

MARILIA MORGANTI MANTOVANINI

**MODELISATION DU CARBONE 14 ET DU TRITIUM EN
VIENNE**

Projeto de Formatura apresentado à
Escola Politécnica da Universidade de
São Paulo, no âmbito do Curso de
Engenharia Ambiental

São Paulo
2017

MARILIA MORGANTI MANTOVANINI

**MODELISATION DU CARBONE 14 ET DU TRITIUM EN
VIENNE**

Projeto de Formatura apresentado à
Escola Politécnica da Universidade de
São Paulo, no âmbito do Curso de
Engenharia Ambiental

Orientador: Prof. Bruno Tassin

São Paulo
2017

Catalogação-na-publicação

Mantovanini, Marilia

Modélisation du carbone 14 et du tritium en Vienne / M. Mantovanini --
São Paulo, 2017.
64 p.

Trabalho de Formatura - Escola Politécnica da Universidade de São
Paulo. Departamento de Engenharia de Hidráulica e Ambiental.

1.Modelagem 2.Meio aquático 3.Central nuclear I.Universidade de São
Paulo. Escola Politécnica. Departamento de Engenharia de Hidráulica e
Ambiental II.t.



Sciences et Génie de l'Environnement

SAGE

Systèmes aquatiques et gestion de l'eau

PARCOURS RECHERCHE

JUILLET 2017

MEMOIRE DE STAGE DE MASTER

Marília MORGANTI MANTOVANINI

Modélisation du carbone 14 et du tritium en Vienne

Stage effectué à EDF

Présentation du mémoire le 20 juillet 2017 à Champs sur Marne

Maître de stage : Mme. Elsa VITORGE

Confidentialité :

- Oui – Durée :
- Non



Remerciements

Je remercie toutes les personnes qui ont contribué et participé à mon Projet de Fin d’Etudes. Ce stage a été fructueux de diverses façons: professionnelle, personnelle et culturelle. J’ai pu développer des compétences dans le domaine de la modélisation, de la biochimie et de la radioécologie, toujours à côté d’experts motivés.

Premièrement, je tiens à remercier les personnes du groupe P78 du département Laboratoire National d’Hydraulique et Environnement d’EDF pour leur accueil chaleureux. En particulière, je remercie vivement Elsa Vitorge, ingénierie chercheur, qui a rendu la réalisation de cette stage une expérience très enrichissante. Grâce à son partage d’expertise en lien avec l’autonomie qu’elle m’a accordé, j’ai pu développer mes projets de la meilleure manière possible. Je tiens à remercier également Fabrice Zaoui pour son aide et son attention pendant la réalisation de mon travail. Je remercie également Nicolas Malleron, Taku Tanaka et Philippe Ciffroy pour les critiques constructives. J’en profite pour remercier aussi les stagiaires, qui ont rendu cette opportunité encore plus agréable.

Ensuite, j’adresse mes remerciements à mon professeur et tuteur pédagogique, M. Bruno Tassin, enseignant de l’ENPC et chercheur au laboratoire LEESU pour le temps consacré et pour les suggestions qui m’ont poussé à aller plus loin.

Enfin, je remercie mes amis Mariana Ormelezi, Paulo Vitor, Ricardo Martins, João Caldas, Francisco Pinto et Gustavo Boriolo qui m’ont accompagné lors de ce stage. Je tiens également à remercier les personnes qui m’ont accompagné dans ce parcours même de loin: ma famille et mes amis. Un remerciement spécial à mes parents et à ma sœur Paula, qui m’ont toujours encouragé à suivre mes rêves, y compris celui d’étudier à Paris.

Résumé

Le carbone 14 et le tritium sont les radionucléides qui sont majoritaires en Becquerel dans les rejets liquides, réglementaires et contrôlés, des Centres Nucléaires de Production d’Electricité (CNPE). A cet égard, l’évaluation d’impact des CNPE vis-à-vis du risque radiologique passe par une bonne connaissance du devenir de ces radionucléides dans l’environnement.

L’objectif de mon projet de fin d’études était d’améliorer le modèle ^{14}C utilisé par la R&D d’EDF. Ce modèle simule l’évolution spatiale et temporelle du tritium et du carbone 14 en milieu aquatique. La zone d’étude retenue est la Vienne, rivière française sur laquelle se trouve le CNPE de Civaux.

