

Higher National School of Hydraulic

The Library

Digital Repository of ENSH



المدرسة الوطنية العليا للري

المكتبة

المستودع الرقمي للمدرسة العليا للري



The title (العنوان):

La dynamique hydro-sédimentaire des étangs de la Brenne et impacts sur les cours d'eau.

The paper document Shelf mark (الشفرة) : 6-0032-16

APA Citation (APA توثيق):

Yalaoui, Bouchra (2016). La dynamique hydro-sédimentaire des étangs de la Brenne et impacts sur les cours d'eau [Thèse de master, ENSH].

The digital repository of the Higher National School for Hydraulics "Digital Repository of ENSH" is a platform for valuing the scientific production of the school's teachers and researchers.

Digital Repository of ENSH aims to limit scientific production, whether published or unpublished (theses, pedagogical publications, periodical articles, books...) and broadcasting it online.

Digital Repository of ENSH is built on the open DSpace software platform and is managed by the Library of the National Higher School for Hydraulics. <http://dspace.ensh.dz/jspui/>

المستودع الرقمي للمدرسة الوطنية العليا للري هو منصة خاصة بنتمين الإنتاج العلمي لأساتذة و باحثي المدرسة.

يهدف المستودع الرقمي للمدرسة إلى حصر الإنتاج العلمي سواء كان منشورا أو غير منشور (أطروحات، مطبوعات، بيداغوجية، مقالات الدوريات، كتب....) و بثه على الخط.

المستودع الرقمي للمدرسة مبني على المنصة المفتوحة DSpace و يتم إدارته من طرف مديرية المكتبة للمدرسة العليا للري.

كل الحقوق محفوظة للمدرسة الوطنية العليا للري.



Département Hydraulique Urbaine

MEMOIRE DE MASTER

Pour l'obtention du diplôme de Master en Hydraulique

OPTION : Assainissement

THEME :

Etude expérimentale de la dynamique Hydro-sédimentaire des étangs de la Brenne et impacts sur les cours d'eau

Présenté par :

M^{me} : Yalaoui Bouchra

DEVANT LES MEMBRES DU JURY

	Nom et Prénom	Grade	Qualité
M ^r	SALAH Boualem	Professeur	Président
M ^r	HACHEMI Abdelkader	M.A.A	Examineur
M ^{me}	MOKRANE Wahiba	M.A.A	Examinatrice
M ^{me}	TAFAT Leila	M.A.A	Examinatrice
M ^r	AMMARI Abdelhadi	M.A.B	Promoteur
M ^r	NEDJAI Rachid	Professeur	Directeur de stage

MAI 2016

*A ma nané et ma tante Meriem,
paix a vos âmes et que dieu
vous accueille dans son vaste paradis*

Remerciements

Avant tout et tout le monde, je remercie le grand et bon Dieu qui ma donné la chance, le courage, la patience et la force d'être arrivée jusqu'à ce point.

Quand je ne suis pas à la hauteur ils m'élèvent plus haut que le ciel, quand j'ai eu plus foi en moi ils étaient la voix de l'espoir à chaque fois, mes parents tous les remerciements du monde ne pourront pas assouvir tous ce vous m'apportée.

Mes frères et ma chère sœur qui ont été pour moi comme un voile de protection, de douceur et de soutien lors de mon stage en France, tonton Kamal, ma Najouha et ma cousine Wassila qui ont été la quand j'avais vraiment besoin, Merci à tous.

Un grand MERCI à la personne qui a su me redonner courage et espoir en moi lorsque j'étais au plus bas de mon état et qui est, restera pour toujours malgré tout une personne que je respecte, mon promoteur Monsieur Ammari Abdelhadi, car il est une bonne personne avant d'être un bon professeur.

Sans oublier Monsieur Nedjai Rachid et Monsieur Motellica-Heino, directeurs de mes recherches en France qui m'ont donné de si précieux informations et leçons que j'ignore d'où j'aurais pu les avoir, mais aussi Madame Navila , Madame Renata et Monsieur Mohamed avec lesquelles j'ai eu la chance de passer un moment formidable au laboratoire .

Et bien sûr je ne pourrais pas rater l'occasion pour remercier Monsieur Saidani Bilel qui a été un vrai support pour moi lors de ce long et dur parcours.

Et les meilleurs pour la fin, je remercie le président et les membres du jury qui vont me faire l'honneur de juger mon travail.

مستخلص

نظرا للثروة الطبيعية الفرنسية من المياه حيث تحتوي على أكثر من 500.000 بركة، تعتبر من بين الأكبر أوروبا وعالميا، تتفق البحوث العالمية الخاصة بالمياه القارية أن جميع أنواع البحيرات و البرك تظهر وجود نقص في مادة الأوكسجين، خاصة في المستويات العميقة، وهذا ما يجعلها عرضة لظاهرة (eutrophisation) لكن و لا واحدة من هذه الأبحاث تناولت هذه الظاهرة على مستوى البرك، وحالتها الفيزيوكيميائية الحالية.

تتمحور دراستنا حول أهم ثروة مائية بفرنسا، المتمثلة أساسا في برك منطقة (la Brenne) الواقعة في المنطقة الوسطى في فرنسا، حيث أن أولى التحقيقات التي أجريت في هذا السياق أعطت نسب مرتفعة و غير طبيعية للمعادن الثقيلة على رأسها الكاديوم، هذا المسخ الجيوكيميائي أدى إلى التفكير في العديد من الأسباب الغير الطبيعية و صب الاهتمام بتحقيقات أكثر تعمقا، و الذي يمكن ان يصبح مصدرا لانتشار ظاهرة التلوث على حسب شروط الوسط.

و لهذا قمنا بالكشف عن هذه الظاهرة الجيوكيميائية باستعمال منهجية متمحورة على موضعين في مجال بحثنا، الأول والأساسي متمركز على تحقيق جيوكيميائي لكتلة المياه و والترسبات بمناقشة التحولات التي تنتج في مستوى تلاقيهما، كذلك محاولة فهم تأثير المواد العضوية في هذه التحولات، مع العلم أن العنصر المساهم في حدوثها هو الديناميكية الفيزيائية للمياه.

ثم قمنا بالتحقق من الحالة الفيزيوكيميائية للأنهار المرتبطة بهذه البرك لمعرفة نسبة انتشار التلوث فيها من خلال المنهجية الثانية.

الكلمات المفتاحية : البحيرات، البرك، السطح بين المياه و الكتل المترسبة، جيوكيميائية المياه الطبيعية، دوران المياه، التعكير، عنصر الحديد، عنصر المنغنيز، الكاديوم، la Loire, la Brenne.

Résumé

Le patrimoine hydrique français riche de plus de 500 000 (Bartout et al, 2013) étangs reste parmi les plus vaste en Europe et dans le monde, or que dans toute les recherches limniques confondues au monde prouvent que les plans d'eau affichent les traces d'une désoxygénation des niveaux profonds (hypolimnion) par la suite ils tendent a eutrophisée, mais aucune d'entre elle n'aborde la question des étangs et leur état physico-chimique récent.

Notre étude se focalisera sur un patrimoine hydrique le plus concentré en France, qui est les étangs de la Brenne situés dans la région centre de France, dont les premières investigations réalisées sur ces plans d'eau révèlent des taux anormalement élevés de métaux lourds dans la colonne d'eau et les sédiments en tête desquels arrive le cadmium. Cette anomalie géochimique laisse penser à différentes origines non naturelle et met en avant la nécessité d'une investigation plus approfondie, qui peut devenir selon certaines conditions des sources de contaminations.

Nous tenterons de percer le mystère de cette anomalie géochimique par l'application d'une méthodologie axée sur deux principales thématiques de recherche, une recherche fondamentale basée sur l'investigation géochimique de la masse d'eau et des sédiments, en abordant les transformations qui se produisent au niveau de l'interface eau-sédiment et qui prennent place dans les premiers centimètres de sédiments durant les premières phases diagénétiques certains éléments accepteurs d'électrons et la compréhension du rôle des apports organiques, or que l'élément contrôlant ces processus est la dynamique physique de cette interface, ainsi nous nous pencherons sur la resuspension et/ou la bioturbation de ces particules. En deuxième lieu, nous ferons une investigation sur l'état physico-chimique du cours d'eau lié à ces étangs.

Mot clés : Lac, étang, interface eau-sédiment, géochimie des eaux naturelles, turnover, bioturbation, Fer, Manganèse, matière organique, Cadmium, Brenne, Loire.

Abstract

With over 500 000 (Bartout et al, 2013) ponds, France is considered hydraulically as the richest country in Europe and in the world, although all limnic researches around the world prove that areal water is de-oxygenated in the hypolimnion strata which tends to become eutrophic. But no one of these reseaches has approached the actual ponds' issues and their physico-chemical states.

Our study will be focused on the biggest preserved pond in France which is la Brenne. It is located in the central region. Its first investigation shows us a high concentration of heavy metals in water and sediments leading to Cadmium. This geochemistry abnormality requires a thorough investigation in the water-sediment interface because it could be a potential source of contamination.

We will try to drill the mystery of this geochemistry abnormality by using a methodology axed on two principal thematic researches. The first fondamentale one is based on identifying the pond's buttom dynamic, physical bioturbation and resuspension which control chemical transformations that happen in the water-sediment interface during the prime diagenetique's phases and comprehension of the part of organic matter in these transformations. After that we will investigate the fluvial system linked to these ponds to be able to see if they are concerned by the pollution of the Brenne ponds or not.

Keywords : Lakes, ponds, water-sediment interface, natural water geochemistry, turnover, bioturbation, Iron, Manganese, organic matter, Cadmium, Brenne, Loire.

TABLE DE MATIERE

Liste des Tableaux	viii
Liste des Figures	ix

Premier Chapitre : Problématique

I.1	Connaissance générales	1
I.1.1	Ecosystèmes aquatiques continentaux	1
I.1.2	Problèmes écologiques et statistiques	3
I.2	Notre cas d'étude	4
I.2.1	Cas de la France	4
I.1.5	Objectifs de l'étude	4
I.2.3	Concept général	6

Deuxième Chapitre : Etat des connaissances sur les lacs et les étangs et questions scientifiques

II.1	Facteurs influant les caractéristiques finales d'un lac ou d'un étang.	8
II.1.1	Formation géologique.	8
II.1.2	Sédiments.	10
II.1.3	Stratification thermique et distribution de l'oxygène dans les milieux lacustres.	13
II.1.4	Diagenèse précoce des métaux et de la matière organique à l'interface eau-sédiments.	20
II.1.4.1	Diagenèse de la matière organique et son rôle dans les transformations des métaux.	21
II.1.4.2	Diagenèse du Fer et du Manganèse.	25
II.1.4.3	Diagenèse du Cadmium.	26
	Conclusion.	28

Troisième Chapitre : Echantillonnage et méthodologie d'analyses

III.1	Présentation des lieux.	29
III.1.1	Les étangs de la Brenne.	29
III.1.2	La Loire.	31
III.2	Méthodes d'échantillonnage et d'analyses.	31
III.2.1	Echantillonnage.	31
III.2.2	Méthodes d'analyses.	36
A.	Chromatographie Ionique.	36
B.	Détermination de la Demande Chimique en Oxygène (DCO) par oxydation au dichromate de potassium – Méthode à petite échelle en tube fermé (ST-	

DCO) –	38
C. Détermination de la Demande Biochimique en Oxygène par la méthode manométrique (respirométrie).	40

Quatrième Chapitre : Résultats et Interprétations

IV.1	Paramètres Physiques.	42
IV.1.1	Température.	42
IV.1.2	Données Organoleptiques, Matière en suspension et Turbidité.	43
IV.1.3	Eh, pH et Conductivité.	44
IV.1.4	DBO et DCO.	46
IV.1.5	Oxygène dissous.	47
IV.2	Paramètres Chimiques.	48
	Conclusion	49
	Conclusion et Perspectives	xi
	Références Bibliographiques	xii

LISTE DES TABLEAUX

Tableau I.1	Aperçu des problèmes d'eutrophisation au niveau mondial	3
Tableau II.1	Classification chimique décroissante selon l'abondance des éléments constituant les sédiments des lacs	11
Tableau II.2	Concentration (en µg/g) de différents éléments dans plusieurs types de roches	11
Tableau II.3	Caractéristique chimique des sédiments de différents environnements (B.F. Jones et Browner 1978)	12
Tableau II.4	Solubilité de l'oxygène atmosphérique à la pression de 760 mm Hg dans les eaux pures en dépendance de la température	14
Tableau II.5	Exemple de plusieurs lacs mondiaux, qui illustre la relation entre les caractéristiques morphologiques de ces lacs et les énergies nécessaires pour provoquer la circulation totale interne du lac (B) et celles pour rendre le lac homoiothermale (S), et enfin celle pour maintenir le lac stratifié durant toute la saison chaude (G)	16
Tableau II.6	Caractéristiques des différents lacs selon la classification trophique	18
Tableau II.7	Éléments affectés par les cycles de différentes phases supports (d'après Santschi et al, 1990).	25
Tableau III.1	Paramètres mesurables par la multisonde U-52.	34
Tableau III.2	Les gammes de DCO et les volumes d'échantillons correspondants.	40
Tableau III.3	Les gammes de DBO et les volumes d'échantillons correspondants.	41
Tableau IV.1	Résultat des conditions de prélèvements.	42
Tableau IV.2	Résultats Organoleptiques, MES et Turbidité de prélèvements.	43
Tableau IV.3	Résultats de la conductivité, pH et Eh de prélèvements.	44
Tableau IV.4	Résultats de la DBO et de la DCO ad de prélèvements.	47
Tableau IV.5	Résultats de la disponibilité de l'oxygène des	47
Tableau IV.6	Résultats de l'analyse chromatographique des ions des prélèvements in-situ.	48
Tableau IV.7	Grille d'évaluation du SEQ-Eau pour classer l'état des cours d'eau.	49

LISTE DES FIGURES

Figure I.1	Différents éléments de la biocénose et du biotope des étangs et lacs	2
Figure I.2	Localisation géographique de la Brenne	5
Figure I.3	Processus d'eutrophisation des lacs et les différents facteurs accentuant le phénomène	6
Figure II.1	Représentation diagrammatique de l'écoulement ellipsoïdale de Langmuir à la surface du plan d'eau, avec l'agrégation de la matière organique entre les filets au niveau des lignes de divergence.	14
Figure II.2	Différents stage de propagation de la turbulence dans le lac Windermere, Angleterre.	15
Figure II.3	expliquant le phénomène de rotation dans un lac dimictique pendant les quarts saisons et son influence sur la distribution thermique.	17
Figure II.4	Schéma illustrant la relation entre les différents indicateurs trophiques, la production primaire et les causes (Imboden and Gachter 1979).	17
Figure II.5	Distribution verticale idéalisée de la concentration de l'oxygène et de la température (Θ) pendant les quatre saisons.	19
Figure II.6	Représentation idéalisée des transferts de matières liés aux cycles diagénétiques au sein d'un système lacustre stratifié.	20
Figure II.7	Représentation schématique des transformations affectant le carbone organique après son dépôt (Berner, 1980).	21
Figure II.8	Séquence des réducteurs successifs utilisés durant l'oxydation du carbone organique.	21
Figure II.9	Principaux processus contrôlant la répartition d'un composé dans le milieu aquatique.	23
Figure II.10	Distribution approximative du Fer et du Manganèse en relation avec le pH et le potentiel redox Eh, dans la température de 25 C° et l'alcalinité égale à 2 meq/l.	24
Figure II.11	Cycle biogéochimique simplifié du cadmium et principaux processus d'échange dissous particulaire.	26
Figure III.1	Etang de la Sous dans la réserve naturelle nationale de Chérine, à Saint-Michel-en-Brenne, en 2014.	29
Figure III.2	Cours d'eau de la Loire et ces bassins versants.	30
Figure III.3	Diagramme comparatif des bassins versants des principaux affluents, supérieurs à 1 000 km ² .	31
Figure III.4	Multisonde Horiba U-52 et la bouteille de Van Dorn.	32
Figure III.5	Echantillonneur d'eau Van Dorn – configurations horizontale et verticales.	32
Figure III.6	Illustration du principe de mesure de l'oxygène dissous.	35
Figure III.7	Types de résines utilisées dans les colonnes échangeuses d'ions.	36
Figure III.8	Exemple des pics de conductivité qu'on peut avoir après passage dans la cellule de conductivité.	37
Figure III.9	Exemple d'un assemblage d'une unité de chromatographie.	37
Figure III.10	Appareillages utilisés dans la manipulation de la Chromatographie Ionique.	38
Figure IV.1	Chronique des données thermiques (1993-2015).	43

Figure IV.2	Chronique des données organoleptiques (1993-2015).	44
Figure IV.3	Eh en fonction du pH de l'eau.	45
Figure IV.4	Chronique des données du potentiel Redox (1993-2015).	46
Figure IV.5	Chronique des données de la conductivité (1993-2015).	46

Premier Chapitre

Problématique

**« Une personne intelligente résout un problème,
Une personne sage l'évite ».**

ALBERT EINSTEIN

I.1. Connaissances générales

1.1. Ecosystèmes aquatiques continentaux

Définies comme des étendues d'eau naturel ou artificiel, tel qu'on peut différencier plusieurs type parmi eux les étangs, qui sont déterminé par une profondeur qui ne dépasse pas les 5 - 8 mètres et une étendu limité en comparaison avec les lacs, ces systèmes aquatiques continentaux abritent en effet environ 100.000 espèces (www.fao.org, May 2010), qui interagissent entre elles et avec le milieu extérieur aussi (Sols et atmosphère) afin d'avoir un certain équilibre qui leurs permettra de survivre et de se proliférer. Inversement la composition chimique de l'eau est constamment modifiée par les espèces vivantes présentes dans le milieu, surtout en ce qui concerne les teneurs en matières minérales et en gaz dissous, et pour mieux comprendre on doit connaitre les différents éléments du biotope d'un tel écosystème comme le montre la *Figure I.1*, ces derniers sont réparties en trois catégories (G.E Chunbin, 1988) :

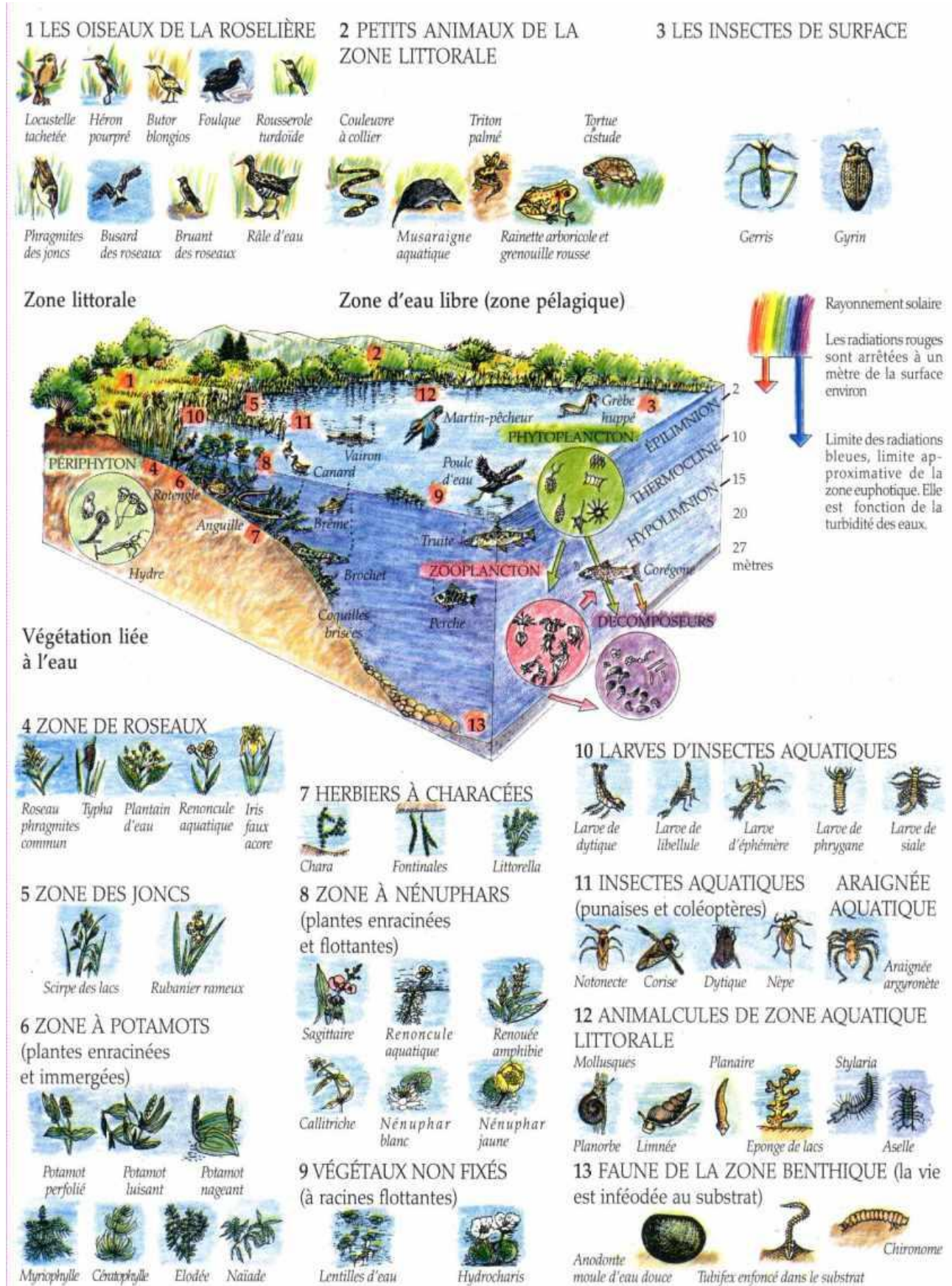
- Les substances inorganiques ou nutriments
On différencie les macronutriments, éléments ou composés chimiques qui ont des rôles clés dans la constitution ou le fonctionnement de la cellule et qui sont exigés en quantités relativement importantes tels que le carbone, l'eau, NaCl, l'oxygène, le gaz carbonique, l'azote, le phosphore, la silice, etc..., des micronutriments, éléments ou composés chimiques nécessaires au fonctionnement d'un système vivant mais exigés en infimes quantités tels que le fer, le manganèse, le magnésium, etc... .
- Les substances organiques : acides aminés, vitamines, produits d'excrétion et de décomposition, etc... .
- Les facteurs physiques qui déterminent les conditions d'existence des organismes vivants sont : la morphologie et l'hydrologie du milieu, les facteurs mécaniques (vague, courants, seiches) et les facteurs climatiques (tels que la lumière et la température).

Les composantes de la biocénose (*Figure I.1*) peuvent en effet se répartir en trois catégories correspondantes aux différents niveaux trophiques :

- Producteurs primaires ou organismes autotrophes : c'est la faune aquatique qui est capable d'effectuer la synthèse de substances organiques vivantes à partir de la lumière, grâce à la photosynthèse, et à partir de substances inorganiques simples. Les organismes responsables de la production primaire sont principalement les algues et plantes chlorophylliennes, elles constituent le premier niveau trophiques de la chaine alimentaire.
- Consommateurs ou organismes hétérotrophes : les animaux herbivores, consommateurs de premier ordre qui mangent les producteurs autotrophes et ont la faculté de transformer la matière organique végétale en substances animales relativement plus riches en produits organiques azotés.
Ces eaux abritent aussi des consommateurs de deuxième ordre – qui subsistent aux dépends des herbivores- (Crustacés, larves d'insectes...etc.) ou bien ceux qui se nourrissent eux-mêmes de carnivores et il s'agit alors de consommateurs d'ordre supérieur (Poissons carnassiers, certains larves d'insectes... etc.).

Transformateurs : sont principalement les bactéries et les champignons responsables de la décomposition et du recyclage des composés minéraux utilisables par les producteurs primaires.

DYNAMIQUE HYDRO-SEDIMENTAIRE DES ETANGS DE LA BRENNNE ET IMPACTS SUR LES COURS D'EAU



Source : <https://lamaisondalzaz.com,1/05/2011>.

Figure I.1. Différents éléments de la biocénose et du biotope des étangs et lacs.

1.2. Problèmes écologiques et statistiques

L'évolution et la dynamique des éléments de l'écosystème suscités n'est pas régulière, elle se fait par à-coups. Sous l'effet d'une perturbation, l'écosystème change d'état. Puis il se met à évoluer progressivement de façon plus ou moins rapide, vers un nouvel état d'équilibre ; processus dont il sortira comme rénové. Cependant, parfois l'écosystème peut perdre cette aptitude à retrouver un état d'équilibre, on dit alors qu'il perd sa capacité de résilience. Cela se produit lorsque la perturbation est trop importante, lors de certaines pollutions graves par exemple ou bien d'un apport naturel mais excessif de nutriments, dont les seuils dits d'irréversibilité sont dépassés.

Ainsi ces modifications des éléments de la biocénose et du biotope entraînent de différents problèmes écologiques, et un en particulier qui prend une grande ampleur, car selon « 2ème Rapport mondial des Nations Unies sur la mise en valeur de ressources en eau » en 2006, dans les années 90, les régions de l'Asie et du Pacifique ont davantage de lacs et de réservoirs présentant des problèmes d'eutrophisation (54%) que l'Europe (53%), l'Afrique (28%), l'Amérique du Nord (48%) et l'Amérique du Sud (41%).

Mais vers les années 2000, le problème d'eutrophisation a prit une place importante dans la liste des grands fléaux écologiques (*Tableau I.1*), tel qu'il est apparu en premier lieu au USA et au Canada (les années 60 – 70), mais les données sont plus nombreuses pour les pays européens non pas pour la gravité du phénomène mais pour l'étendu des richesses hydriques dans ces derniers.

