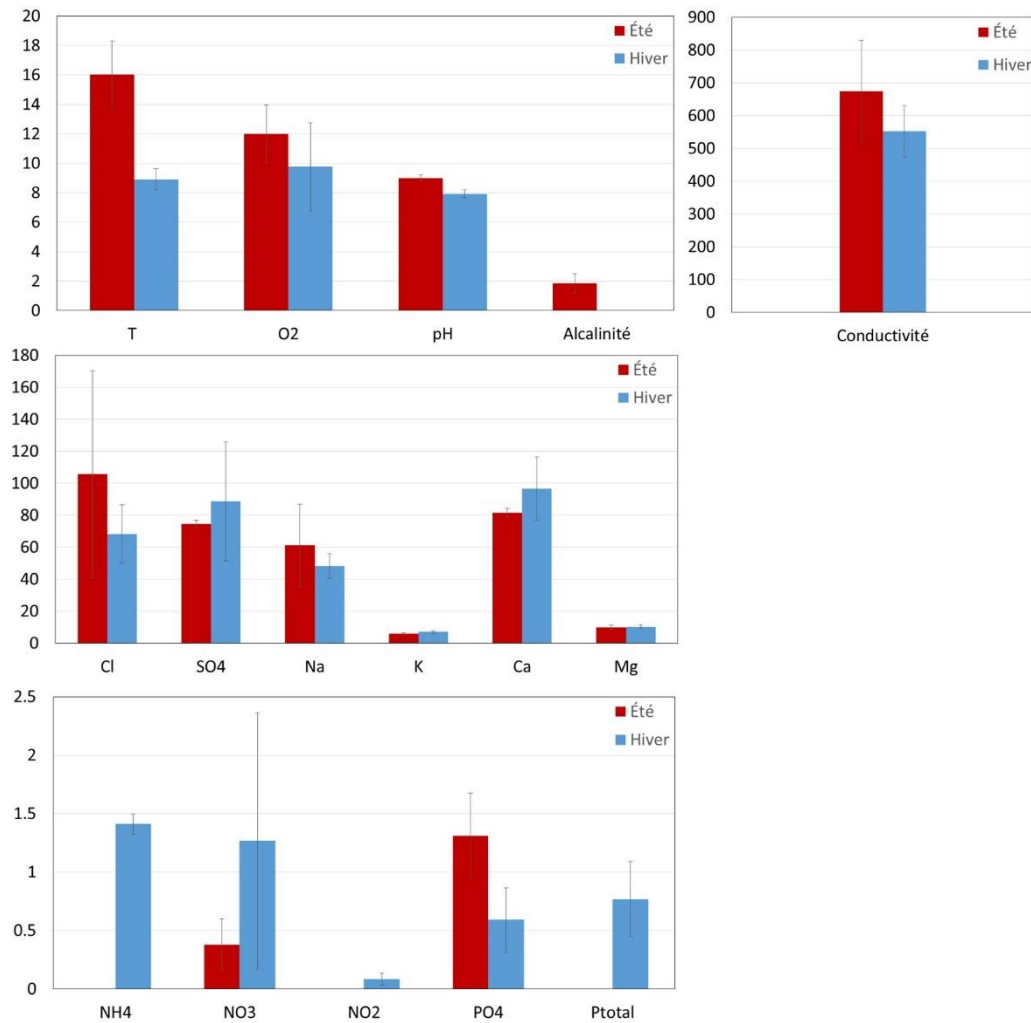


Figure 16. Variations saisonnières, données historiques lac du Héron (T en °C, pH en u.pH, Alcalinité en mmol L⁻¹, conductivité en μS cm⁻¹, O₂, Cl, SO₄, Na, K, Ca, Mg, NH₄, NO₃, NO₂, PO₄ et P_{total} en mg L⁻¹).

1-3-1-3. Approche statistique

Les corrélations de Pearson ont été testées sur tous les jeux de données par mission de prélèvements. Notons cependant que les missions de 1992 et de Juin 2013 contiennent trop peu de données pour faire ressortir une quelconque corrélation. Les autres données ont permis de mettre en évidence des liens entre certains paramètres avec des coefficients de détermination ou r critiques compris entre 0,3 et 0,7 selon les missions. On confirme bien par exemple le lien très fort entre le dioxygène dissous et le pH comme constaté précédemment ($r = 0,8$ à $0,9$). Ces deux paramètres évoluent en effet dans le même sens en fonction des processus de respiration/photosynthèse. La deuxième corrélation mise en évidence dans deux missions est celle entre le dioxygène et la conductivité ($r = -0,5$). Ce résultat est cohérent avec les résultats acquis sur les canaux de la Scarpe, la Sensée et la Deûle (Prygiel, 2014). Cette observation viendrait du fait qu'une partie des apports en sels dissous serait d'origine urbaine, accompagnés de ce fait de matière organique biodégradable. L'activité bactérienne qui en découle conduit alors à une consommation d'une partie du dioxygène dissous. Enfin, une

corrélation positive a été mise en évidence pour deux missions entre le calcium et le sulfate ($r = 0,6-0,8$) mais aucune explication n'est pour l'heure réellement pertinente. Ces corrélations sont cependant à prendre avec précaution car les tableaux de données présentent de nombreuses valeurs manquantes. Elles seront éventuellement confirmées au cours du projet OPUR.

1-3-2. Bilan bactériologique sur le lac du Héron

Un bilan bactériologique a été dressé par l'ENLM suite au suivi réalisé entre 2008 et 2013, en raison des activités nautiques qui se déroulaient sur le lac du Héron. Deux bactéries ont été recherchées : *Escherichia coli* et les entérocoques intestinaux. *E. coli* est un hôte normal de notre intestin et de celui des animaux à sang chaud. Une absence d'*E. coli* ne garantit pas forcément que l'eau soit dépourvue de microorganismes fécaux potentiellement pathogènes et le risque de contamination ne peut donc être totalement écarté. A l'heure actuelle, *E. coli* est sans doute le plus utilisé des indicateurs de contamination fécale. Les *E. coli* présentent néanmoins le désavantage d'être peu résistants dans certaines conditions environnementales. Les entérocoques sont plus résistants face à des conditions environnementales difficiles (par exemple pH élevé et forte concentration en sel) que les *E. coli* mais ils ne se multiplient pas dans l'eau. Ainsi, comme il n'y a pas de croissance des entérocoques dans l'eau, ils sont considérés comme des indicateurs de contamination fécale récente.

Les prélèvements d'eau du Lac du Héron ont été effectués au niveau du cercle de voile (point A), du chenal (point B) et de la butte (point C) (Figure 17). Les échantillons ont été analysés par l'Institut Pasteur de Lille, en dénombrant l'*Escherichia coli* et les entérocoques intestinaux (Annexe XVI). D'après les réglementations, la qualité d'eau de baignade a été prise comme référence. Chaque résultat d'analyse a été comparé aux seuils de qualité des critères microbiologiques figurant dans le Tableau 5. L'eau est de bonne qualité lorsque les résultats sont inférieurs aux valeurs guides et de qualité moyenne lorsque les résultats obtenus sont supérieurs aux valeurs guides mais restent inférieurs aux valeurs impératives. Enfin, l'eau est de mauvaise qualité lorsque les résultats sont supérieurs aux valeurs impératives. Un dépassement du seuil impératif est indicateur d'une contamination fécale.

La qualité de l'eau au niveau du cercle de voile (point A) semble connaître une amélioration depuis Février 2013. En effet, d'après la Figure 18, une baisse en *E. coli* est à noter. L'arrêt de l'activité voile en 2012 pourrait en être l'origine en émettant l'hypothèse d'un problème d'assainissement du bâtiment de voile. Cependant, une baisse en *E. coli* ne garantit pas une absence de contamination car en Août 2013 un pic d'entérocoques intestinaux a été recensé (Figure 18). Ce pic correspondrait à une forte augmentation en pH, conditions dans lesquelles les entérocoques peuvent survivre contrairement aux *E. coli*. L'augmentation du pH pourrait être la conséquence de la présence d'élodée durant cette période. La baisse en *E. coli* pourrait également être expliquée aussi par l'effet barrière ou épuratoire qu'aurait pu jouer l'élodée.

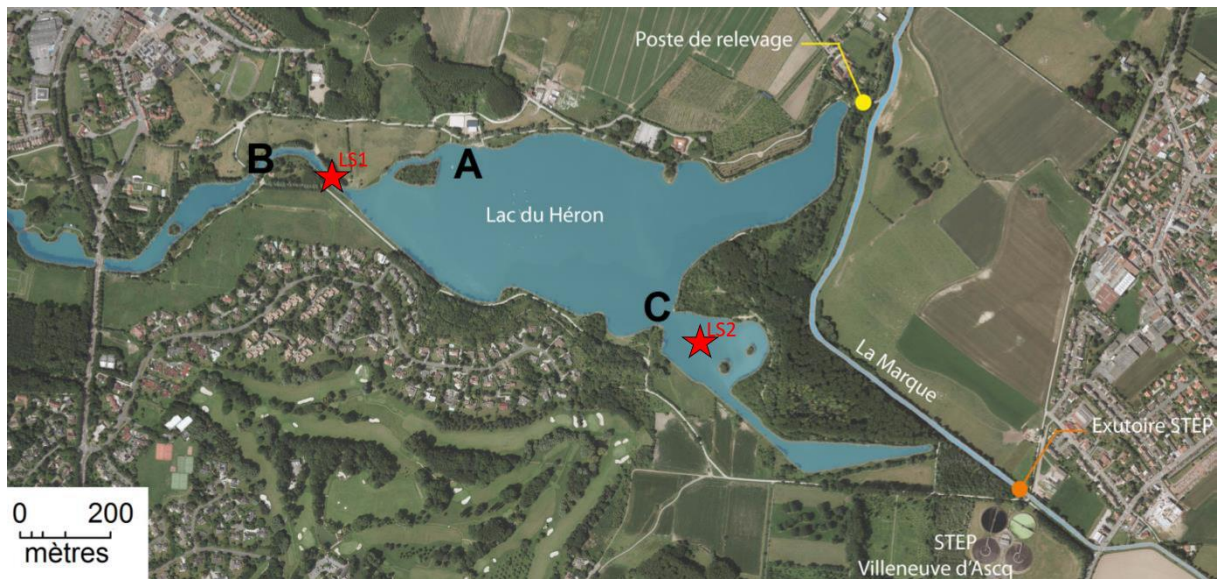


Figure 17. Localisation des points de prélèvement pour le suivi de la contamination bactériologique et des carottes LS1 (entrée du lac) et LS2 (botte de Forest) pour les analyses de PCB.

Tableau 5. Norme de qualité microbiologique relative aux eaux de baignades.

Paramètres microbiologiques	Valeur Guide	Valeur Impérative
E. coli /100 mL	100	2000
Entérocoques intestinaux /100 mL	100	2000

Sur la période 2008-2013, le dénombrement de coliformes au niveau du chenal (point B) ne suit pas d'évolution particulière. Cependant, les concentrations d'*E. coli* et d'entérocoques intestinaux dépassent largement la valeur impérative (2000 coliformes/100mL d'eau). Cette contamination fécale peut être expliquée par la présence de l'exutoire du bassin d'orage au niveau du chenal. Cet exutoire peut apporter une fraction d'eaux usées contenant des coliformes fécaux à de fortes concentrations. Enfin, le nombre de coliformes au niveau de la butte (point C) ne suit pas non plus de variation particulière. La présence de nombreux oiseaux ainsi que leurs déjections à cet endroit pourraient être la cause des taux élevés recensés.

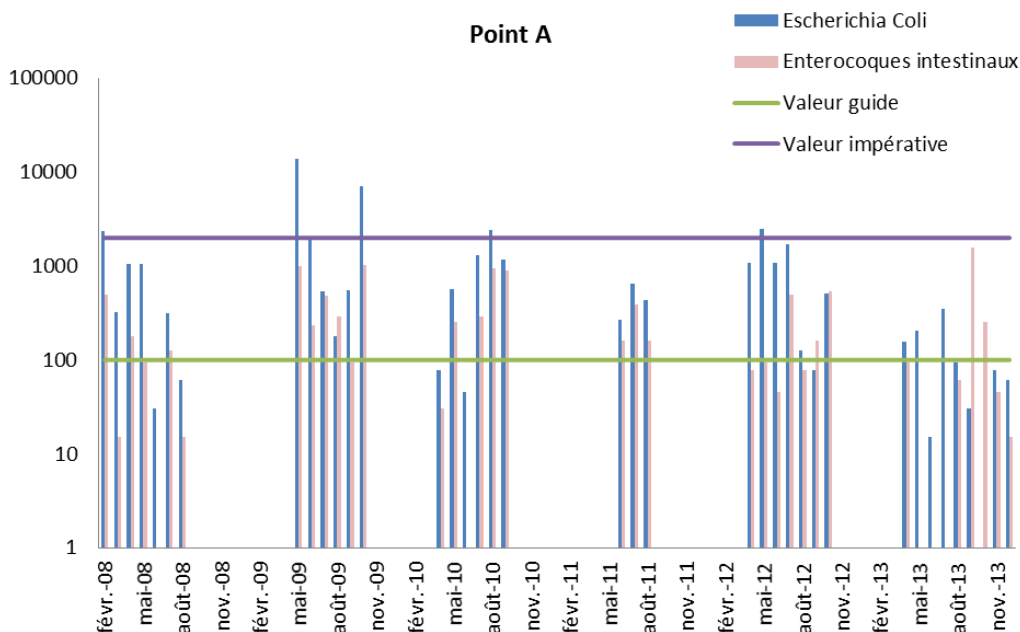


Figure 18. Nombre d'Escherichia Coli et d'entérocoques intestinaux dans 100 mL d'eau analysée au point A (échelle logarithmique).

1-3-3. Suivis antérieurs des sédiments du lac du Héron

1-3-3-1. Polluants métalliques

LMCU (localisation des points en Annexe XVII) et plus récemment le laboratoire Géosystèmes ont réalisé des prélèvements de sédiments dans le lac du Héron. Les premières données ont été acquises par LMCU pour le besoin d'un rapport sur la problématique du curage des bassins [données issues du rapport LMCU (2011)]. Les concentrations en métaux obtenues en mg kg^{-1} ont été normalisées par rapport à l'aluminium dans le but de s'affranchir en partie de l'hétérogénéité granulométrique des sédiments. Ces valeurs ont de plus été comparées au bruit de fond géochimique régional (Sterckeman et al., 2006) par l'utilisation du facteur d'enrichissement (Eqn. 1).

$$FE_{Me} = \frac{\left(\frac{[Me]}{[Al]}\right)_{\text{échantillon}}}{\left(\frac{[Me]}{[Al]}\right)_{\text{Bruit de Fond}}} \quad \text{Eqn. 1}$$

Selon les valeurs de FE_{Me} obtenus, plusieurs niveaux de contamination peuvent être atteints (Larrose et al., 2010 ; Essien et al., 2009) :

- FE < 1,5 : pas d'enrichissement
- 1,5 < FE < 3 : enrichissement mineur
- 3 < FE < 5 : enrichissement modéré
- FE > 5 : enrichissement fort

Au vu des résultats, il est possible de dégager trois groupes de métaux selon la répartition spatiale des facteurs d'enrichissements. Le premier groupe rassemble les métaux dont la répartition spatiale est homogène dans les sédiments de surface du lac. Il s'agit de Fe, Mn et Co avec des facteurs d'enrichissement moyen faibles, égaux à $1,5 \pm 0,2$; $1,2 \pm 0,4$ et $1,4 \pm 0,2$ respectivement (Figure 19). Les sédiments ne sont donc pas enrichis selon l'échelle présentée ci-dessus.

Le zinc, le plomb, le cuivre et le cadmium constituent le deuxième groupe avec des forts gradients de concentrations (Figure 20) et des valeurs de facteurs d'enrichissement maximales en tout début de chenal : 34 ± 19 pour Zn ; 22 ± 13 pour Pb; 43 ± 22 pour Cu et 36 ± 14 pour Cd. Il est à noter que ces concentrations semblent diminuer le long du chenal hormis à la station 205, qui doit probablement être proche d'un rejet secondaire ou d'une contamination ponctuelle. Les sédiments sont donc fortement enrichis à l'entrée du lac et peuvent présenter un enrichissement nul à modéré sur le reste du lac. Les valeurs moyennes des facteurs d'enrichissement pour ces éléments par zone d'intérêt sont présentées dans le

Tableau 6. Les résultats mettent en évidence un facteur d'enrichissement assez similaire pour ces éléments dans le chenal d'entrée, avec une moyenne du même ordre de grandeur. Les enrichissements en Pb dans les sédiments le long du lac sont légèrement plus importants. En effet, pour les autres éléments l'enrichissement est quasiment nul. Ces résultats indiquent clairement un apport de contaminants par le chenal liés probablement au trafic routier (Cu, Cd, Zn selon Legret et Pagotto, 1999), et dans une moindre mesure à des apports domestiques.

L'important gradient de concentrations relevé montre quant à lui que la pollution particulaire métallique est décantée correctement dans le chenal avant l'entrée dans le lac. Cependant, par temps de pluie intense, il est probable que la lame d'eau entraîne des particules contaminées dans le lac et il serait alors intéressant de mettre en place une expérimentation pour estimer les flux de contaminants lors d'évènements pluvieux.

Enfin, le chrome, l'arsenic et le nickel forment le troisième groupe de métaux avec des teneurs proches du fond géochimique, excepté dans le chenal d'entrée du lac où un faible mais significatif facteur d'enrichissement est observé (Figure 21). Ainsi, Les facteurs d'enrichissement moyen pour Cr, As et Ni sont respectivement de $1,2 \pm 0,3$; $1,5 \pm 0,5$ et $1,8 \pm 0,4$. Comme pour Pb, Cd, Zn et Cu, la station 205 est celle pour laquelle les FE sont les plus forts, ce qui confirmerait la présence d'un rejet secondaire dans cette zone ou d'une contamination isolée car il n'est pas observé de gradient particulier en aval de ce point. Néanmoins selon l'échelle de référence, les sédiments ne sont pas ou très peu enrichis par rapport au bruit de fond.