Ce rapport contient d’abord un rappel non exhaustif sur ces deux radionucléides et sur les modèles de qualité de l’eau existants. Ensuite, je présente mon projet, qui se divise en deux parties. D’abord, je me suis concentrée sur l’amélioration du modèle. En m’appuyant sur des travaux précédents, j’ai ajouté des nouveaux paramètres et variables dans le modèle de façon à le rendre plus complet. La simulation des nouvelles variables est confrontée avec des données de mesure. La deuxième partie de mon projet est l’analyse de sensibilité des paramètres physiques. Le but de cette analyse est de définir quels sont les paramètres par rapport auxquels les variables d’intérêt sont les plus sensibles et quels paramètres sont d’effet négligeable. J’ai utilisé la méthode de Morris pour faire ce tri qualitatif.

Mots-clés : Modélisation, milieu aquatique, centrale nucléaire, carbone 14, analyse de sensibilité

Abstract

Carbon-14 and tritium are the radionuclides that predominates in Becquerel, in regulatory and controlled liquid releases from Nuclear Power Plant (NPP). In this respect, the environmental radiological risk assessment requires a good knowledge of the fate of these radionuclides in the environment.

The objective of my final project was to improve the model ^{14}C used by the R&D of EDF. This model simulates the spatial and temporal evolution of tritium and carbon 14 in aquatic environments. The study area is Vienne, a French river that hosts the NPP of Civaux.

This report first contains a non-exhaustive review of these two radionuclides and of the existing water quality models. Then I present my project, which is divided into two parts. First, I studied how to improve this model. Based on previous studies, I added new parameters and variables in the model to make it more complete. The simulation of the new variables is compared with measurement data. The second part of my project is the sensitivity analysis of physical parameters. The aim of this analysis is to define which parameters are the most important in relation to the variables and which are negligible. I used the Morris method to do this qualitative sorting.

Keywords : Modeling, aquatic environment, nuclear power plant, carbon 14, sensitivity analysis

Table des matières

Remerciements	3
Résumé.....	4
Abstract	4
Table des matières	5
Liste des tableaux.....	7
Liste des figures.....	8
Liste des annexes.....	9
Abréviations et symboles	10
Variables modèle ¹⁴ C	11
I. Introduction.....	12
II. Contexte général de l'étude	14
A. Radionucléides	14
i. Carbone.....	14
ii. Tritium.....	16
B. Zone d'étude de la Vienne et campagnes de mesure	16
C. Les outils de modélisation hydraulique et de qualité de l'eau	18
i. Modèle hydraulique.....	18
ii. Modèles de qualité de l'eau existants	19
III. Matériel et Méthodes.....	23
A. Outil Mascaret-Tracer	23
B. Amélioration du modèle	23
i. Carbone Inorganique Dissous (CID)	24
ii. Carbone Organique Particulaire (COP)	26
iii. Carbone Organique Dissous (COD)	27
C. Analyse de sensibilité	29
i. Méthodes de criblage – Morris.....	29
IV. Résultats et discussions	34
A. Amélioration du modèle	34
i. Carbone Inorganique Dissous (CID)	34
ii. Carbone Organique Particulaire (COP)	36
iii. Carbone Organique Dissous (COD)	37

B. Analyse de sensibilité	38
V. Conclusion et perspectives	41
Bibliographie	42
Annexes	46

Liste des tableaux

Tableau 1 - Nombre de points de mesure pour chaque un des sept variables de sortie pour la station Candes-Saint-Martin et pour deux dates 10-11/07/2013 et 02-03/10/2013	33
Tableau 2 - Exemple de groupe de paramètres les plus influents	39
Tableau 3 - Sites importantes de la Vienne avec indication de la distance au CNPE et de la zone géologique à laquelle ils appartiennent	49
Tableau 4 - Résultats analyse de sensibilité à Candes Saint Martin.....	58
Tableau 5 - Résultats des analyses de sensibilité du 10-11/07/2013	59
Tableau 6 - Résultats des analyses de sensibilité du 02-03/10/2013	60