Tableau I.1 : Aperçu des problèmes d'eutrophisation au niveau mondial

		Lacs naturels	Réservoirs, rivières
Pays de la CEE	Belgique	+	+
	Danemark	+++	+
	France	++	+
	Allemagne (ouest)	++	++
	Allemagne (est)	+	++
	Grèce	++	+
	Irlande	+	+
	Italie	+++	++
	Luxembourg		++
	Pays-Bas	+++	++
	Portugal		++
	Espagne	+	++
	Grande Bretagne	+	++
	Autres pays	Autriche	++
Tchécoslovaquie			+
Finlande		+	
Hongrie		+	+
Norvège		++	
Pologne		+++	+
Suède		++	
Suisse		+++	
Russie	+	++	

Notes : + : problème identifié, ++ : problème sérieux à l'échelle locale, +++ : problème sérieux à l'échelle nationale

Source : Chiaudani et Premazzi, 1988 dans J.C.Lacaze, 1996.

I.2. Notre cas d'étude

2.1. Cas de la France

On peut apercevoir à travers le *Tableau I.1*, que la France est parmi les pays où l'eutrophisation est un sérieux problème, étant doté de richesse hydrique classifié parmi les plus vastes en Europe et dans le monde, plusieurs recherches se sont penchés sur la question, dont l'origine est pour une large part anthropique afin de comprendre leur dynamisme à la fois hydrologique, géochimique d'une part et les interactions qu'entretient l'homme avec ces milieux. L'évolution des pratiques n'est pas sans conséquences sur ces plans d'eau et indirectement sur les cours d'eau qui leur sont associés.

Mais les étangs qui offrent par un nombre de 500.000 (Bartout et al, 2013), une réserve d'eau conséquente dotée d'une biodiversité remarquable dont leur connexion au réseau hydrographique se traduit le plus souvent par une régulation des flux d'eau et de matière (sédiments, nutriment, éléments chimiques divers, ...) qui ne sont pas sans conséquence sur les écosystèmes, sont mis en écart par rapport au lac.

Alors Sommes-nous face au même problème que les lacs ou pas ? Si oui quelles sont les répercussions sur les processus chimiques ? et surtout quelles sont les conséquences sur le milieu environnant ?

En dépit du fait que certaines études laissent penser que la dynamique des étangs reste en certains points comparable à celles des plans d'eau profonds, les échelles de temps durant lesquelles se produisent ces phénomènes sont cependant très différents. En effet, les processus de stratification dans les étangs sont contrairement aux lacs très courts et peuvent cependant jouer un rôle important dans le renouvellement des eaux et de leur contenu.

La région centre (*Figure I.2*) où est mené notre étude se distingue des autres régions françaises par son patrimoine hydrique concentré sous forme d'étangs dans deux zones : la Brenne et la Sologne (*Figure I.2*). A la fois influant le climat local, la dynamique hydrologique et les flux sédimentaires, les étangs marquent de leur empreinte le système fluvial régional (Loire) et local. Les études menées sur le fond géochimique, sur la qualité des eaux de certains plans d'eau, sur la dynamique sédimentaire mettent en avant les stigmates d'une forte implication de ces plans d'eau dans la régulation et/ou la perturbation des flux d'eau et de sédiments à la fois sur le plan qualitatif et quantitatif.

2.2. Objectifs de l'étude

L'objectif principal de notre étude est de faire un diagnostic de la zone de mélange à l'interface eau-sédiment, de façon à bien cerner les événements géochimiques et identifier les interactions eau-sédiment, mais aussi quantifier les flux de ces échanges et leur nature par des approches élémentaires et moléculaires.

En effet dans les eaux naturelles, l'interface eau-sédiment est le lieu de gradients des propriétés physiques, chimiques et biologiques les plus importantes. Nous tenterons alors d'approcher les processus lacustres qui influencent ces flux d'échanges et la compréhension du rôle des apports organique.

En deuxième lieu, on établira une investigation sur l'impacte de l'état de ces étangs sur le cours d'eau du Loire, et cela par recours aux instruments d'analyse moléculaires et d'autres appareils, nous baserons également les recherches sur certains éléments accepteurs d'électrons, l'état physico-chimique du milieu et surtout son évolution dans le temps (M. Motellica, 2015).

DYNAMIQUE HYDRO-SEDIMENTAIRE DES ETANGS DE LA BRENNE ET IMPACTS SUR LES COURS D'EAU

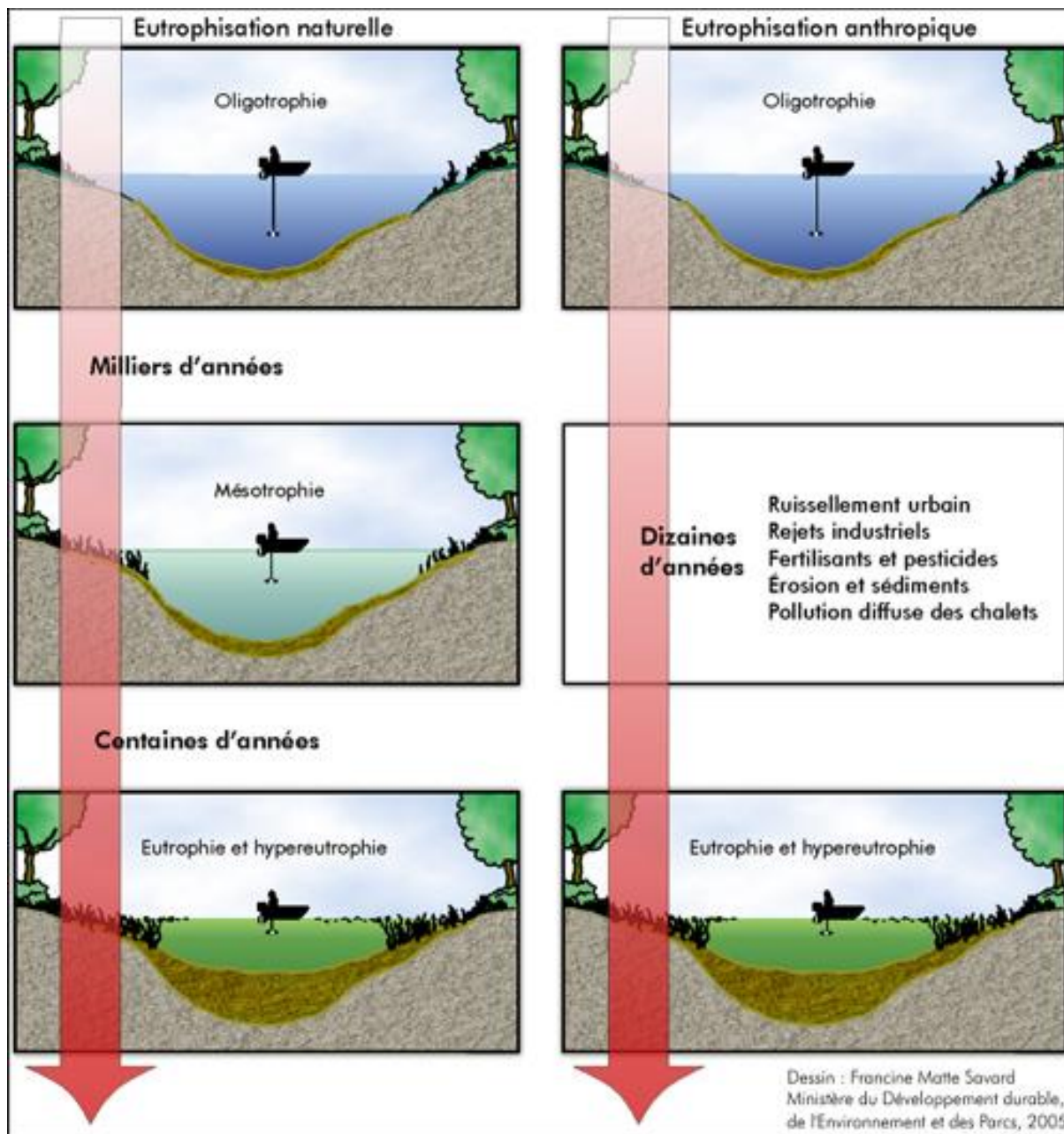


Figure 1.2. Localisation géographique de la Brenne

Source : Google Image, 2015.

2.3. Concept général

L'eutrophisation (*Figure I.3*) est à la base une désoxygénation des plans d'eau, qui est dû à des apports excessifs de substances polluantes que se soit de source naturelle ou anthropique (Matières Organiques, Phosphore, Azote, Métaux... etc.), après avoir été déposé dans des milieux peu renouvelés (lac, étangs, mer fermée...etc.), donc d'un autre terme peu oxygéné.



Source : Site développement durable, Environnement et lutte contre les changements climatiques du Québec.,2015.

Figure I.3. Processus d'eutrophisation des lacs et les différents facteurs accentuant le phénomène.

Bien que la production d'oxygène grâce au processus de la photosynthèse, soit augmentée au début de l'eutrophisation, le bilan s'inverse très rapidement quand à la mort de ces organismes, les bactéries chargées de leur décomposition et de la minéralisation de la matière organique consomment une grande partie de l'oxygène dissous dans l'eau, pour assurer ces fonctions. A partir d'un certain seuil, l'oxygène vient à manquer et la matière organique provenant des végétaux morts, qui ne peut être minéralisée s'accumule sur le fond sous forme

de vase. Il se produit alors des fermentations anaérobies dégageant de l'hydrogène sulfureux, qui donne une odeur putride à certaines eaux. A ce stade, la teneur en oxygène est trop faible et trop variable pour entretenir une population de poisson normale, et même les espèces peu exigeantes en oxygène, comme les cyprinidés, disparaissent.

Certaines espèces d'algues (Algues filamenteuses) peuvent proliférer en surface, provoquant une sursaturation en oxygène limitée à ce niveau, au-dessus d'un fond totalement dépourvu en oxygène, ou les vases organiques continuent de s'accumuler. Parfois, ce sont des algues productrices de substances toxiques (cyanophycées) qui prolifèrent en surface, donnant une couleur rouge caractéristique aux eaux et causant la mort d'une grande partie de la faune (G.E. Chunbin, 1988).

Or cette explication n'est que la simplification des réactions biologiques, causant la désoxygénation des eaux, en omettant les interactions avec les processus chimiques et physiques accentuent le phénomène, qui seront détaillés dans la partie qui suit.

Deuxième Chapitre

Etat des connaissances sur les lacs et les étangs et questions scientifiques

**« Vis comme si tu devais mourir demain,
Apprend comme si tu devais vivre toujours ».**

GANDHI

Avez-vous déjà vu deux plans d'eaux identiques ? Bien sur que non. Chaque plan d'eau offre une nouvelle découverte. Ils sont tous différents les uns des autres, que se soit par leurs caractéristiques chimiques ou encore leurs biodiversité, même dans le cas de problèmes écologiques, l'approche scientifique entreprise est différente d'un système lacustre à un autre. Donc qu'elles sont les éléments de la nature qui dessinent cette unicité ?

Vu l'affinité des processus internes en générale entre les lacs et les étangs, on va traiter le sujet dans ce qui suit comme étant la même entité par contre, lors des écarts des caractéristiques on précisera la dissimilitude existante entre les deux type de plans d'eau.

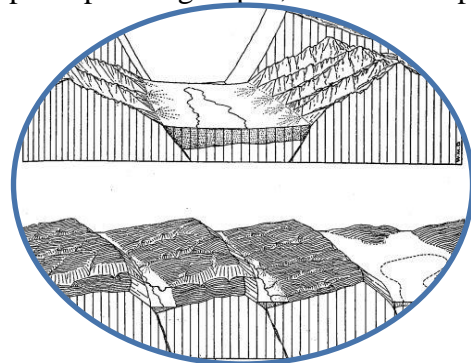
II.1. Facteurs influant les caractéristiques finales d'un lac ou d'un étang

1.1. Formation géologique

La géomorphologie d'un lac et de son bassin est intimement reflété dans ces caractéristiques physiques, chimiques et biologiques sans oublié l'influence des contraintes climatologiques de sa position géographique. Tel que la géomorphologie du lac contrôle la nature de son drainage, l'input des nutriments, et le volume du flux à l'intérieure du lac qui est en relation avec le temps du renouvellement du rinçage de ce dernier. La stratification thermique et les modèles qu'on va voir plus en détails dans ce qui suit, sont influencés par la morphologie du bassin et le volume de la masse d'eau; Ainsi le métabolisme complet des écosystèmes lacustres est influencé par la variation de la géomorphologie du bassin et l'historique de ces modifications.

La forme du bassin du lac affecte aussi la productivité, les berges ou les cotés en forme de U ou bien en forme de V, les lacs formés sous l'effet des forces tectoniques (en forme de V), sont généralement profonds et peu productifs, car la surface de contact eau – sédiments est très restreinte, par contre les étangs (qui sont en forme de U), ont un bon pourcentage de contact, ce qui explique la productivité qui est généralement très élevée.

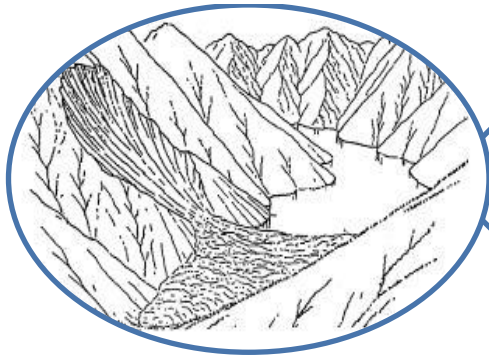
Le résumé bref qui suit est basé sur l'étude détaillée sur sujet de Hutchinson (1975), ou il différencie 76 types de lac selon leur conception géomorphologique mais on va traiter ici que les principaux groupes, distincts par le procès de formation (Robert G.Wetzel, 1975).



Bassins tectoniques: c'est les dépressions formés sous l'effet du mouvement des plaques tectoniques dont 80% des grands lac sont de ce type de bassin, et où on trouve les espèces les plus endémiques relictuelles* au monde, on peut donner comme exemple: le lac syberien baikal le plus profond au monde $Z = 1620$ m, et qui abritent des epecies rarismes et uniques dans leurs genre.



Bassins volcaniques: c'est des dépressions dues à l'activité volcanique, se forment sous l'effet du magma qui creuse ou bien, ils se situent au sommet du volcon (figure ci-contre) . Ce type de lac est en général pas très large, mais peut etre très profond, comme le lac Crater Oregon, septieme plus profond lac au monde $Z = 608$ m. Ainsi ils se caractéisent par une concentration en nutriments très basse donc une productivité relativement inexistante.



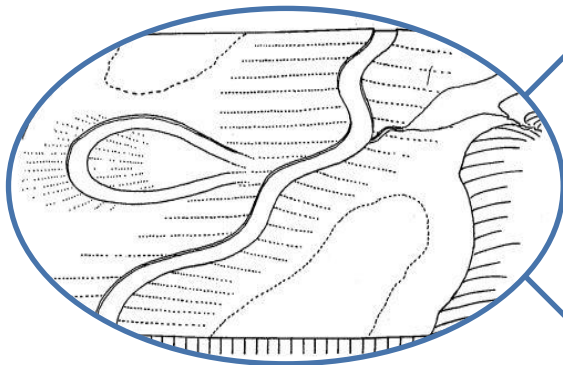
Bassins formés par un glissement de terrain: après un mouvement d'une masse de sols non consolidé, ou bien érodé par un événement météorologique spécial, et dans des cas rares un tremblement de terre, un bassin se forme laissant ainsi des masses d'eaux s'accumuler pour former des lacs, qui sont la plupart des temps temporaires, mais quand la masse de sol est assez importante, le lac s'avère permanent et très productif vu la quantité de nutriment acheminée.



Bassins formés par l'activité des glaciers: l'agent le plus important dans la formation de la plupart des lacs sur terre, surtout dans les terres glacées et les montagnes à hautes altitudes est le mouvement de corrosion et de dépositions des masses glaciaires, les caractéristiques principales des bassins formés sont d'être en forme d'amphithéâtre ou de cirque donc peu profond (< 50m), mais dans l'arctique les étangs sont plus communs (< 5m), qui sont en forme elliptique.



Bassins formés sous l'effet de la dissolution des rochers: comme c'est des lacs qui sont dues à une dissolution par percolation d'eau, en générale sur des hautes falaises calcaires (Carbonate de calcium, CaCO_3), alors les bassins de ce type sont en contact direct avec les eaux souterraines, d'où leurs caractéristiques d'avoir un niveau d'eau très variable, d'une composition chimique aussi variable, comme les lacs de la péninsule Balkanique, à Indiana, Kentucky, Tennessee, et la Floride (la photo ci contre Lac Okeechobee Floride)



Bassins formés sous l'effet du mouvement des rivières: la force corrosive, érosive, destructive et portante du mouvement de l'eau est puissante, tel qu'elle peut former des bassins dans les massifs rocheux du cours d'eau principal de la rivière, d'où leurs richesses en nutriment vu la portance continue de ces derniers, mais leurs dimensions sont variables au cours du temps, donc la turbulence et l'érosion sont sans cesse actifs, jusqu'à avoir un lac ou étang semi isolé à isolé.



Bassins formés par l'action des vents:

l'action des vents opère dans les régions arides pour créer les bassins , par déflation, érosion des roches cassés ou encore par redistribution du sable de la région, responsable de la formation des lacs dunes ce type de bassin est en générale trouvé dans les régions déserte ou cotière, qui représente le type de la majorité des étangs



Bassins formés par l'activité du littorale:

quand une large masse d'eau, comme les vagues des mers et océans ou ceux d'un grand lac, qui possèdent une grande irregularité, qui peut marquer et former un bar assez solide pour fermer la dépression, en limitant ainsi le territoire du bassin, qui sera très riche en sédiment vu la continuité de l'action de renforcement du bar, et donc de l'acheminement des nutriments.



Bassins forms d'une façon organique:

la manière avec laquelle ce type de bassin est crée par l'action de croissance et augmetation des plantes , associer à leurs détritux est complètement inconnue, c'est claire que la croissance des plantes est assez suffisante et abondante pour maintenir les eaux et former des étangs, mais leurs temps de survit est très court, vu qu'il reçoivent une grande quantité de nutriement par rapport a leur volume, ce qui augmente leur capacités productives, ce qui fatigue plus rapidement les oganismes du milieu.

1.2. Sédiments

Plusieurs études ont révélé l'importance des sédiments dans le cycle biogéochimique des matériaux, qu'ils soient ramener du bassin versant ou bien synthétiser dans les eaux des lacs, entre autre ce qui définit principalement leurs structure chimique, reflétant ainsi la qualité des eaux.

Les sédiments sont une mixture de plusieurs éléments (Minérales, organiques, des ions et des éléments traces), la quantité de chacun dépend des sources d'approvisionnements terrestres ou bien lacustres, ainsi l'analyse des sédiments ne peut être complète, vue la multitude d'éléments qu'elles peuvent contenir et donc ça dépendra des objectifs de chaque l'investigation faite. Le *Tableau II.1* représente les éléments constituant les sédiments de façon générale, et selon leurs abondance (L. Hankanson & M. Jansson, 1983), mais il reste que chaque lac a une constitution unique, se référant en grande majorité a leurs type de bassin, pour cette raison on a établie le *Tableau II.2* (L. Hankanson & M. Jansson, 1983) comme exemple, exposant ainsi la classification chimique des éléments, qui sont en état de flux équilibrés, du plus présent jusqu'au moins présent.

Tableau II.1 : Classification chimique décroissante selon l'abondance des éléments constituant les sédiments des lacs.

1.	Les éléments majeurs (Si, Al, K, Na et Mg), qui constituent le groupe le plus large de la matrice des sédiments.
2.	Les éléments Carbonatés (Ca, Mg et CO ₃ -C), qui constituent le second groupe le plus large dans les sédiments, environs 15% du poids total des matériaux.
3.	Les éléments nutritifs (Org- C, N et P), ils représentent approximativement 10% des dépôts sédimentaires.
4.	Les éléments mobiles (Mn, Fe et S), représentant 5% du poids total des sédiments.
5.	Les éléments traces (Hg, Cd, Pb, Cu, Zn, Ni, Cr, Ag, V,.. etc), c'est le plus petit comptant moins de 0,1% dans les sédiments.

Source : L. Hankanson & M. Jansson, 1983.

Avec un pourcentage de 80 %, les Ca, Mg, Na, HCO₃, SO₄, Cl et NO₃ représentent les composantes principales de la matrice des sédiments (*Tableau II.1*) dans les lacs et étangs et cela revient principalement à leurs dominances dans la structure des minéraux de la croûte terrestre (*Tableau II.2*), tel que le calcium et le carbone dérivent des régions calcaireuses, tandis que le silicium et l'aluminium dérivent des régions non-calcaireuses. La teneur en carbone organique dans les sédiments est variable, car ça dépend des disponibilités dans le bassin versant du lac et de sa productivité (L. Hankanson & M. Jansson, 1983).

Tableau II.2 : Concentration (en µg/g) de différents éléments dans plusieurs types de roches.

	Roches ignées	Roches sédimentaires	Moyenne	Sols	Gamme
Ag	0.07	0.05	0.1		0.01-5
Al	82,000	4000-80,000	71,000		10,000-300,000
As	1.8	1-13	6		0.1-40
Ca	40,000	22,000-300,000	14,000		7000-500,000
Cd	0.2	0.035-0.3	0.06		0.01-0.7
Co	25	0.1-20	8		1-40
Cr	100	10-100	100		5-3000
Cu	55	4-50	20		2-100
Fe	60,000	4000-50,000	38,000		7000-550,000
Hg	0.08	0.03-0.4	0.03		0.01-0.3
K	20,000	3000-25,000	14,000		400-30,000
Mg	25,000	7000-50,000	5000		600-6000
Mn	1000	50-1000	850		100-4000
Mo	1.5	0.2-2.5	2		0.2-5
Na	25,000	400-10,000	6300		750-7500
Ni	75	2-70	40		10-1000
Pb	12	7-20	10		2-200
Si	281,500	73,000-368,000	330,000		-
Sn	2	0.5-6	10		2-200
V	140	20-130	100		-
Zn	70	15-100	50		10-300

Source : L. Hankanson & M. Jansson, 1983.

Tableau II.3 : Caractéristique chimique des sédiments de différents environnements.

	Lacs du Minnesota (46)					Etang de Linsleay	Lacs Africains			
	Groupe avec une MO basse	Groupe avec une MO élevée	Groupe intermédiaire	Groupe avec des éléments carbonatés élevés	Groupe avec des éléments carbonatés bas		L. Kivu	L. Tanganyika	L. Edvard	L. Albert
Si	—	—	—	—	—	22.11	18.6	26.3	29.2	24.9
Al	—	—	—	—	—	2.91	4.97	9.95	4.29	12.1
Fe	5.01	3.80	2.86	2.21	2.46	8.46	5.32	5.04	2.38	6.22
Ca	0.90	1.95	6.35	15.2	6.76	0.86	9.51	1.21	3.00	1.36
Mg	0.73	0.43	1.02	0.85	1.67	0.60	1.15	1.21	1.21	1.39
Na	0.75	0.40	0.45	0.26	0.73	—	—	—	—	—
K	1.17	0.66	1.02	0.49	1.23	—	—	—	—	—
Mn	0.62	0.10	0.19	0.15	0.37	—	0.09	0.03	0.03	0.10
P	0.13	0.17	0.21	0.14	0.08	—	—	—	—	—
S	0.24	0.48	0.47	0.63	1.09	—	—	—	—	—
N	0.79	2.37	1.06	1.16	0.64	—	—	—	—	—
CO ₂	1.43	2.20	7.66	16.96	9.16	—	—	—	—	—
Org C	7.59	21.00	9.20	9.85	6.10	—	—	—	—	—
L.O.I.	17.96	41.92	18.19	19.84	12.40	28.8	—	—	—	—
Si/Al	—	—	—	—	—	7.60	3.74	2.64	6.81	2.06
No. anal.	(8)	(13)	(10)	(10)	(5)	(1)	(381)	(31)	(51)	(92)
	L. Monona (calcareous)		L. Ontario	L. Erie	L. Michigan	L. Superior				
Si	—	—	23.9	25.9	25.4	24.3				
Al	0.06	3.25	5.05	4.79	2.75	2.38				
Fe	0.68	1.68	3.74	2.76	1.48	2.45				
Ca	10.1	20.7	0.40	0.35	10.8	1.22				
Mg	1.06	1.32	1.28	1.28	4.08	—				
Na	—	—	0.53	0.41	0.27	—				
K	0.07	0.88	2.27	2.17	1.19	0.50				
Mn	—	0.08	0.06	0.06	0.08	0.05				
P	0.10	0.16	0.07	0.06	0.13	—				
S	—	—	0.04	0.03	0.08	—				
N	—	—	—	—	—	—				
CO ₂	—	—	—	—	—	—				
Org C	—	9.71	—	—	—	2.30				
L.O.I.	—	—	—	—	—	—				
Si/Al	—	—	4.73	5.41	9.24	10.21				
No. anal.	(1)	(1)	(1)	(1)	(1)	(1)				

Source : B.F. Jones and Bowser 1978.