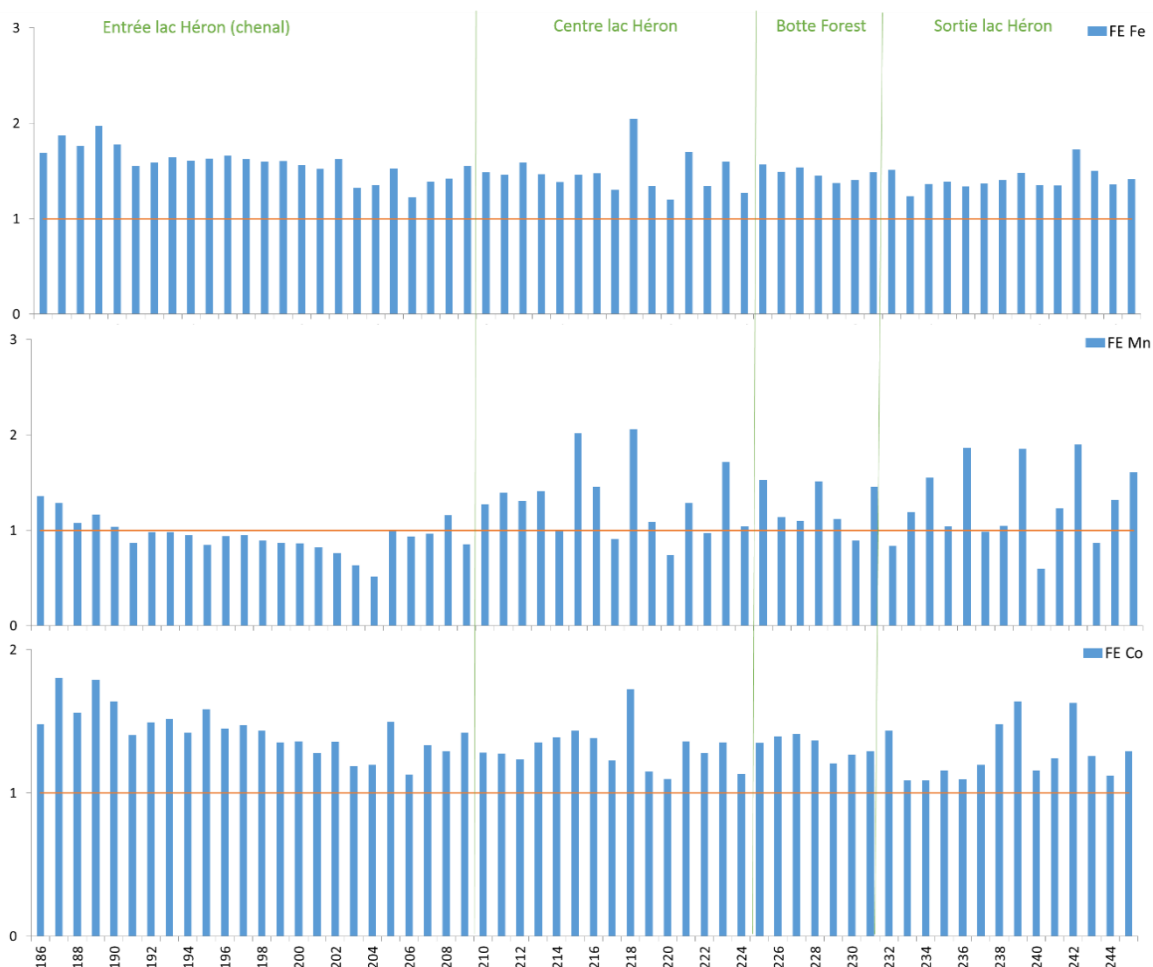


Figure 19. Facteurs d'enrichissement de Fe, Mn et Co dans les sédiments de surface du lac du Héron. Localisation des points présente Annexe XVII.

Tableau 6. Moyenne des facteurs d'enrichissements en Zn, Pb, Cu et Cd dans les sédiments du lac du Héron (n = nombre de valeurs au-dessus de la limite de détection), selon la zone d'intérêt.

Moyenne ± écartype	Zn	Pb	Cu	Cd
Chenal	34 ± 19 (n=23)	22 ± 13 (n=23)	43 ± 22 (n=21)	36 ± 14 (n=17)
Centre	3,2 ± 1,0 (n=7)	3,0 ± 0,33 (n=2)	[Cu]<23 mg kg ⁻¹	[Cd]<1,2 mg kg ⁻¹
Sortie	3,2 ± 0,64 (n=3)	3,3 (n=1)	[Cu]<23 mg kg ⁻¹	[Cd]<1,2 mg kg ⁻¹
Botte Forest	4,0 ± 1,5 (n=4)	3,4 (n=1)	6,1 (n=1)	[Cd]<1,2 mg kg ⁻¹

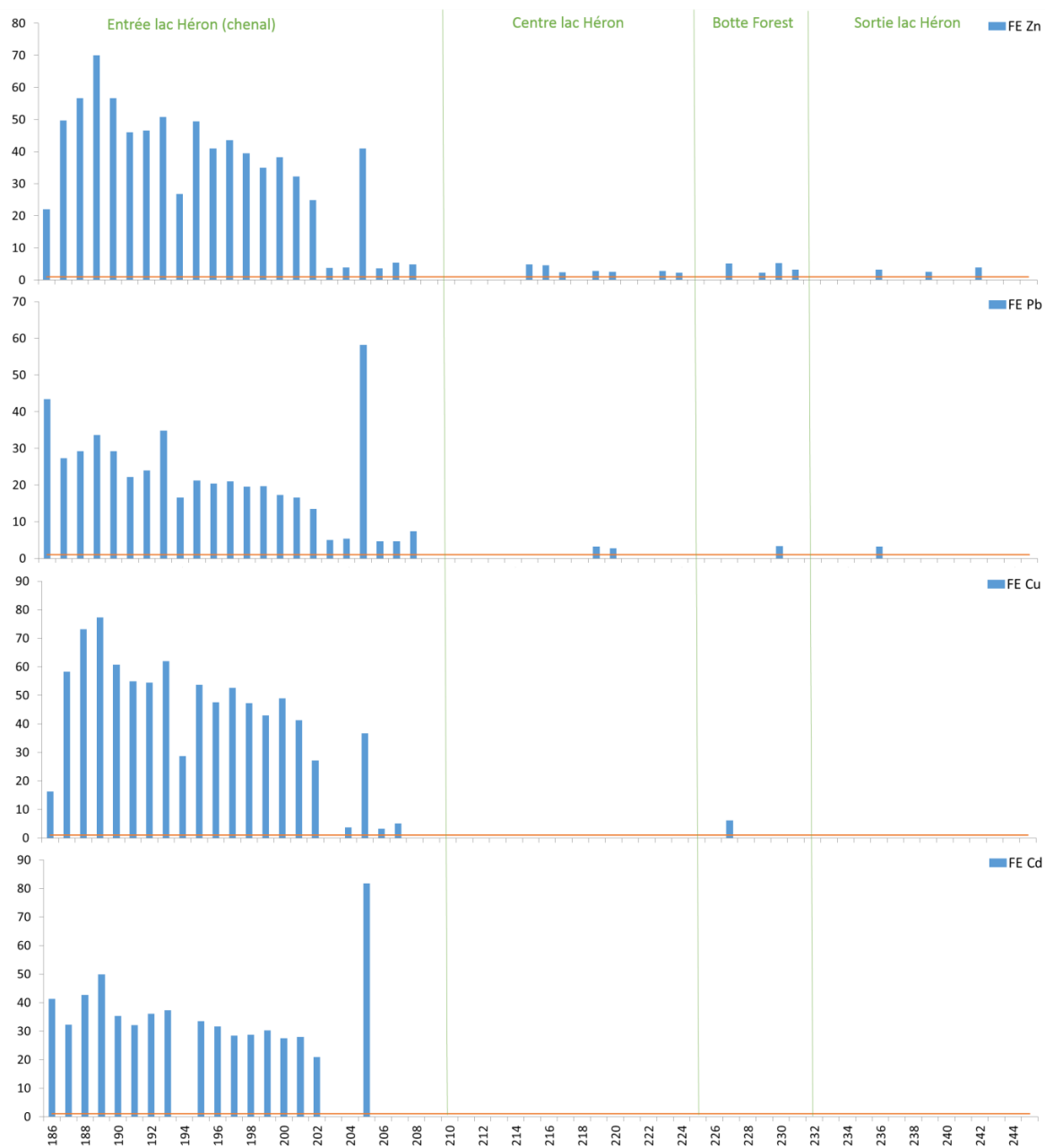


Figure 20. Facteurs d'enrichissement de Zn, Pb, Cu et Cd dans les sédiments de surface du lac du Héron. La localisation des points est présentée en Annexe XVII.

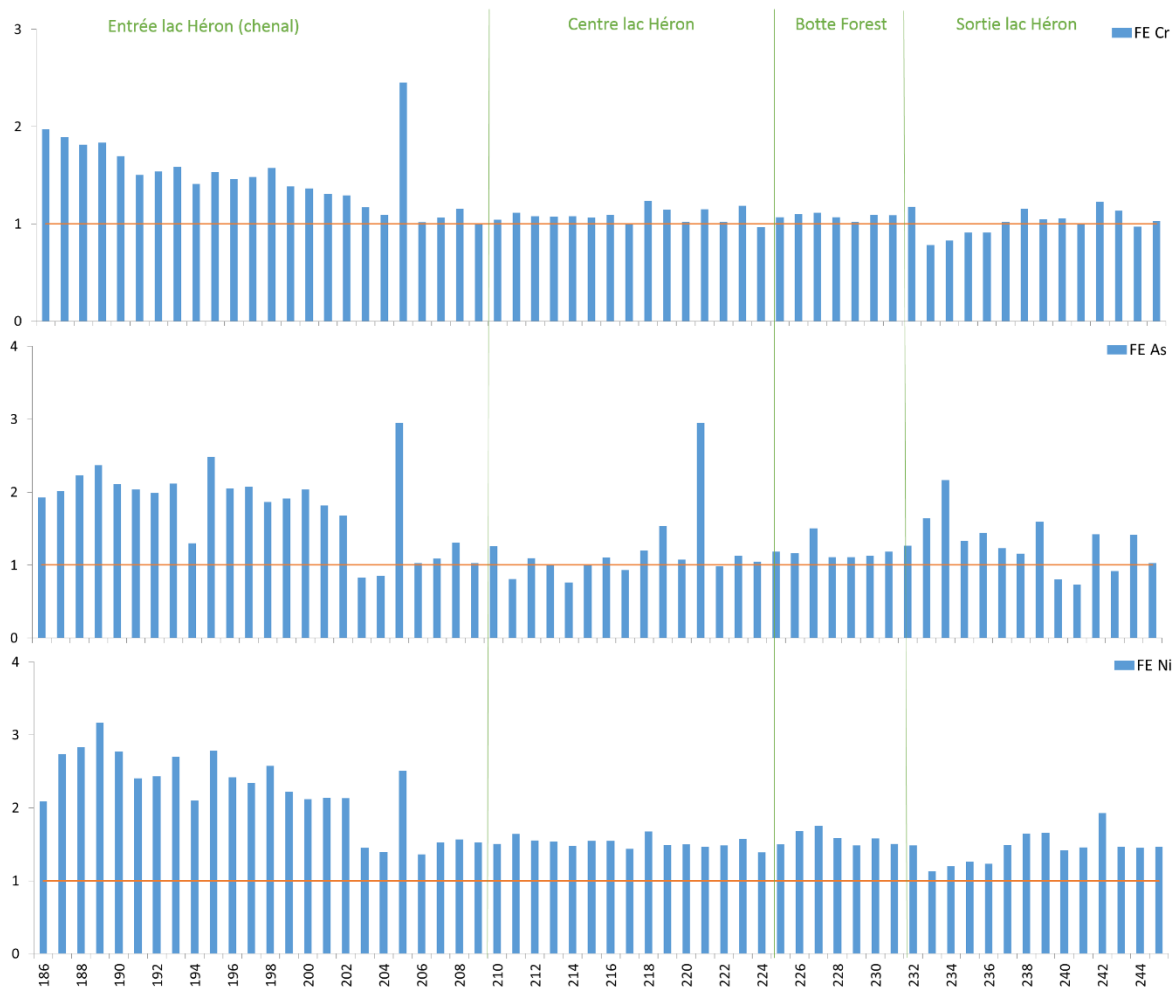


Figure 21. Facteurs d'enrichissement de Cr, As et Ni dans les sédiments de surface du lac du Héron. La localisation des points est présentée en Annexe XVII.

1-3-3-2. Polluants organiques

Deux carottes sédimentaires ont été prélevées par le laboratoire Géosystèmes durant la mission du 22 Mai 2013 lors de la préparation du projet OPUR : l'une à l'entrée du lac (20 cm de profondeur, LS1) et l'autre dans la botte de Forest (45 cm de profondeur, LS2), voir Figure 17. La Figure 22 représente les teneurs en éléments majeurs, normalisées par rapport à l'aluminium (pour s'affranchir en partie des hétérogénéités granulométriques). Pour le magnésium, le potassium, le calcium et le fer, les profils sont semblables à l'entrée du lac et dans la botte. Même si les carottes n'ont pas été datées, il semblerait que les teneurs en ces différents éléments n'aient pas évolué au cours du temps, dans le sédiment. Seul le sodium diffère légèrement entre l'entrée et la botte de Forest mais nous n'avons pas d'explication à ce sujet.

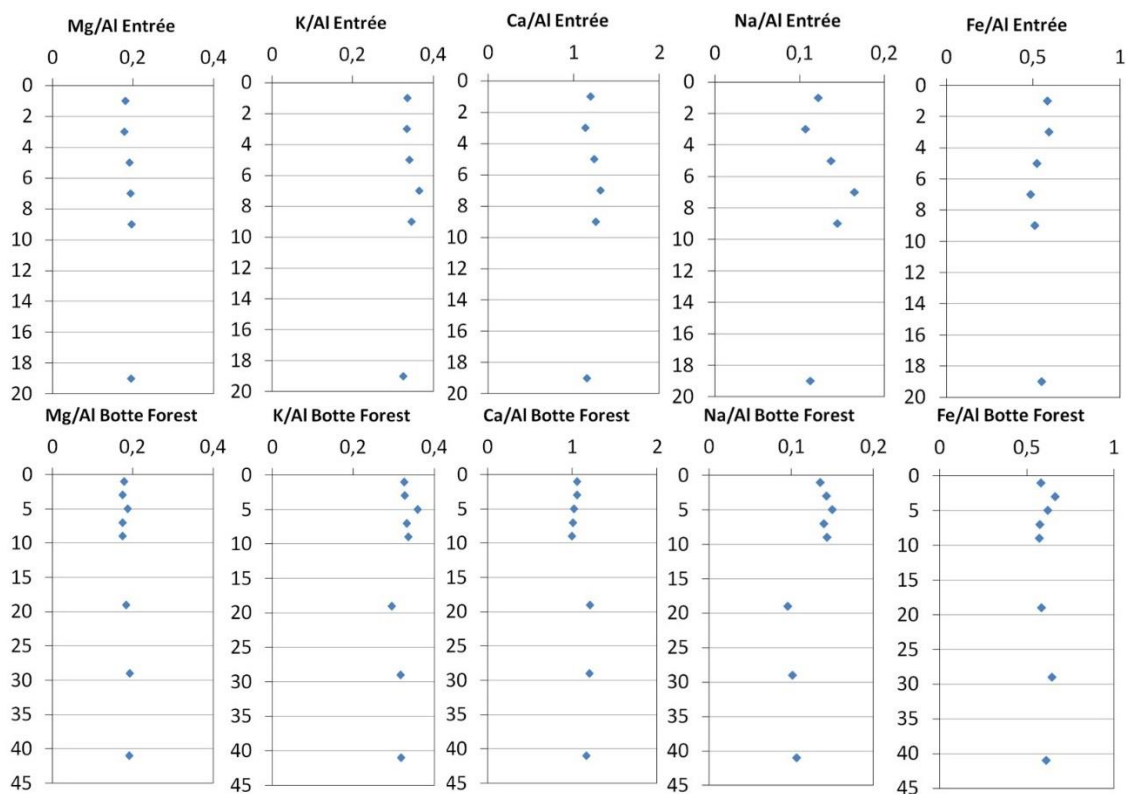


Figure 22. Evolution en profondeur de certains éléments majeurs, normalisés par l'aluminium. Comparaison entre l'entrée du lac et la botte de Forest.

Ces deux carottes ont également servi à obtenir des résultats sur les teneurs en PCB. Les PCB ou Polychlorobiphényles sont des substances organiques dont le temps moyen de demi-vie est de 6 ans (INERIS, 2012 ; Mackay et *al.*, 1992). Très hydrophobes, ils sont majoritairement adsorbés sur les particules et la matière organique dans le milieu aquatique. Sur le plan chimique, ils représentent une famille de substances qui ont toutes la même structure générique constituée d'un noyau biphényle comportant jusqu'à cinq atomes de chlore sur chaque phényle (Annexe XVIII). Il existe un grand nombre de combinaisons différentes liées au nombre d'atomes de chlore et aux positions qu'ils occupent, conduisant à 209 composés ou congénères avec des niveaux différents de toxicité. A partir de 4 atomes de chlore rattachés à la molécule, le PCB est dit persistant dans l'environnement. De plus, ces polluants peuvent être transportés sur de très longues distances, comme le prouve leur présence en arctique (Corsolini et *al.*, 2011). Le seul processus abiotique dans l'eau, capable de dégrader et donc de détruire les liaisons C-Cl est la photolyse (INERIS, 2012) ; la dégradation abiotique des PCB dans les sédiments est donc négligeable. Ces molécules vont donc enrichir ce milieu et être mobilisables sur de longues périodes. Il existe également des processus de bio-dégradation en milieu aérobie ou anaérobie, mais généralement très limités. Les PCB ont été produits en masse dans les années 30 pour des utilisations diverses (isolants électriques, solvants, plastifiants) ; leur production et utilisation en France ont été interdites en 1987 (INERIS, 2012).

Les profils ci-après présentent les concentrations de la somme des 15 PCB analysés (PCB 18, 28, 52, 77, 101, 118, 123, 138, 153, 156, 169, 180, 195, 206 et 209) et des 7 PCB prioritaires (ou PCB indicateurs - PCB_i) (PCB 28, 52, 101, 118, 138, 153 et 180) en $\mu\text{g kg}^{-1}$ en fonction de la profondeur, à l'entrée du lac et dans la botte de Forest (Figure 23).

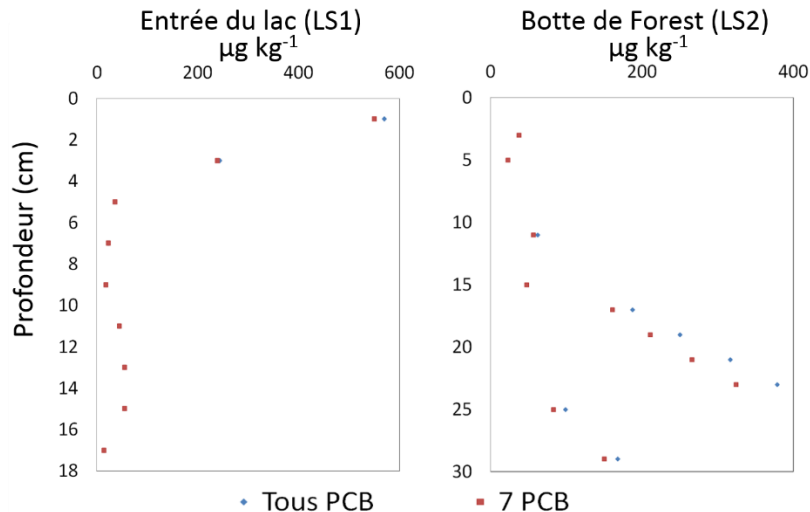


Figure 23. Profils en PCB dans le lac du Héron, à l'entrée et dans la botte de Forest, mission du 22 Mai 2013.

Les profils sédimentaires obtenus présentent des concentrations en PCB en-dessous du seuil autorisant les gestionnaires à draguer les sédiments du lac (du moins vis-à-vis des PCB). Pour le profil à l'entrée du lac, les concentrations relativement stables en profondeur ($35 \pm 17 \mu\text{g kg}^{-1}$) ont une tendance à augmenter vers la surface jusqu'à atteindre 551 et 570 $\mu\text{g kg}^{-1}$, pour les 7 PCB_i et la somme des 15 PCB respectivement. Le profil PCB de la botte de Forest est caractérisé par un pic de concentration à 23 cm de profondeur (324 $\mu\text{g kg}^{-1}$ pour les 7 PCB_i et 379 $\mu\text{g kg}^{-1}$ pour les 15 PCB étudiés). Les concentrations diminuent ensuite vers la surface avec une moyenne de $40 \pm 15 \mu\text{g kg}^{-1}$. Ces profils permettent de dire qu'il existe vraisemblablement une source ponctuelle récente de PCB à l'entrée du lac. Au contraire, l'enrichissement de PCB en profondeur dans la carotte sédimentaire de la botte de Forest semble historique sans dépôt récent.

En ce qui concerne la distribution des PCB, il en ressort une plus grande proportion d'hexa et hepta-chlorés (83 % par rapport à $\sum_{15} \text{PCB}$) à l'entrée du lac, tandis que le pic de concentration enregistré dans la botte de Forest est constitué majoritairement de PCB tri et hexa-chlores (37 % des PCB 28, 153 et 138 par rapport à $\sum_{15} \text{PCB}$). Ces enrichissements en PCB dans les sédiments du lac du Héron ne seraient donc pas dus aux mêmes sources de pollution.