Liste des figures

Figure 1 - Schéma du cycle du carbone dans les systèmes d'eau douce	15
Figure 2 - Zone d'étude de la Vienne	17
Figure 3 - Rejet de tritium à Civaux et campagnes de mesure sur la Vienne.....	17
Figure 4 - Vue longitudinale (à gauche) et vue latérale (à droite) d'un écoulement fluvial	18
Figure 5 - Schéma des interactions des traceurs du module ^{14}C	21
Figure 6 - Sources et transferts de carbone entre les phases du CID, COP et COD. Les éléments en couleur sont ceux utilisés dans le modèle ^{14}C avant les améliorations apportées lors de mon stage de fin d'étude	24
Figure 7 - Simulation des processus des sources internes carbone inorganique dissous (à gauche) et carbone 14 dans l'eau (à droite) à Candes-Saint-Martin (avril 2013)	25
Figure 8 - Débit et pH à Candes-Saint-Martin (avril 2013)	25
Figure 9 - Sources et transferts de carbone entre les phases du CID, COP et COD. Les éléments en jaune sont ceux qui ont été modifiés dans le modèle ^{14}C	28
Figure 10 - Schéma des interactions des traceurs du module ^{14}C après les changements.....	29
Figure 11 - Représentation d'une région Ω	30
Figure 12 - Exemple de trajectoire pour 3 paramètres d'entrée	31
Figure 13 - Distributions empiriques obtenues pour $p = 4$ et pour $\Delta = 2/3$ (gauche) et $\Delta = 1/3$	32
Figure 14 - Carbone inorganique dissous (à gauche) et carbone 14 dans l'eau (à droite) à Candes-Saint-Martin (avril 2013). En rouge, les résultats du modèle sans le forçage en pH et en vert avec....	34
Figure 15 - Concentration de carbone inorganique dissous à Candes-Saint-Martin (avril-oct 2013). En rouge, les résultats du modèle sans le forçage en pH et en vert avec. Les points bleus (Sciloca) sont les points de mesure.....	35
Figure 16 - Concentration de carbone 14 dans l'eau à Candes-Saint-Martin (avril-oct 2013). En rouge, les résultats du modèle sans le forçage en pH et en vert avec. Les points bleus (Sciloca) sont les points de mesure.....	35
Figure 17 - Concentration de carbone organique particulaire à Candes-Saint-Martin (avril-oct 2013)36	36
Figure 18 - Activité spécifique du carbone 14 organique particulaire à Candes-Saint-Martin (avril-oct 2013).....	37
Figure 19 - Activité spécifique du carbone 14 organique dissous à Candes-Saint-Martin (avril-oct 2013)	37
Figure 20 - Exemple de graphique (μ^* , σ) généré à partir de la Méthode de Morris	38
Figure 21 - Activité des rejets radioactifs en Vienne (2013)	47
Figure 22 - Carte de la Vienne du CNPE Civaux jusqu'à la confluence avec la Loire	48

Liste des annexes

Annexes	46
Annexe 1 - Activité des rejets radioactifs en Vienne.....	47
Annexe 2 - Sites importantes de la Vienne	48
Annexe 3 - Equations modèle ^{14}C – EDF.....	50
Annexe 4 - Paramètres physiques utilisées dans le modèle ^{14}C	57
Annexe 5 - Résultat des analyses de sensibilité	58
Bibliographie Annexe	62

Abréviations et symboles

Bq	Becquerel
¹⁴ C	Carbone 14
CNPE	Centre National de Production d'Electricité
CID	Carbone Inorganique Dissous
CIP	Carbone Inorganique Particulaire
COD	Carbone Organique Dissous
COP	Carbone Organique Particulaire
³ H	Tritium
HTO	Eau tritiée
LNHE	Laboratoire National d'Hydraulique et Environnement

Variables modèle ^{14}C

Variable	Description	Unité
$A_{COD}^{14\text{C}}$	Activité spécifique du carbone 14 organique dissous	Bq/gC
$A_{COP}^{14\text{C}}$	Activité spécifique du carbone 14 organique particulaire	Bq/gC
$A_{eau}^{14\text{C}}$	Activité spécifique du carbone 14 dans l'eau	Bq/gC
$A_{phyto}^{14\text{C}}$	Activité spécifique du carbone 14 dans le phytoplancton	Bq/gC
$^{14}\text{C}_{eau}$	Activité volumique du carbone 14 dans l'eau	Bq/m ³
$^{14}\text{C}_{phytoplancton}$	Activité volumique du carbone 14 dans les phytoplanctons	Bq/m ³
CID	Carbone Inorganique Dissous	mol/m ³
COD	Carbone Organique Dissous	mol/m ³
COP	Carbone Organique Particulaire	mol/m ³
DBO	Demande biologique en oxygène	mgO ₂ /m ³
HTO	Eau tritiée	Bq/m ³
O ₂ dissous	Oxygène dissous	mol/m ³
Phytoplancton	Concentration en phytoplancton	mgChla/m ³
Q	Débit	m ³ /s
S	Section mouillée	m ²
T _{eau}	Température de l'eau	°C