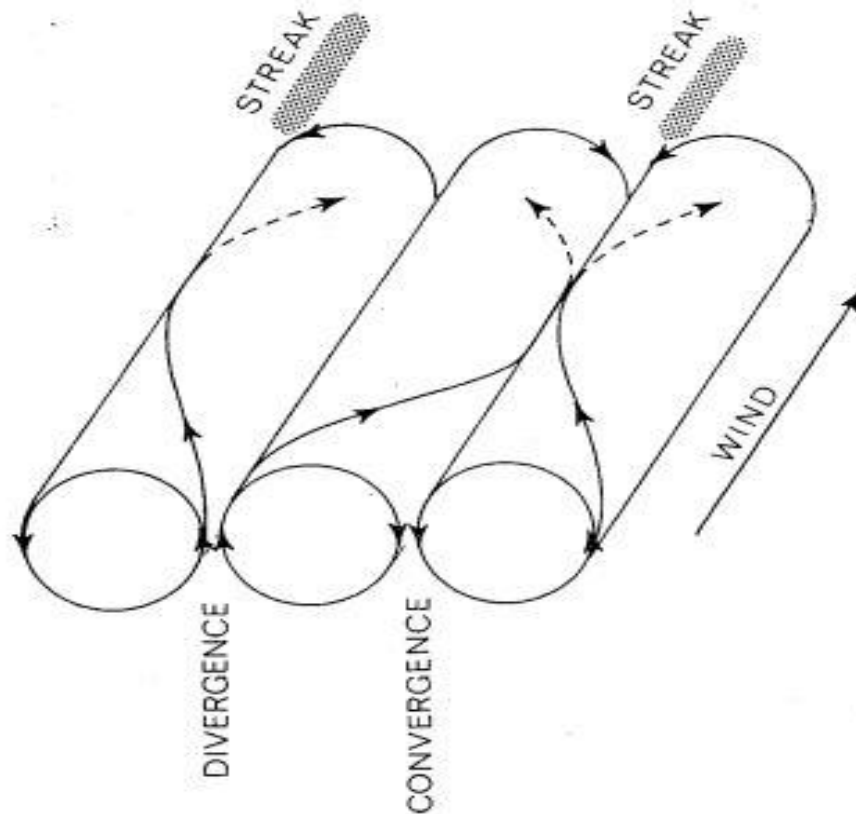
Si on fait une étude comparative entre les caractéristiques chimiques des lacs exposés dans le *Tableau II.3*, et les caractéristiques exactes des sols avoisinants ces lacs, on trouvera certainement une correspondance très intime entre les deux, que se soit par les mêmes éléments ou par leurs dérivés qui seront le résultat d'interaction avec d'autres éléments chimiques munis par le bassin ou bien par une autre source, or que ces réactions sont conditionnées par certains facteurs, tel que lorsqu'ils sont combinés une dynamique physico-chimique sera activée dans un certain sens, mais parmi eux y en a qui sont indispensables pour n'importe quelle réaction dans un milieu lacustre, comme la température, la turbulence interne et la distribution adéquate des gaz principalement l'oxygène ; Cependant ces facteurs sont ils indépendants ou bien non ? Et comment ils sont en état normal et naturel ? C'est ce qu'on va découvrir dans ce qui suit.

1.3. Stratification thermique et distribution de l'oxygène dans les milieux lacustres

En ce qui concerne les types de turnover, on a : les lacs monomictiques (chaud $t > 4C^{\circ}$ et froid $t < 15C^{\circ}$) et c'est quand le phénomène du mélange interne se fait qu'une seule fois par an, et ainsi de suite, quand c'est deux fois par an, le type de lac est dimictique, et lorsque le nombre de circulation des eaux est supérieur à deux fois, le type de lac est polymictique (chaud et froid), et pour les peu de lacs qui n'ont aucune turbulence interne, une classification a été établie selon les températures, tel que les lacs amictiques sont ceux gelés en permanence, et les lacs oligomictiques sont ceux situés dans les régions tropicales, caractérisés par une surface assez petite pour une profondeur très importante.

Pour simplifier notre étude du phénomène, nous allons prendre dimictique comme type de lac, tel qu'on peut généraliser le processus pour les autres type vu que la différence réside dans le nombre de fois seulement comme on l'a déjà expliqué, et principalement le vent comme force motrice des masses d'eau du lac (étang).

A la fin de la saison hivernale, les températures et les précipitations augmentent progressivement pour annoncer la transition vers le printemps, le gradient de température changera par l'effet des vents chauds arrivant du nord (ou sud), du coup ces vents provoqueront à partir d'une certaine puissance, le déplacement d'une masse d'eau à la surface du lac (étang), ce qui induit une oscillation verticale tout le long de la couche *épilimnion* (*Figure II.3*), qui représente les premiers mètres (centimètres) du lac (étang) où la température et la pression sont plus proche de celle de l'atmosphère, la transmission du mouvement verticale des vagues aux mouvement horizontal se fera par le bilais du mouvement circulaire de Langmuir (*Figure II.1*), tel qu'il est claire d'après le travail de Stewart and Schimtt, 1968 ; Myers, 1969 ; Scott et al, 1969 ; Faller, 1971 ; que le mouvement circulaire de Langmuir est l'une des façons basiques de propagation de la turbulence dans les profondeurs, lorsque la surface est mouvementée (Robert .G Wetzal, 1975).



Source : Robert G.Wetzel, 1975.

Figure II.1. Représentation diagrammatique de l'écoulement ellipsoïdale de Langmuir à la surface du plan d'eau, avec l'agrégation de la matière organique entre les filets au niveau des lignes de divergence.

Dans notre cas, ce mouvement ellipsoïdal qu'introduit la *Figure II.1*, sera la clé de la transmission des changements surfaciques vers les couches inférieures du lac, mais il sera surtout la cause de la réduction de la densité des eaux du lac (étang), qui est l'élément de résistance contre les modifications subites des paramètres d'un système lacustre, ce qui facilitera la conductance thermique vers le métalimnion, qui est la couche de translation entre l'épilimnion et l'hypolimnion et où le gradient de température est assez important d'où son appellation thermocline (*Figure II.3*), en sachant que la solubilité de l'oxygène atmosphérique est en dépendance presque totale de la température (*Tableau II.4*), on pourra ainsi comprendre le phénomène de turnover et son impacte sur la distribution thermique et celle de l'oxygène, au fur et à mesure que la propagation de la turbulence progresse dans le lac (*Figure II.2*), en notant que cette dernière n'est pas continue mais plutôt progressive, donc plus la durée et l'intensité des vents sont élevées, plus l'amplitude de la propagation des turbulences est vaste dans le lac, et c'est ce qui est illustré dans la *Figure II.2*, ou on peut observer l'évolution de cette propagation dans le temps et dans l'espace.

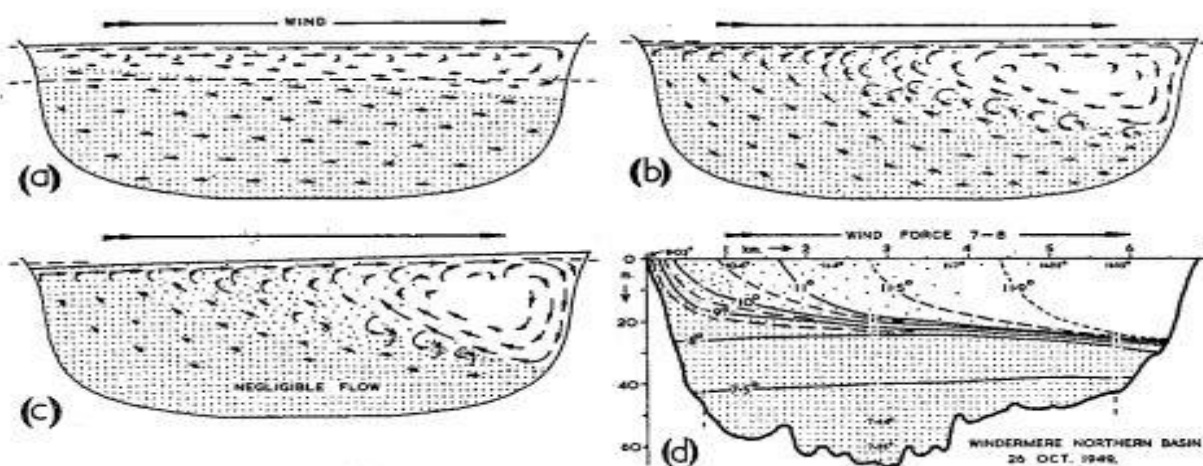
A la fin de la saison, il y aura une unification thermique dans l'ensemble du lac *Figure II.2 et II.3*, et une distribution de l'oxygène plus au moins homogène, or leur distributions dépendent de la taille et morphologie du lac (étang), ce qui dans le cas des grands lacs laisse à désirer qu'à une profondeur définit, l'environnement devient parfaitement anaérobie avec un équilibre naturel.

Tableau II.4 : Solubilité de l'oxygène atmosphérique à la pression de 760 mm Hg dans les eaux pures en dépendance de la température.

Temperature, °C	Oxygen mg l ⁻¹	Temperature, °C	Oxygen mg l ⁻¹
0	14.16	18	9.18
1	13.77	19	9.01
2	13.40	20	8.84
3	13.05	21	8.68
4	12.70	22	8.53
5	12.37	23	8.38
6	12.06	24	8.25
7	11.76	25	8.11
8	11.47	26	7.99
9	11.19	27	7.86
10	10.92	28	7.75
11	10.67	29	7.64
12	10.43	30	7.53
13	10.20	31	7.42
14	9.98	32	7.32
15	9.76	33	7.22
16	9.56	34	7.13
17	9.37	35	7.04

Source : Robet G. Wetzel, 1975.

Après 12 heures de vents très forts, dans le sens indiqué sur la *Figure II.2*, on peut remarquer les mouvements de turbulence créé en surface par les vagues, qui se sont immiscés dans la couche hypolimnion (ça limite est indiquée en pointillé en (a)), -c'est la couche thermique la plus profonde d'un lac et la moins variable et accessible-, en créant un vortex dans le coté opposant le mouvement des vents, qui s'est propagé en profondeur (écoulement ellipsoïdal de Langmuir), puis ayant des ondes de propagation plus large, pour qu'au final, la perturbation gagne tout le lac jusqu'à la profondeur de 20 m, sachant que le lac Windermere est de type glacier avec une superficie de 14,73 Km², une longueur de 18,08 Km, une largeur de 1,49 Km et une profondeur de 66,76 m, et cela afin d'imaginer l'ampleur de ce phénomène et son importance dans la régénération des paramètres chimique, physique et biologique des lacs (étangs), mais aussi sur la dynamique des sédiments dans le lac et la distribution de la flore et faune du lac (étang).



Source : Mortimer C H, 1961.

Figure II.2. Différents stage de propagation de la turbulence dans le lac Windermere, Angleterre.

Au crépuscule de l'été, une stratification de température – densité (*Figure II.3*) s'établie dans le lac en forme de couches (épilimnion, métalimnion et hypolimnion), qui se crée sous l'effet du calme qui règne à l'intérieur, tel que la résistance au mixage entre les couches est

maintenue par le gradient de densité qui se créé, mais surtout favorisé par la capacité de rendre et garder la stratification du lac en lui-même, or que cette dernière est fortement influencée par le volume et la morphométrie du lac (étang).

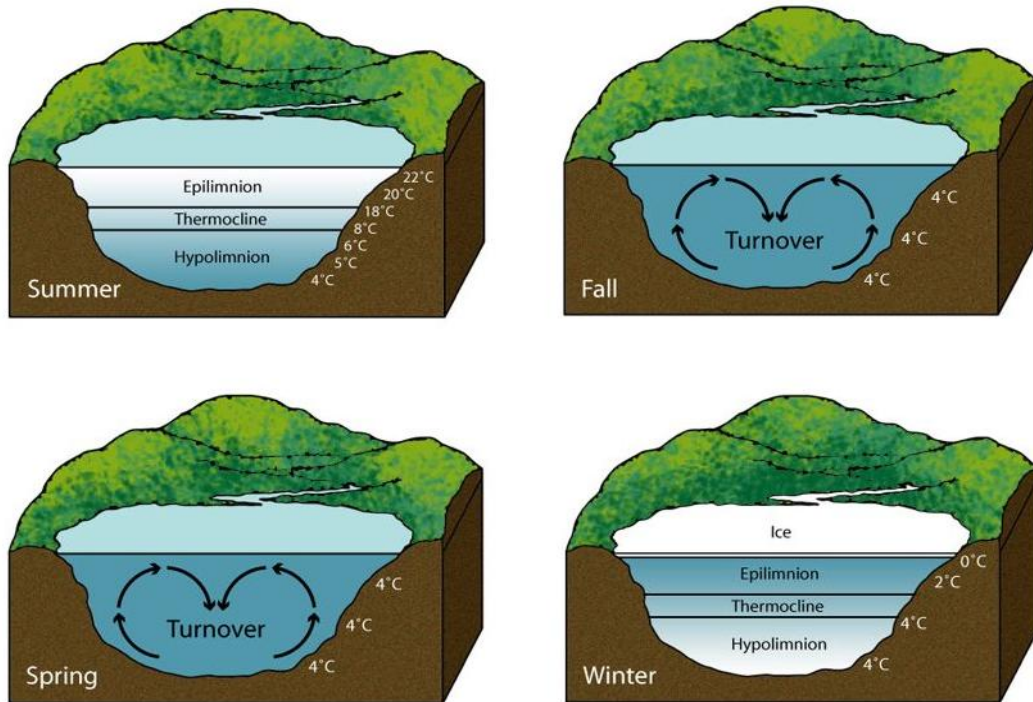
Pour mieux expliquer la relation du volume et la morphologie avec les deux phénomènes précédents (la turbulence par les vents et la stabilité du lac en saison estivale) on prend le *Tableau II.5* comme exemple, alors la quantité du travail mécanique des vents nécessaire pour distribuer la température et l'oxygène dans l'ensemble du lac (B), augmente au fur et mesure que le volume et la morphologie décroissent, tandis que (S) qui est l'énergie nécessaire par unité de surface pour unifier et homogénéiser verticalement la densité donc la température est plus importante dans les lacs larges, alors que (G) est la somme de (B) et (S) qui représente l'évaluation de la résistance de la stratification du lac pendant l'été (Robert G. Wetzel, 1975), lors du quel la plus part des activités chimiques, physiques et surtout biologiques surviennent.

Tableau II.5 : Exemple de plusieurs lacs mondiaux, qui illustre la relation entre les caractéristiques morphologiques de ces lacs et les énergies nécessaires pour provoquer la circulation totale interne du lac (B) et celles pour rendre le lac homiothermale (S), et enfin celle pour maintenir le lac stratifié durant toute la saison chaude (G).

Lacs	Superficie (ha)	Profondeur Maximale (m)	B (g- cm cm ⁻²)	S (g- cm cm ⁻²)	G (g- cm cm ⁻²)
Atitlan (Guatemala)	136.9	341	3741	21500	25241
Pyramid (Nevada)	532	104	4055	10255	14310
Mendota (Wisconsin)	39.2	25.6	1209	514	1723
Amatitlan (Guatemala)	8.2	33.6	752	415	1167
Güija (El Salvador)	44.3	26.0	958	175	1133
Lunzer Untersee (Austria)	0.68	33.7	535	390	925

Source : Robert G. Wetzel, 1975.

Le deuxième *Turnover* annuel commence au commencement de l'automne, à l'arrivé des vents froids qui provoquent une baisse de la température, ce qui provoquera le refroidissement de l'épilimnion ainsi la hausse de la densité de ce dernier, on aura alors la pénétration des eaux épilimnétiques dans le métalimnion par la combinaison du courant de convection et la force motrice des vents. L'enfoncement des eaux de surface continue étant donné que le refroidissement continu, l'érosion progressive du métalimnion entraîne automatiquement la baisse du gradient de température, jusqu'à arriver au fond du lac qui est de 450 mètres pour le Great Bear lac au nord du canada, et cela bien sur comme on l'a déjà précisé dépend de la morphologie du lac et surtout de son volume, mais aussi dans ce cas de la rapidité et de la durée du refroidissement qui peut être fatale pour la flore et la faune du lac (étang), c'est pour cette raison que les lignes isothermes sont très particulièrement utiles dans la limnologie car elle regroupe des centaines ou parfois des milliers d'informations sur la dynamique des propriétés physique, chimique et biologique du lac (étang).

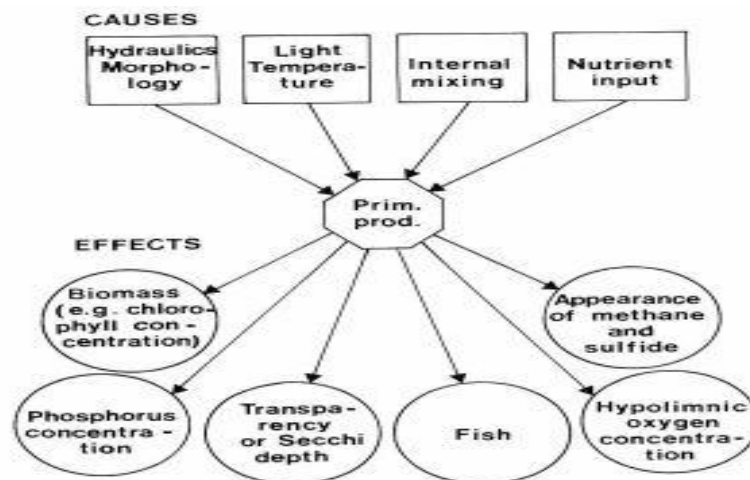


Source : Site National Geographic Education, 1/12/2015.

Figure II.3. Schéma expliquant le phénomène de rotation dans un lac dimictique pendant les quatre saisons et son influence sur la distribution thermique.

La stratification hivernale est l'inverse de l'estivale comme on peut le constater sur la *Figure II.3*, le refroidissement continu des eaux provoque la stratification observée, tel que le fond du lac est maintenu à la température minimale 4 C° de la densité maximale par les sédiments, car sachant bien que les sédiments absorbent de la chaleur lors de la saison chaude et génèrent cette chaleur lors du froid afin de maintenir un certain équilibre de production biologique, vu que l'interface sédiment-eaux est le niveau le plus productif d'un plan d'eau, due à la disponibilité des conditions appropriées à cet effet. Cependant, cette stratification résiste juste par le fait de la différence de densité arrière à au refroidissement continu (Robert G. Wetzel, 1975).

Ainsi, la combinaison des éléments expliqués ci-dessus avec des quantités et conditions différentes, passant par une production primaire (§I.1.1) qui donne des indicateurs trophiques désignant (*Figure II.4*) le type de l'écosystème du lac ainsi la qualité de ces eaux.



Source : Imboden and Gachter 1979.

Figure II.4. Schéma illustrant la relation entre les différents indicateurs trophiques, la production primaire et les causes.

La classification trophique se fait sur la base de la quantité disponible de certains composants (*Tableau II.5*) du lac, comme on l'a déjà abordé dans §I.2.3, les nutriments comme le phosphore, l'azote, métaux lourds et polluant toxiques en générale dégrade la qualité des eaux, entraînant une production anormale d'algues et de chlorophylles, par suite la flore du lac s'adaptera en aillant des espèces spécifiques au degré trophique du lac, et c'est ce qui est indiqué numériquement dans le *Tableau II.6*.

Tableau II.6 : Caractéristiques des différents lacs selon la classification trophique

Niveau Trophique	Production Primaire (g cm ⁻² . an ⁻¹)	Disque Secci Transparence (m)	Chlorophyll- ^a (mg m ⁻³)	Volume des algues ^a (g m ⁻³)	P ^b Totale	N ^b Totale	Les poissons Dominants
Oligotrophic	< 30	> 5	< 2	< 0.8	< 5	< 300	Trout, White fish
Mesotrophic	25-60	3-6	2-8	0.3-1.9	5-20	300-500	White fish, Perch
Eutrophic	40-200	1-4	6-35	1.2-2.5	20-100	350-600	Perch, Roach
Hypertrophic	130-600	0-2	30-400	2.1-20.0	> 100	> 1000	Roach, Bream

Source : L.Hankason and M.Janson, 1983.

a : l'évaluation moyenne de la végétation entre Mai- Octobre,

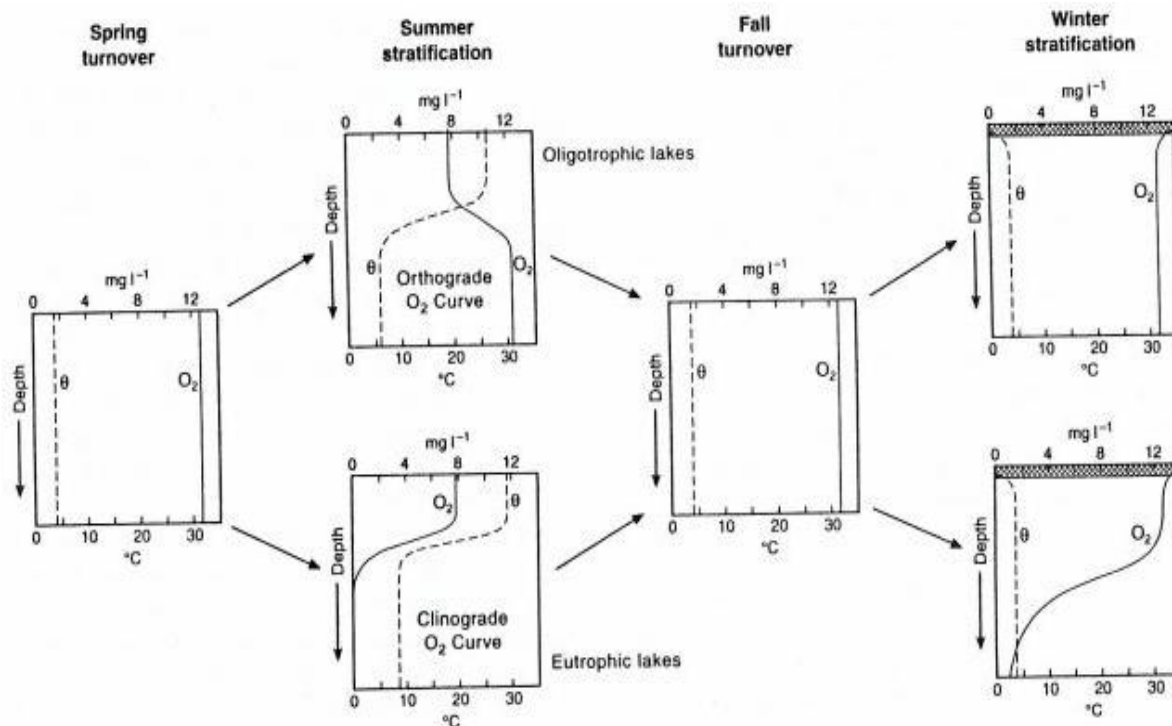
b : l'évaluation moyenne dans la période de la circulation printanière.

Lac Oligotrophique : est un lac caractérisé par une productivité primaire très basse < 30 g/cm².an, vu les petites quantités de nutriments acheminé (phosphore total acheminé < 5 mg/m³ et azote total <300 mg/m³) ce qui implique une production d'algue et de chlorophylle non-considérable laissant ainsi une bonne visibilité et clarté des eaux, ce type de lac est très profond car ils sont retrouvé en générale dans les hautes montagnes (§ II.1.1) où les apports nutritifs sont limités et le rendement des phytoplancton et macrophytes est minimisé par le climat, ce qui laisse apprécier une richesse en oxygène jusqu'à dans la zone profonde (*Figure II.5*).

Les lacs oligotrophes s'enrichissent naturellement en matière organique et minérale et évoluent progressivement vers la mésotrophie (aquaportail.com, 2016).

Lac Mésotrophique : est le lac intermédiaire entre l'oligotrophie et l'eutrophisation, tel qu'il est caractérisé par des valeurs moyennes de production primaire et de production d'algue et de chlorophylle (*Tableau II.5*), ce qui donne une transparence des eaux considérable (aquaportail.com, 2016).

Lac Eutrophique : on peut remarquer selon les données du le *Tableau II.5* que les valeurs des apports en éléments nutritifs sont assez élevés dépassant ainsi les limites réversibles de l'état trophique du lac (étangs), tel que l'azote doit être compris entre les valeurs limites 190 mg/m³ < N < 240 mg/m³ et le phosphore entre 40 mg/m³ < P < 100 mg/m³, ce qui compromet une productivité primaire élevé donnant une concentration épique de chlorophylle qui normalement ne doit pas dépassée 6,43 mg/m³, influençant ainsi la transparence des eaux qui seront colorés de nuances allant du vert au brun, contenant beaucoup de nutriments. Teneur en oxygène pouvant être élevée dans la couche superficielle mais décroissant très vite avec la profondeur (*Figure II.5*) du à l'activité intensifié par l'entassement des sédiments, ce qui réduira le volume de la réserve d'eau (aquaportail.com, 2016).



Source : Robert G. Wetzel, 2000.

Figure II.5. Distribution verticale idéalisée de la concentration de l'oxygène et de la température (Θ) pendant les quatre saisons.

Lac Hypertrophique : ces lacs comme vous pouvez le présumé sont dans un état mourant sans aucun espoir d'irréversibilité naturelle ou par un traitement physico-chimique, donc c'est le résultat du charriage non contrôlé des lacs eutrophiques, ou bien il peut être le résultat d'acheminement des sédiments contenant des métaux lourds et toxiques au lac (étangs) générés principalement par les activités anthropiques (*Figure I.3*), et c'est le cas des étangs de Brenne sur lesquels notre étude est basée.

Cette classification trophique comme on l'a déjà indiqué, a une répercussion sur la distribution de l'oxygène dans le lac, mais aussi sur la température tel qu'on peut l'observer dans la *Figure II.5* surtout dans la saison chaude ce qui est tout à fait naturel vu l'augmentation de la bioproduction dans cette saison par les volumes importants d'algues et de chlorophylle, c'est pour cette raison qu'on aura la courbe clinograde de l'oxygène dans les deux stratifications annuelles. Cependant, l'état trophique du lac (étang) n'influence en aucun cas le phénomène de circulation interne des eaux, car comme expliqué auparavant les paramètres causants ce dernier n'ont aucune relation avec les paramètres engendrant l'état dans lequel est le lac.