En termes de qualité du milieu, pour l'interprétation de ces résultats, il n'existe pas de norme pour les PCB sur les sédiments. On retrouve néanmoins dans la littérature des seuils d'alerte ou d'effet écologique probable oscillant autour de 200 $\mu\text{g kg}^{-1}$ selon les différents Etats Membres (Pays-Bas, Italie,...) ainsi qu'un seuil proposé en 2008 par le Cemagref, défini comme

le seuil de « dégradation potentiellement inacceptable pour l'environnement » et fixé à 60 $\mu\text{g kg}^{-1}$ [cette valeur correspond également au seuil de bonne qualité pour le compartiment sédiment selon le SEQEau (2003)]. Ainsi, l'état écologique vis-à-vis des PCB est probablement dégradé dans les sédiments de surface à l'entrée du lac et dans les sédiments profonds de la botte de Forest.

II. Stratégie d'échantillonnage

Au vu de l'ensemble des résultats issus de données antérieures, il est apparu clairement que le maillage d'échantillonnage et les paramètres mesurés dans la colonne d'eau et les sédiments n'étaient pas suffisants pour comprendre la dynamique du système. Ainsi, dans le but de répondre à la problématique posée, nous avons décidé de suivre la qualité des masses d'eau à plusieurs fréquences : (i) prélèvements mensuels en 8 points sur la Marque et le lac pendant 1 an ; (ii) installation des stations automatiques et de la bouée instrumentée de l'Agence de l'Eau en trois points pour des mesures haute fréquence pendant 2 mois à deux saisons différentes ; (iii) divers prélèvements ponctuels de sédiments et d'organismes (notamment de diatomées, cf. paragraphe III de la tâche 1) qui ne peuvent pas être suivis mensuellement en raison de la charge importante de travail additionnelle que cela nécessiterait ; et enfin (iv) des échantillonnages « périphériques » qui viennent compléter le suivi avec des collègues d'autres disciplines extérieurs au projet (un travail est par exemple engagé sur les biomarqueurs avec l'épinoche) (Annexe XIX). A noter qu'en supplément de ces échantillonnages, LMCU contribue aussi à fournir des données sur les débits concernant la STEP et le lac, ainsi que des données journalières sur la qualité des eaux de rejet de la STEP.

Le suivi mensuel sur 1 an a commencé en Février 2014. Il consiste en des prélèvements sur 8 stations (Figure 24) : 4 dans le lac du Héron (LHX) et 4 le long de la Marque rivière (LMX). Les points LM1 et LM3 sont ceux qui encadrent la zone d'étude (LM3 étant la station aval). Le point LM2 est situé juste avant le rejet du lac du Héron via la station de relevage et le point LM4 correspond au rejet de la station d'épuration de Villeneuve d'Ascq. Les points dans le lac du Héron ont été choisis suite à l'étude préliminaire des données historiques : LH1 se situe à l'entrée du lac, LH2 est une station située au milieu du lac, LH3 correspond à l'entrée de la botte de Forest et LH4 se situe proche des pompes de relevage.

Lors de ce suivi mensuel, de l'eau est prélevée en ces différents points pour diverses analyses : cations, anions, éléments traces, polluants organiques. De plus, à chaque prélèvement, les paramètres généraux de l'eau (*e.g.* O_2 , T, conductivité, pH) sont relevés à l'aide de sondes multi-paramètres. Les analyses (non détaillées dans ce premier rapport) sont en majorité réalisés par le laboratoire Géosystèmes et LMCU. Les résultats permettront d'avoir une idée générale de la qualité de l'eau de ces trois systèmes au cours d'une année. En soutien à ce suivi, des carottes ont été et continueront à être prélevées en entrée/sortie du lac et le long de La Marque afin d'évaluer le contenu en contaminants particuliers et estimer les flux à l'interface eau-sédiment.



Figure 24. Localisation des stations échantillonnées lors du suivi mensuel.

Cependant, il est clair que le maillage d'échantillonnage n'est temporellement pas suffisant pour comprendre la dynamique du système, préciser des valeurs de flux en période d'étiage et de crue, connaître les cycles nycthémeraux des contaminants qui peuvent être importants et égaliser les variations saisonnières (Nimick et *al.*, 2003),... Pour répondre à ces problématiques cruciales, un premier suivi « haute fréquence » a eu lieu de Juillet à début Septembre 2014.

Les points retenus pour positionner les stations automatiques et la bouée de l'Agence de l'Eau ont été choisis d'un point de vue pratique (place disponible, source d'électricité à proximité) et utile pour l'étude, c'est-à-dire en encadrant le tronçon de La Marque rivière qui nous intéresse (Figure 25). La première station a été positionnée juste à l'entrée de Tressin en amont de la STEP et la seconde a été positionnée à Hem, sur un site protégé de forage des Eaux du Nord, en aval du rejet du lac. La bouée a quant à elle été positionnée à l'entrée du bras de sortie du lac là où la profondeur était suffisante et l'eau la plus représentative de ce qui sera pompé et rejeté vers la Marque rivière. Les paramètres des stations sont enregistrés toutes les 10 minutes et sont : la température, le pH, la turbidité, la conductivité, le dioxygène dissous, la pluviométrie, l'irradiance, le COT (Carbone Organique Total), l'ammonium, le nitrate, le phosphate et certains pigments algaux. Les paramètres de la bouée sont plus limités (notamment en raison de l'absence de réactifs embarqués) : pH, température, dioxygène dissous, turbidité, conductivité chlorophylle a et pigments de cyanobactéries. Afin de compléter ce jeu de données par rapport au suivi mensuel, d'autres missions de terrain ont été programmées chaque semaine (avec un prélèvement le matin et un l'après-midi) sur les 3 points pré-cités. Cela a permis de mesurer les teneurs en éléments majeurs et à l'état de traces, ainsi que les anions. Sur certaines périodes, la station voltampérométrie automatique de Géosystèmes a été installée dans la station de l'Agence de l'Eau à Hem pour le suivi du plomb, du zinc et du manganèse à haute fréquence (1 mesure toutes les 90 minutes environ). Les premiers résultats sont d'ailleurs présentés dans la tâche 2. Enfin, des déploiements de capteurs passifs ont été réalisés afin d'obtenir des concentrations intégrées

en contaminants métalliques sur les 3 sites et organiques (notamment de type pesticides) uniquement à Hem.

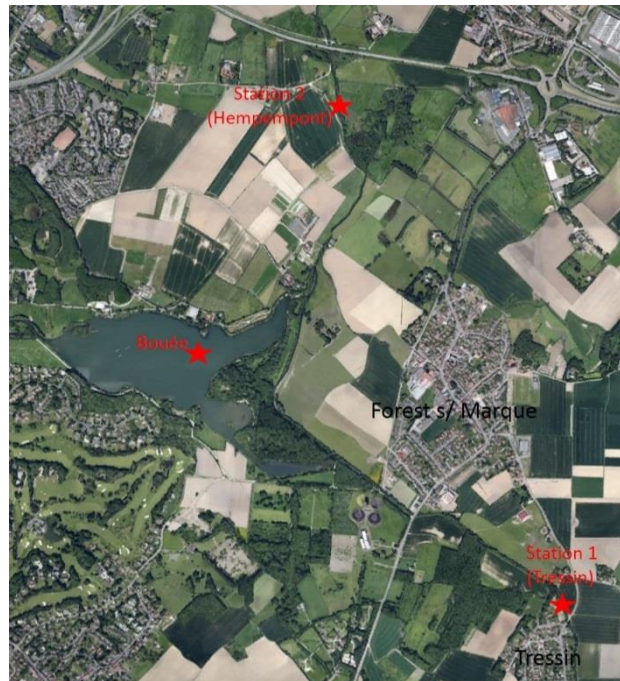


Figure 25. Localisation des stations lors du suivi haute fréquence.

III. Présentation des premiers résultats des campagnes prospectives

III-1. Bilan HAP

Dans le projet OPUR, le parcours biogéochimique des HAP dans le lac du Héron, qui par sa dimension réduite et son caractère urbain se présente comme un système hydro-sédimentaire vulnérable et très fluctuant, sera étudié. Pour cela deux compartiments seront suivis : la colonne d'eau et le sédiment. Le suivi de la colonne d'eau sera effectué à l'aide d'échantillonneurs passifs principalement en raison de leur capacité à améliorer les limites de détection qui doivent être particulièrement basses pour la mesure des HAP généralement à l'état d'ultra traces dans la fraction dissoute.

Les Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques (HAP) constituent une vaste classe de composés organiques constitués d'au moins deux cycles aromatiques condensés. Ces composés organiques neutres et apolaires sont peu volatils, très peu solubles dans l'eau (de 30 mg L^{-1} à $10^{-4} \text{ mg L}^{-1}$) et s'adsorbent notamment sur la matière organique (INERIS, 2005 ; Zhou et *al.*, 2004 ; Accardi-Dey et Gschwend, 2002 ; Chefetz et *al.*, 2000). Les HAP se trouvent en général en mélange complexe, parfois constitué d'une centaine de composés. Parmi tous ces composés, 16 HAP ont été retenus comme polluants prioritaires par l'Agence américaine de Protection de l'Environnement (USEPA) et l'Organisation Mondiale de la Santé (Annexe XX).

Il s'agit des composés suivants: Naphtalène, Acénaphtylène, Acénaphtène, Fluorène, Phénantrène, Anthracène, Fluoranthène, Pyrène, Benzo(a)anthracène, Chrysène, Benzo(b)fluoranthène, Benzo(k)fluoranthène, Benzo(a)pyrène, Indeno(1,2,3,c,d)pyrène, Dibenz(a,h)anthracène, Benzo(g,h,i)pérylène. Ces composés sont donnés dans l'ordre du composé du plus faible poids moléculaire (plus léger, plus soluble et plus volatil) au plus fort poids moléculaire (plus lourd, moins soluble et moins volatil).

Une première campagne a eu pour objet d'évaluer par des techniques conventionnelles, la contamination du site (incluant la Marque et le lac du Héron) en vue de planifier les campagnes d'échantillonnage qui suivront. Pour cela des prélèvements d'eau ont été réalisés le 16 Juin 2014 dans La Marque ainsi qu'en entrée et en sortie du lac du Héron où par ailleurs des carottes sédimentaires ont aussi été prélevées.

Les résultats obtenus montrent une faible contamination des sédiments en HAP avec des concentrations nettement inférieures à ce qui est observé pour d'autres sites situés à proximité [de 13,4 à 33,7 mg kg⁻¹ dans les sédiments de la Scarpe selon Net et *al.* (2014) et de 4,9 à 96 mg kg⁻¹ dans les sédiments de l'Escaut selon Charriau et *al.* (2009)]. Les concentrations observées en surface (horizon 0-10 cm) sont en moyenne deux fois supérieures aux strates sous-jacentes (horizon 10-20 cm) et les concentrations en entrée de lac sont environ trois fois supérieures à celles en sortie, probablement en raison de la décantation progressive des particules contaminées qui se produit au fil de l'écoulement (Figure 26). A noter que les HAP les plus légers ne sont que peu concentrés dans les sédiments, probablement en raison d'une hydrophobicité moins élevée et d'une biodégradation plus rapide. En contrepartie, aucune trace de HAP dans la colonne d'eau n'a été observée probablement en raison de limites de détection trop élevées des appareillages utilisés (environ 20 ng L⁻¹). La plupart des cours d'eau ont des niveaux de concentration en HAP individuels de l'ordre du ng L⁻¹, ce qui nécessiterait dans notre cas d'améliorer les limites de détection d'un facteur 100 pour un dosage convenable des HAP.

En ce qui concerne les HAP, la qualité des sédiments peut être estimée par rapport au SEQEau (2003). Il apparaît que l'aptitude de l'eau à la biologie est très bonne pour des concentrations inférieures à 0,5 µg kg⁻¹ [benzo(a)pyrène et dibenzo(a,h)anthracène] et 5 µg kg⁻¹ pour les 14 autres HAP. Dans notre cas, les valeurs correspondraient plutôt à une aptitude moyenne-bonne à la biologie car beaucoup de concentrations en HAP sont proches de 50 µg kg⁻¹.

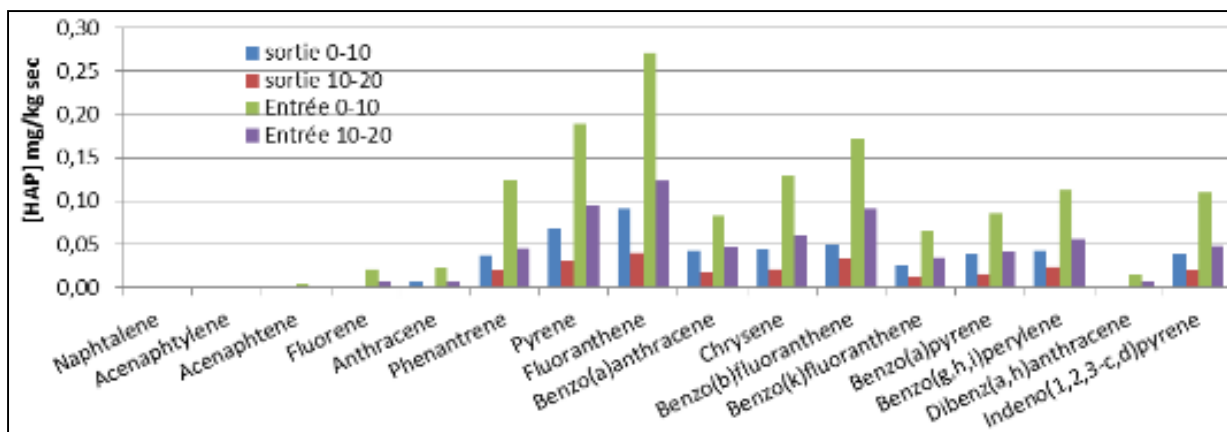


Figure 26. Concentrations en HAP dans les niveaux inférieurs (10-20 cm) et supérieurs (0-10 cm) des carottes prélevées en entrée et sortie du lac.

Cette campagne préliminaire met en évidence une contamination en deçà de nos attentes et nous oriente vers une utilisation des échantillonneurs passifs dans une optique d'améliorer les limites de détection. De plus, leur capacité à fournir une concentration moyennée sur une période de temps est dans ce type d'étude un avantage majeur en raison du gain de représentativité que cela implique. Les outils utilisés pour cela seront de type membranes polymériques (tel que le polyoxyméthylène) car ils sont peu coûteux à mettre en œuvre et ont fait l'objet de nombreux développements par le passé notamment concernant l'utilisation des composés références de performance qui permettent d'effectuer des mesures quantitatives (Vrana et al., 2014 ; Hong et al., 2008). L'échantillonnage passif du compartiment sédimentaire est quant à elle une technique encore expérimentale développée par l'EMD (Ecole des Mines de Douai) à partir de ces mêmes membranes (Fernandez et al., 2014). Elle permet d'évaluer la distribution verticale des micropolluants dans l'eau poreuse des sédiments donnant ainsi accès au flux de micropolluants entre les deux compartiments. Pour cela, des développements sont d'ores et déjà en cours notamment au travers de deux étalonnages en laboratoire qui permettront vraisemblablement la détection des molécules à l'état d'ultra traces lors des campagnes suivantes. Par ailleurs, afin d'obtenir des informations sur les sources potentielles de HAP retrouvées dans les sédiments du lac, la composition en type de HAP sera étudiée en détail, en se basant notamment sur l'importance relative de certains composés caractéristiques (Yunker et al., 2002).

III-2. Approche biologique de l'impact des rejets sur la Marque

Le bilan proposé dans ce rapport par la Direction Territoriale Nord-Picardie du CEREMA, s'appuie uniquement sur l'état écologique de la Marque par la réalisation d'un inventaire des diatomées (microalgues unicellulaires). Des analyses complémentaires ont aussi été menées sous la forme de bioessais pour caractériser le potentiel toxique des différents rejets. À partir de l'ensemble de ces données, des cartographies pourront être réalisées pour mettre clairement en évidence les zones les plus préoccupantes et les panaches de contaminants dans

le lac et dans la Marque.

Trois sites d'études sur la Marque rivière ont été retenus pour les échantillonnages : un site en amont de la station d'épuration (-100 m), un site en aval de cette même station (+100 m) et un site en aval des pompes de relèvement du lac du Héron (+30 m) (Figure 24).

Les prélèvements de diatomées ont été réalisés en utilisant des supports en plastiques immergés. Le protocole du traitement des échantillons est présenté Figure 27 et est issu d'une norme AFNOR (AFNOR, 2007). La détermination des diatomées ainsi extraites permet d'obtenir des listes faunistiques. À partir de ces listes, différents indicateurs ont été calculés : (i) Les notes Indice Biologique Diatomées (IBD) et Indice Polluosensibilité Spécifique (IPS) permettent de définir selon le type de masse d'eau (ici petit cours d'eau avec dépôts argilo-sableux) une classe de qualité du milieu allant de très mauvaise à très bonne ; (ii) les diagrammes rang-fréquence permettent, en fonction de leur configuration (présence d'une pente forte indiquant la dominance d'une espèce sur les autres ou présence d'un plateau), de déterminer si le peuplement est mature ou a subi des perturbations récentes ; et (iii) les profils saprobiques et trophiques traduisent respectivement l'enrichissement du milieu en molécules organiques et en nutriments (phosphore et azote) par l'identification d'espèces sensibles, tolérantes ou résistantes à ces molécules (Van Dam et *al.*, 1994).

La réalisation des listes faunistiques a permis d'établir l'IBD, la diversité et l'IPS (Figure 28). Les résultats indiquent des différences entre les points de prélèvement pour les indices calculés. Si elles peuvent paraître peu significatives, on peut cependant noter que l'influence de la STEP semble conduire à une augmentation des notes, indiquant ainsi une diversité plus grande, mais traduisant toujours la même classe de qualité du milieu (entre moyen et médiocre). En revanche, les notes Amont et Aval des pompes de relèvement restant proches, cette influence reste localisée.

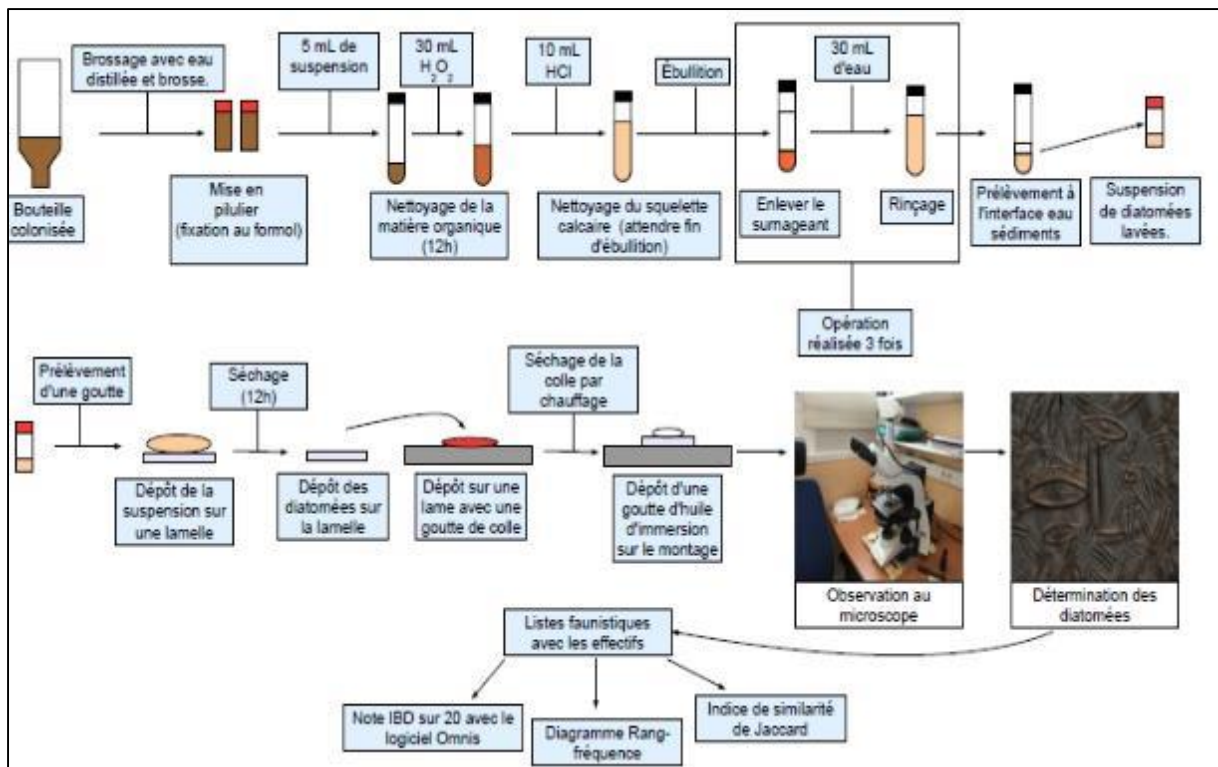


Figure 27. Protocole de détermination des diatomées.