I. Introduction

La politique énergétique est un indicateur essentiel de l’activité économique et sociale d’un pays. La gestion de l’énergie a un impact énorme dans la société. Du point de vue économique, le prix de l’énergie affecte non seulement les industries, gourmandes en énergie, mais aussi les citoyens, spécialement au travers du chauffage et du transport (Europedia moussis eu 2011). Du point de vue environnemental, les différents sources et formes d’énergie définissent la quantité et la nature des ressources naturelles nécessaires ainsi que des déchets et effluents générés lors de leur production.

En France, le développement du programme nucléaire entre 1973 et 1980 s’est expliqué, en partie, par l’augmentation du prix du pétrole. La contribution nucléaire sur la production nationale d’énergie primaire a augmenté de 9,0 % des 44 Mtep¹ produits en 1973 à 81,5% des 140 Mtep en 2015 (Guggemos et al. 2016). La France a fait le choix du nucléaire en visant un approvisionnement d’énergie indépendant des variations du prix du pétrole. De plus, le nucléaire a l’avantage de produire moins de gaz à effet serre par rapport aux énergies fossiles.

Dans le domaine de l’énergie en France, le groupe EDF, Electricité de France, a été créé en 1946 par décision gouvernementale et était un monopole de l’État à sa création. Actuellement leader mondial des énergies bas carbone, le groupe EDF rassemble les métiers de production, commerce et réseau d’électricité. Cette société a eu, en 2016, un chiffre d’affaires de 71 203 millions d’euros et une production nucléaire française de 384 TWh (EDF 2017). Il y a 19 centrales nucléaires en fonctionnement en France.

Les centrales nucléaires sont des installations qui produisent de l’électricité à partir de la fission de combustible nucléaire (composé d’oxyde de plutonium ou d’uranium) dans les réacteurs. Cette production d’énergie entraîne comme produits sortants : des rejets liquides et gazeux, des rejets thermiques, des déchets radioactifs et conventionnels et aussi du combustible nucléaire usé. Les rejets radioactifs sont des rejets liquides et gazeux qui contiennent des traces des substances radioactives produits lors de la réaction nucléaire. Ces substances, formées dans le réacteur nucléaire, sont collectées, traitées, contrôlées et sont ensuite rejetées par voie atmosphérique ou liquide, toujours en respectant les limites fixées par la législation (Hartmann et al. 2014).

En ce qui concerne les effluents radioactifs rejetés par les centrales nucléaires d’EDF, les constituants principaux en termes de Becquerel (Bq) sont le tritium (isotope de l’hydrogène ^3H) et le carbone 14 (^{14}C). La quantité de substances radioactives formées est directement liée à la quantité d’énergie générée (Hartmann et al. 2014). Ces deux radionucléides produits par les centrales peuvent également être produits de façon naturelle.

Le carbone et l’hydrogène sont des éléments primordiaux de la matière vivante. Dans l’environnement, ces substances radioactives émises par les centrales nucléaires suivent des cycles biogéochimiques : le tritium suit le cycle de l’eau et le carbone 14 suit le cycle du carbone (Hartmann et al. 2014). Etant donné leur comportement particulier dans les écosystèmes naturels, leur évolution spatiale et temporelle et leur devenir dans l’écosystème aquatique fait l’objet d’une attention particulière à la R&D d’EDF.

Considérant l’importance de la production nucléaire nationale en lien avec les potentiels impacts des centrales nucléaires, la sûreté et la surveillance des installations, des effluents et des rejets liés à cette activité est primordiale. C’est dans le contexte de la surveillance et du suivi environnemental des centrales nucléaires que mon projet de fin d’études a eu lieu. Plus précisément, je me suis concentrée

¹ Million de tonnes équivalent pétrole, c'est à dire 41,868 GJ

sur l’analyse du comportement et du transfert des radionucléides ^{14}C et ^3H dans l’écosystème aquatique continental.