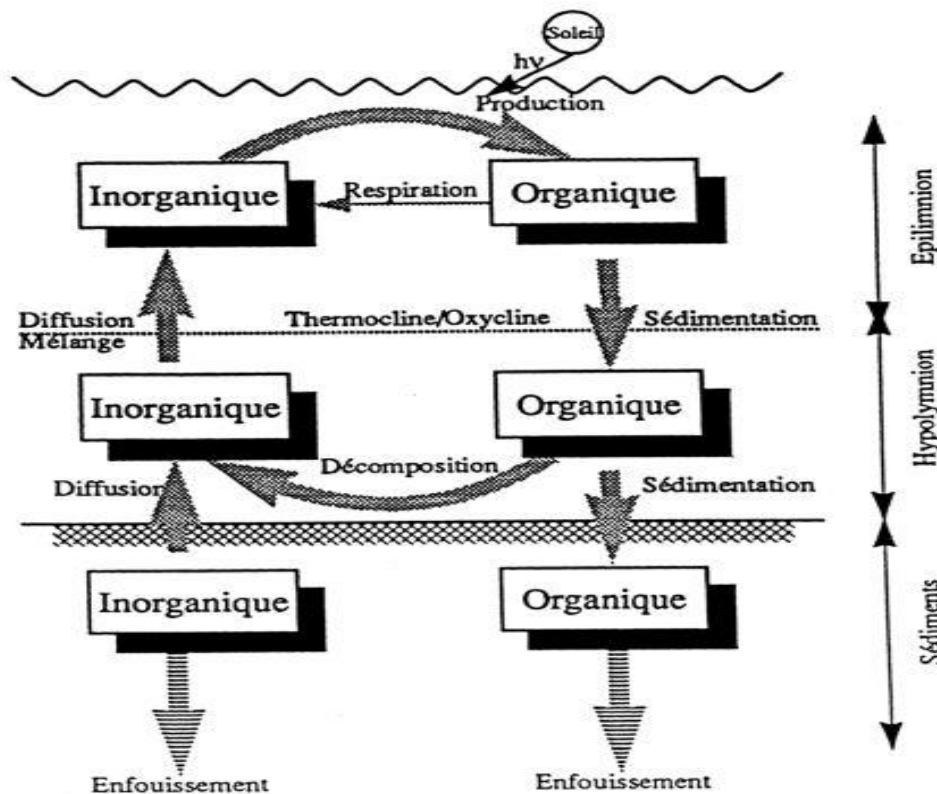
1.4. Diagenèse précoce des métaux et de la matière organique à l'interface eau – sédiments

En regard de tout cela, notre cas d'étude présente des spécificités –l'unicité de chaque plan d'eau-, tel que les premières investigations réalisées sur les plans d'eau de la Brenne révèlent des taux anormalement élevés de métaux dans les sédiments en tête desquels arrive le cadmium, le fer et le manganèse. Cette anomalie géochimique laisse penser à différentes origines non naturelles et met en avant la nécessité d'une investigation plus approfondie des sédiments (M. Motelica, 2015), qui peuvent devenir selon certaines conditions les sources potentiels de l'eutrophisation observée.

La matrice sédimentaire et vu sa composition (§II.1.2), est selon plusieurs études constitue le siège d'accumulation de plus de 90 % de la teneur métallique totale estimée pour l'ensemble

des compartiments abiotiques et biotiques (Tessier et Campbell 1978). De plus, selon l'ancienneté de la pollution, les sédiments peuvent aussi se comporter comme des sources endogènes de contamination, par évolution de la spéciation physico-chimique des métaux, laquelle va jouer sur leur transfert et leur biodisponibilité (Soster et al. 1992). Les composés métalliques peuvent être transformés en composés plus ou moins toxiques ou inertes sous l'effet des modifications des conditions physico-chimiques (e.g. pH, conditions rédox, force ionique) et microbiologiques du sédiment. Ces conditions sont elles-mêmes sous le contrôle des éléments détaillés précédemment (température, oxygénation, nature des sédiments et la macro – micro – faune vivante à l'interface de cette dernière).

Et afin de mieux comprendre les interactions entre l'eau et les métaux charriés par les sédiments et quantifié le flux potentiel dans les différentes conditions possibles, qui est d'ailleurs le but de notre étude, la séquence qui vient va traiter la diagenèse de ces éléments mais aussi celle du carbone organique qui constitue un des éléments majeurs dans la formation des complexes avec les métaux (C. Simonucci, 2004).



Source : Gaillard, 1995.

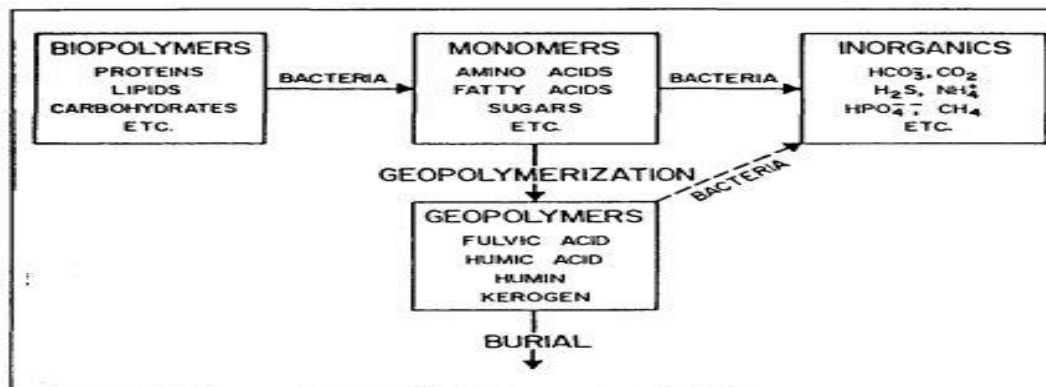
Figure II.6. Représentation idéalisée des transferts de matières liés aux cycles diagenétiques au sein d'un système lacustre stratifié.

La diagenèse précoce est l'ensemble des phénomènes qui transforment les constituants sédimentaires au cours de leur enfouissement dans les premiers centimètres du sédiment, tel : minéralisation de la matière organique, dissolution de phases particulières et précipitation de phases authigènes, les éléments et composés chimiques dissous affectés par ces processus peuvent être considérés comme des traceurs de l'activité biologique et des processus associés (C. Simonucci, 2004).

Elle peut être défini comme étant aussi une dynamique spéciale de l'interface eau-sédiments, tel que cette dernière constitue une frontière séparant deux milieux ayant des propriétés radicalement différentes. Le passage d'un milieu liquide à un mélange solide-liquide (limitant fortement les processus de diffusion) provoque l'apparition de gradients de concentration importants liés à la production ou à la consommation d'espèces différentes de chaque côté de cette barrière.

1.4.1. Diagenèse de la matière organique et son rôle dans les transformations des métaux

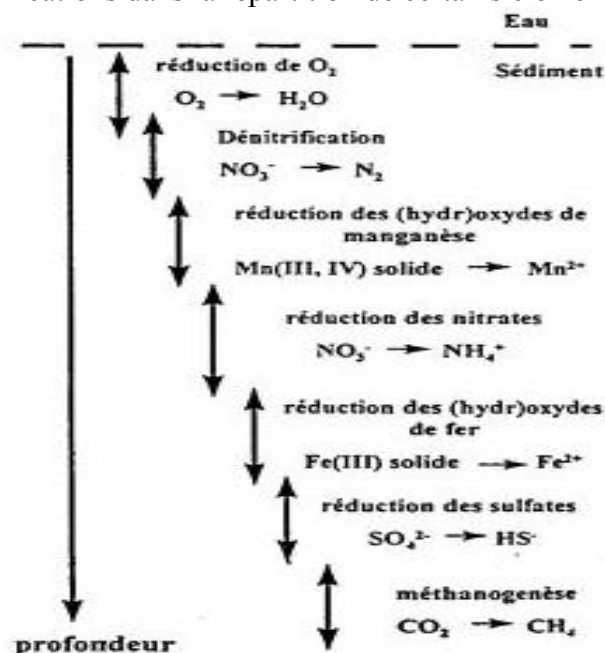
Dans les cycles diagénétiques, le carbone occupe une place centrale puisqu'il est à l'origine des transformations ayant lieu au sein du sédiment, tel que l'ampleur des processus de dégradation va donc être fonction non seulement du flux de carbone qui se dépose, mais aussi de la forme sous laquelle il se dépose. La matière organique peut être classée en plusieurs catégories suivant son degré de réactivité. Une fraction dite labile est dégradée très rapidement (selon une échelle de temps de l'ordre du mois ou de l'année) alors qu'une autre plus résistante est dégradée à des profondeurs plus importantes sur des périodes de l'ordre de la dizaine d'années. La fraction la plus réfractaire (telle que les acides humiques) peut rester stable durant des millions d'années, et donner lieu à la formation de carbone fossilisé. La *Figure II.7* représente schématiquement les modifications affectant le carbone organique au cours des transformations bactérienne résultant de la diagenèse (E. Martin, 1996).



Source : Berner, 1980.

Figure II.7. Représentation schématique des transformations affectant le carbone organique après son dépôt.

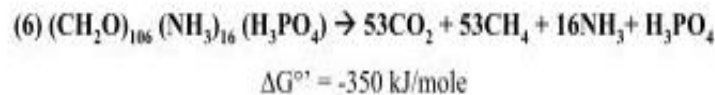
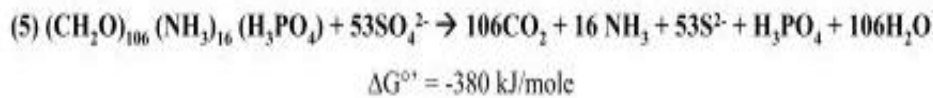
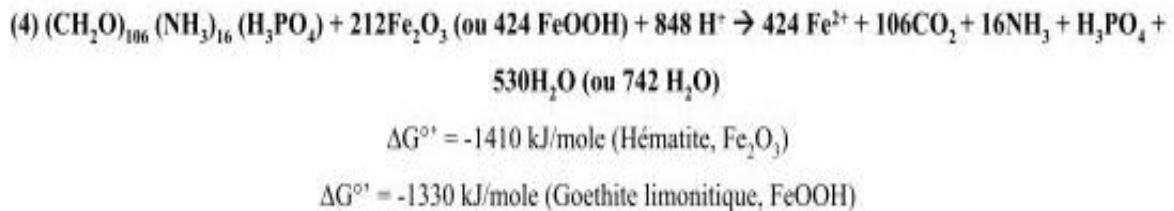
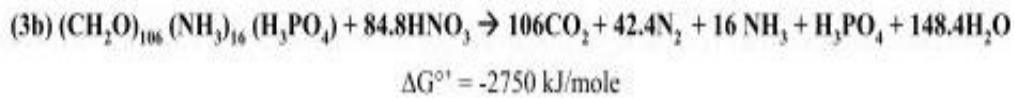
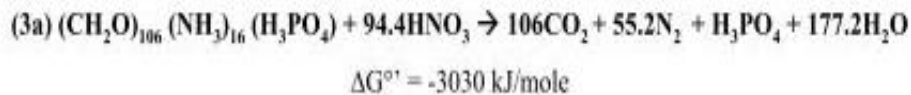
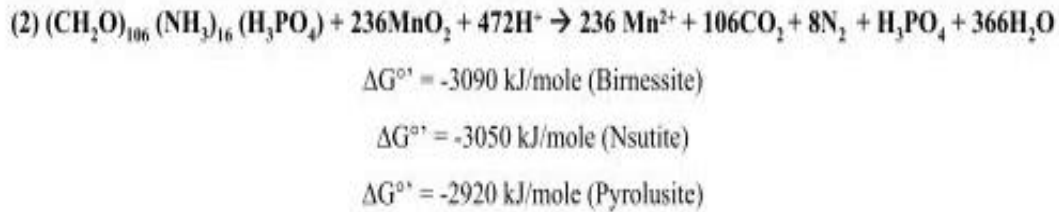
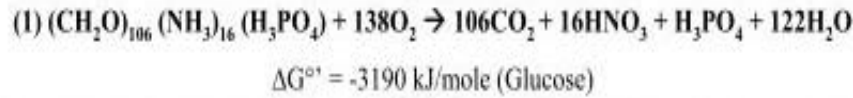
La fraction de la matière organique dite labile est dégradée selon une séquence redox type depuis le potentiel redox le plus fort vers des potentiels redox de plus en plus faibles et c'est ce qui est représenté dans la *Figure II.8*, ainsi des composés chimiques seront libérés ce qui engendrera des modifications dans la répartition de certains éléments dans la colonne d'eau.



Source : E. Martin, 1996.

Figure II.8. Séquence des réducteurs successifs utilisés durant l'oxydation du carbone organique.

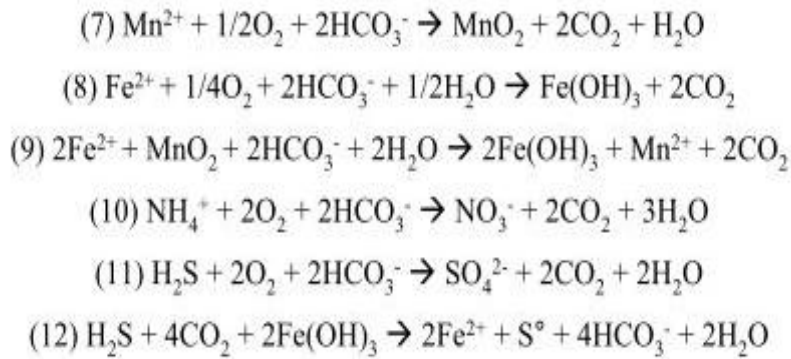
Alors le bilan de cette séquence d'oxydoréduction peut être écrit comme suite, mais dont l'ordre dépend de la disponibilité des réactifs et de l'enthalpie libre de réaction (C. Simonucci, 2004):



$(C_{106}H_{263}O_{110}N_{16}P) \rightarrow CH_2O$: "CH₂O" est une représentation simplifiée de la matière organique métabolisable (Froelich et al, 1979; Gaillard, 1995; Redfield et al, 1963; Stumm and Morgan, 1996). ΔG° est exprimé en kilojoules par mole de glucose (C₆H₁₂O₆). Ces énergies libres de Gibbs ont été calculées aux conditions standard et à l'état de référence biochimique (pour un pH de 7) (Froelich et al, 1979), or que la réaction de méthanogènes (6) dans laquelle le CH₄ dissous est produit est la source d'entretien de l'anoxie du l'hypolimnion. En effet, le méthane est utilisé par les bactéries méthanotrophes comme source d'énergie. Donc, plus il y aura de production de méthane, plus ces bactéries, vivant au niveau de la zone de désoxygénation, utiliseront l'oxygène pour oxyder le méthane, et plus l'hypolimnion deviendra rapidement désoxygéné.

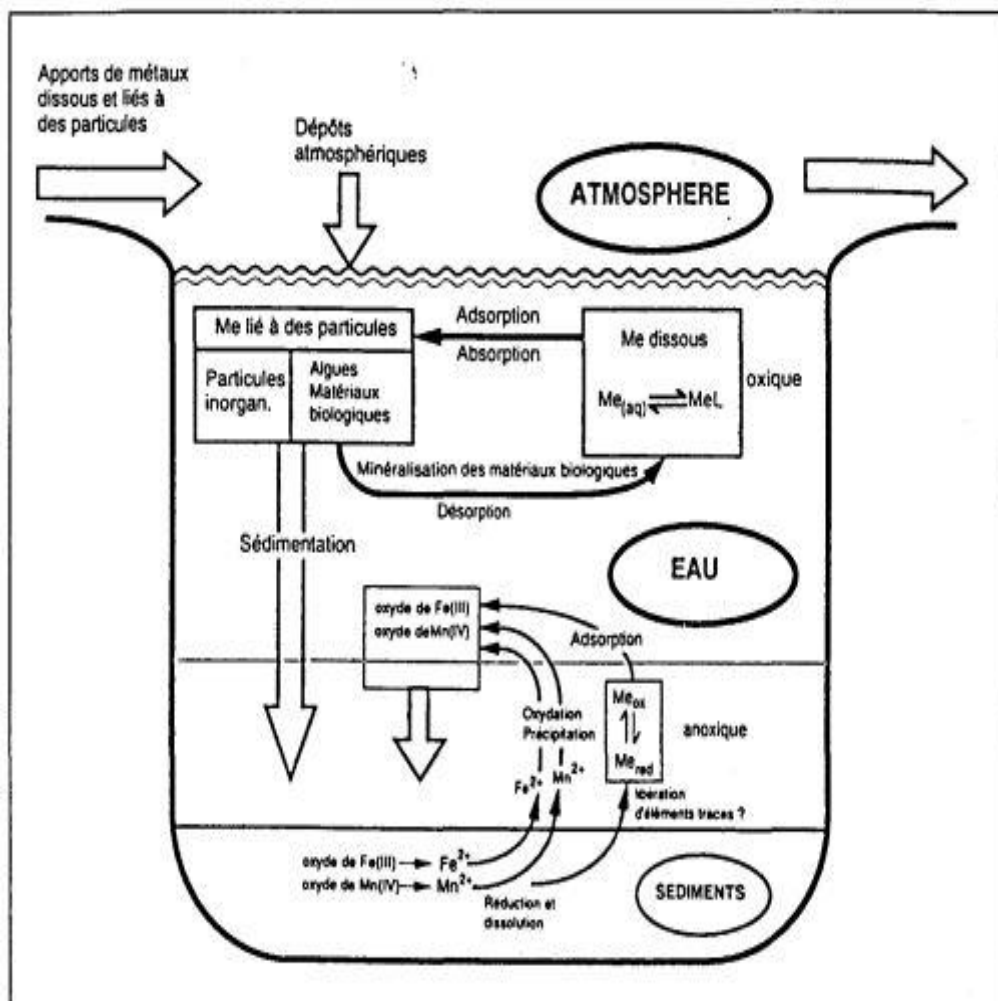
Donc ce qu'on peut noter selon la séquence d'oxydoréduction *Figure II.8*, est que toute réaction d'oxydoréduction nécessite à son commencement la réduction d'oxygène afin d'aboutir au résultat finale, or dans le cas d'activité biologique la consommation d'oxygène est élémentaire pour suffire à leurs besoin, ce qui provoque dans un autre coté la désoxygénation de la colonne d'eau et des sédiments.

Ainsi depuis les sédiments réducteurs, anoxiques, où a lieu la dégradation de la matière organique par les bactéries, nous avons mise en solution des éléments suivant (S. Ogier, 1999) :



Tant que les conditions réductrices existent dans l'eau sus-jacente aux sédiments, ces éléments considérés resteront en solution et pourront alors diffuser dans la colonne d'eau (pour un gradient de concentration positif).

En revanche, lorsque les conditions du milieu deviennent oxydantes, par exemple par mélange des eaux, ces éléments qui diffusent précipitent sous forme d'oxy-hydroxyde ou de carbonate et les sédiments de fond deviennent alors un piège pour ces éléments (*Figure II.9*). Tout ceci s'exprime alors par des variations de concentration des éléments au niveau des eaux interstitielles, des eaux du lac et dans la fraction solide des sédiments. La dynamique des éléments est, par conséquent, intimement liée à celle des eaux du lac qui induit le caractère oxydant ou réducteur de la colonne d'eau à l'interface eau-sédiment (S. Ogier, 1999).



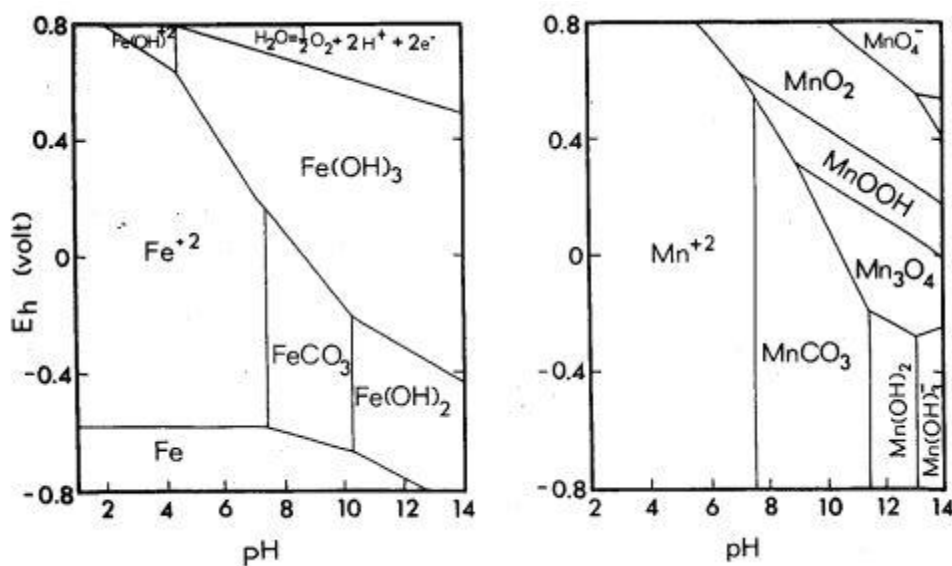
Source : E. Martin, 1996.

Figure II.9. Principaux processus contrôlant la répartition d'un composé dans le milieu aquatique.

1.4.2. Diagenèse du Fer et du Manganèse

Par conséquent, on peut remarquer que les deux éléments fer et manganèse sont authigènes et omniprésents dans tous les compartiments d'un lac ou étang (*Figure II.9*). La similitude de leurs réactivités chimiques nous permet ainsi de faire leur discussion ensemble.

Ces éléments, sensibles aux conditions redox (*Figure II.10*), suivent l'évolution générale de la chimie des eaux du lac au cours de l'année. Ainsi, lors du retournement des eaux du lac ou plus précisément lors de l'oxygénation totale de la colonne d'eau, les teneurs les plus élevées en ces éléments (Fe et Mn) sont atteintes dans les sédiments des trappes : 12,78 % de Fe et 3,53 % de Mn. Ces éléments jouent également un rôle très important lors des phénomènes de minéralisation de la matière organique dans les sédiments anoxiques du lac. En effet, les oxyhydroxydes de fer et de manganèse présents dans le milieu sont réduits pour oxyder la matière organique. Les espèces réduites Fe^{2+} et Mn^{2+} produites dans les sédiments de fond diffusent alors dans la colonne d'eau tant que cette dernière reste anoxique et s'accumulent progressivement dans l'hypolimnion au cours de l'été (*Figure II.9*). Mais dès que les conditions de milieu deviennent oxydantes dans toute la colonne d'eau, comme au mois de novembre (après le retournement des eaux), le fer et le manganèse dissous qui se trouvent alors en quantité très importante dans les eaux du lac, sont oxydés et forment des précipités d'oxy-hydroxydes de fer et de manganèse (*Figure II.10*) (S. Ogier, 1999).



Source : Robet G. Wetzel, 1975.

Figure II.10. Distribution approximative du Fer et du Manganèse en relation avec le pH et le potentiel redox Eh, dans la température de 25 C° et l'alcalinité égale à 2 meq/l.

En revanche, en période estivale (de juin à octobre), ces deux éléments ont un comportement antinomique : les concentrations en fer augmentent dans l'hypolimnion anoxique tandis que celles du manganèse diminuent. Cette observation a également été faite dans de nombreux lacs stratifiés. La différence de comportement de ces deux éléments s'explique par leurs propriétés chimiques. Mn est l'élément le plus rapidement réduit tandis que Fe est l'élément le plus rapidement oxydé (Davison et al. 1982). Fe^{2+} provient essentiellement du sédiment de fond, par diffusion, alors que Mn^{2+} provient également des réactions de dissolution se réalisant dans la colonne d'eau anoxique. La réduction des oxydes de manganèse (MnO_x) se fait en présence de Fe^{2+} ($MnO_2 + 2 Fe^{2+} + 2 H_2O \rightarrow Mn^{2+} + 2FeOOH + 2 H^+$) (Michard et al, 1998 ; Davison et De Vitre, 1992) et/ou en présence de sulfures (De Vitre, 1986). Le fer réduit Fe^{II} , qui provient des sédiments de fond et qui diffuse

dans l'hypolimnion anoxique, s'oxyde à l'interface redox de l'oxycline et sédimente à nouveau dans la colonne d'eau anoxique où il n'est pas réduit. Des oxydes de fer sont alors identifiés dans les trappes se trouvant en environnement anoxique : par exemple dans le lac d'Aydat au mois d'août mais encore dans d'autres lacs cités dans la littérature (Davison et al, 1982 ; Tipping et al., 1982). Fe^{II} réduit peut également réagir avec d'autres espèces réactives se trouvant dans l'hypolimnion anoxique : les sulfures (H_2S et HS^-), les oxydes de manganèse (Davison, 1993) et les nitrates (NO_3^{2-}) (Balistrieri et al., 1992). En zone anaérobie, les micro-organismes réalisent la sulfato-réduction. Le sous-produit de cette réaction est donc la libération de sulfures dans le milieu. Ces derniers peuvent alors être oxydés par Fe^{2+} et former des sulfures de fer.

Ainsi, la différence de comportement du fer et du manganèse en milieu anoxique se marque fortement dans les trappes à sédiments du fait des variations redox de la colonne d'eau et de la présence de micro-organismes dans les eaux et les sédiments de fond sans lesquels ces réactions ne pourraient être initiées.

1.4.3. Diagenèse du Cadmium

Ces oxy-hydroxydes de fer et de manganèse authigènes présents dans le milieu naturel jouent également un rôle particulier lors des réactions d'oxydoréduction évoquées ci-dessus. En effet, leurs propriétés leur permettent d'adsorber des ions métalliques lourds ainsi que d'autres espèces réactives tels que le phosphate et les éléments traces (S. Ogier, 1999). Ainsi aux cycles redox majeurs du fer et du manganèse se couplent avec d'autres éléments tels qu'il est spécifié dans le *Tableau II.7*.

Tableau II.7 : Eléments affectés par les cycles de différentes phases supports.