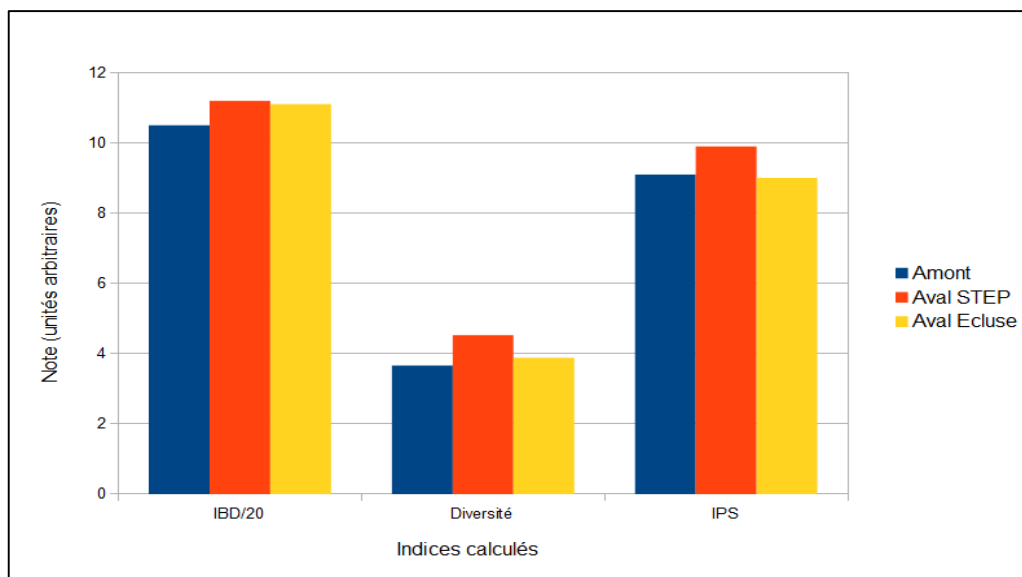


Figure 28. Comparaison des indices calculés pour les différents points de prélèvement.

La Figure 29 présente les rang-fréquence des trois populations échantillonnées. Le plateau pour le site en aval de la STEP montre qu'aucune espèce ne domine le peuplement, et les effectifs le complétant diminuent de manière progressive. Ces diagrammes permettent de confirmer que les notes IBD des deux autres sites correspondent à des peuplements moins mûres.

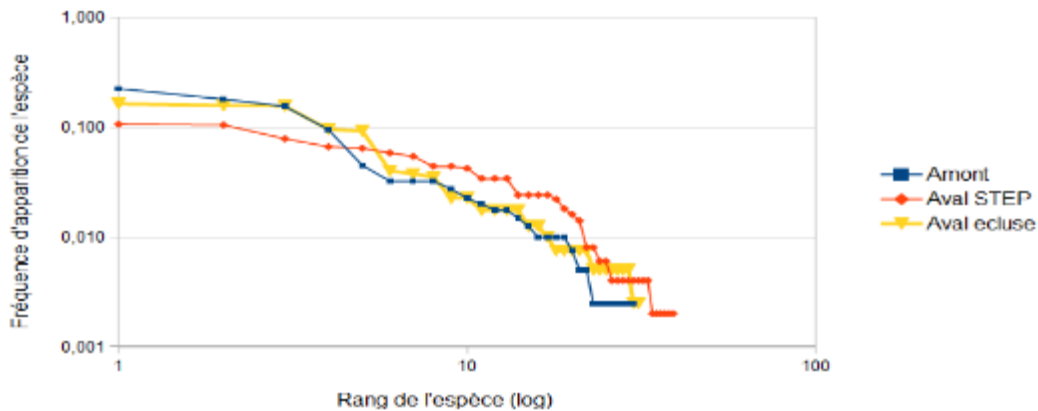


Figure 29. Comparaison des diagrammes rang-fréquence pour les différents points de prélèvement.

Les résultats du profil saprobique montrent que les eaux en aval de la STEP présentent une charge organique modérée et plus faible qu'en Amont et Aval des pompes de relèvement. Cette diminution peut s'expliquer par un phénomène local de dilution des eaux de la Marque par le rejet de STEP, qui se caractérise par un débit important. Le profil trophique suggère quant à lui un léger apport de la STEP en nutriments.

Ainsi, les données obtenues grâce à l'échantillonnage des populations de diatomées dans la Marque rivière montrent dans l'ensemble peu de différences significatives entre les différents points de prélèvement. Le premier échelon de la chaîne trophique du milieu aquatique est donc peu ou pas impacté par les rejets de la STEP de Villeneuve d'Ascq et du lac du Héron. Un échantillonnage par triplicata aurait permis de déterminer le degré de significativité des différences calculées. Néanmoins, les prélèvements et le protocole de détermination des diatomées étant extrêmement chronophages, ces prélèvements supplémentaires n'ont pu être réalisés.

En perspective, étant donné que le compartiment algal s'est révélé être peu sensible aux rejets de la STEP à Villeneuve d'Ascq et du lac du Héron, l'influence éventuelle de ces rejets sur d'autres compartiments biologiques sera étudiée. Ainsi, un protocole de comptage bactérien est actuellement à l'étude au sein de la Direction Territoriale Nord-Picardie du CEREMA.

Par ailleurs, des essais complémentaires d'inhibition d'activité enzymatique sur microalgues seront entrepris et dans le cas où le compartiment algal se révélerait également peu sensible, un protocole similaire adapté au périphyton (communauté d'organismes microscopiques et de détritiques s'accumulant à la surface des objets et des plantes immergés) dans sa globalité pourra être mis en place.

Tâche 2 : Suivi haute fréquence

Partenaires impliqués : AEAP, ENLM, Géosystèmes

La grande majorité des suivis des milieux aquatiques se font à partir de prélèvements « basse fréquence » (hebdomadaires, mensuels voire annuels pour les sédiments). Si cette approche permet d'obtenir une vue globale des niveaux de concentrations, le maillage temporel est trop faible pour comprendre réellement le fonctionnement des masses d'eau et la dynamique des contaminants (Nimick et *al.*, 2011). C'est pour cette raison qu'il est essentiel de disposer d'outils de mesures en ligne performants. Dans le cadre d'OPUR, deux stations automatiques de mesures appartenant à l'Agence de l'Eau Artois-Picardie ont été mises à disposition ainsi qu'une bouée instrumentée récemment acquise par l'Agence de l'Eau. Le déploiement de ces outils a eu lieu entre juin et début septembre 2014 (sauf la bouée qui reste encore sur le lac pour des tests de mise en route et un suivi plus important).

Pour mémoire, les stations de mesures automatiques de l'Agence permettent de disposer de mesures portant sur des paramètres environnementaux, des paramètres exprimant la richesse en sels nutritifs, des paramètres relatifs à la matière organique avec le carbone organique total (COT), et enfin des paramètres relatifs aux algues avec le suivi des pigments photosynthétiques. Certains paramètres font l'objet de mesures en continu (nitrate, turbidité, dioxygène dissous...) ; d'autres font l'objet de mesures en haute fréquence comme le phosphate ou le COT). Pour faciliter l'exploitation de l'ensemble des données, il a été décidé d'adopter un pas de temps de 10 minutes pour la restitution des résultats analytiques. Au cours de ce suivi, le laboratoire Géosystèmes a profité des installations pour intégrer entre le 23 Juin et le 23 Juillet son ATMS (Automatic Trace metal Monitoring System) développé au cours de la thèse de M. Pierre-Jean Superville (Superville et *al.*, 2011), pour intensifier les prélèvements ponctuels d'eau (2 campagnes par semaine), pour déployer des sondes DGT (Diffusive Gradient in Thin films) et des capteurs passifs pour les composés organiques de type POCIS (Polar Organic Chemical Integrative Sampler) ainsi que pour tester un prototype de préleveur filtreur (FILEAU), développé en partenariat avec l'Agence de l'Eau et l'IUT-A de Lille.

Les stations ont été positionnées sur la Marque rivière à Tressin en amont du lac du Héron et de la STEP de Villeneuve d'Ascq, et en aval de ces deux ouvrages à Hempempont sur le site d'un forage exploité par la Société des Eaux du Nord. Les premières mesures à Tressin ont débuté le 6 Juin 2014. Suite à des difficultés à trouver un site d'implantation pour la station aval, les premières mesures n'ont pu débuter qu'à compter du 22 Juin à Hempempont (Figure 25). La bouée instrumentée a quant à elle été mise à l'eau début juin sur le lac du Héron (en face de l'espace Quanta, cf. Figure 25) mais la mise en route et les réglages des paramètres n'ont pas permis d'avoir un suivi régulier des paramètres sur toute la période Juin-Août 2014. De ce fait, le traitement des données est encore en cours de validation et les résultats ne seront pas présentés dans ce premier rapport.

Les résultats présentés dans ce rapport sont issus des deux stations jusqu'au 25 Août. Il s'agit ici d'une première restitution des données paramètre par paramètre et site par site. Une analyse plus poussée sera conduite par la suite et sera incluse dans le second rapport. A noter enfin que les données pluviométrie n'ont été acquises qu'à partir de début juillet, et qu'il faudra en conséquence récupérer les données météorologiques du début de campagne auprès de Météo France et/ou de LMCU. De même, les conditions d'éclairement pour les deux stations correspondent à la station de Hempempont. En effet, le luxmètre est installé sur le toit de la station à Tressin elle-même sous couvert arboré, ce qui fausse les résultats.

I. La Marque amont à Tressin

La turbidité est de l'ordre de 10 FNU avec présence de quelques pics en lien le plus souvent avec les épisodes pluvieux. L'augmentation spectaculaire observée en fin de campagne (à partir de la mi-août) est due à un phénomène de bouchage à l'entrée de la station. La conductivité (en moyenne égale à $880 \mu\text{S cm}^{-1}$) présente des profils assez inhabituels (sans corrélation systématique avec le pH) qu'il conviendra d'expliquer par la suite. Ces profils ayant également été observés sur le site d'Hempempont, on ne peut guère remettre en cause les appareils. Néanmoins, de manière générale, les précipitations entraînent des chutes souvent brutales de la conductivité. Le pH, la température et le dioxygène dissous présentent des cycles nycthémeraux avec une augmentation globale des valeurs pour le pH et le dioxygène à partir de la mi-août, et une baisse de la température à partir de la même date. On peut suspecter un regain d'activité végétale d'autant que l'on observe dans le même temps une diminution des valeurs d'ammonium et de phosphate et une très légère augmentation des concentrations en nitrate. Les cycles journaliers du pH indiquent une consommation du CO_2 en journée (augmentation des valeurs du pH) suivi de valeurs plus faibles la nuit (processus de respiration). De même, on observe une production de dioxygène en journée et une consommation très forte la nuit avec des valeurs qui peuvent descendre régulièrement sous les 2 mg L^{-1} . Les événements pluvieux contribuent en général à faire baisser les valeurs du pH et celles de dioxygène dissous. L'ensemble de ces données indique que l'eau est de médiocre voire de mauvaise qualité notamment au regard des seuils d'état de l'arrêté de Janvier 2010 (Tableau 7).

Tableau 7. Limites des classes d'état. Les valeurs affichées correspondent à la limite de changement de classe (par exemple entre 0,5 et 1 mg L⁻¹ de phosphate, l'état physico-chimique est moyen). Les valeurs de la Marque sont le résultat de moyennes entre Juin et Août 2014, à la station de Tressin. Attention, le déclassement ne se base pas sur la moyenne mais sur le percentile 90 des valeurs.

paramètre	unité	Très bon	Bon	Moyen	Médiocre	Mauvais	Marque
O ₂	mg L ⁻¹	8	6	4	3	< 3	2,4
PO ₄ ³⁻	mg L ⁻¹	0,1	0,5	1	2	> 2	1,9
NH ₄ ⁺	mg L ⁻¹	0,1	0,5	2	5	> 5	1,7
NO ₃ ⁻	mg L ⁻¹	10	50	*	*		19

II. La Marque aval à Hempempont

Globalement, les évolutions observées à Tressin sont comparables à celles visibles à Hempempont. On retrouve par exemple les mêmes profils pour la température et le pH, ainsi que les mêmes variations inhabituelles pour la conductivité. L'eau apparaît toutefois de meilleure qualité en aval qu'en amont comme le montrent les profils en dioxygène dissous mais surtout les profils en ammonium et en nitrate. Les valeurs en ammonium sont moindres que celles observées en amont. Pour le phosphate et le nitrate en revanche, les niveaux de concentrations sont assez similaires (Tableau 8). Ces premiers résultats suggèrent que l'impact de la STEP et du lac du Héron sur les paramètres généraux de la qualité de l'eau serait globalement positif.

Tableau 8. Comparaison des moyennes entre les sites amont et aval de la Marque rivière (Juin-Août 2014).

paramètre	unité	Marque Amont (Tressin)	Marque Aval (Hempempont)
O ₂	mg L ⁻¹	2,4	3,21
PO ₄ ³⁻	mg L ⁻¹	1,9	2,6
NH ₄ ⁺	mg L ⁻¹	1,7	1,1
NO ₃ ⁻	mg L ⁻¹	19	19
Cond.	μs cm ⁻¹	884	760
T	°C	17,8	18,6
pH	-	7,4	7,62
Turb.	FNU	12,7	13,6

Sur le site aval, un système de suivi des métaux par voltampérométrie a été installé du 23 Juin 2014 au 23 Juillet 2014 dans la station de l'Agence de l'Eau. Ce système se compose : (i) d'un ensemble voltampérométrique [potentiostat/galvanostat + stand à goutte de mercure + interface IME (Interface Mercury Electrode), Autolab, Metrohm] ; (ii) de trois pompes

péristaltiques pour l’approvisionnement et l’évacuation en eau d’une cellule de mesure à 3 voies ; et (iii) de trois micro-burettes automatisées pour l’ajout de réactifs (Figure 30).

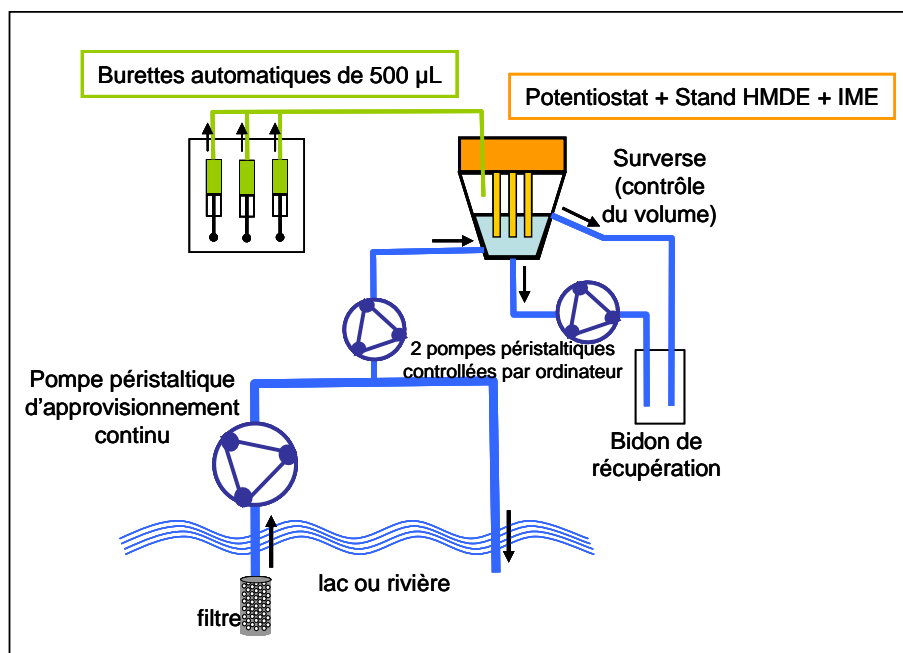


Figure 30. Schéma du système de suivi automatique des éléments traces métalliques par voltampérométrie. Abréviations : IME : Interface Mercury Electrode ; HMDE : Hanging Mercury Drop Electrode.

Trois mesures différentes ont été réalisées en triplicat par voltampérométrie à redissolution anodique pour chaque échantillon pompé à l’intérieur de la cellule de mesure : (i) mesure des métaux (Zn et Mn) électrolabiles (EI) à pH naturel ; (ii) mesure des métaux lixiviables à pH 2 (Pb et Cd) après ajout de HNO₃ concentré et ; (iii) mesure de Zn lixiviable à pH 4 après ajout de NaCH₃COO (Zn ne pouvant être mesuré à pH 2).

Les métaux électrolabiles à pH naturel sont composés des métaux libres, hydratés et faiblement complexés (ligands inorganiques et faibles ligands organiques). Les métaux lixiviables à pH acide (LpA) comprennent la fraction électrolabile à laquelle s’ajoutent les métaux fortement complexés et/ou adsorbés à la surface de particules et colloïdes (Figure 31). Les métaux présents dans les carbonates sont également détectés.

En parallèle aux mesures voltampérométriques, des prélèvements ont été réalisés pour analyse par ICP-MS (Cr, Mn, Fe, Co, Ni, Cu, Zn, As, Cd et Pb). Des échantillons filtrés et acidifiés (total dissous) et acidifiés seulement (total) ont été prélevés manuellement, tous les 2-3 jours pour comparaison avec le système automatique.

Enfin, un préleveur-filtreur automatique (FILEAU) a été installé du 17 Juillet 2014 au 23 Juillet 2014 et a permis de prélever des échantillons filtrés toute les 2h les 4 premiers jours puis toute les 4h pour les deux derniers jours. Ces échantillons ont ensuite été acidifiés puis analysés par ICP-MS (Cr, Mn, Fe, Co, Ni, Cu, Zn, As, Cd et Pb) et ICP-AES (Ca, K, Mg, Mn et Na).

Le Tableau 9 présente les moyennes (issues des données de la Figure 32) des différentes fractions ainsi que l'écart type relatif sur l'ensemble du suivi. On peut remarquer que si les concentrations en plomb sont relativement faibles, la teneur moyenne en zinc est en revanche au-dessus de la NQE ($7,8 \mu\text{g L}^{-1}$ + bruit de fond, estimé à $3 \mu\text{g L}^{-1}$ pour la région).

Tableau 9. Moyennes et écart types des différentes fractions de Pb, Zn et Mn. La comparaison des valeurs entre les différentes fractions n'est pas pertinente car les moyennes ne sont pas effectuées à partir du même nombre d'échantillons.