J’ai réalisé mon projet de fin d’études au sein du groupe EDF, à la direction de la Recherche & Développement (R&D), plus spécifiquement au département Laboratoire National d’Hydraulique et Environnement (LNHE). Je faisais partie du groupe QE35, qui rassemble plusieurs compétences, telles que : la radioécologie, l’hydrogéologie et l’hydrologie.

Les objectifs de mon stage s’inscrivent dans une dynamique d’amélioration et de hiérarchisation des paramètres du modèle de qualité de l’eau. Deux parties principales ont structuré mon stage. La première a consisté en l’amélioration du modèle existant en ajoutant des nouveaux compartiments et mécanismes dans le modèle et aussi en réalisant une confrontation des résultats de simulation à des mesures sur des échantillons sur terrain récemment disponibles. Les modèles multi-milieu ont souvent beaucoup de paramètres et variables. De ce fait, la deuxième partie, l’analyse de sensibilité du modèle de qualité d’eau, a été menée pour évaluer l’influence respective de chaque paramètre d’entrée du modèle sur les variables de sortie.

La zone d’étude sur laquelle les simulations et analyses ont été appliquées est la Vienne. Cette rivière française est un affluent de la Loire et héberge le Centre National de Production d’Électricité (CNPE) de Civaux, localisé dans la région de Poitou-Charentes. Plus précisément, la zone étudiée est comprise entre la centrale de Civaux jusqu’à la confluence de la Vienne avec la Loire, à Candes Saint-Martin, autrement dit, sont analysées 122 km de cours d’eau (Pinheiro 2016).

Ce rapport est organisé de la façon suivante : le premier chapitre contient une revue bibliographique sur les radionucléides tritium et carbone 14, suivie d’une caractérisation de la zone d’étude (la Vienne) puis un bref descriptif non exhaustif des modèles hydrauliques et du devenir du carbone 14 dans l’écosystème aquatique existants.

Le deuxième chapitre, Matériel et Méthodes, décrit les outils méthodologiques et numériques utilisés lors de mon stage. Il s’agit de l’outil Mascaret-Tracer ; du modèle C14 existant et de la description des propositions d’amélioration de ce modèle; d’un descriptif de la méthode de Morris (1991), méthode d’analyse de sensibilité aux paramètres utilisée et la justification des paramètres utilisés.

Le chapitre suivant, Résultats et discussions, présente les résultats et les analyses des modifications faits dans le modèle et également la hiérarchisation des paramètres d’entrée, obtenue lors de l’analyse de sensibilité.

Finalement, le chapitre V contient les conclusions et les perspectives de mon projet de fin d’études.

II. Contexte général de l'étude

A. Radionucléides

Comme déjà mentionné ci-dessus, le carbone 14 et le tritium sont les deux radionucléides majeurs émis par une centrale nucléaire dans les effluents liquides (Hartmann et al. 2014). C'est pour cette raison que le transfert et le comportement de ces deux éléments dans l'environnement a été choisi pour être modélisé.

Le carbone 14 et le tritium sont des éléments particuliers dans le domaine de la radioécologie, car leur comportement ne pouvant pas être dissocié de ceux du carbone et de l'hydrogène stables, respectivement, dépend des cycles biogéochimiques naturels (Hartmann et al. 2014). C'est le motif pour lequel les modèles de qualité de l'eau doivent prendre en compte non seulement le transfert de ces radionucléides dans le milieu, mais aussi le cycle biogéochimique du carbone et de l'eau (Le Dizès 2004).