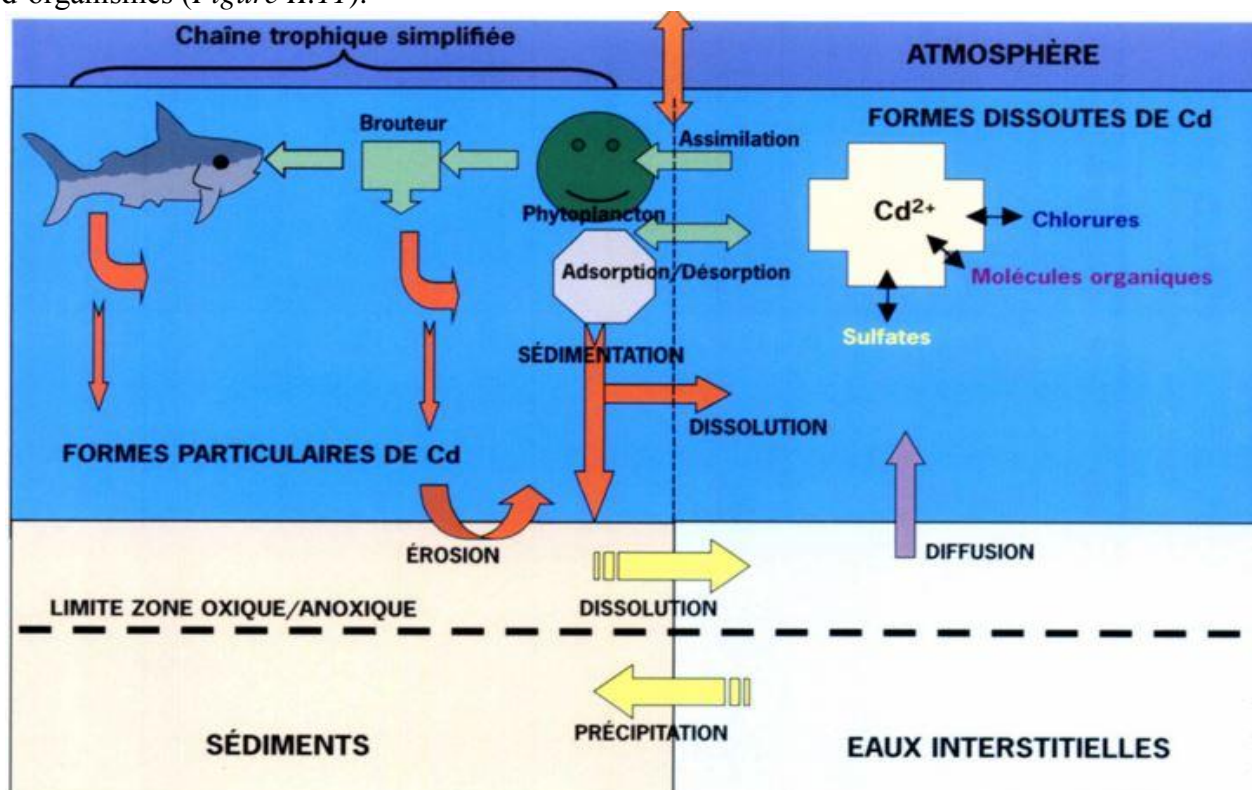
<i>phase support</i>	<i>éléments affectés</i>	<i>références</i>
Fe	Cu	Baccini <i>et al.</i> (1979)
	Pb	Sigg <i>et al.</i> (1987) ; Benoit and Hemond (1990)
	U	Mc Kee <i>et al.</i> (1987)
Mn	Co	Buchholtz-ten Brink (1987) ; Santschi <i>et al.</i> (1986, 1987) ; Sundby <i>et al.</i> (1986)
	Zn, Cd, Pb	Balistreri and Murray (1986) ; Santschi <i>et al.</i> (1986)
S, C_{org.}	Cd, Zn, Ni, Cu	Westerlund <i>et al.</i> (1986)
	Cd, Zn	Santschi <i>et al.</i> (1987)
	As	Carpenter <i>et al.</i> (1978)
	Hg	Bothner <i>et al.</i> (1980)

Source : Santschi et al, 1990.

On remarque très bien que le Cadmium est un des éléments affecté par le cycle diagénétique des trois composés précédemment étudiés, alors ce pourrait elle être la cause de l'enrichissement des plans d'eaux de la Brenne ? Pour cela nous devons avoir les

connaissances les plus précises sur les processus aboutissant à ces complexes et association particulaire.

Le cadmium est un élément non conservatif que l'on rencontre en milieu aquatique dissout, colloïdale ou bien particulaire ça dépend des conditions physicochimiques du milieu (pH, salinité, potentiel redox...), tel que dans une étude menée par (O.S.Pokrovsky et al, 2009), ou ils ont démontré que l'adsorption du cadmium par les différents micro-organismes, sous l'effet des saisons est d'un ordre secondaire par rapport à celui du pH et de la concentration du cadmium dissout, tel qu'à la valeur du pH inférieure à 2 l'adsorption du Cd est nulle que se soit pour une forte ou faible concentration, cependant à partir de la valeur 2,5 jusqu'à 6-6,5 du pH l'adsorption est progressive, mais au-delà de la valeur du pH égale à 7 l'adsorption est à 100%, tout cela peu importe le temps de contact entre le biofilm et le cadmium, le fait que les micro-organismes sont contaminés ou non, ou encore la valeur de la concentration du Cd tant qu'elle dépasse le seuil du début d'absorption dans les sites non contaminés à la valeur de 5-60 µg/l dans les sites contaminés ; Alors si on se base sur le cycle diagénétique simplifié du cadmium (*Figure II.11*) et les résultats de cette étude, on pourra en conclure que même dans le cas d'une pollution potentiel et instantané en cadmium -dans notre cas d'étude- est suffisante à activer l'enrichissement de l'étang par ce polluant car même s'il n'est pas biomagnifié le long du réseau trophique mais les résultats des activités des différentes espèces donnent des formes particulières du cadmium par le biais des pelotes fécales et de restes d'organismes (*Figure II.11*).



Source : J.L. Gonzalez, 1999.

Figure II.11. Cycle biogéochimique simplifié du cadmium et principaux processus d'échange dissout particulaire.

Tel que cette forme du cadmium est la plus active par rapport à celle dissoute et colloïdale, tel qu'elle peut arriver en milieu lacustre associé à différentes phases d'origine détritique. Son comportement et sa capacité à être remobilisé sont fonction de la forme sous laquelle le cadmium est associé à la phase solide. Dans les matières en suspensions et dans les sédiments, il est lié soit à des minéraux d'origine continentale, produit d'érosion ; soit à des produits de l'activité biologique et si le Cd est devenu authigénique alors il s'associera à des phases résultant de réactions d'origine diagénèse comme on l'a vu auparavant ou à des minéraux authigènes aussi.

Pour les formes inorganiques du cadmium, on aura la dominance du Cd^{2+} lorsque le pH est inférieur à 8, lorsque le domaine est supérieur le cadmium précipité avec les carbonates, en fonction des réactions d'oxydation-réduction conduisant à la dissolution ou à la précipitation du cadmium on aura en condition anoxiques, ce serait plutôt les réactions de solubilisation-précipitation qui contrôleraient la partition dissous-particulaire du cadmium. Par exemple : la présence de sulfure dissous conduit à la précipitation de sulfure, comme FeS_2 (sulfure le plus abondant des milieux anoxiques), avec lesquels coprécipiterait le cadmium. Mais ce n'est pas une généralité du fait des quantités non négligeables d'agent ayant de fortes capacités complexantes (molécules organiques, polysulfure...) que l'on peut rencontrer dans ces milieux privés d'oxygène. La dissolution d'oxydes (de fer ou de manganèse) auxquels le cadmium est associé peut être un mécanisme non négligeable de solubilisation de cet élément dans ce type d'environnement rencontré en milieu lacustre. La pérennité du stockage du cadmium en milieu réducteur n'est pas assurée : toute remise en suspension en milieu oxygène de ces complexes précipités et solubilisés, peut conduire à un enrichissement du stock de cadmium dissous, et c'est ce qui représente notre deuxième hypothèse sur l'enrichissement des étangs de la Brenne, ainsi des investigations sur la possibilité d'acheminement du cadmium à partir de source anthropique sont absolument nécessaires afin de lever le voile sur cet anomalie.

Conclusion

Les sédiments lacustres sont donc la résultante ultime de toutes les réactions s'exerçant dans et sur le système lacustre. La distribution spatiale des matières en suspensions et des sédiments ainsi que leur nature physique, minéralogique et chimique, sont déterminées par l'ensemble des caractéristiques du bassin versant (lithologie, relief, végétation, apports de matières, eau) et du bassin lacustre (morphologie, âge). Les flux d'énergie mécanique, thermique et lumineuse reçus par les lacs, les facteurs écologiques, l'activité des organismes benthiques, et certains processus chimiques, jouent également un rôle essentiel dans leur sédimentologie (Campy et Meybeck, 1995).

L'ensemble de ces interactions impliquent alors une grande diversité des échanges chimiques entre les particules minérales et organiques, et les eaux du lac. Ces échanges s'inscrivent dans les cycles biologiques et biogéochimiques du milieu (S. Ogier, 1999), ce qui fait dans le cas d'une perturbation ou d'une potentialité de pollution comme dans notre cas, la continuité de cette dernière peut être maintenue par la biocénose de l'étang vu la longévité des organismes existants dans le milieu, car comme on l'a déjà vu et selon le *Tableau II.5* l'énergie mécanique nécessaire pour remanier les eaux de l'étang sont beaucoup plus importantes que celles pour un système lacustre plus volumineux ainsi, les temps de régénération des eaux et de la biocénose qui va avec est assez important, mais néanmoins la stratification de ces petits volumes se fait en un temps minime ce qui pourra enrichir encore plus la colonne de l'étang par les éléments et particules enfouies dans les sédiments, qui sont apportés en excès par rapport au volume des étangs.

Mais l'amplitude des dégâts ne s'arrête pas ici, vu que les étangs de la Brenne sont reliés au cours d'eau de la Loire, alors la possibilité de contamination est très élevée, vu la connexion de ces plans d'eau au réseau hydrographique qui se traduit le plus souvent par une régulation des flux d'eau et de matière (sédiments, nutriment, éléments chimiques divers, ...) qui ne sont

pas sans conséquence sur les écosystèmes, part ailleurs ce qui engendrera une diffusion de la pollution sur la partie aval de l'embouchure de ces affluents, donc autrement dit une catastrophe environnementale, les impacts potentiels d'une contamination se manifestent de la sorte :

- Impact sur la qualité physico-chimique de l'eau
 - Température : Réchauffement de 3 à 7 °C à la fin du printemps et l'été entre l'amont et l'aval pour étang doté d'un système de surverse, inférieur à 4 °C (et limité à 3 mois) avec moine, compris entre 1,5 et 3 °C pour étang en dérivation.
 - Oxygène dissous : Teneur plus faible à l'aval du plan d'eau du fait du réchauffement de l'eau, de l'inertie de la masse d'eau et de la dégradation de la matière organique.
 - PH : généralement faible augmentation (0,5 unité en moyenne), liée notamment aux mécanismes de la photosynthèse. Des valeurs de PH importantes (aggravées par une augmentation de la température et une faible teneur en oxygène) entraînent une modification de la forme d'azote ammoniacale vers la forme non ionisée, l'ammoniac (NH_3), toxique pour les poissons.
 - Nutriments : une partie des nutriments (notamment l'azote et le phosphore) est transmise au les flux vers l'aval. Mais risque de développement excessif de la végétation (diminution sensible de la teneur en oxygène lors de sa décomposition) (Henri CARMIE, 2012).
- Impact sur les habitats et la continuité écologique.

Et c'est ces éléments même qu'on devra vérifier dans la partie expérimentale qui suit, afin de voir si la Loire, le cours d'eau principal des affluents des étangs de la Brenne, a été affecté par la pollution observée ou non.

Troisième Chapitre

Échantillonnage et Méthodologie

« On ne peut se passer d'une méthode pour se mettre
en quête de la vérité des choses. »

RENE DESCARTES

Avant de connaître les techniques d'échantillonnages, les analyses et les méthodes physico-chimiques utilisées, un petit aperçu sur les étangs de la Brenne, le cours d'eau de la Loire et les points de prélèvements est nécessaire afin de se mettre dans le bain des événements qui vont suivre.

III.1. Présentation des lieux

1.1. Les étangs de la Brenne

Le Parc Naturel Régional de la Brenne (PNRB) est un parc naturel régional français, qui est situé dans le département de l'Indre, en région Centre-Val de Loire (*Figure I.2*).

Le parc s'étend sur trois régions naturelles : la Brenne avec une superficie de 1 170,68 km² sur 1 411 km², le Boischaut Nord avec une superficie de 340,88 km² sur 1 739,47 km² et le Boischaut Sud avec une superficie de 254,64 km² sur 2 285,27 km² (Wikipédia, 05/01/2016).

Il dispose de six grandes entités paysagères bien différentes :

Grande Brenne : La Grande Brenne est constituée d'une mosaïque de paysages où s'interpénètrent l'eau, les bois, les landes et les prairies parfois dominées par des buttons. Ceux-ci résultent de l'érosion des grès : les plus tendres se sont dégradés et ont produit les sables que l'on trouve en surface sur l'argile, les plus résistants ont formé les buttons. Les sols pauvres argilo-gréseux, difficiles à exploiter car trop humides en hiver et desséchés en été, expliquent la création des étangs (tous artificiels) et l'importance de l'élevage sur des terres peu propices à la culture.

Petite Brenne : La Petite Brenne abrite également des étangs, mais ils sont moins nombreux qu'en grande Brenne et le plateau est recouvert d'un important manteau forestier. Le relief est intermédiaire entre les collines du Boischaut au sud-est, contrefort du Massif central, et le plateau Blançois au nord-ouest.

Queue de Brenne : La Queue de Brenne comporte les mêmes caractéristiques pédologiques que la Grande Brenne. La seule différence est qu'il y a moins d'étangs. Elle se trouve à l'est du parc.



Source : Wikipédia, 05/01/2016.

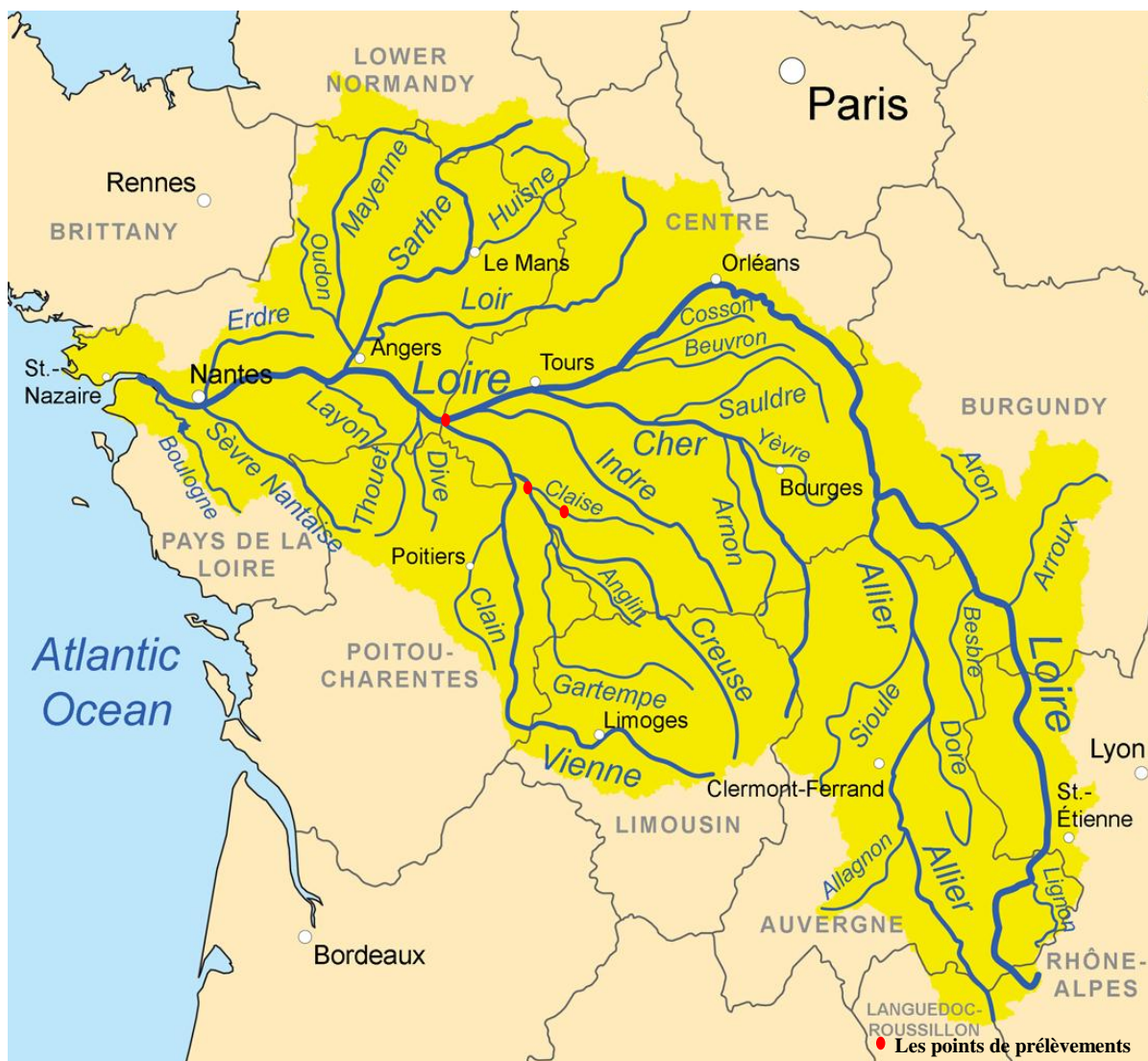
Figure III.1. Etang de la Sous dans la réserve naturelle nationale de Chérine, à Saint-Michel-en-Brenne, en 2014.

Pays d'Azay : Le Pays d'Azay, est une zone de cultures rattachée à la région agricole du Boischaut Nord. La forêt de Preuilly et la vallée de la Claise sont les deux éléments paysagers principaux de cette entité.

Pays Blancs : Le Pays Blancs, fortement marqué par la présence de vallées entaillées dans le calcaire, marque la frontière entre le Berry et le Poitou. Les paysages y sont très variés avec des plateaux agricoles et des vallées alternant paysages jardinés, fonds prairiaux, falaises rocheuses et versants boisés marqués.

Boischaud Sud : Le Boischaud Sud, est fortement cloisonnés par une maille bocagère encore dense, notamment dans les secteurs escarpés ; le relief colinéaire est assez marqué notamment au sud-est ; le réseau hydrographique est encaissé, constitué de cours d'eau (Anglin et affluents) et de quelques étangs ; on y trouve trois sous-entités, le bocage du Boischaud Sud (bocage dense) au sud-est, le bocage remembered des Terres Froides du Poitou (bocage ouvert) à l'ouest et le bocage de transition en cours d'ouverture au nord, ces trois grandes familles étant traversées par un système de vallées et de vallons (Wikipédia, 05/01/2016).

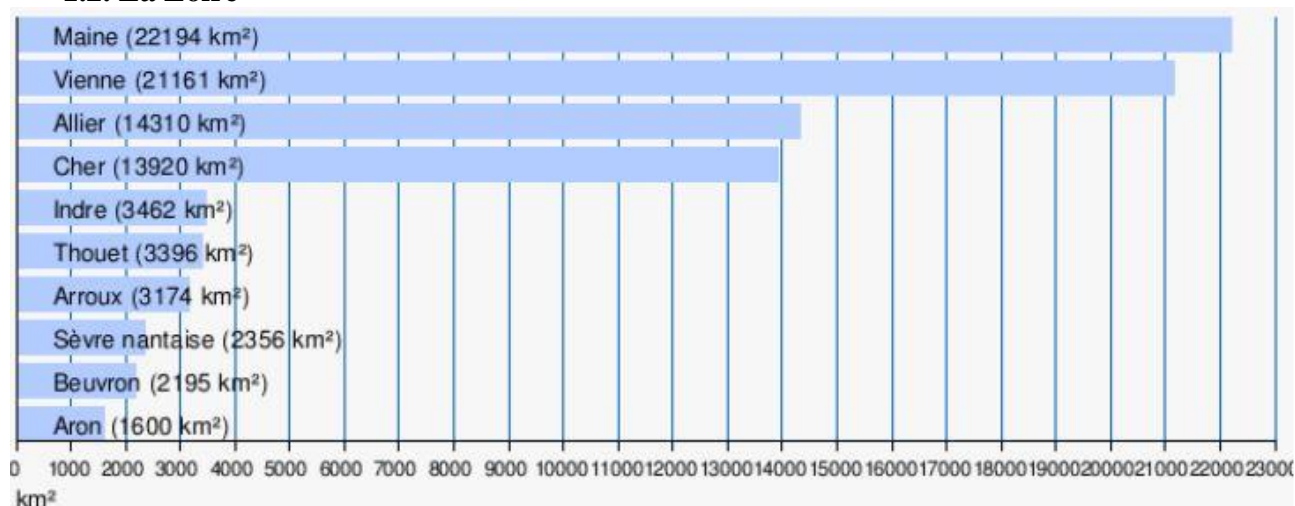
Or que les étangs se trouvent dans la grande Brenne sont reliés à un des principaux affluents (Vienne) du plus long fleuve de France qui est la Loire, avec une longueur de 1 006 kilomètres. Sa source se trouve sur le versant sud du mont Gerbier-de-Jonc, au sud-est du Massif central, dans le département de l'Ardèche. Son embouchure vers l'océan Atlantique se trouve dans le département de la Loire-Atlantique, dans l'ouest de la région des Pays de la Loire (*Figure III.2*).



Source : Wikipédia, 05/01/2016.

Figure III.2. Cours d'eau de la Loire et ces bassins versants.

1.2. La Loire



Source : Wikipédia, 05/01/2016.

Figure III.3. Diagramme comparatif des bassins versants des principaux affluents, supérieurs à 1 000 km².

D'après la *Figure III.2 et III.3*, l'impacte dans le cas d'une pollution consistante est assez important vu l'ampleur du bassin versant drainé par Vienne et des débits acheminé à la Loire qui sont en général proportionnelle à la longueur représentée dans la figure ci-dessus, comme ça pourrait être un paramètre atténuant et épurant de la pollution par les processus d'autoépurations des sols et des colonnes d'eau.

La protection de la Loire est une action de premier ordre tel que l'intégralité du fleuve a été inscrit comme Site d'importance communautaire du réseau européen Natura 2000 au titre des deux directives européennes « Oiseaux » et « Habitats », en vue de la protection de sa faune et de sa flore sauvage, de sa biodiversité, de ses écosystèmes ainsi que des lieux de passage des espèces migratoires, car malgré plusieurs barrages et d'importantes protections latérales contre les crues (des turcies ou levées), la Loire est souvent présentée comme le « seul grand fleuve sauvage » survivant en France : elle est aussi un « royaume » de paysages somptueux et de milieux naturels très riches (Wikipédia, 05/01/2016), et c'est dans ce concept que nos investigations sur la qualité de ces eaux ont été fait.

Pour ce fait, on a prélevé trois échantillons à trois lieux qui ont été choisi en fonction de leur localisation par rapport à la Loire et de leur possible variation de propriétés physico-chimique et biologique, alors le premier a été fait dans la confluence des chenaux drainant les étangs en question, le deuxième dans la confluence de l'affluent précédent et Creuse et enfin le troisième échantillon a été prélevé dans le point de confluence de Vienne et de la Loire.

III.2. Méthodes d'échantillonnage et d'analyses

2.1. Echantillonnage

Vu que la profondeur des plans d'eau échantillonnés n'est pas importante ± 2 mètre, alors on a effectué toute les mesures sur la colonne d'eau à la verticale du point le plus profond, sur site au moment des prélèvements, à l'aide d'une bouteille type Van Dorn 2 Litres et d'un boîtier multisonde Horiba U-52 (*Figure III.4*), de façon à éviter la perturbation du fond et la resuspension des sédiments.

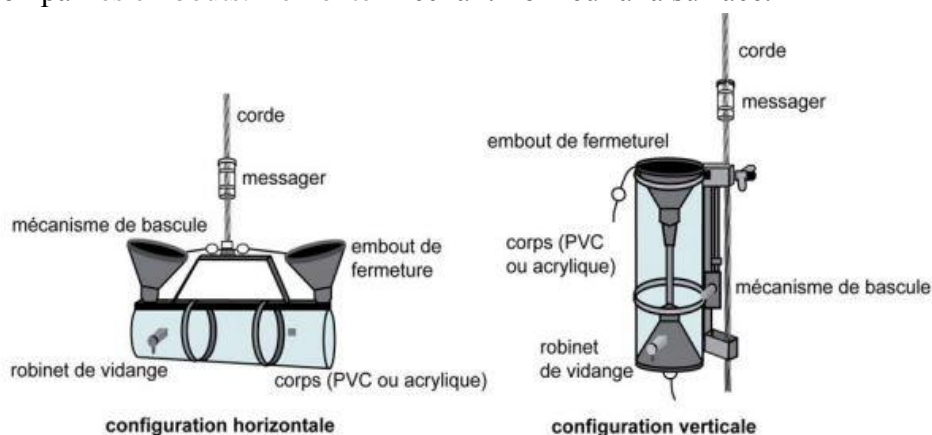


Source : Google image, 2016.

Figure III.4. Multisonde Horiba U-52 et la bouteille de Van Dorn.

Bouteille de Van Dorn : Pour utiliser un échantillonneur Van Dorn (Figure III.5) ou Kemmerer on doit être dans des sites d'échantillonnage à partir de 2 m de profondeur. Vérifier que l'échantillonneur fonctionne correctement. Ne pas toucher l'intérieur de l'échantillonneur ou son bouchon. Entreposer l'échantillonneur en position d'ouverture, dans un endroit propre. Étalonner la corde de l'échantillonneur et y faire une marque à partir du milieu du tuyau de l'échantillonneur afin d'obtenir les profondeurs exactes qui sont dans notre cas à 1 mètres et un quelque centimètres du fond, tel que les procédures méthodiques qu'il faut suivre pour faire un échantillonnage dans les normes sont :

- 1- Vérifier que la bouteille de prélèvement est propre (rincer les bouteilles à trois reprises si elles ne sont pas prélavées) et ouvrir l'échantillonneur en soulevant les embouts. Régler le mécanisme de bascule et faire descendre l'échantillonneur jusqu'à la profondeur désirée.
- 2- Envoyer le messageur vers le bas pour déclencher le mécanisme de bascule qui entraîne l'obturation par les embouts. Remonter l'échantillonneur à la surface.



Source : B.C. Ministry of water, Land and Air Protection, 2003)

Figure III.5. Echantillonneur d'eau Van Dorn – configurations horizontale et verticales.