Espèce	Moyenne ($\mu\text{g L}^{-1}$)	Ecart type relatif (%)
Pb total dissous	0,27	86
Pb lixiviable à pH acide	0,70	38
Pb total	0,92	79
Zn électrolabile	1,84	53
Zn total dissous	12,8	37
Zn lixiviable à pH acide	11,6	31
Zn total	14,3	25
Mn électrolabile	14,9	66
Mn total dissous	37,3	51
Mn total	29,5	25

La Figure 31 schématise les différentes fractions de métaux (Me) mesurées par voltampérométrie (à pH naturel et pH acide) et par ICP-MS après prélèvement manuel (avec ou sans filtration). Les formes générales des courbes (Figure 32) semblent en forte adéquation avec les évènements pluvieux. On observe ainsi une très forte augmentation de tous les métaux dans la journée du 27 Juin où un orage violent a éclaté. On observe également dans la période du 8 au 12 Juillet des augmentations pour chaque précipitation.

La comparaison des différentes concentrations permet de deviner des tendances sur la spéciation des différents métaux. Par exemple, les concentrations en Zn total, lixiviable à pH acide et total dissous sont très proches. On peut ainsi conclure à une très faible présence relative de Zn particulaire. Les teneurs en Zn LpA étant en moyenne 6 fois plus importantes que celles du Zn El, une grossière estimation de la spéciation serait que 15 % du Zn dans la colonne d'eau de la Marque est sous forme électrolabile tandis que les 85 % restant sont sous forme colloïdale ou fortement complexés par de la matière organique.

On observe également que les teneurs en Pb lixiviable à pH acide sont bien plus fortes que celles du Pb total dissous (2,5 fois plus concentré en moyenne). Il existe ainsi pour le plomb, contrairement au Zn, une fraction particulaire non négligeable.

L'ensemble de ces résultats très récents doit maintenant être analysé de façon très approfondie en prenant également en compte les variations journalières que l'on observe

mais qui ne sont pas décrites dans ce premier rapport. Dans un second temps, ce jeu de données sera à comparer avec celui des stations de l'AEAP, avec les rejets déclarés par la STEP, avec les flux à l'interface eau-sédiment ainsi qu'avec les transferts d'eau du lac du Héron vers la Marque. De cette confrontation pourra éventuellement être tirée l'origine des métaux traces dans la colonne d'eau de la Marque et les mécanismes contrôlant leur spéciation.

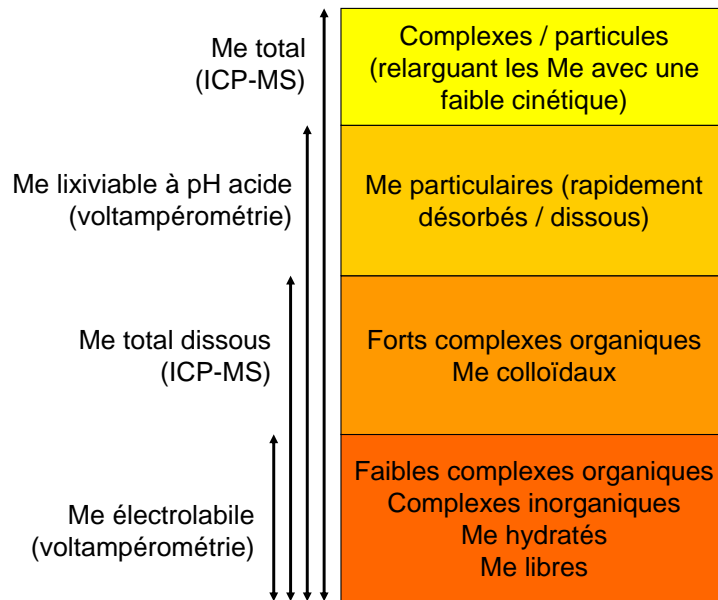
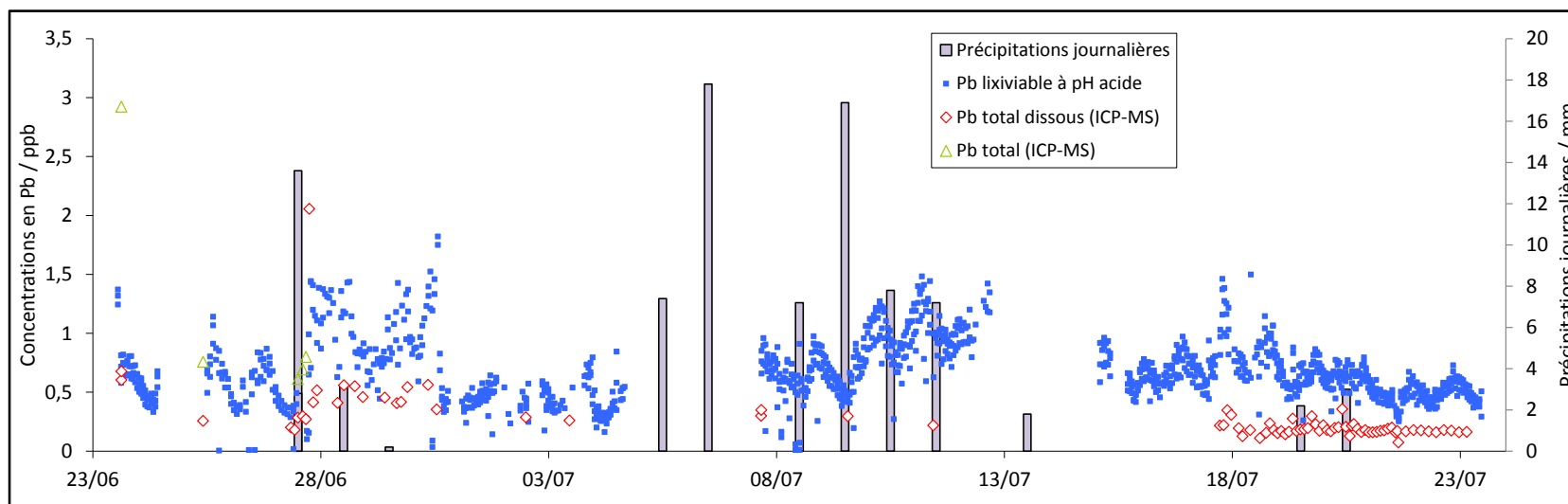
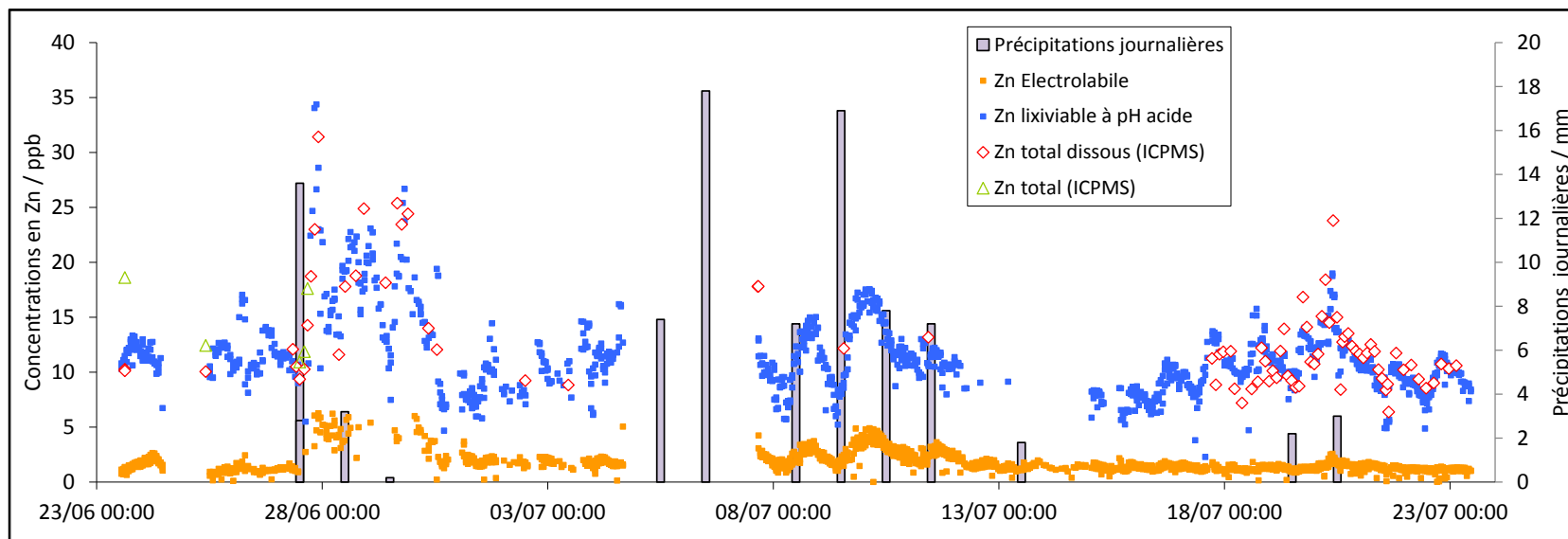


Figure 31. Présentation synthétique des classes d'espèces métalliques identifiées lors de cette étude.



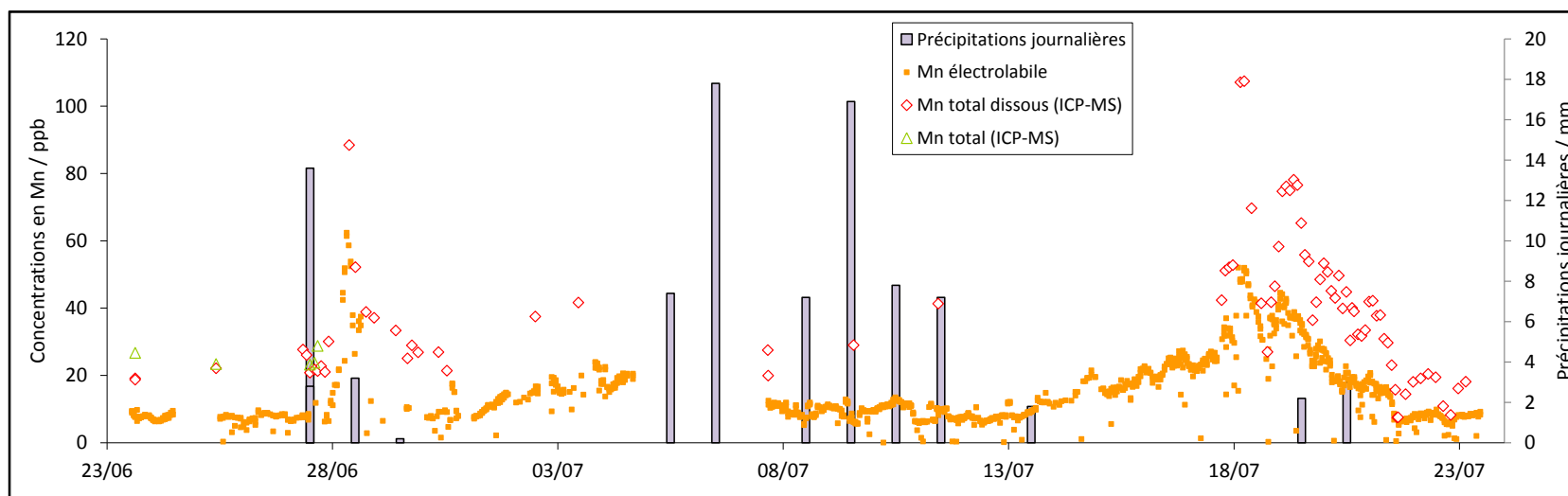


Figure 32. Variations des concentrations en Zn, Pb et Mn du 23 Juin 2014 au 24 Juillet 2014 dans la Marque en aval. En orange : métal (Me) électrolabile ; en rouge : Me total dissous ; en bleu : Me lixiviable à pH acide et en vert : Me total.

III. L'eau du lac du Héron vue par la bouée instrumentée

L'Agence de l'Eau Artois-Picardie a acquis début 2014 une sonde automatique multi paramètres auprès de la société ANHYDRE pour le suivi de la qualité des eaux de surface. Cette sonde vient compléter les outils de suivi de la qualité des cours d'eau que constituent les deux stations de mesures automatiques. Cette bouée est équipée de plusieurs capteurs permettant l'enregistrement de plusieurs paramètres dont le dioxygène dissous (et son pourcentage de saturation), la température, la conductivité, la salinité, le potentiel redox, les pigments algaux avec la chlorophylle a totale et les cyanobactéries, et divers paramètres comme la localisation GPS et la profondeur.

Cette bouée a été mise à disposition du laboratoire Géosystèmes pour la réalisation du projet OPUR. Suite à quelques difficultés de mise en œuvre, quelques données n'ont pu être acquises après l'installation survenue début Juin 2014. Par la suite divers problèmes n'ont pas permis de récupérer toutes les données liées au suivi des cyanobactéries. Depuis début septembre, le fonctionnement est optimal, et c'est donc sur la période allant du 4 au 17 Septembre 2014 que portent les premiers retours.

La Figure 33 reprend les paramètres chlorophylle α , dioxygène dissous et pH. La chlorophylle montre l'existence de cycles jour nuit en lien avec le phénomène de photosynthèse qui survient le jour. Les valeurs sont modestes, de l'ordre de $25 \mu\text{g L}^{-1}$ avec des pics ponctuels pouvant atteindre $45 \mu\text{g L}^{-1}$. Ces valeurs sont à relativiser d'une part parce que cette chlorophylle n'inclut pas les cyanobactéries qui constituent la forme dominante du phytoplancton sur cette période d'observation, et d'autre part, parce que l'essentiel de la biomasse végétale sur cette même période est constituée de formes macroscopiques (algues filamenteuses et surtout élodées de *Nuttall*). On note que les valeurs de pH sont assez constantes, de l'ordre de 9 unités pH et assez élevées pour la région. Il faut sans doute y voir un effet de la photosynthèse. Le dioxygène dissous confirme cette hypothèse avec des valeurs variant de 8 mg L^{-1} la nuit (ce qui reste élevé par rapport à la Marque) à 12 mg L^{-1} le jour.

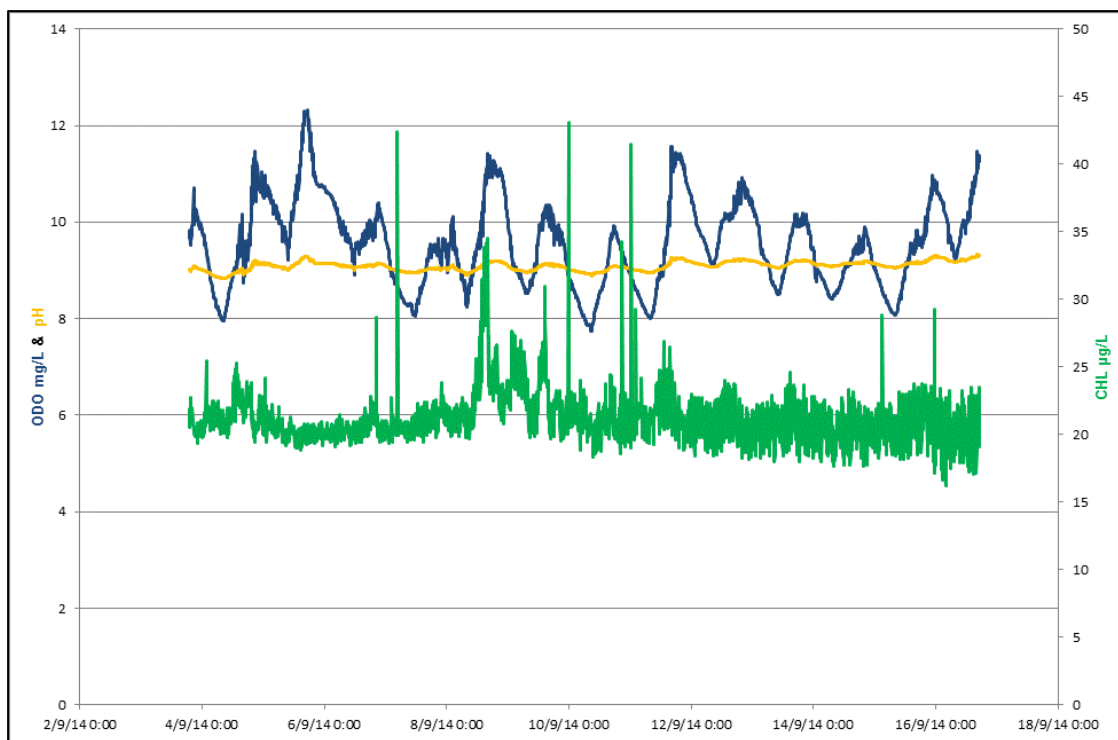


Figure 33. Evolutions haute fréquence du pH, des teneurs en chlorophylle a et en dioxygène dissous entre le 4 Septembre 2014 et 17 Septembre 2014 enregistrées à l'aide de la bouée instrumentée appartenant à l'AEAP.

Les résultats pigmentaires (Figure 34) permettent de mettre en évidence que les principales formes phytoplanctoniques sont constituées par les cyanobactéries et notamment les cyanobactéries du groupe phycoérythrine avec des concentrations de fond de l'ordre de 10 à 20 $\mu\text{g L}^{-1}$ et des pics réguliers mais ponctuels pouvant atteindre 300 $\mu\text{g L}^{-1}$. Deux types de cyanobactéries peuvent être distingués selon leur contenu pigmentaire : les cyanobactéries à phycocyanine et les cyanobactéries à phycoérythrine. Les premières sont bien détectées par l'AOL en tant que cyanobactéries. Les secondes ont des pigments qui les font apparaître dans le groupe des algues rouges. Ces dernières au sens strict étant généralement peu abondantes en eau douce, de fortes concentrations d'algues rouges doivent inciter le gestionnaire à vérifier que ce sont sans doute des cyanobactéries à phycoérythrine par le biais d'observations microscopiques par exemple. Les cyanobactéries du groupe des phycocyanines sont beaucoup moins représentées avec des concentrations très stables tournant autour de 7,5 $\mu\text{g L}^{-1}$. Il y aura donc par la suite un intérêt à identifier les espèces responsables et leur éventuelle toxicité.

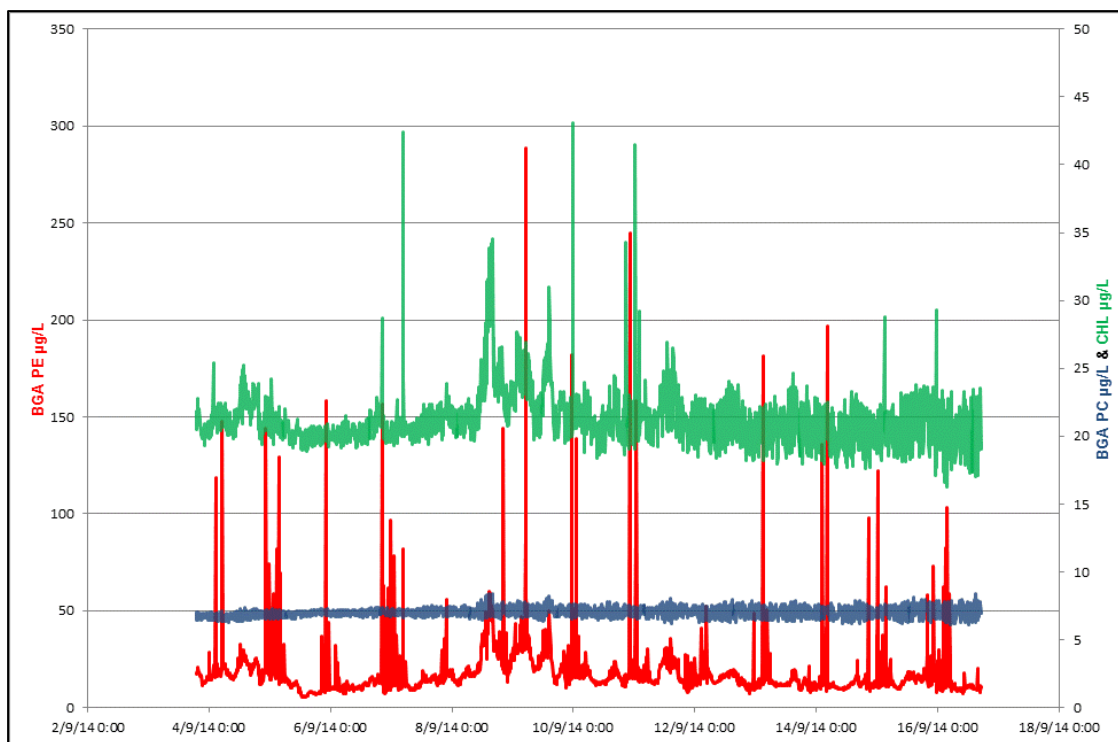


Figure 34. Evolutions haute fréquence des teneurs en chlorophylle a, en BGA PE (Blue Green Algae PhycoErythrin) et BGA PC (Blue Green Algae PhycoCyanin) entre le 4 Septembre 2014 et 17 Septembre 2014 enregistrées à l'aide de la bouée instrumentée appartenant à l'AEAP.