i. Carbone

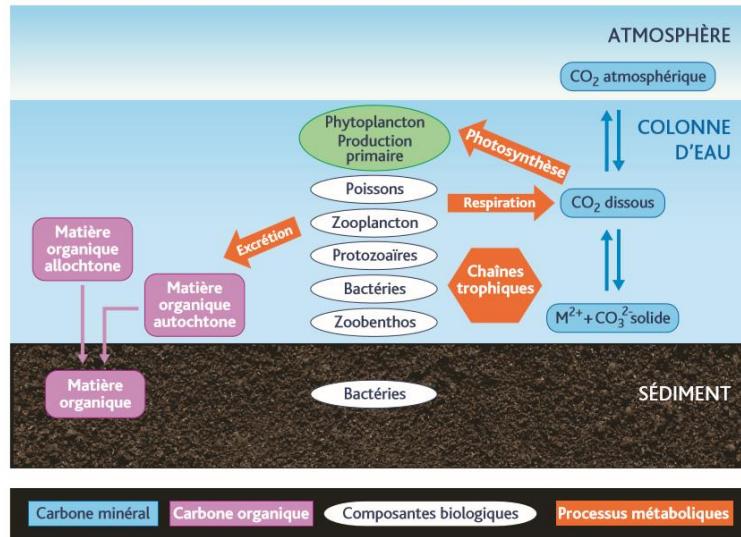
Carbone stable

Dû à la complexité de prendre en compte tous les processus biologiques, chimiques et physiques associés au carbone 14 dans les écosystèmes où il est introduit, les modèles de carbone 14 font appel à une hypothèse de transfert simplificatrice : « *la conservation de l'équilibre isotopique $^{14}\text{C}/^{12}\text{C}$ lors des transferts entre les différents constituants d'un écosystème* » (Le Dizès 2004). D'où l'importance de comprendre le cycle du carbone stable.

Le carbone peut être classifié sous différents critères, soit organique ou inorganique, soit particulaire ou dissous. Le carbone organique est celui qui a été produit par des organismes vivants et est lié à d'autres atomes tels que d'autres carbones, l'hydrogène, le phosphore et l'azote. Le carbone inorganique est associé à composantes inorganiques, autrement dit, éléments qui ne sont pas et qui n'ont pas été vivant (Bourque 2010). Le critère particulaire/dissous se fait selon la taille de la particule. Dans l'environnement aquatique continental le carbone est rencontré sous les formes :

- Carbone Inorganique Dissous (CID) : issu de la dissolution du CO₂ atmosphérique et des roches carbonatées et silicatées, de la décomposition de la matière organique et de l'érosion chimique (Baker et al. 2008 cité par Coularis 2016). Le CID joue un rôle important dans le processus de respiration et de photosynthèse (Coularis 2016). En milieu aquatique, il apparaît sous les formes carbonatés (CO₂/HCO₃⁻/CO₃²⁻), éléments qui interviennent fortement dans le pH et l'alcalinité de l'eau (Alonzo et al. 2015) ;
- Carbone Organique Dissous (COD) : a deux origines différentes autochtone et allochtone. Le COD autochtone est produit à partir de la croissance cellulaire et de la dégradation du phytoplancton et des macrophytes (Otsuki & Hanya 1972 cité par Coularis 2016). Le COD allochtone provient de la décomposition de la matière organique terrestre qui a comme origine les eaux souterraines et les eaux de ruissellement (Coularis 2016) ;
- Carbone Inorganique Particulaire (CIP) : issu de trois origines différentes. L'origine détritique, c'est-à-dire, à partir de l'érosion mécanique des roches carbonatées. La formation de CIP biogénique se fait par les organismes à coquille calcaire. Enfin, quand le pH est supérieur à 9,0, ce qu'entraîne une précipitation de CIP d'origine endogénique (Coularis 2016) ;
- Carbone Organique Particulaire (COP) : a comme source l'érosion des sols, les débris végétaux, la végétation aquatique et la production primaire (Coularis 2016).

La figure ci-dessous montre un schéma du cycle du carbone en eau douce, autrement dit, c'est la représentation des principaux processus d'échange entre les formes de carbone parmi ses différents réservoirs.



Source : Alonzo et al. 2015

Figure 1 - Schéma du cycle du carbone dans les systèmes d'eau douce

Le CO₂ atmosphérique et le CO₂ dissous à la surface ont tendance à se maintenir à l'équilibre (Bourque 2010). Le CO₂ dissous est rencontré sur les différentes formes carbonatées (CO₂/HCO₃⁻/CO₃²⁻) et est assimilé par les producteurs primaires par le processus de photosynthèse. Les consommateurs, tels que les bactéries, protozoaires et poissons consomment directement ou indirectement ce carbone organique et ensuite, le rejettent sous forme minérale à partir de la respiration ou sous forme organique à partir de l'excrétion. Le carbone organique a aussi une source allochtonne, comme déjà mentionné ci-dessus. Le carbone lié à la matière organique et le carbone minéral peuvent se décanter sous les lits fluviaux.