- 1- Laisser passer un petit volume d'eau dans le tuyau de sortie afin de rincer le robinet de vidange. Cela réduit la possibilité de contamination par de l'eau provenant de précédents sites. Si on recueille des échantillons de terrain en vue d'un titrage selon la méthode de Winkler, vider les échantillons pour l'analyse de l'OD la première fois qu'un échantillon est prélevé à une profondeur donnée afin de prévenir toute aération subséquente. Au moment de remplir une bouteille pour la mesure de l'OD selon la méthode de Winkler, placer le tuyau de sortie au fond de la bouteille et laisser passer trois fois le volume de la bouteille. Retirer lentement le tuyau pour éviter toute pénétration d'air et fermer.
- 2- Continuer de transférer l'eau échantillonnée de la bouteille de Van Dorn aux récipients à échantillon individuels à l'aide du robinet de vidange. Veiller à éviter tout contact avec le bec de vidange, car une contamination a souvent lieu à cette étape (ISO (2008a); Newfoundland and Labrador Environment and Conservation (1999); Environment Canada (2009); Nova Scotia Department of Environment and Labour (1996); ISO (1987)).
- 3- Laisser passer un petit volume d'eau dans le tuyau de sortie afin de rincer le robinet de vidange. Cela réduit la possibilité de contamination par de l'eau provenant de précédents sites. Si on recueille des échantillons de terrain en vue d'un titrage selon la méthode de Winkler, vider les échantillons pour l'analyse de l'OD la première fois qu'un échantillon est prélevé à une profondeur donnée afin de prévenir toute aération subséquente. Au moment de remplir une bouteille pour la mesure de l'OD selon la méthode de Winkler, placer le tuyau de sortie au fond de la bouteille et laisser passer trois fois le volume de la bouteille. Retirer lentement le tuyau pour éviter toute pénétration d'air et fermer.
- 4- Continuer de transférer l'eau échantillonnée de la bouteille de Van Dorn aux récipients à échantillon individuels à l'aide du robinet de vidange. Veiller à éviter tout contact avec le bec de vidange, car une contamination a souvent lieu à cette étape (ISO (2008a); Newfoundland and Labrador Environment and Conservation (1999); Environment Canada (2009); Nova Scotia Department of Environment and Labour (1996); ISO (1987)).

On a utilisé six bouteilles de 2 litres en plastique pour transporter les échantillons, afin de connaître leurs DCO, MES et DBO₅ qu'on avait fait le même jour pour éviter quelconque changement de propriétés chimiques.

Multisonde Horiba U-52 : Les paramètres mesurables par cet appareil sont récapitulés dans le *Tableau III.1* qui suit.

DYNAMIQUE HYDRO-SEDIMENTAIRE DES ETANGS DE LA BRENNE ET IMPACTS SUR
LES COURS D'EAU

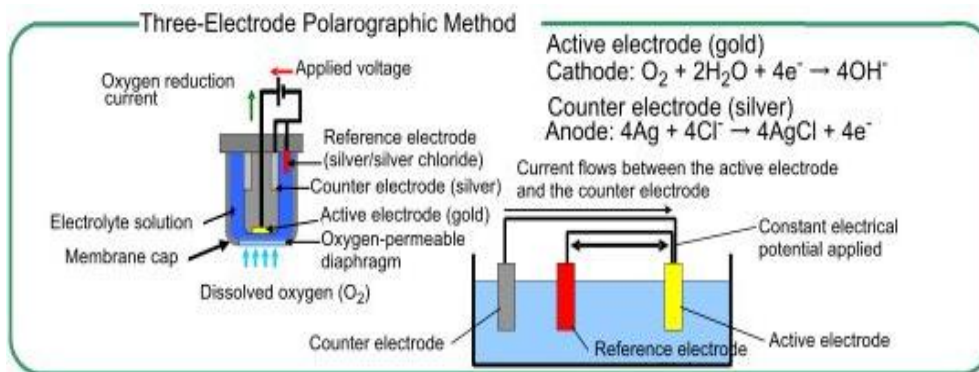
Tableau III.1 : Paramètres mesurables par la multisonde U-52.

		U-51	U-52	U-52G	U-53	U-53G
		Simultaneous display of 10 parameters max.	Simultaneous display of 11 parameters max.(space is missing)			
pH ●Two-point calibration ●Automatic temperature	Measurement principle	Glass electrode method				
	Range	pH0 to 14				
	Resolution	0.01pH				
	Repeatability	±0.05pH				
	Accuracy	±0.1pH				
Oxidation Reduction Potential (ORP)	Measurement principle	Platinum electrode method				
	Range	-2000 mV to +2000 mV				
	Resolution	1 mV				
	Repeatability	±5 mV				
	Accuracy	±15 mV				
Dissolved Oxygen (DO) ●Salinity conversion (0 to 70 PPT(automatic)) ●Automatic temperature compensation	Measurement principle	Polarographic method				
	Range	0 to 50.0 mg/L				
	Resolution	0.01 mg/L				
	Repeatability	±0.1 mg/L				
	Accuracy	0 to 20 mg/L: ±0.2 mg/L 20 to 50 mg/L: ±0.5 mg/L				
Conductivity (COND) ●Auto range ●Automatic temperature conversion (25°C)	Measurement principle	4 AC electrode method				
	Range	0 to 10 S/m (0 to 100 mS/cm)				
	Resolution	0.000 to 0.999 mS/cm: 0.001 1.00 to 9.99 mS/cm: 0.01 10.0 to 99.9 mS/cm: 0.1				
	Repeatability	0.0 to 99.9 mS/m: 0.1 0.100 to 0.999 S/m: 0.001 1.00 to 9.99 S/m : 0.01				
	Accuracy	±0.05% F.S. *±1% F.S. (Median of two-point calibration)				
Salinity	Measurement principle	Conductivity conversion				
	Range	0 to 70 PPT (permillage)				
	Resolution	0.1 PPT				
	Repeatability	±1 PPT				
	Accuracy	±3 PPT				
Total Dissolved Solid (TDS) ●Conversion factor setting	Measurement principle	Conductivity conversion				
	Range	0 to 100 g/L				
	Resolution	0.1% F.S.				
	Repeatability	±2 g/L				
	Accuracy	±5 g/L				
Seawater specific gravity ●Display σ _t , σ ₀ , σ ₁₅	Measurement principle	Conductivity conversion				
	Range	0 to 50 σ _t				
	Resolution	0.1 σ _t				
	Repeatability	±2 σ _t				
	Accuracy	±5 σ _t				
Temperature	Measurement principle	Thermistor method				
	Range	-5 to 55°C				
	Resolution	0.01°C				
	Repeatability	*±0.10°C (at calibration point)				
	Accuracy	JIS class B platinum thermometer sensor (±0.3+0.005 t)				
Turbidity (TURB)	Measurement principle		LED light source and 30° scattering method		Tungsten lamp source and 90° scattering method	
	Range		0 to 800 NTU		0 to 1000 NTU	
	Resolution		0.1 NTU		0.01 NTU	
	Repeatability	—	*±5% (Reading) or ± 0.5 NTU whichever is greater		±3% (Reading) or ±0.1 NTU whichever is greater	
	Accuracy		±5% (Reading) or ±1 NTU whichever is greater		0 to 10 NTU: ±0.5 NTU 10 to 1000 NTU: 3% (Reading) or ±1 NTU whichever is greater	
Water depth	Measurement principle			Pressure method		
	Range	—	—	0 to 30 m		
	Resolution			0.5 m		
	Repeatability			±1% F.S.		
	Accuracy			±0.3 m		
GPS	12 channel parallel	—	—	●	—	●

Source : Multi Water Quality Checker U-50 Series Instruction Manual, April 2009.

Pour chaque prélèvement effectué, les caractéristiques suivantes furent mesurées sur place :

- Les conditions initiales de prélèvement (Conditions météorologiques, l'heure... etc.).
- La température (C°).
- pH : pour sa mesure les électrodes à glace sont utilisés, tel que cette méthode consiste à détecter la différence entre le film de glace du pH et l'électrode de référence, ce dernier est calibré en utilisant des solutions standards, tel qu'il existe cinq types spécifiés dans « JIS Z 8802 pH measurement method».
- Pourcentage de l'oxygène dissous : ça réfère à la quantité d'oxygène contenue dans l'eau donnée par mg/L ou bien en pourcentage, tel que la mesure est faite par la méthode de l'électrode polarographique qui expliqué dans la Figure III.6 ci-dessous.



Source : Multi Water Quality Checker U-50 Series Instruction Manual, April 2009.

Figure III.6. Illustration du principe de mesure de l'oxygène dissous.

- Conductivité (S/m) : c'est le mouvement des ions dans la solution dite électrolytique, donc c'est pour cette raison que le principe sur lequel se base le U-52 est d'utiliser deux électrodes d'application du AC voltage et deux autres pour sa détection dans le cas où il y aura des ions.
- Turbidité : est mesurée par la méthode de la transmission et la diffusion en utilisant la lumière pulsée du LED comme source et détecte sa diffusion à partir d'un angle de 30°.
- Potentiel d'oxydoréduction ORP : c'est le niveau énergétique déterminé selon l'état d'équilibre entre l'oxydant et le réducteur qui coexiste dans la même solution, sa mesure est obtenue en comparant avec l'électrode de référence correspondant à celui utiliser.
- Propriétés organoleptiques (odeur et couleur) : la couleur est mesurée par la méthode de Hazen avec un Loviband, cette méthode consiste à la comparaison visuelle entre l'échantillon et la couleur de référence (Hazen), ce qui nous donnera dans la plupart des cas des résultats objectifs.

Ainsi notre multisonde a été plongée jusqu'au point le plus profond du plan d'eau car en limnologie, il est utilisé comme mesure de référence servant de lieu d'échantillonnage des paramètres physico-chimiques, qui s'affichent en simultané sur l'écran LCD de l'afficheur de l'appareil.

2.2. Méthodes d'analyses

A. Chromatographie Ionique

C'est une méthode analytique qui est devenue depuis quelques années une des références en analyse des eaux, elle consiste en la séparation des constituants ioniques afin d'identifier leurs dosage dans la solution.

Classiquement la chromatographie ionique est utilisée pour le dosage des éléments suivants :

Cations : Lithium, Sodium, Potassium, Magnésium, Calcium, Barium...

Anions : Fluorures, Chlorures, Nitrites, Nitrates, Phosphates, Sulfates...

Principe : le principe repose sur l'équilibre de concentration et de l'affinité des composés présents entre deux phases en contact dans la colonne de séparation (*Figure III.8*) : *la phase stationnaire* est une résine échangeuse d'ions qui porte des groupements fonctionnels ionisés (*Figure III.7*), tel que si on veut doser des ions d'une des charges de la solution à analyser – *la phase mobile* - la phase stationnaire doit contenir la charge opposée afin de mobiliser les ions non concernés par l'analyse et c'est ce qui est appelé l'élution.

□ Types de résines

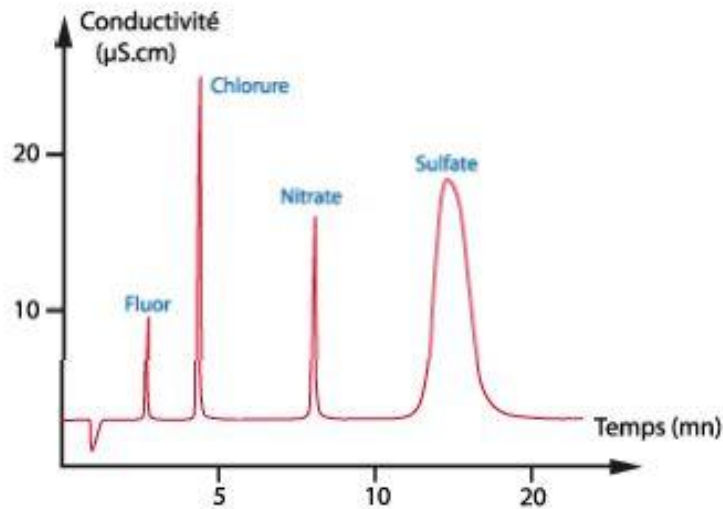
Résine	Groupes fonctionnels	pH oper.
<i>Anion</i>		
Diethylaminoethyl	$-O-CH_2-CH_2-N^+H(CH_2-CH_3)_2$ DEAE	3-8
Amino ethyl quaternaire	$-O-CH_2-CH_2-N^+H(C_2H_5)_2-CH_2-CHOH-CH_3$	3-11
Ammonium quaternaire	$-O-CH_2-CHOH-CH_2-O-CH_2-CHOH-CH_2-N^+(CH_3)_3$	3-11
<i>Cation</i>		
Carboxymethyl	$-O-CH_2-COO^-$	5-11
Methyl sulfonate	$-O-CH_2-CHOH-CH_2-O-CH_2-CHOH-CH_2-SO_3^-$	4-11
Sulfopropyl	$-O-CH_2-CHOH-CH_2-O-CH_2-CH_2-CH_2SO_3^-$	4-11

Source : Saalaoule, 17/11/2011.

Figure III.7. Types de résines utilisées dans les colonnes échangeuses d'ions.

Ainsi à la sortie de la colonne chaque élément séparé donne un signal de conductivité dans la cellule de conductivité (*Figure III.9*), qui sera spécifique à la taille, la charge, la concentration et la conductivité (la vitesse de déplacement) des ions, de cette façon on aura des pics décalés temporellement des différents éléments de la solution (*Figure III.8*), le calage de ces pics se fait par rapport un étalonnage établi au préalable, avec des solutions de concentrations connues et qui ont les caractéristiques les plus proches des eaux analysées, par ailleurs on pourra déterminer les temps de rétention des différents éléments et établir une

courbe de calibration, ensuite il sera aisé de déterminer les concentrations en solution dans l'échantillon.



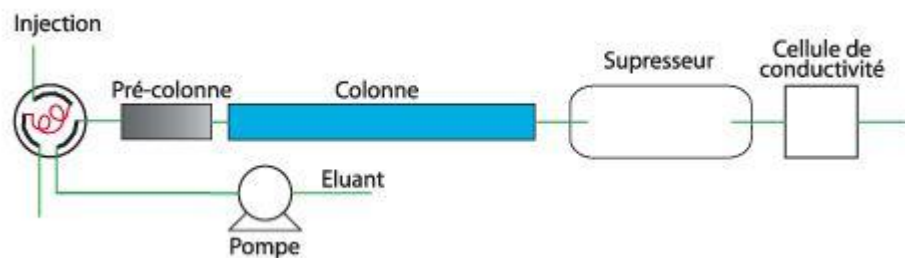
Source : Serge, 2009.

Figure III.8. Exemple des pics de conductivité qu'on peut avoir après passage dans la cellule de conductivité.

Pour augmenter la sensibilité et abaisser le seuil de détection des éléments on utilise un système de suppression (*Figure III.9*). Son rôle est de supprimer la conductivité de l'éluant (c'est la partie ionique capturée par la colonne de séparation), afin que le pic de conductivité de l'élément à analyser soit le plus net possible. Les supprimeurs les plus efficaces sont les supprimeurs à membrane semi-perméable :

- Dans le cas de l'analyse des cations l'éluant acide est neutralisé par des ions OH^- qui suppriment son signal de conductivité ;
- Dans le cas de l'analyse des anions l'éluant basique est neutralisé par des ions H^+ qui suppriment son signal de conductivité.

Le supprimeur est intercalé entre la colonne de séparation et la cellule de mesure comme le montre la *Figure III.9* ci-dessous.



Source : Serge, 2009.

Figure III.9. Exemple d'un assemblage d'une unité de chromatographie.

Manipulation : Après avoir prit des échantillons de 5 ml par des insufflateurs uniques pour chaque tube dans le but d'éviter la contamination, les tubes d'échantillonnage de 5 ml sont fermés par des bouchons équipés d'un filtre de 0,8 mm, afin de minimiser la détérioration de la résine échangeuse d'ions.

En suite, deux tubes d'échantillons de chaque prélèvement ont été placé dans les deux injecteurs (*Figure III.10*), un pour le dosage des anions tel que leurs traitement a été fait par l'appareillage de la marque DIONEX ICS 900 (*Figure III.10*) et le deuxième pour le dosage des cations qui s'est fait par l'appareillage de la marque DIONEX ICS 1100 (*Figure III.10*),

après 14 heures d'analyse on a obtenu les pics de conductivité, on les a calés en utilisant le programme CHROMELEON (*Figure III.10*) et obtenu les concentrations des éléments recherchés.

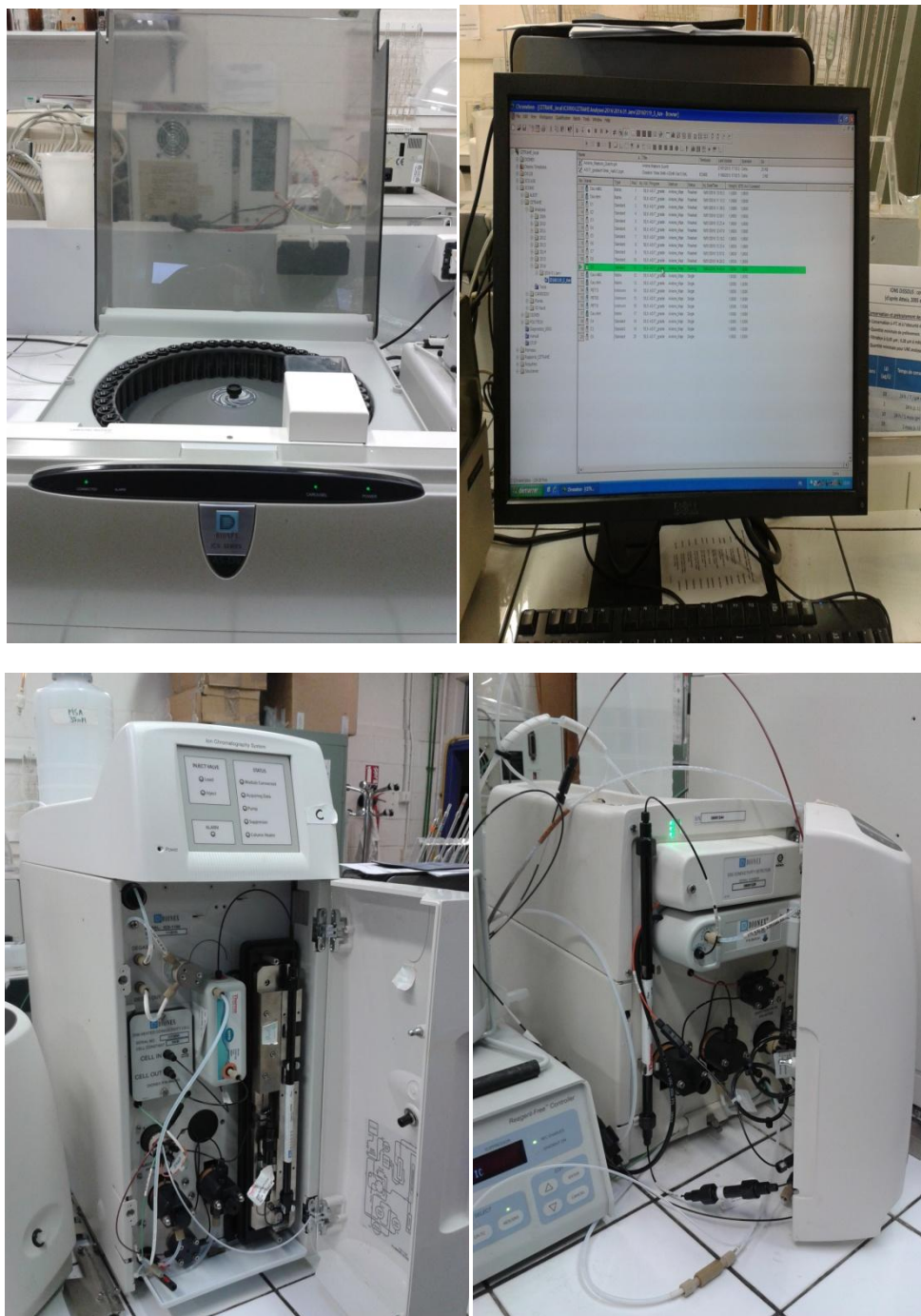


Figure III.10. Appareillages utilisés dans la manipulation de la Chromatographie Ionique.

B. Détermination de la Demande Chimique en Oxygène (DCO) par oxydation au dichromate de potassium – Méthode à petite échelle en tube fermé (ST-DCO) –

Définition et principe de mesure : La Demande Chimique en Oxygène (DCO) est un paramètre global d'évaluation de la composition de la qualité des eaux. Cette méthode de détermination a été conçue à l'origine par Adreney en 1926 pour permettre une détermination plus complète que la DBO grâce à l'utilisation d'un oxydant chimique puissant (dichromate

de potassium), des matières organiques oxydables des eaux lesquelles sont oxydées par le dichromate à 90-100% pour la plupart d'entre elles, sauf les composés aliphatiques à longue chaîne carbonée à 50%, certains composés aromatiques à 20-30%, la méthionine et les acides citriques et lactique sont partiellement oxydés ... etc. Ces conditions opératoires conduisent par ailleurs à l'oxydation des composés minéraux réduits des eaux (comme les nitrites, ammonium, sulfure, sulfides, fer ferreux ...etc.) ainsi qu'à la solubilisation de l'ensemble des matières en suspension, donc la DCO constitue plutôt une évaluation maximale de l'ensemble des matières oxydables, organiques comme minérales des eaux dont l'oxydation par les processus naturels prendrait beaucoup plus de temps, sans être forcément aussi complète.

Les seules méthodes de détermination de la DCO utilisées actuellement sont celles basées sur l'oxydation des matières oxydables de l'eau par le dichromate de potassium à ébullition en présence d'acide sulfurique, de sulfate d'argent comme catalyseur et de sulfate de mercure (II) permettant de complexer, sous forme de HgCl_2 , les ions chlorure qui pourraient créer des interférences au moment du dosage spectrophotométrie. Les ions dichromate $\text{Cr}_2\text{O}_7^{2-}$ sont réduits en Cr^{3+} (chrome trivalent), et on dose par spectrophotométrie soit le Cr (III) formé, pour les échantillons à forte DCO (couleur verte à 600-620 nm), soit le Cr (VI) résiduel pour les échantillons à faible DCO (couleur jaune à 440-445 nm), tel que l'équivalence de 1 mole de $\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$ – 1,5 mole d' O_2 permet de convertir les résultats en mg/L de DCO (= 1 mg/L d' O_2).

On a utilisé la méthode dite à petite échelle en tube fermé (à usage unique), ou ST-DCO, pour estimer la DCO dissoute des échantillons, à laquelle on a accès en les faisant décanter pendant 2 heures dans un réfrigérateur (la DCO mesurée est notée DCO_{ad} pour DCO après décanter), afin d'éviter que quelque réaction chimique ne se produise lors de cette décanter. Cette méthode est la plus adoptée pour déterminer la DCO d'échantillons de types variés, allant d'eaux naturelles très peu polluées à des eaux usées urbaines et/ou industrielles.

En effet, la méthode au dichromate est considérée comme très satisfaisante (précision 6%) pour les échantillons possédant une DCO supérieure à 50mg/L et une teneur en Cl^- inférieure à 1,5 mg/L.

Mode Opérateur (par tubes usage unique et photomètre Photolab S6 WTW)

a. Préparation :

- On a sorti les échantillons du réfrigérateur et on les a laissés revenir à la température ambiante.
- On a mis le photomètre photolab S6 WTW en charge, en le branchant sur le secteur 5 heures avant le passage des échantillons.
- On a mis le bloc chauffant CR 110 WTW en chauffe à 148 °C, en le branchant et l'allumant par l'interrupteur à l'arrière, sélectionnant la température voulue et enfin on a mis la minuterie sur 120 min, tel que l'extinction du témoin lumineux orange indique que l'incubateur est à la température souhaitée et prêt à recevoir les tubes de réaction.
- On a pris 2 prises d'essai de chaque échantillon à analyser avec des volumes de 2 et 3 ml en fonction de la DCO attendue (Tableau III.2), et du nombre de postes disponibles (14 sur le bloc chauffant).
- On a identifié chaque tube d'échantillon par une étiquette indiquant la gamme de DCO utilisée.

Tableau III.2 : Les gammes de DCO et les volumes d'échantillons correspondants.

Gamme DCO	Volume d'échantillon
4,0 ÷ 40 mg O ₂ /L	3 ml
10 ÷ 150 mg O ₂ /L	3 ml
15 ÷ 300 mg O ₂ /L	2 ml
50 ÷ 500 mg O ₂ /L	2 ml
25 ÷ 1500 mg O ₂ /L	3 ml
300 ÷ 3500 mg O ₂ /L	2 ml
500 ÷ 10000 mg O ₂ /L	1 ml

Source : ISO 15705 :2002, novembre 2002.

b. Protocole de la réaction d'oxydation

- On a prélevé les prises d'essai déterminées selon le Tableau III.2 à l'aide d'une pipette, mais à condition que le tube soit incliné et la pipette verticale, l'extrémité inférieur de celle-ci étant appliquée contre la paroi du tube.
- Puis on a rebouché aussitôt le tube et agité franchement, mais dans le sens horizontal seulement.
- On a disposé tous les tubes dans le bloc chauffant CR 110.
- Au bout de 2 heures, on a fait sortir les tubes du bloc chauffant et on les a laissés reposer pendant 10 minutes sur le portoir.
- On les a agité puis laissé revenir à la température ambiante.

c. Mesure de la DCO au photomètre Photolab S6 WTW

- on a soulevé le couvercle du photomètre Photolab S6 et attendu qu'il ait effectué son « autocontrôle » tel qu'il se place par défaut en mode *Concentration*.
- On a vérifié que la fonction correction de turbidité est activée, en consultant la configuration de l'appareille.
- On a réglé le zéro, en insérant le tube rempli d'eau déminéralisé dans le puits de cuve destiné pour cela.
- Puis on a mesuré les concentrations des échantillons en DCO, mais avant de passer d'une gamme à une autre on a refait le réglage zéro.