Tâche 3 : Echanges eau-sédiment

Partenaires impliqués : ENLM, EMD, Géosystèmes

I. Généralités

La plupart des études menées révèle le rôle primordial des sédiments dans le cycle biogéochimique des micropolluants (organiques et métalliques) et des nutriments dans les écosystèmes aquatiques (Lesven, 2008). En particulier, la dégradation de la matière organique dans les sédiments est à l'origine d'une redistribution et/ou consommation d'espèces inorganiques tels que les oxydes de fer et de manganèse, le nitrate ou le sulfate (Denis et *al.*, 1999 ; Boudreau et *al.*, 1997). Ces réactions, s'accompagnent d'une modification de concentrations de certaines espèces dans les eaux interstitielles créant par la même occasion des gradients de concentration. Or les molécules, les ions et même les colloïdes subissent des processus de diffusion moléculaire qui conduisent à un flux dans la direction opposée à celle du gradient de concentration. Outre cette diffusion passive, des échanges et des mélanges de particules ont lieu ; ils sont liés à l'activité des organismes, notamment benthiques (phénomène de bioturbation), aux courants hydrauliques, aux activités nautiques... (Lesven et *al.* 2009 ; Aller et *al.*, 1994). Ces flux résultent en des échanges nets de substances dissoutes à l'interface eau-sédiment qui peuvent donc être considérés comme la résultante des

processus biologiques, géochimiques et physiques qui ont lieu dans les sédiments de surface (Figure 35). Les sédiments peuvent donc se comporter comme des sources endogènes (ou « bombe à retardement ») de contamination, avec accumulation des polluants sous forme particulaire mais libération d'une partie de ces derniers sous forme dissoute dans la colonne d'eau surnageante.

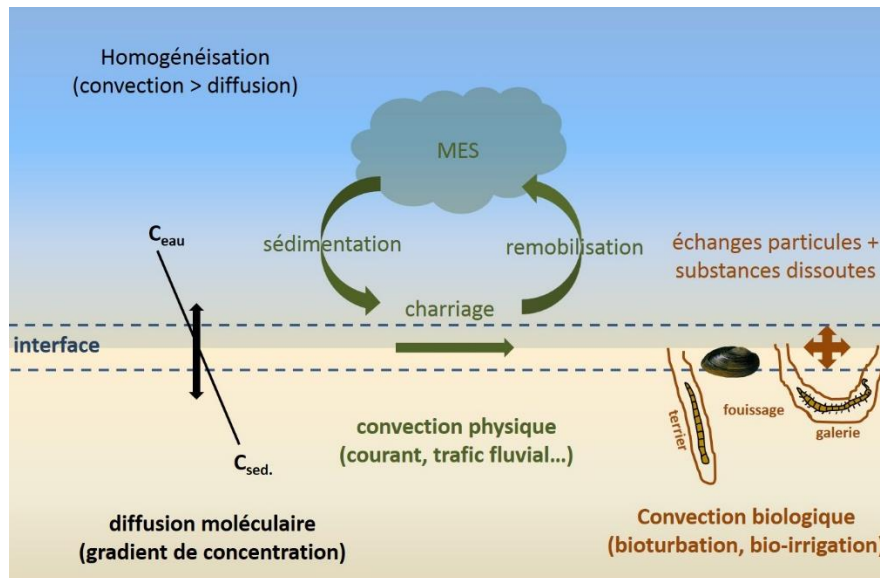


Figure 35. Schéma des principaux flux composant le flux benthique à l'interface eau – sédiment.

II. Mesure des flux à l'interface eau-sédiment

La mesure des flux de substances dissoutes à l'interface eau-sédiment peut se faire de plusieurs manières, conduisant à l'obtention d'informations différentes. Il est tout d'abord possible d'évaluer le flux strictement diffusif à partir d'un profil de concentrations et d'appliquer ensuite la première loi de Fick. Les mesures de concentrations peuvent être réalisées à l'aide de microélectrodes pour certains paramètres (par exemple O_2 , Mn^{2+} , Fe^{2+} ou H_2S) ou de sondes DGT (Diffusive Gradient in Thin films) pour les contaminants métalliques, le phosphate... Ces mesures de flux seront réalisées à partir de la seconde année.

Comme expliqué précédemment, les flux benthiques permettent d'obtenir des informations sur les flux globaux à l'interface eau-sédiment en tenant compte d'éventuels processus de précipitation/adsorption dans l'eau surnageante. La mesure de ces flux peut se faire directement sur site à l'aide de cloches benthiques mais leur déploiement nécessite des plongeurs et le système de prélèvement n'est pas évident. L'option retenue pour cette étude est le prélèvement de carottes sédimentaires qui sont ensuite incubées au laboratoire.

Les flux benthiques ont été estimés dans le sédiment du lac du Héron, à l'aide de trois carottes sédimentaires directement prélevées par carottage manuel au point LH4 (proche de la sortie

du lac) en hiver (Janvier 2014, 9°C) et en été (Juillet 2014, 20°C). Les trois carottes ont ensuite été placées pour chaque expérience, dans un système d'incubation (Figure 36).

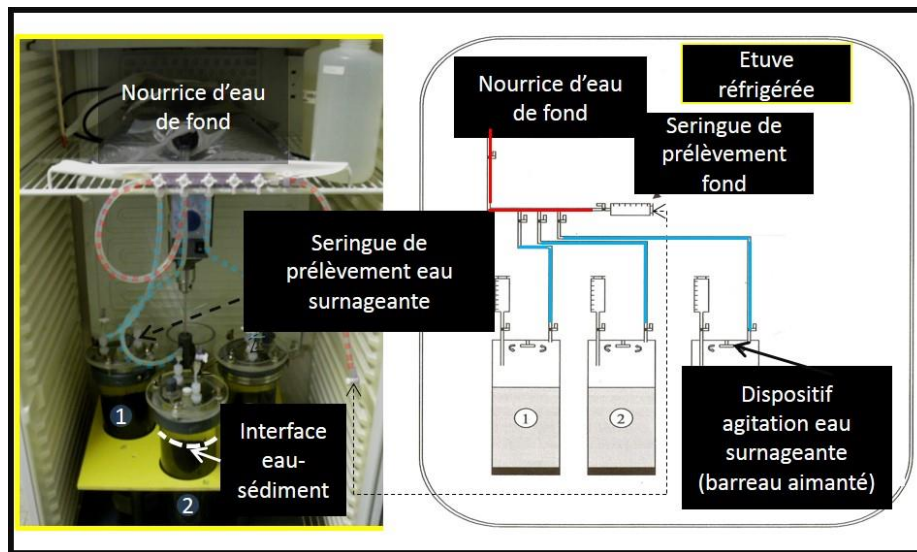


Figure 36. Dispositif d'incubation des carottes sédimentaires pour la mesure des flux benthiques (montage pour 3 carottes).

Brièvement, les carottes sont fermées à leurs extrémités supérieures à l'aide d'une plaque de plexiglas munie d'un joint torique qui permet d'assurer l'étanchéité du système. Chacune des carottes est connectée à la nourrice par des tubulures ce qui permet de remplacer par un volume identique le volume d'eau surnageante prélevé lors de l'échantillonnage. L'ensemble du dispositif est placé dans une armoire thermostatée à la température mesurée lors du prélèvement. Enfin l'agitation est réalisée à l'aide de barreaux aimantés, eux même mis en mouvement au moyen d'un aimant (en U) contrôlé par un moteur.

La mesure des flux benthiques a été réalisée pour chacune des saisons (été et hiver), en mode diurne et nocturne sur une période de 6 heures. A chaque prélèvement, 40 mL d'eau surnageante ont été filtrés avec des filtres d'acétate de cellulose (seuil de coupure : 0,45 µm). Le prélèvement a été effectué toutes les demi-heures pendant trois heures, puis toutes les heures pendant trois heures. 20 mL de l'eau prélevée ont été utilisés pour l'analyse du phosphate et des métaux et les 20 mL restants ont été réservés à la mesure du dioxygène dissous et du pH.

Les teneurs en dioxygène ont été mesurées à l'aide d'une microélectrode de type Clark (Unisense, diamètre 500 µm) reliée à un pico-ampèremètre. Le pH a été mesuré à l'aide d'un pH-mètre Melter-Toledo (SevenGo IP67, avec une électrode de verre combinée en Ag/AgCl, [KCl] = 3 M). Le phosphate a quant à lui été analysé par spectrophotométrie UV-Visible à 719 nm (Varian Cary 300 scan) par formation du complexe phosphomolybdique puis par réduction du complexe à l'acide ascorbique. Enfin les métaux (Fe, Mn, Cu, Pb, Zn, Cd, Co, Ni et Cr) ont été quantifiés, après acidification à l'acide nitrique suprapur, par spectrométrie d'émission

atomique (ICP-AES, Vista Pro à visée axiale, Varian) et par spectrométrie de masse (ICP-MS Thermo Elemental X7) selon les concentrations.

Le calcul total des flux est basé sur les variations des concentrations des espèces dans l'eau surnageante de chaque carotte (pour plus de détails, cf. Lesven, 2008). Chaque concentration obtenue est corrigée de la dilution, due à l'apport d'eau de la nourrice, selon l'équation 2 :

$$C_{\text{corr}} = \left[\frac{C_{\text{ser}}(V_{\text{car}} - V_{\text{ser}}) + (C_{\text{nour}} * V_{\text{ser}})}{V_{\text{car}}} \right] \quad \text{Eqn. 2}$$

Où C_{corr} représente la concentration corrigée après dilution, C_{ser} et V_{ser} sont respectivement la concentration et le volume de l'eau échantillonnée avec la seringue pour chaque temps, C_{nour} est la concentration de l'espèce dans la nourrice et V_{car} est le volume de la colonne d'eau surnageante dans la carotte d'incubation. Une régression linéaire est tracée pour chaque métal en fonction de la concentration à chaque intervalle de temps. Un flux métallique F_B peut être alors calculé selon l'équation 3 :

$$F_B = \left(\frac{\Delta C}{\Delta t} \right) * h * 1000 \quad \text{Eqn. 3}$$

Avec, h , la hauteur de la colonne d'eau dans le système d'incubation (cm) et $(\Delta C/\Delta t)$, la pente de la régression linéaire ($\text{nmol dm}^{-3} \text{h}^{-1}$).

Pour ce rapport d'avancement, seuls les flux benthiques de dioxygène, de phosphate et les variations de pH sont présentés.

II-1. Flux de dioxygène

Les variations des teneurs en dioxygène dissous dans la colonne d'eau sont régies par plusieurs facteurs qui fonctionnent de manière antagoniste : d'un côté, les « consommateurs » engendrent des processus de respiration animale et végétale et de dégradation de la matière organique et de l'autre les « producteurs » qui incluent le mélange physique eau-atmosphère (dissolvant le dioxygène atmosphérique dans des eaux) et les processus photosynthétiques réalisés par le phytoplancton.

Les résultats sont présentés dans le Tableau 10. Les eaux surnageantes du lac du Héron présentent un comportement légèrement différent en hiver et en été. En hiver, l'activité photosynthétique étant réduite, le renouvellement du dioxygène dissous se fait par les divers brassages eau-atmosphère plus importants en cette saison. Le comportement jour/nuit est similaire lors des expériences d'incubation. Le taux de saturation est important (83 % en moyenne sur une journée) ce qui laisse à penser que les processus de dégradation de la matière organique sont lents. Toutefois, dans les systèmes d'incubation étanches (donc isolés du renouvellement atmosphérique), la concentration en dioxygène diminue de manière linéaire ($R^2 = 0,9$) en mode nocturne et diurne. Cette baisse peut être attribuée aux processus

diagénétiques consommant le dioxygène à l'interface eau-sédiment, en particulier l'activité bactérienne.

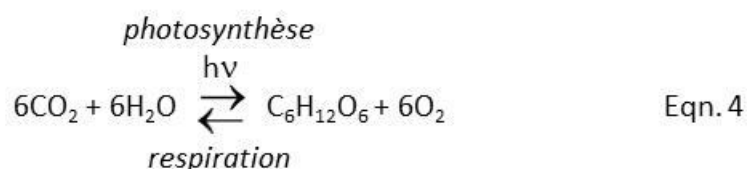
Tableau 10. Bilan des variations de dioxygène dissous et de pH, enregistrées dans les eaux surnageantes au cours des incubations pour les expériences hivernale et estivale en modes diurne et nocturne.

Mode	O ₂		pH	
	Hiver	Eté	Hiver	Eté
Diurne	88 → 65 %	45 ± 5 %	8,10 → 7,65	7,60 ± 0,03
	Baisse significative (R ² = 0,9)	Pas de variation (R ² = 0,13)	Baisse significative (R ² = 0,93)	Pas de variation (R ² = 0,28)
Nocturne	79 → 52 %	42 → 33 %	7,82 → 7,40	7,50 ± 0,03
	Baisse significative (R ² = 0,90)	Baisse significative (R ² = 0,86)	Baisse significative (R ² = 0,93)	Pas de variation (R ² = 0,32)

Dans le cas du suivi du dioxygène lors de la campagne d'été, les valeurs des concentrations enregistrées en mode diurne ne montrent aucune variation significative (R² = 0,13) et oscillent autour de 45 % de saturation. Classiquement, en mode diurne et en période estivale, la production primaire tend à produire du dioxygène avec des pourcentages de saturation qui peuvent excéder 100 %. De ce fait, une augmentation des teneurs en O₂ lors de l'expérience d'incubation en mode diurne était plutôt attendue. Ici, la production de dioxygène est contrebalancée par les processus diagénétiques sûrement très actifs en surface, liés à la dégradation bactérienne de la matière organique. En mode nocturne, l'activité photosynthétique cesse de produire du dioxygène dissous ce qui engendre sa consommation progressive en raison des processus de respiration/dégradation.

II-2. pH

Le bilan des réactions de photosynthèse, de respiration et de dégradation de la matière organique fait varier les concentrations en protons et en dioxyde de carbone dans la colonne d'eau. Une augmentation de la concentration en CO₂, liée à une minéralisation de la matière organique ainsi que la respiration des microorganismes benthiques, va entraîner une diminution des valeurs du pH. A contrario, la consommation du CO₂ lors de la photosynthèse va provoquer une augmentation des valeurs du pH (Eqn. 4).



En hiver, que ce soit en mode nocturne ou diurne, les valeurs du pH diminuent linéairement au cours de l'incubation suggérant une production de dioxyde de carbone (et donc une

consommation de dioxygène, cf. Tableau 10). Les processus de respiration/dégradation de la matière organique sont donc des facteurs majeurs contrôlant le pH du système. En été, les expériences d'incubation (en mode diurne et nocturne) ne montrent pas d'évolution significative des valeurs du pH dans les eaux surnageantes au cours du temps. Les valeurs de pH sont en moyenne égales à 7,6 ; ce qui est significativement plus faibles qu'en hiver, malgré une tendance inverse généralement observée (cf. tâche 1). En journée, il semble donc y avoir un équilibre entre la production primaire qui a lieu dans la colonne d'eau et la consommation de dioxyde de carbone (eau + sédiment). En période nocturne, il est néanmoins surprenant de ne pas observer une baisse significative des valeurs du pH. Etant donné que $pK_a(\text{HCO}_3^-/\text{H}_2\text{CO}_3) = 6,3$, le milieu apparaît légèrement plus tamponné en été ce qui ne favorise pas les variations importantes de pH. Cet aspect reste néanmoins à confirmer par les mesures en haute fréquence, réalisées par la bouée instrumentée. De même de nouvelles expérimentations et le traitement plus poussé des données permettront à terme de prédire la consommation de dioxygène et l'acidification de l'eau surnageante, liées à la présence de sédiment dans le lac du Héron.

II-3. Phosphate

Les teneurs en phosphate dans le bassin Artois-Picardie déclinent souvent la qualité des cours d'eau et des plans d'eau. Nécessaires au développement du phytoplancton, ils sont souvent à l'origine des phénomènes d'eutrophisation lorsque leur concentrations deviennent trop importantes (Gerdeaux, 2007). Bien que des efforts importants aient été réalisés pour limiter les rejets de phosphate à la source, un stock important de phosphate est présent dans les sédiments de surface et une partie serait alors capable de rediffuser dans l'eau surnageante. La libération du phosphate du sédiment vers la colonne d'eau est influencée par plusieurs facteurs parmi lesquels l'augmentation de la température en été, qui accroît sa régénération via les processus microbiens. Le relargage du phosphore inorganique à partir des sédiments dépend aussi de la réduction bactérienne des oxydes de fer (III) en fer (II) en milieu anaérobie lors des processus diagénétiques, libérant le phosphate adsorbé sur les oxydes, et la bioturbation (Figure 37).

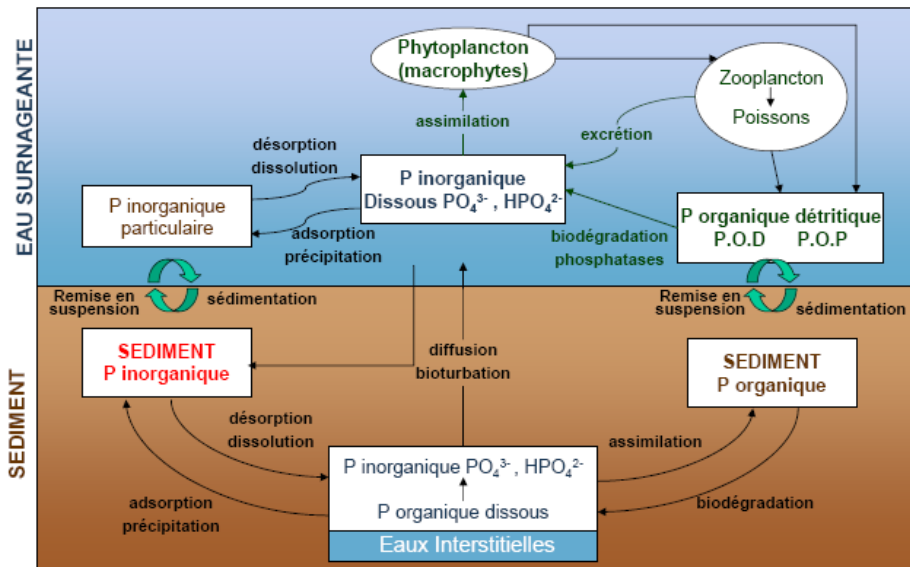


Figure 37. Cycle du phosphore en milieu aquatique, d'après Gallioz (2004).

Les résultats sont présentés dans le Tableau 11. Les flux de phosphate à l'interface eau-sédiment sont positifs durant la journée en été. Il y a donc relargage de phosphate du sédiment vers la colonne d'eau à hauteur de $29 \mu\text{mol m}^{-2} \text{h}^{-1}$. Si l'on suppose qu'en Juillet, il fait jour environ 16 heures sur 24 heures, l'augmentation des concentrations en PO_4^{3-} dans la colonne d'eau serait d'environ $7,5 \mu\text{g L}^{-1}$ (soit $0,08 \mu\text{mol L}^{-1}$) (en 24 h). A titre de comparaison, dans les lacs hypereutrophes, les flux en P sont positifs et peuvent s'élever à plusieurs dizaines de $\mu\text{mol m}^{-2} \text{h}^{-1}$ alors que dans un lac oligotrophe, ces flux de phosphate ne sont plus que de quelques $\text{nmol m}^{-2} \text{h}^{-1}$ (Reddy et al., 1996). Ce résultat est lié à la compétition entre la consommation du phosphate par les organismes photosynthétiques et le relargage du phosphate à l'interface eau-sédiment (minéralisation + flux diffusif + bioturbation). En période nocturne, l'enrichissement de la colonne d'eau par le phosphate n'est plus significatif malgré un ralentissement de la production primaire. Une hypothèse qui resterait à vérifier est la diminution de la bioturbation en période nocturne qui stopperait ici le relargage du phosphore dissous sédimentaire (Friend et al., 2005).

Tableau 11. Flux benthiques en phosphate dans les sédiments du Lac du Héron (point LH4) mesurés en été et en hiver 2014.

Mode	Flux benthiques de PO_4^{3-} ($\mu\text{mol m}^{-2} \text{h}^{-1}$)	
	Hiver	Eté
Diurne	-19,8	28,8
	Flux négatif ($R^2 = 0,95$)	Flux positif ($R^2 = 0,89$)
Nocturne	-16,4	-
	Flux négatif ($R^2 = 0,85$)	Pas de variation ($R^2 = 0,28$)

En hiver, les flux benthiques en phosphate sont négatifs de jour ($-19,8 \mu\text{mol m}^{-2} \text{h}^{-1}$) comme de nuit ($-16,4 \mu\text{mol m}^{-2} \text{h}^{-1}$) ce qui indique une forte capacité du sédiment et/ou des particules en suspension du lac du Héron à accumuler une petite partie du phosphate présents dans la colonne d'eau. Cette capacité est probablement liée à une bonne oxygénation de l'eau qui permet de maintenir à la surface des sédiments (et dans l'eau) des oxydes de fer, excellents adsorbants du phosphate. D'autre part, les processus de remise en suspension du sédiment en milieu oxique, surtout rencontrés l'hiver, dans les lacs de faible profondeur comme le lac du Héron, sont intensifiés lors des périodes de grands vents, ce qui induit également des sites d'adsorption supplémentaires pour le phosphate dissous.

En résumé, ces premières expérimentations montrent clairement le rôle du compartiment sédimentaire sur le comportement de l'eau surnageante : (i) le sédiment de surface se comporte comme un consommateur de dioxygène dissous en hiver comme en été. Cette consommation de dioxygène est compensée en partie par la photosynthèse et probablement aussi par la dissolution du dioxygène de l'air dans le lac. En réalité, des sursaturations en dioxygène sont observées lors de blooms phytoplanctoniques et/ou de macrophytes mais leur décomposition ultérieure induit aussi des périodes d'anoxie dans la colonne d'eau ; (ii) les variations de pH sont en général moins importantes (en raison de la présence d'hydrogencarbonates qui tamponnent le milieu) mais le compartiment sédimentaire produit de l'acidité au système aquatique (décomposition de la matière organique en CO_2) ; (iii) les flux de phosphate journaliers sont faibles par rapport aux concentrations totales mesurées. Cependant, au vu de ces premiers résultats, les sédiments alimenteraient le plan d'eau en phosphate pendant les périodes chaudes et les piègeraient pendant l'hiver.

En perspective, il s'agira tout d'abord d'analyser plus finement les résultats obtenus pour mieux discriminer les processus de photosynthèse/respiration dans la colonne d'eau et à l'interface eau-sédiment. Deuxièmement, s'ajouteront à ces résultats les flux de métaux dont les données n'ont pas encore été exploitées. Troisièmement à l'aide de capteurs passifs, des profils de contaminants à l'interface eau-sédiment pour les métaux mais également pour les HAP permettront de quantifier les flux de diffusion pure en les comparant, si possible aux flux benthiques. Il sera aussi nécessaire de travailler sur les particules sédimentaires et les eaux interstitielles sous l'interface eau-sédiment pour évaluer la disponibilité des contaminants. Enfin, le cas de la Marque serait probablement à aborder différemment car son débit va influencer fortement les échanges à l'interface eau-sédiment. Il faudra alors envisager de procéder à des expériences en contrôlant le régime hydrodynamique de l'eau surnageante. L'élaboration du montage expérimental n'est pour l'instant pas définie.

Tâche 4 : Vers une amélioration de la qualité de l'eau

Partenaires impliqués : Tous

Au vu des premières conclusions issues des données bibliographiques et des premiers résultats d'OPUR, il est clair qu'un des problèmes majeurs de ce système est la présence en excès de nutriments dans la colonne d'eau (notamment N et P) ce qui favorise l'eutrophisation du lac et de la Marque. Pour lutter contre ces apports, une première démarche serait évidemment de limiter les rejets à la source mais nous n'avons à l'heure actuelle pas de vision précise sur la localisation de ces sources, notamment pour la Marque. En ce qui concerne le lac, l'apport de nutriments se fait via le canal d'alimentation et probablement aussi via le réseau d'eau pluviale qui recueille également une petite partie des eaux usées non traitées. LMCU est tout à fait conscient de ce problème mais le coût des travaux est pour l'instant un frein important.

Pour limiter la présence de nutriments dans le lac, l'ENLM envisage de tester des plantations de berges pour fin 2014 début 2015 grâce à des nattes pré-cultivées d'hélophyte et des radeaux végétalisés. Ce premier essai sera réalisé sur une surface relativement réduite (environ 20 m² pour les plantations) et quelques m² pour les radeaux (Figure 38). Des équipements de protection seront installés autour de ces parcelles pour lutter contre la prédation des Bernaches du Canada (Oies, *Branta canadensis*).



Figure 38. Identification des zones susceptibles d'accueillir des plantations en 2015 sur le lac du Héron.

Sur la Marque, une autre action curative est généralement entreprise chaque année en Juin-Juillet : le faucardage qui s'étend sur plusieurs centaines de mètres. En effet, le développement excessif des macrophytes sature la rivière et freine le courant provoquant une augmentation conséquente du niveau de l'eau. Ce faucardage est effectué sur la demande des communes pour limiter les risques d'inondation. Cet export de matière a probablement un

impact sur la qualité de l'eau et des sédiments de la Marque mais aucune étude n'a encore été entreprise sur ce sujet.

Enfin depuis trois ans, le lac du Héron fait l'objet d'un envahissement par une plante aquatique : l'Elodée de *Nuttall*. Cette plante à développement rapide empêche la pratique d'activités nautiques de loisir sur le plan d'eau et a impacté le fonctionnement des pompes de relevage du lac vers la Marque rivière. Sa dégradation en période hivernale peut également conduire à des baisses significatives de concentration en dioxygène dissous, avec un impact négatif sur la population piscicole. Afin d'améliorer la compréhension du phénomène d'envahissement et ses conséquences sur les fonctions, les usages et l'environnement du lac, la mise en œuvre d'une expertise externalisée a été proposée et validée par LMCU. Ainsi, cette étude dont SAFEGE est le prestataire sera lancée début Novembre 2014. Elle devrait permettre de proposer des solutions préventives et de dimensionner des interventions curatives pérennes pour limiter voire supprimer ce phénomène de bloom végétal. Elle s'organise autour de deux tranches : (i) une tranche ferme d'une durée de 5 mois. Celle-ci consiste en un diagnostic théorique du phénomène d'envahissement et de la détermination d'une stratégie d'intervention ; (ii) Une tranche conditionnelle adaptée au développement d'un nouvel envahissement, d'une durée de 7 mois. Celle-ci permettrait de suivre *in situ* une évolution du phénomène et de capitaliser des données environnementales directes (analyses d'eau, données météo,...) afin d'alimenter le diagnostic et ces conclusions. La présence de la bouée instrumentée serait naturellement un outil idéal pour ce genre de suivi.

Tâche 5 : Recherches citoyennes

Partenaires impliqués : Tous

Cette tâche a pour but de rendre l'ensemble des résultats accessibles aux citoyens intéressés par les milieux aquatiques, de pouvoir échanger des idées et d'orienter les recherches également en fonction des retours des citoyens. Cette première année nous a permis de faire connaître le projet OPUR, ses objectifs et de communiquer sur notre stratégie scientifique. Peu de résultats ont pour l'instant été divulgués car l'analyse des résultats est en cours de traitement. Plusieurs actions phares ont été réalisées au cours de cette première année à l'intention des écoles, collèges et lycées, mais également aux habitants de Villeneuve d'Ascq et des environs. La liste de ces actions est présentée Annexe XXI et les communiqués de presse sont regroupés en Annexe I ; ils sont principalement associés à l'installation de la bouée instrumentée (appartenant à l'Agence de l'Eau) sur le lac du Héron en Juin 2014.

I. Le projet Xpérium

L'Xpérium est un projet au sein de l'Université Lille 1 (et en particulier du Learning Center Innovation dont la cérémonie de la pose de la première pierre a eu lieu le 18 Septembre 2014)

qui a pour objectif d'expliquer progressivement les principes fondamentaux de la recherche actuelle, d'en montrer les résultats et les applications possibles. Sur un thème central unique et interdisciplinaire, 7 expériences pédagogiques, interactives, étonnantes et ludiques sont présentées.

Le laboratoire Géosystèmes participe à cette première édition qui a pour thème « Instruments d'information pour la prise de décision et son processus (connaître, transmettre, agir) ». Le projet OPUR représente l'innovation en chimie au sein de l'Université Lille 1 par le stand intitulé « Suivi de la qualité de l'eau en continu et à distance ». Une expérience est expliquée de manière didactique et interactive aux visiteurs composés essentiellement de lycéens de la région (visite de 16 lycées en 2013-2014) par la doctorante Anastasia Ivanovsky. Le projet OPUR et ses résultats, notamment les données transmises par la bouée instrumentée déployée sur le lac du Héron, sont présentées et expliquées en une dizaine de minutes aux lycéens (Figure 39).

A ce jour 632 visiteurs ont déjà visité l'Xpérium et notre stand sera ouvert également sur l'année universitaire 2014-2015 avec une augmentation du nombre de visiteurs. De ce fait, une seconde doctorante, Cécilia Falantin, aura également un contrat directement en lien avec l'Xpérium.

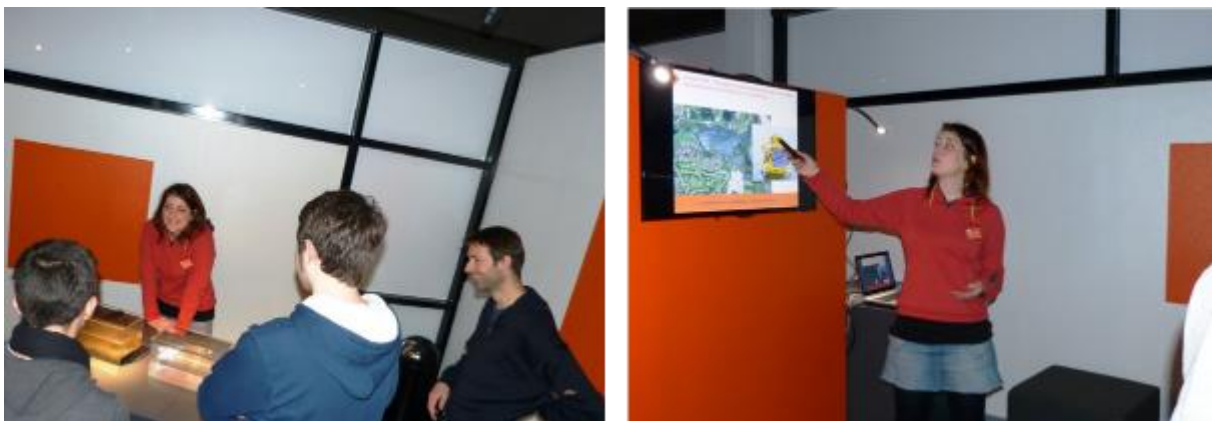


Figure 39. Présentation du stand OPUR par Anastasia Ivanovsky à un groupe de lycéens dans le cadre du projet Xpérium.

II. Fête de la Nature

Un stand a été animé par Gabriel Billon, Justine Criquet et Anastasia Ivanovsky pour « la Fête de la Nature » organisée à la ferme du Héron le 25 Mai 2014 (Figure 40). Le projet OPUR a été présenté aux citoyens lors de cette journée. Différentes activités ont été conçues par les universitaires et le CPN « l'Héron dans l'Eau » pour faciliter la rencontre et les discussions avec un public de tout âge :

- une maquette évolutive retraçant la construction, la fonction et les activités présentes autour du lac ;

- présentation d'espèces invasives présentes sur le lac (écrevisses américaines, élodées de Nuttall, tortues de Floride) ;
- mini station d'épuration et microscope pour observer les microorganismes présents dans les boues d'épuration ;
- présentation de macro-déchets trouvés sur le site et sensibilisation aux problèmes des micropolluants (métaux, pesticides, composés pharmaceutiques, hydrocarbures...) dans l'environnement.

Le stand a été très visité et des échanges enrichissants ont eu lieu tout au long de la journée. De nombreux citoyens ont apprécié d'avoir eu des informations sur l'historique et la fonctionnalité du lac du Héron qui leur étaient inconnus. Les plus avertis ont quant à eux apprécié cette action de communication autour du projet OPUR.



Figure 40. Présentation du lac du Héron (construction, fonctionnalité) par Anastasia Ivanovsky et observation des micro-organismes présents dans les boues activées de la station d'épuration de Villeneuve d'Ascq.

III. Echange avec le club science du lycée Louis Pasteur (Lille)

Les lycéens adhérents au club Science du lycée Louis Pasteur à Lille ont participé cette année au concours « Faites la Science » à la Haute Borne (Figure 41). Ce concours lancé à l'Université Lille 1 en 2013 s'adresse aux élèves qui souhaitent monter un projet scientifique et le présenter devant un jury de l'université. Il a pour but de développer l'intérêt des jeunes pour les sciences, par la réalisation de projets concrets et attrayants.

Ces lycéens nous ont contactés pour obtenir de l'aide dans leur projet intitulé « La lagune de Pasteur », leur but étant de construire un système de dépollution des eaux de l'établissement grâce à une filtration progressive par des plantes. Une réunion a eu lieu au lycée Pasteur le 4 Avril 2014 après divers échanges par courriel et téléphone. Cette réunion a permis de faire le parallèle entre leur projet et le fonctionnement du lac du Héron dont les plantes, quand elles sont présentes, permettent de séquestrer des macropolluants comme le phosphate. Une

aide sur la conduite du projet ainsi qu'une aide matérielle pour la réalisation des analyses a été apportée aux lycéens.



Figure 41. Concours Faites de la Science (<http://js2014.esj-lille.net/2014/04/16/concours-faites-de-la-science-la-compétition-fait-rage/>).

Ce projet a reçu le « Prix de l'Innovation » au concours « Faites la Science » 2014 et devrait se poursuivre au sein de l'établissement au cours de l'année scolaire 2014-2015.

IV. Présentation du métier d'enseignant-chercheur au lycée Gambetta d'Arras

Dans le cadre de conférences sur la découverte du monde professionnel, Justine Criquet a été invitée au lycée Gambetta d'Arras le 13 Janvier 2014 pour présenter son métier d'enseignant-chercheur aux élèves de terminale (5 classes - environ 150 élèves). Le projet OPUR a ainsi fait l'objet d'une présentation pour illustrer le contenu et le but des recherches développées et aussi présenter le quotidien d'un enseignant-chercheur.

V. Animations réalisées par les étudiants du lycée agroenvironnemental d'Arras

Deux animations ont été réalisées à destination d'une classe double de l'école Georges Brassens (CM1/CM2) et d'une classe du collège Arthur Rimbaud (5^{ème}) par les étudiants BTS Gestion et Protection de la Nature du lycée agroenvironnemental d'Arras (Figure 42). L'approche globale s'est faite dans une démarche d'interprétation permettant une analyse systémique des différents éléments qui font enjeux : lac, eau, pollution, espèces... Les objectifs et la trame de ces deux animations étaient la même avec une adaptation des contenus et du niveau selon le public. Les grandes séquences de cette animation étaient les suivantes : (i) permettre la réappropriation de l'histoire du lac, comprendre l'évolution du paysage avec la création de la ville de Villeneuve d'Ascq ; (ii) comprendre le cycle de l'eau et la fonction épuratoire du lac face aux apports pluviaux et urbains ; (iii) connaître l'importance des zones

humides avec la découverte de l'écosystème de la mare, de ses chaînes alimentaires et de ses habitants. Cet atelier a eu lieu sur la colline des Marchenelles à proximité d'une mare ; et (iv) appréhender l'impact des espèces invasives sur les écosystèmes et le rôle de l'homme dans leur apparition. Les étudiants ont privilégié des séquences actives sur le site du lac du Héron avec un aspect ludique mais scientifique à base de clés de détermination, de jeux (qui mange qui ?). Les maquettes ont permis aux participants de comprendre le rôle du lac dans le cycle de l'eau. Enfin le travail à partir des noms des espèces invasives et d'une carte du monde a permis d'illustrer les conséquences de pratiques humaines dans le cadre de la mondialisation.

L'investissement des étudiants a été intéressant et satisfaisant. Seule une séquence sur huit n'était pas au niveau attendu. Cette expérience permet aux étudiants en BTS de faire une première expérience d'animation ou de renforcer une expérience déjà existante. Elle s'inscrit dans un processus de professionnalisation dans le cadre d'un partenariat fécond entre les groupes d'étudiants et les professionnels : Laboratoire de Lille 1, ENLM et le CPN. Les maquettes du lac réalisées par les étudiants ont pu être réutilisées dans la communication publique du projet OPUR.



Figure 42. Animation sur la colline des Marchenelles réalisée par les étudiants du lycée Agroenvironnemental d'Arras à l'intention d'élèves de 5ème du collège Arthur Rimbaud.

Les animations et les échanges avec les citoyens vont se poursuivre et probablement s'intensifier au cours de l'année 2014-2015. Plusieurs actions sont déjà en discussion voire actées : les interventions à l'Xpérium vont monter en puissance avec deux contrats (A. Ivanovsky et C. Falantin) ; une animation est prévue à l'Ecole Georges Brassens (CE1-CE2) autour du cycle de l'eau et des contaminants que l'on peut y trouver en relation avec le système aquatique étudié dans OPUR ; L'ENLM envisage de planifier dans le carnet de l'explorateur 2015 une journée sur l'eau où OPUR pourrait jouer un rôle central. Des échanges ont déjà eu lieu en Juillet et devraient se poursuivre au cours des prochains mois. Nous envisageons également de faire participer à cette journée des étudiants du Master Traitement des Eaux de l'Université Lille 1 (sous réserve de disponibilité). Très récemment, l'ENLM a

organisé le 21 Octobre 2014 une visite du lac du Héron à l'intention des personnes du CCAS de Villeneuve d'Ascq. M. Gabriel Billon a été invité pour échanger avec les participants autour du fonctionnement du lac, de la Marque et de la STEP. Le lycée Agroenvironnemental d'Arras va de nouveau proposer la réalisation de 2 animations pour les CM et les collégiens (sous la direction de M. Jean-Yves Roger), ainsi qu'une enquête envers les usagers du lac du Héron (sous la direction de M. Patrick Schraen). Le CPN propose enfin de programmer des actions en direction du grand public (et des adhérents) en collaboration éventuelle avec l'ENLM et les universitaires.

Conclusion et perspectives

Le projet OPUR a été construit autour d'un consortium de plusieurs entités très différentes comprenant des associations, des universitaires, des collectivités territoriales et un lycée. Démarré fin 2013, le premier défi était d'établir une réelle interaction entre tous les partenaires venant d'horizons différents, avec des objectifs et des contraintes parfois divergents. Après un an de recherche citoyenne, nous pensons que tous les partenaires ont fait preuve d'ouverture dans les dialogues et les échanges d'informations (Annexe XXII) et que la deuxième année devrait permettre de consolider ces liens.