L'appareil peut afficher des valeurs hors gamme (elles sont alors en format réduit), et en cas de turbidité excessive (si la fonction Correction de turbidité a bien été sélectionnée), l'écran affiche un message d'avertissement ; la valeur de la DCO affichée est alors à considérer comme surévaluée, dans ces cas on a qu'à refaire les étapes su-cité en choisissant toute fois la gamme adéquate.

C. Détermination de la Demande Biochimique en Oxygène par la méthode manométrique (respirométrie)

Définition et principe de mesure : Les méthodes de détermination de la Demande Biochimique en Oxygène (DBO) ont pour but d'évaluer la part de la fraction organique des eaux qui est oxydable par voie biologique. Leur variante « respirométrie », permettant de simuler les processus d'autoépuration réalisables dans les conditions naturelles ou en station d'épuration. Les méthodes normées présenteraient par ailleurs l'inconvénient de ne pouvoir être appliquées qu'aux échantillons d'eaux usées, ou à l'inverse aux échantillons d'eaux naturelles présentant une DBO < 6 mg/L. Leur précision n'est de l'ordre de 5% à 10%.

Un essai respirométrique est un suivi de la consommation d'oxygène dissous d'un échantillon d'eau par les processus de biodégradation des matières organiques qu'il contient, pendant une période allant généralement de 20 ± 0,5 °C, l'échantillon étant constamment agité. Le CO₂ gazeux formé, en proportion de l'O₂ consommé, lors de ces processus, est

piégé par un réactif fortement alcalin (chaux sodée, soude ou potasse caustique), ce qui conduit à une dépression dans la bouteille, qui est mesurée par une échelle manométrique en mercure ou, dans les systèmes les plus récents, par un transducteur de pression qui convertit automatiquement la valeur mesurée, en fonction du volume de prise d'essai de l'échantillon, en DBO exprimée en mg/L (= mg/L d'O₂).

Protocole de Mesure (par BOD sensor Velp Scientifica 6 de chaque bouteille postes)

a. Préparation

- On a mit en marche l'armoire thermostatée à la température de 20°C.
- On a choisit de prendre deux prise d'essai des échantillons à analyser pour deux gammes différentes par échantillon (l'échelle B et C selon le *Tableau III.3*) avec des volumes correspondant à 150 ml et 250ml.

Tableau III.3 : Les gammes de DBO et les volumes d'échantillons correspondants.

Échelles	Volume d'échantillon
A: 0 ÷ 999 mg O ₂ /L	100 ml
B: 0 ÷ 600 mg O ₂ /L	150 ml
C: 0 ÷ 250 mg O ₂ /L	250 ml
D: 0 ÷ 90 mg O ₂ /L	400 ml

Source : ISO 15705 :2002, novembre 2002.

- On a nettoyé soigneusement les bouteilles en verre fumé à l'eau chaude sans utiliser de produit et on a terminé cela par le rinçage à l'eau déminéralisée et le marquage de chaque bouteille.
- On a prélevé les volumes déterminés grâce à une éprouvette, tel que les échantillons sont brutes non filtrées, non diluées et bien agité (sauf dans le cas si on avait la DBO₅ attendue > 1000 mg/l).
- Puis on a placé un barreau aimanté adapté et nettoyé dans la bouteille.
- On a rempli le capuchon de la bouteille par un absorbant alcalin avec une quantité suffisante (chaux sodée en granulés 1,0-0,7 mm) jusqu'aux trous latéraux.
- Après cela on a placé l'ensemble des bouteilles sur le supports/agitateur magnétiques qui été dans l'armoire thermostatée, pendant 40 min à 20°C ± 0,5 °C.

b. Démarrage et déroulement de l'essai respirométrique

- Lors du placement des bouteilles le « BOD sensor » a été vissé à fond sur chaque bouteille.
- Puis pour chaque Sensor, on a effacé toutes les données antérieures pour régler l'échelle utilisée en fonction de la DBO₅ attendue.
- On a fait démarrer le cycle de mesures, tel qu'au bout de 5 jours on a relevé la valeur de la DBO₅ et arrêté l'essai respirométrique.

En cas de dépassement de gamme un affichage clignotant l'indique, et dans ce cas la on refera les étapes su-cité.

Dans le contexte de la préservation de la qualité des eaux de la Loire, l'établissement de ces analyses est fondamentale pour connaître l'état épuratoire du réseau hydrographique, qui est soigneusement géré par des structures et encadré par des lois limitants ainsi les valeurs des paramètres établis par notre investigation, pour cet effet dans le chapitre qui suit on va interpréter les valeurs obtenues au bout de ces analyses et les soumettre a législation Française.

Quatrième Chapitre

Résultats et Discussions

**« La connaissance s'acquiert par l'expérience,
tout le reste n'est que de l'information. »**

ALBERT EINSTEIN

Pour évaluer la qualité des eaux (de surface ou souterraine) en France, par les services de l'État et les collectivités, le Système d'évaluation de la Qualité de l'eau ou SEQ-Eau a été établi. Ainsi dans le cadre de notre étude nous allons utiliser les grilles d'évaluation du SEQ-Eau, afin de pouvoir évaluer le « bon état » de nos cours d'eau au niveau des prélèvements que nous avons effectué, cependant cet état est défini selon les modalités suivantes :

- **Etat écologique** « agrégé » à partir des différents éléments de qualité, avec une représentation des cinq classes d'état écologique;
- **Etat chimique** « agrégé » à partir des 41 substances prioritaires et dangereuses prioritaires, avec une représentation des deux classes d'état chimique;
- Attribution d'un **niveau de confiance** à l'état écologique et à l'état chimique évaluée d'une masse d'eau. (Guide Technique : Evaluation de l'état des eaux douces de surface de métropole France, 2009).

Malgré tout il est important de préciser que l'évaluation de l'état écologique (celle qu'on va aborder) se fait normalement sur de très nombreux critères et que dans notre cas nous en avons mesuré une vingtaine seulement.

IV.1. Paramètres Physiques

1.1. Température

Comme on l'a déjà vu, dans un cours d'eau la température fait partie, avec l'écoulement et l'oxygène, des principaux paramètres abiotiques qui interagissent pour créer les conditions de l'exercice de l'ensemble des fonctions biologiques. On utilise d'ailleurs ces paramètres pour définir les différentes parties d'un cours d'eau, rhithron en amont, potamon en aval (S. Lery, 2009).

Ainsi la température des cours d'eau joue un rôle fondamental dans la dynamique des écosystèmes, que se soit sur la diffusion d'oxygène, le pH et le courant comme précédemment établi, mais aussi ça va contrôler la dynamique des échanges des éléments chimiques.

Pour clarifier les abréviations : L = les échantillons prient de la confluence de la Vienne et la Loire, CE = les échantillons prient de la confluence des chenaux drainant les étangs et C = les échantillons prient de la confluence de l'affluent des CE et de Creuse.

Tableau IV.1 : Résultats des conditions de prélèvements.

Date campagne	Les Points	Heure	T (°C)
17/12/2015 (Temps Sec)	CE	8 h 15	12,5
	C	8 h 51	10
	L	9 h 56	8,9

On peut remarquer l'écart de température entre l'aval (CE) et l'amont (L) qui est assez appréciable 3,6 °C, et déjà on pourra dire que le cours d'eau a une tendance à rétablir son équilibre car contenue des températures saisonnières, la température normale et naturelle qu'il doit avoir est située entre 4 – 9 °C, mais les déversements potentiels des étangs dans cette période vu les averses ont un effet sur la rehausse de la température, ce qui pourra annoncer ou plutôt laisser penser à un début de transmission de pollution qui tend à changer les caractéristiques des eaux dans ce point, mais faudrait découvrir les autres paramètres analysés avant de se prononcer.

Afin de comprendre nos résultats, nous avons choisi de les confronter aux résultats des années précédentes afin de voir si certains phénomènes pouvaient être identifiés. Pour cela, nous avons choisi des années où les relevés avaient été faits à la même période afin de ne pas fausser notre analyse avec des écarts de température ou encore par la manifestation de phénomènes saisonniers, c'est-à-dire ici entre novembre et mars. Afin de rendre cette étude plus facile d'interprétation nous avons choisi de réaliser pour chaque donnée prélevée (couleur, température, pH, potentiel d'oxydoréduction, oxygène dissous, conductivité, alcalinité, MES) des graphiques temporels.

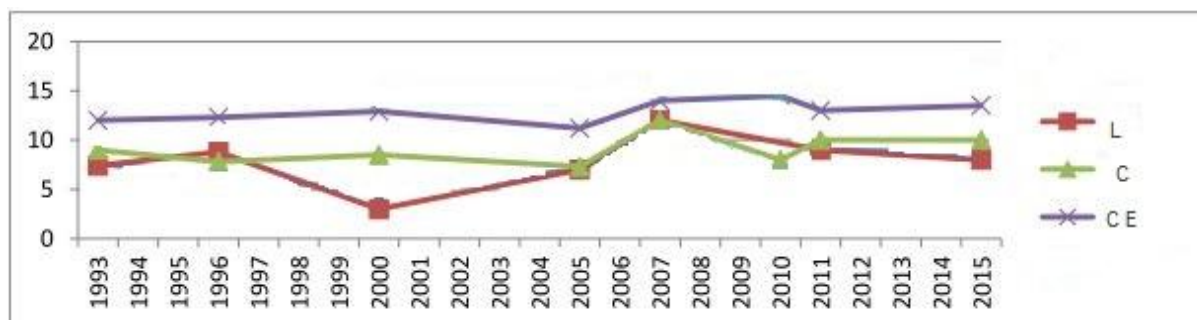


Figure IV.1. Chronique des données thermiques (1993-2015).

Alors en voyant cette chronique, on peut observer une certaine stabilité de mesure même dans le cas de CE, on observe les températures assez rehaussées par rapport aux deux autres points, ce qui écarte notre théorie de diffusion de pollution potentielle. En ce qui concerne les températures de C et L, qui sont en concordance avec les températures naturelles signe d'un bon état, mais ça reste à prouver par la suite de nos résultats.

1.2. Données Organoleptiques, Matière en suspension et Turbidité

Les données Organoleptiques qu'on a mesurées sur place sont l'odeur, qui pourrait être un signe de présence ou d'absence d'une pollution ou de composés organiques en décomposition (MES), c'est le cas de la couleur aussi, ce qui s'explique par la turbidité observé qui a été mesuré par la multisonde.

Tableau IV.2 : Résultats Organoleptiques, MES et Turbidité de prélèvements.

Date campagne	Les Points	Odeur	Couleur	MES (mg/L)	Turbidité (FAU)
17/12/2015 (Temps Sec)	CE	Inodore	25	82	75,55
	C	Inodore	20	4,5	17,45
	L	Inodore	15	15,3	24,50

Lors de l'analyse de la couleur d'une eau, il faut différencier si la couleur est dite apparente ou vraie, la différence se trouve dans la composition de l'échantillon. En effet dans la première, dite apparente, l'eau n'est pas filtrée à 0,45 μm et donc les substances en suspensions participent à la composition colorée, c'est notre cas ici. Ainsi on a obtenu des résultats assez élevés dépassant la limite admise par l'OMS soit 15 unités de Hazen, ce qui a été confirmé par la mesure sur terrain et au laboratoire, tel qu'on peut remarquer les valeurs élevées prises au point CE résultant forcément des forts apports de nutriments acheminés aux étangs par rapport à leur volume réduit, mais sans oublier la contribution directe de ces derniers.

En contre partie, on peut dire qu'en voyant de tels résultats de turbidité dans CE ne peut être qu'une insuffisance épuratrice, une surconcentration des nutriments dans les organismes

de la flore et de la faune et une surconsommation d'oxygène à l'aval de ce point. Cependant les valeurs prises dans le point C démontrent un bon équilibre épurateur de l'écosystème du cours d'eau en aval, néanmoins la valeur obtenue au point L n'est nullement représentative de la continuité de la transmission à partir des étangs, car dans le probable des cas la turbidité observée est charriée de l'aval de la Loire, or c'était le cas en Novembre 1996, ou on a observé une rehausse dans l'indice colorimètre de Hazen (valeur de 50) (Figure IV.3) et la valeur de la MES (Figure IV.4) à la suite d'une crue de période de retour de 10 ans dans le Forez pouvant avoir des répercussions sur la qualité de l'eau en aval, alors on peut conclure qu'il y a des roches friables à l'amont du point L qui sont la source de cette hausse pas très importante mais notable de la valeur de MES.

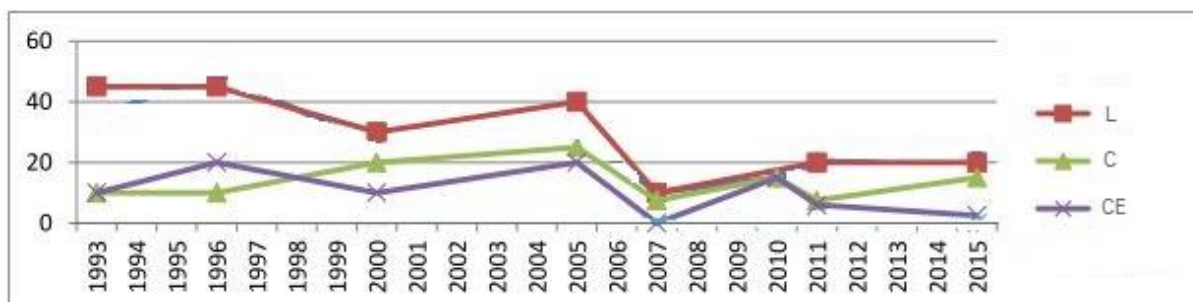


Figure IV.2. Chronique des données organoleptiques (1993-2015).

Concernant cette donnée organoleptique qu'est la couleur, nous constatons grâce à ce graphique qu'elle est relativement stable dans le temps pour le même site de prélèvement, avec des mesures effectuées par des disques de même gamme de couleur. Certaines variations de couleur observées, apart celle des crues, peuvent être liées à une appréciation différente suivant les manipulateurs.

1.3. Eh, pH et Conductivité

Etant dépendant de la température, mais aussi la variation d'un dépend d'un autre comme on l'a déjà expliqué auparavant.

La mesure de la conductivité est un moyen assez simple de détection d'une anomalie indiquant la présence probable d'une pollution, que se soit par la présence en excès de certains minéraux ou bien par la présence même des éléments polluants, par comparaison de la valeur mesurée avec celle que l'on était en droit d'attendre, or sachant déjà que le pH peut influer le potentiel d'oxydoréduction qui a son tour influence la solubilité de certains éléments à leurs têtes les métaux susceptibles d'être détectés par le conductimètre.

Cependant, une mesure de pH différente de la valeur habituelle du cours d'eau, peut être l'indice d'une arrivée de pollution, en amont du point de mesure et c'est là où intervient la valeur du potentiel redox qui peut indiquer une suractivité lorsque les valeurs trouvées dépassent les valeurs habituelles, ou bien lorsqu'elles sont trop basses ce qui peut indiquer une désoxygénation du milieu.

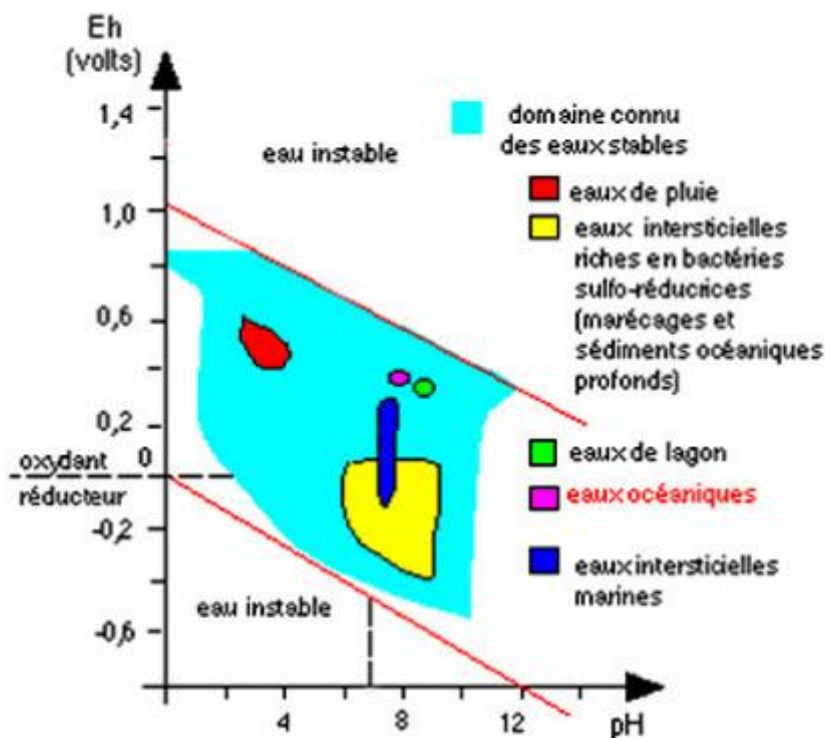
Tableau IV.3 : Résultats de la conductivité, pH et Eh de prélèvements.

Date campagne	Les Points	Conductivité (µS/cm à 25 °C)	pH	Eh
17/12/2015 (Temps Sec)	CE	929	8,20	198
	C	314	7,82	172
	L	612	7,69	200

On remarque directement les valeurs plafonneuses du point CE, or avec une valeur de la conductivité dépassant les 400 $\mu\text{S}/\text{cm}$, la probabilité d'avoir un élément en excès ou bien un élément polluant est très élevée, ce qui est renforcé par la valeur du pH qui est à la limite naturelle caractérisant un bon état de fonctionnement, néanmoins les valeurs du potentiel redox sont inférieures à la valeur caractérisant un milieu oxydant anormal qui est de 300 mV, mais il faut prendre en considération qu'une fois la valeur dépassant les 100 mV l'activité d'oxydation ou de désoxygénation est assez pertinente.

L'autoépuration observée entre les deux points CE et C est tout à fait en correspondance avec les résultats précédents, mais le point intrigant c'est la rehausse de la conductivité au dessus de la valeur limite, ce qui nous a poussés à faire une investigation géologique sur la nature du lit et les terres avoisinantes avec un espoir de trouver une source naturelle qui pourrait influencer le caractère minérale de l'eau, car en bon état de fonctionnement écologique d'un cours d'eau l'élévation progressive de la conductivité de l'amont vers l'aval est nécessaire pour maintenir son équilibre, suite à nos investigations, on a découvert qu'à l'amont du point de prélèvement L, la Loire passe sur un plateau calcaire qui contribue fortement sur les teneurs minérales des eaux et ces propos sont confirmés par les résultats à venir de l'analyse chromatographique ionique, ainsi la valeur du potentiel redox est justifié par la nature de l'élément en question, en effet si on voit l'ordre de décroissance des éléments communs provenant des roches et trouvés dans des eaux naturelles (§I.1.2), $\text{Ca}^{2+} > \text{Mg}^{2+} > \text{K}^+ > \text{Na}^+$ ça évoque les règles de la fixation sélective des cations sur les surfaces minérales et organiques, les divalents (Ca^{2+} , Mg^{2+}) étant préférentiellement fixés par rapport aux monovalents (K^+ , Na^+), et Ca^{2+} préférentiellement à Mg^{2+} (Le Dred, 1982 ; Sigg et al., 1994), donc autrement dit la formation de composée carbonaté par oxydation est plus favorable pour le calcaire que pour les autres éléments ce qui explique la valeur de 200 mV au point L.

Pour caractériser la stabilité de l'eau douce, on utilise le diagramme pH – Eh suivant :



Source : Orphys, 1989.

Figure IV.3. Eh en fonction du pH de l'eau.

En conséquent, on peut dire que notre eau est chimiquement stable vu que les valeurs sont clairement entre les limites inférieure et supérieure de la stabilité.

On peut apercevoir selon la Figure IV.5 que globalement depuis une vingtaine d'année, on a des eaux homogènes et bien oxygénées en raison de conditions du milieu et d'écoulement relativement similaires, donc il n'y a pas lieu d'une oxydation très active qui peut provoquer ainsi une désoxygénation du cours d'eau de la Loire et ces affluents.

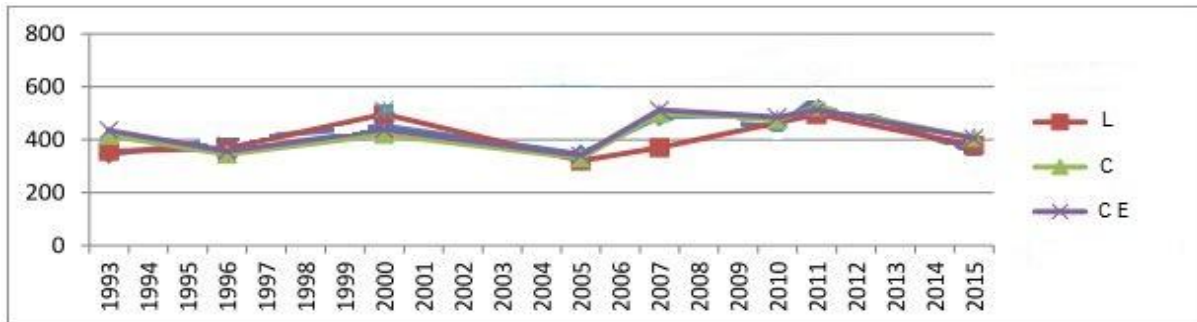


Figure IV.4. Chronique des données du potentiel Redox (1993-2015).

La Figure IV.6 nous expose les données de conductivité relevées au cours des 20 dernières années, qui montrent pour chaque point de prélèvement des valeurs relativement stables et comprises entre 200 et 400 μS ce qui correspond à des valeurs de minéralisation moyenne. Seule la Loire a une conductivité plus importante et donc une minéralisation importante cela est dû aux sols très calcaires traversés par le cours. Les écarts observés au fil des années correspondent probablement à des précipitations, préalable aux prélèvements, ayant érodées les sols voisins. Globalement les écarts au fil du temps restent faibles entre les années et tendent à baisser très légèrement pour 1996 après le passage d'une crue, on peut supposer dans ce cas qu'un charriage important des éléments a déjà été effectué lors de cet épisode.

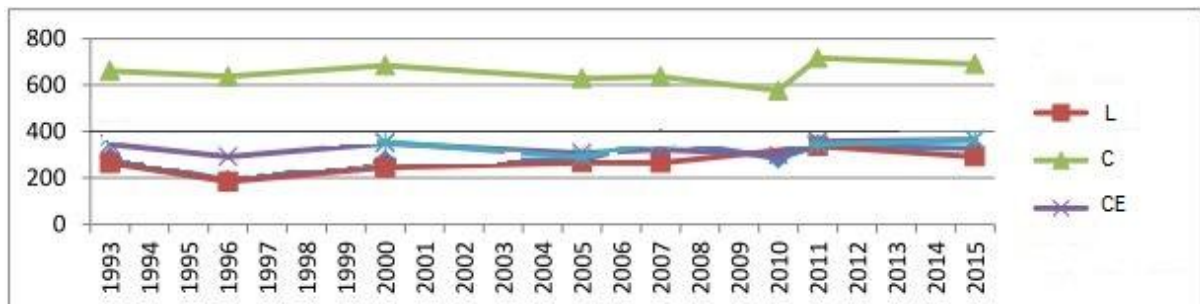


Figure IV.5. Chronique des données de la conductivité (1993-2015).

1.4. DBO et DCO

Les valeurs obtenues au bout des analyses faites peuvent refléter l'état biologique du cours d'eau, par ailleurs la capacité des organismes naturels a oxydées toute la matière organique (DBO_5) ou bien tout ce qui est oxydable (DCO_{ad}), donc dans le cas d'une concentration anormale de ces deux la ça va se reflété dans le profil d'oxygène de la colonne d'eau.

Tableau IV.4 : Résultats de la DBO et de la DCO_{ad} de prélèvements.

Date campagne	Les Points	Profondeur	DCO _{ad} (mg/L)	DBO ₅ (mg/L)
17/12/2015 (Temps Sec)	CE	1 m	273	119
		Fond	513	132
	C	1 m	358	24
		Fond	342	41
	L	1 m	45	6
		Fond	198	10

Selon la littérature, la DBO₅ d'une eau de surface non polluée, varie normalement de 2 à 30 mg/l. Au delà, on peut suspecter une pollution et c'est le cas, néanmoins les valeurs extravagantes de la DBO et la DCO ont été annoncé au préalable par la couleur observée, MES et la turbidité très élevées.

Notamment, on peut apprécier l'écart des concentrations entre l'amont est l'avale, qui signifie que l'autoépuration par les éléments de la flore et la faune est relativement active dans le cours d'eau de la Vienne. Contrario, à l'avale des point de prélèvement C et CE les valeurs de la DBO et de la DCO laisse penser que l'oxydation de la matière organique n'est pas aussi efficace, ce qui nous pousse à conclure qu'il y a sûrement un élément limitant l'activité des organismes responsables de l'autoépuration de ces affluents, mais surtout à la surface (à 1 mètre de profondeur) car en observant bien, on peut remarquer qu'à la deuxième partie de l'écoulement du cours d'eau (Creuse), la valeur de la DBO et de la DCO diminuent considérablement au niveau du fond et il y a un relargage vers la surface, donc une minéralisation de la MO à l'interface eau – sédiment comme précédemment expliquer, c'est pourquoi l'étude des résultats des concentrations de l'oxygène au niveau de ces points de prélèvements est nécessaire afin de lever le voile sur cette ambiguïté.

1.5. Oxygène dissous

Tous les changements ou activités réalisées par les paramètres discutés déjà influencent et sont influencés par le pourcentage d'oxygène dissous dans l'eau, sans oublié que ça représente la problématique principale de notre étude.

Tableau IV.5 : Résultats de la disponibilité de l'oxygène des échantillons prélèvent.

Date campagne	Les Points	Concentration de l'O ₂ dissous (mg/L)	% de l'O ₂ dissous
17/12/2015 (Temps Sec)	CE	5,96	53,2
	C	7,98	74,5
	L	9,60	113,2

Analogiquement aux résultats obtenus précédemment, le potentiel épuratoire est observé aussi dans le profil d'oxygène de l'aval vers l'amont du cours d'eau. Tel que ces résultats étaient prédit car les valeurs très élevées du la DCO, DBO, potentiel redox et MES sont qu'un signe de l'appauvrissement du milieu par l'oxygène et donc l'incapacité des éléments oxydatives épuratoires à fonctionner correctement, ce qui indique une forte transmission de la pollution des étangs et par ailleurs ça donne un petit aperçu de leurs état.