L'interaction avec les citoyens a débuté dès fin 2013 mais pour cette première année, elle a eu principalement pour but d'informer les citoyens sur la démarche « Chercheurs-Citoyens » et sur le projet OPUR. Des échanges intéressants ont notamment vu le jour avec des lycéens (dans le cadre du projet Xperium), des collégiens et des primaires (projets montés par la filière GPN du lycée Agro-environnemental d'Arras) et les citoyens dans leur ensemble (stand OPUR à la ferme du Héron de Villeneuve d'Ascq). Par ailleurs, OPUR a permis de former des jeunes et de favoriser leur insertion professionnelle en proposant, avec des rémunérations systématiques, des stages, une position post-doctorale et une thèse de doctorat, dans le domaine de la contamination des écosystèmes et de leur gestion (Annexe XXIII). Ils bénéficient également d'un carnet d'adresse élargi car ils ont pu rencontrer au cours de cette expérience plusieurs partenaires faisant partie ou non du projet.

Le premier gros travail d'OPUR a été de collecter les données historiques sur le système étudié et de les analyser de façon pertinente. Les résultats ont été présentés dans la tâche 1 du rapport. De façon générale, peu de données existent depuis la création du lac et elles sont généralement axées sur les paramètres généraux de la qualité de l'eau. Sur la Marque (suivi Agence de l'Eau), la qualité de l'eau est mauvaise avec plusieurs paramètres déclassant comme le dioxygène, l'ammonium ou le phosphate. Bien que nous n'ayons pas répertorié les rejets (discussions à venir avec LMCU et certaines communes), cette pollution est d'origine urbaine et/ou agricole. Dans le lac du Héron, qui est un déversoir d'orage, les apports sont également chargés par des eaux probablement urbaines qui altèrent la qualité de l'eau (par exemple, présence importante d'*E. coli* et d'entérocoques intestinaux dans le chenal d'alimentation). L'épuration de l'eau est partielle au cours de son temps de séjour dans le lac avec des teneurs en phosphate qui sont élevées même en sortie. Dans les sédiments, les contaminants se trouvent principalement dans le chenal d'alimentation qui remplit donc bien son rôle de piège à particules. La contamination est multiple (Pb, Cu, Cd, Zn, HAP, PCB...) ce qui est normal en raison de la nature des eaux apportées (eaux pluviales des voiries, des parkings...). Pour autant se pose la question de l'exportation de ces particules contaminées vers le lac lors d'épisodes de pluies intenses.

Le recensement de l'état des masses d'eau (lac + Marque) étant donc très partiel, une stratégie d'échantillonnage sur plusieurs niveaux a donc été décidée pour mieux appréhender

la dynamique des contaminants et le fonctionnement général de cet écosystème : des campagnes mensuelles sont organisées sur une année et des suivis haute fréquence sont mis en place pour avoir une vision très précise des mécanismes en été (mission accomplie) et en début de printemps 2015 (dates à préciser en fonction de la disponibilité des stations autonomes de l'Agence de l'Eau). A cela s'ajoute des prélèvements plus ponctuels d'eau et de sédiments selon le type d'études entreprises.

Les premiers résultats du suivi haute fréquence indiquent que le pH et le dioxygène suivent des cycles nyctéméraux en lien direct avec les processus de photosynthèse/respiration. Par contre, les précipitations perturbent ces cycles et les valeurs de ces deux paramètres ont alors tendance à diminuer ce qui peut conduire à des épisodes anoxiques. Globalement, la qualité de l'eau semble meilleure en aval qu'en amont des deux ouvrages d'assainissement avec des teneurs en ammonium et en nitrate plus faibles en aval. Par contre, au niveau du phosphate, il n'y a pas de tendance particulière qui semble se dessiner. Concernant les métaux, seul le point aval a été suivi. Il apparaît notamment que le zinc est principalement présent sous forme colloïdale (ou fortement associé à de la matière organique soluble) alors que le plomb est plutôt associé aux particules (par adsorption notamment). Des cycles jours nuits sont également observés et les épisodes pluvieux ont tendance à augmenter les teneurs en métaux dans la Marque.

L'approche biologique à partir de l'étude des diatomées visant à mettre en évidence un éventuel impact de la STEP et du lac du Héron a permis pour l'instant de montrer que les deux rejets ne semblaient pas perturber significativement la distribution et l'organisation de ce niveau trophique. Il semblerait néanmoins que le débit de la STEP aurait tendance à diluer ponctuellement la charge organique de la Marque rivière mais à augmenter légèrement la charge en nutriments (deux points qui restent à confirmer avec l'aide du suivi mensuel). Pour affiner ces résultats, des comptages bactériens seront entrepris par le CEREMA car ceux-ci sont généralement plus discriminants.

Enfin, des premières expérimentations sur les flux d'espèces à l'interface eau-sédiment dans le lac du Héron ont permis de montrer que globalement, les sédiments se comportaient plutôt comme un consommateur de dioxygène dissous et un producteur d'acidité. En ce qui concerne le phosphate, il semble que les sédiments piègent cette espèce en hiver pour le libérer dans la colonne d'eau en été. Le déploiement de la bouée de l'Agence de l'Eau devrait permettre de confirmer certaines de ces tendances.

Le projet OPUR a aussi comme mission de proposer des actions de remédiation et/ou d'amélioration de la qualité globale de l'écosystème. Les premiers résultats montrent clairement un excès considérable de nutriments dans la Marque et le lac du Héron ce qui conduit à des phénomènes d'eutrophisation. Pour tenter de faire diminuer cette charge en nutriment, l'ENLM envisage de réaliser des plantations de berges sur certaines parties du lac fin 2014 début 2015. Selon les moyens humains et financiers, il serait intéressant de pouvoir

suivre l'effet de cette action sur la qualité de l'eau à l'échelle locale. Une étude plus spécifique centrée sur la problématique de l'élodée de Nuttall est également en cours de démarrage à l'initiative de LMCU. Les données du projet OPUR pourront servir de base à cette étude et compléteront probablement celles que va acquérir SAFEGE.

La deuxième année du projet OPUR verra la fin du suivi mensuel, la réalisation du deuxième suivi haute fréquence et une intensification de la démarche citoyenne. Les résultats seront interprétés davantage dans leur globalité et des calculs de flux de contaminants devraient commencer (notamment avec les données issues de la STEP récemment acquises). Au niveau du sédiment, beaucoup de travaux de prospection et de suivi restent encore à faire ; une campagne sur le lac du Héron est en train de se mettre en place à l'initiative de l'Ecole des Mines de Douai pour mieux comprendre les échanges à l'interface eau-sédiment, que nous avons pu déjà commencer d'entrevoir. La connaissance de la nature des fonds (lac + Marque) reste encore imprécise. Il faudrait donc réussir à dresser une cartographie de la nature sédimentaire de ces deux systèmes. Enfin, un gros travail sur les différents rejets, notamment au niveau de la Marque, reste à faire. En effet, il apparaît clairement que la Marque à Tressin (en amont des sites d'étude) est déjà très fortement chargée en nutriments et appauvrie en dioxygène. Même si cet aspect n'a pas été proposé dans le projet OPUR, il serait intéressant de s'y atteler, éventuellement en déposant un nouveau projet en parallèle à celui-ci.

Bibliographie

- Accardi-Dey A., Gschwend P. M., (2002). Assessing the combined roles of natural organic matter and black carbon as sorbents in sediments. *Environmental science & technology*, 36 (1), 21-29.
- AFNOR, (2007). Qualité de l'eau – Détermination de l'Indice Biologique Diatomées (IBD) ; NF T90-354.
- Aller R.-C., (1994). The sedimentary Mn cycle in Long Island Sound : Its role as intermediate oxidant and the influence of bioturbation, O₂, and Corg flux on diagenetic reaction balances. *Journal of Marine Research*, 52, 259-295.
- AM 09/08/06. Arrêté du 9 août 2006 relatif aux niveaux à prendre en compte lors d'une analyse de rejets dans les eaux de surface ou de sédiments marins, estuariens ou extraits de cours d'eau ou canaux relevant respectivement des rubriques 2.2.3.0, 4.1.3.0 et 3.2.1.0 de la nomenclature annexée à l'article R. 214-1 du code de l'environnement.
- Boudreau B. P., (1997). A one-dimensional model for bed-boundary layer particle exchange. *Journal of Marine Systems*, 11, 279-303.
- Charriau A., Bodineau L., Ouddane B., Fischer J. C., (2009). Polycyclic aromatic hydrocarbons and n-alkanes in sediments of the Upper Scheldt River Basin: contamination levels and source apportionment. *Journal of Environmental Monitoring*, 11 (5), 1086-1093.
- Chefetz B., Deshmukh A. P., Hatcher P. G., Guthrie E. A., (2000). Pyrene sorption by natural organic matter. *Environmental science & technology*, 34 (14), 2925-2930.
- Corsolini S., Borghesi N., Ademollo N., Focardi S., (2011). Chlorinated biphenyls and pesticides in migrating and resident seabirds from East and West Antarctica. *Environment international*, 37 (8), 1329-1335.
- Dargnat C., Frisson C., (2010). Les PolyChloroBiphényles (PCB) dans le bassin de la Seine et son estuaire. *Groupeement d'Intérêt Public Seine aval*.
- Denis L., Alliot E., Grzebyk D., (1999). Clearance rate responses of Mediterranean mussels, *Mytilus galloprovincialis*, to variations in the flow, water temperature, food quality and quantity. *Aquatic Living Ressources*, 12, 279-288.
- Direction Régionale de l'Industrie, de la Recherche et de l'Environnement Nord-Pas-de-Calais, Rapport d'étude, (2008). Profil Environnemental Nord-pas-de-Calais – Tome 2 – Territoires. 164pp.

- Essien J.P., Antai S.P., Olajire A.A., (2009). Distribution, seasonal variations and ecotoxicological significance of heavy metals in sediments of cross river estuary mangrove swamp. *Water Air Soil Pollution*, 197, 91–105.
- Fernandez L. A., Lao W., Maruya K. A., Burgess R. M., (2014). Calculating the Diffusive Flux of Persistent Organic Pollutants between Sediments and the Water Column on the Palos Verdes Shelf Superfund Site Using Polymeric Passive Samplers. *Environmental science & technology*, 48 (7), 3925-3934.
- Friend P. L., Lucas C. H., Rossington S. K., (2005). Day–night variation of cohesive sediment stability. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 64 (2–3), 407-418.
- Gallioz C., (2004). Etude préliminaire : évaluation du rôle du phosphore sédimentaire dans la dynamique d'apparition des blooms d'*Alexandrium minutum* en estuaire de Penzé. *Rapport de maîtrise, Université de Brest*, 35pp.
- Gerdeaux D., (2007). Phosphore et eutrophisation des eaux douces. Mécanismes et conséquences dans les grands lacs. *Oceanis, Le phosphore dans l'environnement : bilan des connaissances sur les impacts, les transferts et la gestion environnementale*, 33 (1/2), 75-87.
- Hong L., Luthy R. G., (2008). Uptake of PAHs into polyoxymethylene and application to oil-soot (lampblack)-impacted soil samples. *Chemosphere*, 72 (2), 272-281.
- INERIS, (2012). Données technico-économiques sur les substances chimiques en France : Les polyChloroBiphenyles (PCB). *DRC-11-118962-11081A*, 89pp.
- INERIS, (2010). Qualité chimique des sédiments fluviaux en France - Synthèse des bases de données disponibles.
- INERIS, (2005). Rapport d'étude, Hydrocarbures aromatiques polycycliques : Guide méthodologique. *N66244-DESP-R01*, 99pp.
- Larrosee A., Coynel A., Schäfer J., Blanc G., Massé L., Maneux E., (2010). Assessing the current state of the Gironde Estuary by mapping priority contaminant distribution and risk potential in surface sediment. *Applied Geochemistry*, 25, 1912-1923.
- Legret M., Pagotto C., (1999). Evaluation of pollutant loadings in the runoff waters from a major rural highway. *Science of the total environment*, 235 (1-3), 143-150.
- Lesven L., Skogvold S., Mikkelsen Ø., Billon G., (2009). Determination of Manganese in Natural Media by Anodic Stripping Voltammetry Using a Rotating Solid Silver Amalgam Electrode. *Electroanalysis*, 21 (3-5), 274-279.

- Lesven L., (2008). Devenir des éléments traces métalliques au sein du sédiment, un compartiment clé de l'environnement aquatique. *Thèse Université des Sciences et Technologies de Lille, Villeneuve d'Ascq*, 168pp.
- Lille Métropole, Rapport de présentation, (2004). Présentation générale du territoire communautaire et environnement. 18pp.
- LMCU, (2011). Curage des bassins en eau (Près, Receuil et Grand ruage) et des lacs (Château, Canteleu, Espagnols, Quincampoix, Saint-Jean et Héron) – Phase 2 : Diagnostic. *Rapport d'étude*, 75pp.
- Mackay D., Shiu W. Y., Ma K. C., (1992). Illustrated handbook of physical – chemical properties and environmental fate for organic chemicals. Volume I : monoaromatic hydrocarbons, chlorobenzenes and polychlorinated biphenyls. *Lewis Publishers*, 1-617.
- Net S., El-Osmani R., Prygiel E., Rabodonirina S., Dumoulin D., Ouddane B., (2014). Overview of persistent organic pollution (PAHs, Me-PAHs and PCBs) in freshwater sediments from Northern France. *Journal of Geochemical Exploration*, sous presse.
- Nimick D. A., Gammons D. H., Cleasby T. E., Madison J. P., Skaar D., Brick C. M., (2003). Diel cycles in dissolved metal concentrations in streams: Occurrence and possible causes. *Water Resources Research*, 39(9), 1247-1264.
- Nimick D. A., Gammons C. H., Parker S. R., (2011). Diel biogeochemical processes and their effect on the aqueous chemistry of streams: A review. *Chemical Geology*, 283 (1-2), 3-17.
- Opfergelt S., Eiriksdottir E. S., Burton K. W., Einarsson A., Siebert C., Gislason S. R. and Halliday A. N., (2011). Quantifying the impact of freshwater diatom productivity on silicon isotopes and silicon fluxes: Lake Myvatn, Iceland. *Earth and Planetary Science Letters*, 205, 73-82.
- Prygiel E., (2013). Impact des remises en suspension du sédiment liées au trafic fluvial en rivières canalisées sur l'état des masses d'eau. Application au bassin Artois-Picardie. *Thèse Université des Sciences et Technologies de Lille, Villeneuve d'Ascq*, 330 pp.
- Reddy K. R., Fisher M. M., Ivanoff D., (1996). Resuspension and diffusion flux of nitrogen and phosphorous in a hypereutrophic lake. *Journal of Environmental Chemistry*, 25 (2), 363-371.
- SEQeau, (2003). Système d'Évaluation de la Qualité de l'Eau des Cours d'Eau, version 2. MEDD et Agences de l'Eau, 106 p.

- Sterckeman T., Douay F., Baize D., Fourrier H., Proix N., Schwartz C., Carignan J. (2006). Trace element distributions in soils developed in loess deposits from northern France. *European journal of soil science*, 57 (3), 392-410.
- Superville P.-J., Louis Y., Billon G., Prygiel J., Omanović D., Pižeta I., (2011). An adaptable automatic trace metal monitoring system for on line measuring in natural waters. *Talanta*, 87, 85-92.
- SAGE, (2013). Elaboration du SAGE des bassins de La Marque et de la Deûle – Version finale. *Synthèse du rapport d'état initial*, 41pp.
- Van Dam H., Mertens A., Sinkeldam J., (1994). A coded checklist and ecological indicator values of freshwater diatoms from the Netherlands. *Journal of aquatic ecology*, 28 (1), 117-133.
- Vrana B., Klučárová V., Benická E., Abou-Mrad N., Amdany R., Horáková, S., Draxler A., Humer F., Gans, O., (2014). Passive sampling: An effective method for monitoring seasonal and spatial variability of dissolved hydrophobic organic contaminants and metals in the Danube river. *Environmental Pollution*, 184, 101-112.
- Yunker M. B., Macdonald R. W., Vingarzan R., Mitchell R. H., Goyette D., Sylvestre, S., (2002). PAHs in the Fraser River basin: a critical appraisal of PAH ratios as indicators of PAH source and composition. *Organic Geochemistry*, 33 (4), 489-515.
- Zhou Y. M., Liu R. X., Tang H. X., (2004). Kinetics study of aqueous sorption of phenanthrene to humic acids and sediments. *Journal of Environmental Sciences*, 16 (3), 408-413.

Sites internet

<http://infoterre.brgm.fr/viewer/MainTileForward.do;jsessionid=CC4207A4F3B94DA238FDCF47983B5818>

http://services.sandre.eaufrance.fr/Courdo/Fiche/client/fiche_courdo.php?CdSandre=E3340600

Annexes

<i>Annexe I : Articles de presse et revues d'informations locales (2013-2014)</i>	I
<i>Annexe II : Liste des travaux scientifiques et communications en lien avec OPUR (2013-2014)</i>	VI
<i>Annexe III : Schéma des principales étapes de traitement de l'eau de la Station d'Épuration de Villeneuve d'Ascq</i>	VII
<i>Annexe IV : Cartographies relatives aux campagnes précédant OPUR : Variations spatiales et temporelles de la température</i>	VIII
<i>Annexe V : Cartographies relatives aux campagnes précédant OPUR : Variations spatiales et temporelles de la conductivité</i>	IX
<i>Annexe VI : Cartographies relatives aux campagnes précédant OPUR : Variations spatiales et temporelles de l'oxygène dissous</i>	X
<i>Annexe VII : Cartographies relatives aux campagnes précédant OPUR : Variations spatiales et temporelles du pH</i>	XI
<i>Annexe VIII : Cartographies relatives aux campagnes précédant OPUR : Variations spatiales et temporelles des nitrates</i>	XII
<i>Annexe IX : Cartographies relatives aux campagnes précédant OPUR : Variations spatiales et temporelles des phosphates</i>	XIII
<i>Annexe X : Cartographies relatives aux campagnes précédant OPUR : Variations spatiales et temporelles de l'ammonium</i>	XIV
<i>Annexe XI : Cartographies relatives aux campagnes précédant OPUR : Variations spatiales et temporelles des nitrites</i>	XV
<i>Annexe XII : Cartographies relatives aux campagnes précédant OPUR : Variations spatiales et temporelles du sodium</i>	XVI
<i>Annexe XIII : Cartographies relatives aux campagnes précédant OPUR : Variations spatiales et temporelles du potassium</i>	XVII
<i>Annexe XIV : Cartographies relatives aux campagnes précédant OPUR : Variations spatiales et temporelles du calcium</i>	XVIII
<i>Annexe XV : Cartographies relatives aux campagnes précédant OPUR : Variations spatiales et temporelles du magnésium</i>	XIX
<i>Annexe XVI : Résultats des analyses bactériologiques réalisées par l'institut Pasteur de Lille (2008-2013) points A, B et C. Données ENLM</i>	XX
<i>Annexe XVII : Localisation des points de prélèvements pour les analyses sédimentaires (LMCU, 2011)</i>	XXIII
<i>Annexe XVIII : Planche des PCB prioritaires</i>	XXIV
<i>Annexe XIX : Liste des campagnes de terrain réalisées (2013-2014)</i>	XXV
<i>Annexe XX : Planche des HAP prioritaires</i>	XXVI
<i>Annexe XXI : Liste des actions citoyennes réalisées (2013-2014)</i>	XXVII
<i>Annexe XXII : Liste des principales réunions entre les partenaires (2013-2014)</i>	XXVIII
<i>Annexe XXIII : Personnels non permanents ayant participé au projet (2013-2014)</i>	XXIX