Cependant, il ne faut pas écarter la potentialité d'un apport direct et excessif des nutriments naturels ou anthropiques, mais aussi l'hypothèse de la désoxygénation provoquée par l'activité d'oxydoréduction des métaux auparavant étudiés. Etant donné que normalement à la saison hivernale, vu les perturbations surfaciques qui vont être diffusés dans les profondeurs (§I.1.3) et le régime d'écoulement de cette saison, les eaux sont supersaturées donc la concentration de l'oxygène est supérieure à 100%.

IV.2. Paramètres chimiques

Vu la limitation du nombre d'éléments mesurables par la chromatographie ionique, due principalement à l'absence des solutions zéro contenant les teneurs ioniques de référence, ainsi on a choisi les éléments chimiques principaux définissant le niveau trophique des cours d'eau (§II.1.3 p18).

Tableau IV.6 : Résultats de l'analyse chromatographique des ions des prélèvements in-situ.

Date campagne	Les Points	N (mg/L)	Cl (mg/L)	S (mg/l)	P (mg/L)	Mn (mg/L)	Ca (mg/L)
17/12/2015 (Temps Sec)	CE	13	< 25	14	< 0,5	7,8	35
	C	15	< 25	12,5	< 0,5	7,2	40
	L	18	< 25	13	< 0,5	8,1	56

Si on revenait au cycle de décomposition du carbone, alors on aura comme résultant de ce dernier les Nitrites puis les nitrates et l'azote ammoniacal qui est par excellence l'indice de pollution directe d'une eau de rivière à l'aval d'un rejet polluant. La forme AMMONIUM n'est pas toxique, mais dans les eaux à pH supérieur à 7,5 une fraction peut être transformée en AMMONIAQUE (gaz AMMONIAC) en suspension dans l'eau est toxique pour les poissons. Heureusement dans les régions calcaires, le pH des eaux est rarement > 8.

La présence d'ammoniaque dans l'eau à des concentrations même < 1 mg NH₃/l entraîne des mortalités piscicoles. Par exemple pour les truites, la CL50 96 (concentration Létale médiane sur 96 heures qui exprime la toxicité aiguë sur le poisson - mortalité de 50% des truites) n'est que de 0,4mg/l de NH₃/litre d'eau, les Alevins sont au moins 10 fois plus fragiles, et même présent à de très faibles doses non-toxiques, l'ammoniaque affecterait le métabolisme des poissons en diminuant leurs réflexes (CPEPESC, 2004), ainsi dans notre cas on a trouvé des traces presque non détectable d'ammonium qui ne représente aucun danger pour la vie piscicole et cela ce reflète aussi dans les concentrations du nitrite, la forme non décomposée de l'ammoniaque, qui a été détectée avec des concentrations très faibles non nuisibles.

Les teneurs trouvées du Potassium, Magnésium, Phosphate, Sulfate et Chlorures sont selon la littérature des eaux naturelles compris dans l'intervalle « Normal » ou plutôt équilibré, ce qui ne présente pas de risque de pollution.

Grâce aux annexes tirées du travail de Mme. JOIGNEAUX nous pouvons comparer les teneurs en ions dans l'eau de la Loire avec les chroniques qu'il a réalisés. Ainsi les teneurs en ions dans la Loire semblent assez stables avec une tendance à la hausse pour certains paramètres. Ainsi on peut noter une teneur en ion chlorure plus important que dans les chroniques (21 mg/l aujourd'hui contre 11 en 2008 et 19 en 2010). On note également une forte augmentation des ions nitrites avec les valeurs mesurées de 18 mg/l et 13 mg/l contre 8 mg/l seulement en 2008 et 2009. Enfin on remarque une augmentation de moitié de la quantité de calcium ainsi qu'une plus forte teneur en magnésium.

Globalement les données au fil de ces 20 dernières années semblent relativement stables et cohérentes avec les données fournis par l'étude de M.LEPILLER bien qu'elle se base sur les écarts annuels alors que notre chronique reflète des données uniquement hivernales. Quelques

variations notamment de température, de pH et d'oxygène dissous sont à mettre en relation avec le climat des hivers des années de prélèvement. Concernant le reste des données, elles semblent variées uniquement lors d'épisodes ponctuels qui peuvent être des phénomènes de crue comme en 1996, ou des phénomènes biologiques avec une activité plus ou moins importante ou encore avec des phénomènes météorologiques. Sans variation significative des données, on peut donc dire que les eaux de ce réseaux hydrologique sont bien oxygénées et plutôt riches. Les variations ponctuelles dues aux conditions extérieures ou bien même à l'heure de la journée du prélèvement ne sont globalement pas significatives.

Conclusion

Ainsi, on devra classer les eaux de la Loire, la Creuse et du chenal acheminant les eaux déversées par les étangs selon la grille d'évaluation du SEQ-Eau (*Tableau IV.7*), mais il faut tout d'abord expliquer que dans de telle modalité de calcul, le percentile 90 est utilisé pour chaque paramètre, à partir des données acquises lors des deux dernières années, mais aussi la corrélation des classe d'états est faite de façon à choisir la classe inférieur autrement dit si après avoir établi l'état écologique de tout les paramètres de qualité et leurs assemblément donne un état entre très bon et bon, alors notre choix se portera sur l'état bon, pour garantir le bon fonctionnement du cours d'eau et limité les écarts de mesures et de classifications.

Tableau IV.7 : Grille d'évaluation du SEQ-Eau pour classer l'état des cours eaux.

Paramètres par élément de qualité	Limites des classes d'état				
	très bon	bon	moyen	médiocre	mauvais
Bilan de l'oxygène					
oxygène dissous (mg O ₂ .l ⁻¹)	8	6	4	3	
taux de saturation en O ₂ dissous (%)	90	70	50	30	
DBO ₅ (mg O ₂ .l ⁻¹)	3	6	10	25	
carbone organique dissous(mg C.l ⁻¹)	5	7	10	15	
Température					
eaux salmonicoles	20	21.5	25	28	
eaux cyprinicoles	24	25.5	27	28	
Nutriments					
PO ₄ ³⁻ (mg PO ₄ ³⁻ .l ⁻¹)	0.1	0.5	1	2	
phosphore total (mg P.l ⁻¹)	0.05	0.2	0.5	1	
NH ₄ ⁺ (mg NH ₄ ⁺ .l ⁻¹)	0.1	0.5	2	5	
NO ₂ ⁻ (mg NO ₂ ⁻ .l ⁻¹)	0.1	0.3	0.5	1	
NO ₃ ⁻ (mg NO ₃ ⁻ .l ⁻¹)	10	50	*	*	
Acidification¹					
pH minimum	6.5	6	5.5	4.5	
pH maximum	8.2	9	9.5	10	
Salinité					
conductivité	*	*	*	*	
chlorures	*	*	*	*	
sulfates	*	*	*	*	

Source : Guide Technique : Evaluation de l'état des eaux douces de surface de métropole. France : Mars 2009.

Commençant par le chenal drainant les étangs, le bilan de l'oxygène est classé d'un état mauvais vu les teneurs de la DBO₅ et de DCO, par contre la température est de très bon état, le classement des nutriments est de bon et l'état d'acidification est très bon, alors on peut dire de ce chenal est de bon état écologique.

Puis, pour la Creuse son bilan d'oxygène est d'une classe d'état moyen, la température est de très bon état, les nutriments sont de classe bonne et l'acidification des eaux est de très bons états, ce qui donne comme résultat des eaux en bonne à très bonne état.

Ainsi pour la Loire, on aura un état moyen à bon pour le bilan de l'oxygène, un état très bon pour la température, un état bon de nutriments et un très bon état d'acidification, alors au finale la classification de la Loire est de bonne à très bonne état.

En conclusion, l'état général du cours d'eau étudié est spécifié comme étant de bon à très bon, ce qui nous confirme l'absence de l'effet d'impact de la qualité des eaux des étangs de la Brenne, cependant la transmission de l'état de désoxygénation a été montré par les valeurs excessivement élevés au point de prélèvement CE, mais grâce à la capacité d'autoépuration très efficace du cours d'eau alors la transmission est diminuée jusqu'à avoir une disparition des traces de pollution au niveau de la Loire.

Conclusion et Perspectives

**« La bataille contre l'ignorance se gagne tous les jours,
et elle finit par ouvrir sur des perspectives insoupçonnées. »**

DALAI LAMA.

Au cours de cette année, nous avons traité le sujet de la désoxygénation des eaux des étangs de la Brenne sous plusieurs aspects, après avoir su à travers des travaux d'investigation préliminaire, qu'un polluant est susceptible d'être la cause de cette problématique, alors on s'est intéressé plus aux mécanismes physico-chimique au niveau de l'interface eau-sédiment, qui peuvent contribuer à accentuer le phénomène d'immobilisation et remobilisation des éléments actifs au passage eau-sédiments.

L'objectif était d'identifier les trajets réactionnels naturels d'immobilisation du cadmium, ainsi on a cherché les potentialités de fixation dans de différentes conditions, principalement en milieu aérobique et milieu anoxique, dans ce cas la on a été obligé tout d'abord d'explorer les paramètres physiques des lacs et des étangs pouvant créer ces deux états.

Etant donné que le cadmium est trouvé seulement sous forme de traces dans les différents compartiments d'un lac (étang) alors sa source ne peut être que non allogène, ce qui nous a poussé à parcourir les éléments constituant la matrice sédimentaire dans le but de trouver ceux ayant les meilleures liaisons possible avec le cadmium, de la sorte on a discerné deux éléments assez abondant dans la croûte terrestre, et c'est ce qui représente le critère de choix principal à côté du fait que le Fer et le Manganèse sont les éléments les plus mobiles par excellence, cette mobilité est procurée par leurs réactivité sensible aux changements des conditions de pH, du potentiel d'oxydoréduction et d'oxygénation, en conséquent l'étude de leurs cycle diagénétique s'est avérée nécessaire afin de mieux comprendre les relations éventuelles entre ces deux éléments et le cadmium, cependant on a observé qu'un élément est indispensable dans l'acheminement et la réactivité du Fer et du Manganèse, qui est la matière organique se trouvant comme constituant de base des sédiments et ayant une grande capacité de fixation du fait de l'abondance du carbone organique de dans. Or en étudiant le cycle diagénétique du cadmium, on a constaté qu'il suffisit d'une courte durée de contact et avec une concentration pas très élevée et bien définit afin que les organismes de la biocénose régénère le cadmium dans le milieu sous différentes formes.

Mais il reste que la source du cadmium trouvé en forte concentration dans la colonne d'eau et les sédiments des étangs est inconnue, ce qui constitue un des objectifs futures à accomplir afin de cerner toute la question, néanmoins des investigations plus détaillées des sédiments pour connaître les profils des métaux étudiés auparavant est indispensable pour clarifier encore plus les échanges et les flux au niveau de l'interface eau-sédiments.

Toutefois, cette étude est insérée dans le concept européen de la conservation des plans d'eau et des cours d'eau, donc pour créer une continuité et étant donné que les étangs de la Brenne sont liés au réseau hydrographique le plus important en France, une étude des impacts de leur pollution est vu comme évidente alors on a entretenue des investigations in-situ pour dévoiler l'état écologique du cours d'eau, en utilisant des méthodes d'analyses comme la chromatographie ionique ou encore la détermination de la DCO par la manométrie...etc.

Au finale, les résultats obtenues nous ont permis de classer notre cours d'eau comme étant en bon à très bon état selon la grille d'évaluation du SEQ-Eau utilisée par la DCE France.

Références Bibliographiques

- Aller R.C. (1980a). *Diagenetic processes near the sediment-water interface of Long Island Sound*. Vol I : Decomposition and nutrient element geochemistry (S, N, P). *Adv Geophys*, 22, 237-350.
- Aller R.C. (1980b). *Diagenetic processes near the sediment-water interface of Long Island Sound*. Vol II : Fe and Mn. *Adv. Geophys*, 22, 351- 415.
- Balistrieri L S, Murray J W, Paul B. (1994). *The geochemical cycling of trace elements in a biogenic meromictic lake*. *Geochimica et Cosmochimica Acta* 58 (19), 3993 - 4008.
- Bartout P., Touchart L. (2013). *L'inventaire des plans d'eau Français : outils d'une meilleure gestion des eaux de surface*. *Annales de Géographie*, 691, 266-289.
- Berner R.A. (1980). *Early diagenesis, a theoretical approach*. *Princeton series in geochemistry*, Heinrich D Rolland Editor, 241 p.
- Département état de l'environnement et indicateurs. (2010). *Bruxelles Environnement. Indicateur : Qualité physico-chimique générale des eaux de surface (O₂ Dissous, DBO, Azote Ammoniacal, Orthophosphates)*, 7 p,
- Campy M, Meybeck. M(1995). *Les sédiments lacustres : In Limnologie générale*, Vol : Collection d'écologie 25. Masson.
- CCME. (2011). *Protocole d'échantillonnage de la colonne d'eau en profondeur dans les lacs et cours d'eau*. In *Manuel des protocoles d'échantillonnage pour l'analyse de la qualité de l'eau au Canada*: 4 p.
- Centre Régional pour l'Eau Potable et l'Assainissement à Faible Cout. (2007). *Contrôle et suivi de la qualité des eaux usées : Protocole de détermination des paramètres physico-chimiques et bactériologiques*, Suisse : 52 p.
- Chahboune M, Chahlaoui A, Zaid A, Benmoussa A. (2013). *Contribution à la caractérisation physico-chimique des eaux du lac réservoir du barrage Hassan II (Provin de Midelt, Maroc)*. *Larhyss Journal*, ISSN 1112-3680, n°14, 61-77.
- Chow V T. (1964). *Handbook of Applied Hydrology*. ed New York : McGraw-Hill Book Co.
- Chunbin G E. (1988). *Contribution à la modélisation physico-chimique de l'étang de Thau*. Thèse de doctorat, Spécialité mécanique, génie mécanique, génie civil 'Hydrologie'. Académie de Montpellier : Université des sciences et techniques du Languedoc, 163 p.
- Davison W. (1993). *Iron and manganese in lakes*. *Earth Science Reviews* 34, 119-163.
- Davison W Woof C and Rigg F. (1982). *The dynamics of iron and manganese in a seasonally anoxic lake : direct measurements of fluxes using sediment traps*. *Limnology and Oceanography* 27, 987-1003.
- Davison W. and DeVitre R. (1992). *Iron particles in fresh-water*. Vol 1 : *Environmental Particules*, ed J Buffle and H P Van Leeuwen, 315-355.

- Délégation interrégionale Massif Central. (Limoges, 15 février 2012). *Les impacts des étangs sur les cours d'eau et milieux naturels*. Etablissement Public du Bassin de la Vienne, ONEMA, 28 p.
- Denat F. (2011). *Cours Chromatographie*, Université de Dijon, 41 p.
- Faller A J. (1971). *Oceanic turbulence and Langmuir circulations*. *Ann Rev Ecol Syst*, 201 - 236.
- Froelich P N, Klinkhammer G P, Bender M L, Luedtke N A, Heath G R, Cullen D, Dauphin P, Hammond D, Hartman B and Maynard V. (1979). *Early oxidation of organic matter in pelagic sediments of the eastern equatorial Atlantic: suboxic diagenesis*. *Geochimica et Cosmochimica Acta* 43 (7), 1075-1090.
- Gaillard J F. (1995). *Limnologie chimique : principes et processus*, In *Limnologie générale* : ed. R. Pourriot and M. Meybeck, 115-157.
- Galvez-cloutier R, Ize S, Arsenault S. (2002). *La détérioration des plans d'eau : Manifestations et moyens de lutte contre l'eutrophisation*. Volume 35, Vecteur Environnement : Dossier Gestion de l'eau, numéro 6, 20 p.
- Gobeil C, Macdonald R W and Sundby B. (1997). *Diagenetic separation of cadmium and manganese in suboxic continental margin sediments*. *Geochimica et Cosmochimica Acta* 61 (21), 4647-4654.
- Gonzalez J L. (1999). *Le cadmium : comportement d'un contaminant métallique en estuaire*. Ifremer. Région haute Normandie : Agence de l'eau Seine Normandie, Programme Scientifique Seine-Aval n°10, 31 p.
- Hankanson L, Jansson M, (1983). *Principles of Lake Sedimentology*. Springer – Verlag. Berlin, Heidelberg, New York, Tokyo : Springer-Verlag, 320 p.
- Heriarivony S C, Razanamparany B, Rakotomalala J E. (2015). *Caractères physico-chimiques et bactériologiques de l'eau de consommation (puits) de la commune rurale d'Antanifotsy, Region Vakinankaratra, Madagascar*. *Larhyss Journal*, ISSN 1112-3680, N°24, 7-17.
- Horiba. (2008). *Multi-parameter Water Quality Meters U-50 Series*. Bulletin: HRE-2854A, 8p.
- Horiba. (April 2009). *Multi water Quality Checker U-50 Series, Instruction Manual*, 129 p. CODE:GZ0000144342C.
- Hutchinson G.E. (1975). *A Treatise on Limnology*. Volume III : Aquatic Macrophytes and Attached Algae. New York : John Wiley & Sons, Inc.
- Imboden D M, Gachter R. (1979). *The impact of physical processes on the trophic state of a lake in Biological Aspect of Freshwater Pollution*. ed Pergamon : Oxford, 93- 110.
- Jehlicka J. (2011). *Sedimentary geochemistry*, Volume III : GEOPHYSICS AND GEOCHEMISTRY, 9 p.
- Jones B F, Bowser C J. (1978). *The mineralogy and related chemistry of lake sediments*, In Lerman A. ed *Lakes : Chemistry, Geology and Physics*. New York : Springer-Verlag, 179 – 235.

- Lacaze JC. (1996). *L'eutrophisation des eaux marines et continentales*. Ellipses, 191 p.
- Langmuir D. (1997). *Aqueous Environmental Geochemistry*. ed Illustrée, Californie : Prentice Hall, 600 p.
- LeDred. 1982. *L'échange d'ions*, In Les surfaces des solides minéraux, Vol. 2. ed. V. Gabis and M. Lagache, 295-353.
- Lery S. (2009). *Mesures en continu des températures sur quelques rivières des pays de la Loire, période 2003-2007*. Direction régionale de l'Environnement – Pays de la Loire-, 16 p.
- Martin Eric, Latouche. C (dir.). (1996). *Réactivité du Fer et du Manganèse au cours de la diagenèse précoce de sédiments de l'estuaire de la Seine*. Thèse de doctorat, Spectrochimie, molécule, solide et réactivité. Lille : Université des Sciences et Technologies de Lille, 264 p.
- Michard G, Alberic P, Jezequel D, Sarazin G, and Viollier E. (1998). *Pathways of redox processes in a seasonally anoxic lake, Ayday lake, France*. Goldschmidt Conference, 989-990.
- Ministère de l'écologie, de l'énergie, du développement durable et de l'Aménagement du territoire. *Guide Technique : Evaluation de l'état des eaux douces de surface de métropole*. France : Mars 2009, 62 p.
- Motellica - Heino Michael. (2015). *Projet étangs*. Rapport de projet, Géochimie des eaux naturelles. Orléans : Institut des Sciences de la Terre d'Orléans, 3 p.
- Mortimer C H. (1961). *Motion in thermoclines*. Verh Int Ver Limnol, 79 – 83.
- Ogier S. (1999). *Diagenèse précoce en domaine lacustre : étude des composés minéraux et organiques des sédiments récents du lac d'Aydat (Puy de Dôme, France)*. Thèse docteur, sciences de l'univers. Orléans : université d'Orléans, 246 p.
- Otto-Bruc C, Lefeuvre JC (dir.). (2001). *Végétation des étangs de la Brenne (Indre) influence des pratiques Piscicoles à l'échelle des communautés végétales et sur une espèce d'intérêt Européen : *Caldésia Parnassifolia* (L.) Parl.* Thèse de doctorat, Ecologie, Gestion des milieux et Biodiversité. Muséum National d'Histoire Naturelle, 216 p.
- Pokrovsky O S, Feurtet-Mazel A, Martinez R E, Morin S, Baudrimont M, Duong T, Coste M. (2010). *Experimental study of cadmium interaction with periphytic biofilm*. Springer Appl Geochem 25 (3), 418 – 427.
- Porta B, Delmore M (dir.). (2011). *Diagnose Ecologie des lacs de haute altitude du parc national de la Vanoise*. Rapport de soutenance de stage de 2ème année, Master BGAE, Spécialité EFDD. Montpellier : Université Montpellier 2, 51 p.
- Redfield A C, Ketchum B H, and Richard F A. (1963). *The influence of organisms on the composition of seawater* Vol. 2, Wiley-Interscience : ed. M. N. Hill, 26-77.
- Richier S. & Broyer J. (2014). *Connaissances des facteurs influençant la biodiversité des étangs piscicoles : quelques principes de gestion issus des travaux de l'ONCFS*. ONCFS, pôle « étangs continentaux », 60 p.

- Saalaoule. *Cours Chromatographies échangeuses d'ions*, 17 Novembre 2011, 81 p.
- Salomon W, Forstner U. (1984). *Metals in the hydrocycle*. Springer-Verlag, 349 p.
- Santshi P.H., Hohener P., Gaboury B. and Buchholtz-ten Brink M R. (1990). *Chemical processes at the sediment-water interface*. Mar Chem, 30, 269-315.
- Schlumberger O, Cadic N, Argillier C, Proteau J.P. (2001). *Les peuplements piscicoles en lacs : assemblages types et niveaux d'eutrophisation*. Ingénieries - E A T, 23 – 35.
- Scott J, Myer G E, Stewart R and Walther E G. (1969). *On the mechanism of Langmuir circulations and their role in epilimnion mixing*. Limnol. Oceanogr 14, 493 – 503.
- Sigg L, Stumm W, and Behra P. (1994). *Chimie des milieux aquatiques, chimie des eaux naturelles et des interfaces dans l'environnement*. ed Masson.
- Simonucci C. (2004). *Migration de l'iode et de l'uranium à travers les interfaces naturelles d'oxydoréduction : cinétique expérimentale et modélisation du transport réactif dans les sédiments aquatiques*. Thèse de doctorat, Géochimie Fondamentale et Appliquée. Paris : Université Paris VII – Denis Diderot, 208 p.
- Sorensen J. (1982). *Reduction of ferric iron in anaerobic, marine sediment and interaction with reduction of nitrate and sulfate*. Microbiol 43, Appl Environ, 319-324.
- Sorensen J. (1984). *Seasonal variation and control of oxygen, nitrate and sulfate respiration in coastal marine sediments*, In M.J. Klug and C.A. Reddy (Editors), Current perspectives in Microbial Eco/ogy, Am Soc Microbiol, Washington D.C, 447-453.
- Soster F M, Harvey D T, Troksa M R, Grooms T. 1992. *The effect of tubificid oligochaetes on the uptake of zinc by Lake Erie sediments*. Hydrobiologia, 248-258.
- Stewart R, Schmitt R K. *Wave interaction and Langmuir circulations*. (1968). Volume 11, Proc Conf Great Lakes Res, Int. Assoc Great Lakes Res, 496-499.
- Stumm W and Morgan J J. (1996). *Aquatic Chemistry -chemical equilibria and rates in natural waters*. Wiley-interscience publication - John Wiley and sons Inc.
- Tessier A, Campbell P G C and Bisson M. (1979). *Sequential extraction procedure for the speciation of particulate trace metals*. Analytical Chemistry 51, 844-851.
- Tessier A, Rapin F, Carignan R. (1984). *Trace metals in oxic lake sediments: possible adsorption onto iron oxyhydroxides*. Geochimica et Cosmochimica Acta 49, 183-194.
- Tipping E. and Cooke D. (1982). *The effect of adsorbed humic substances on the surface charge of goethite (x-FeOOH) in freshwaters*. Geochimica et Cosmochimica Acta 46, 75-80.
- Wetzel Robert G. (1975). *Limnology*. Volume 3, W.B Saunders Company, Philadelphia, London, Toronto : Library of Congress catalog card number 74-31839, 743 p. (ISBN 0-7216-9240-0).
- White W M. *Chapitre 12 : Organic Geochemistry, the Carbon Cycle and Climate*. In *Geochemistry*. 553 – 625.

Références Webographiques

- Blog de l'écologie. *Faune et flore milieu lentisque [en ligne]*. France : 01.05.2011. Disponible sur : <<https://lamaisondalzaz.wordpress.com/2011/05/01/exemples-d%E2%80%99ecosystemes/>>. (Consulté le 22.10.2015).
- Centre National de la Recherche Scientifique. *Ecosystèmes aquatiques continentaux [en ligne]*. France : CNRS, 2010. Disponible sur : <sagascience@cnsr-dir.fr>. (Consulté le 20.10.2015).
- CPEPESC. *Les différents paramètres physiques et chimiques des eaux et commentaires [en ligne]*. France : CPEPESC, 2004. Disponible sur : <<http://www.cpepesc.org/>>. (Consulté le 30.02.2016).
- Développement durable, Environnement et lutte contre les changements climatiques Québec. *Le réseau de surveillance volontaire des lacs [en ligne]*. Québec : Gouvernement du Québec, 2015. Disponible sur : <<http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/index.asp>> (Consulté le 05.10.2015).
- Food and Alimentation Organisation. *La gestion : les étangs et leur eau [en ligne]*. FAO Training : FAO, May 2010. Disponible sur : <ftp://ftp.fao.org/fi/CDrom/FAO_training/FAO_training/general/x6709f/x6709f02.htm>. (Consulté le 10.10.2015).
- Rapport mondial des Nations Unies (2^{ième}, 2006). *La mise en valeur des ressources en eau : 2^{ième} rapport mondial [en ligne]*. Disponible sur : <http://www.unep.or.jp/ietc/publications/short_series/lakereservoirs-3/2.asp>. (Consulté le 01.10.2015).