Carbone 14 (¹⁴C)

Le carbone 14 est un isotope radioactif du carbone, qui présente une demi-vie de 5730 ans. Cet élément a une origine naturelle, à partir de l'irradiation d'azote par neutrons cosmiques dans la stratosphère et la troposphère. Le carbone 14 a également des origines artificielles, telles que des explosions nucléaires atmosphériques et des réacteurs nucléaires (Alonzo et al. 2015). Les CNPE rejettent dans les limites réglementaires le carbone 14 sous forme liquide et gazeux.

En ce qui concerne les rejets radioactifs liquides des centrales nucléaires, l'hypothèse que tout le carbone 14 liquide rejeté est sous forme de ¹⁴CO₂ est souvent faite (Le Guen & Siclet 2009).

En Europe, très peu d'études quantitatives de carbones 13 et 14 ont été faites. Il en existe une pour le Rhône datant de 1999. Cette étude inclut la spéciation du carbone organique / inorganique et particulaire / dissous (Aucour et al. 1999 cité par Coularis 2016). Dans le but d'analyser le cycle du carbone dans le bassin de la Loire (y compris la Vienne), une thèse de doctorat a été menée en s'appuyant sur la composition isotopique des carbones 14 et 13 (Coularis 2016). Des campagnes de mesures du carbone 14 en différents sites de prélèvement de la Vienne ont été menées en 2012 et 2013. L'objectif en était de déterminer les flux de carbone à partir de l'analyse de la nature, l'âge et les sources du Carbone Organique Particulaire (COP), du Carbone Inorganique Dissous (CID) et du Carbone Organique Dissous (COD). Le Carbone Inorganique Particulaire (CIP) n'a pas été pris en compte, car sa fraction représente seulement 3% de la quantité de carbone totale dans la Loire selon des campagnes de mesure précédentes (Coularis 2016).

Pendant sa thèse, Coularis n'a pas développé de modèles mécanistiques du carbone organique. De cette façon, pendant mon projet de fin d'études, j'ai eu l'occasion d'utiliser les données de terrain obtenues par Coularis afin d'améliorer l'outil déjà existant à EDF. Cet outil prend en compte également le tritium, qui sera abordé dans la partie suivante de ce rapport.

ii. Tritium

Le tritium (^3H) est un isotope de l'hydrogène, avec une demi-vie de 12,32 ans. Tel que le carbone 14, le tritium a une origine naturelle, il est issu des réactions nucléaires qui ont lieu dans la haute atmosphère et aussi des origines artificielles, comme par exemple, les essais et installations nucléaires. C'est un radionucléide fortement mobile dans l'environnement (Calmon & Garnier-Laplace 2010).

Selon Calmon & Garnier-Laplace (2010) le tritium est rencontré dans la nature sous trois formes :

- Eau tritée (HTO) : c'est la forme la plus souvent rencontrée dans la nature et dans les matières vivantes. L'HTO est de l'eau où un atome d'hydrogène a été remplacé par un tritium. Le ^3H étant plus lourd que ^1H , cela occasionne une différente de masse dans les atomes d'HTO par rapport à celles d'eau, ce qui entraîne une différence dans le temps des processus naturels de changement d'état (tels que l'évaporation et condensation) ;
- Tritium gazeux (HT) : est une fraction mineure du tritium rejeté par les usines par des voies atmosphériques. L'HT est rapidement oxydé en HTO ;
- Tritium organique : est le résultat de l'incorporation du tritium dans les organismes.

D'après des mesures effectuées dans les effluents liquides des CNPE, le tritium rejeté est majoritairement sous forme d'HTO (Le Guen 2008). Pour modéliser les rejets chroniques du tritium dans l'environnement, les spécialistes font l'hypothèse que ce radionucléide suit le cycle de l'eau (Calmon & Garnier-Laplace 2010). De cette façon, après rejet, l'HTO s'intègre aux organismes vivants de façon progressive à partir de la photosynthèse des producteurs primaires aquatiques (Le Guen 2008).

B. Zone d'étude de la Vienne et campagnes de mesure

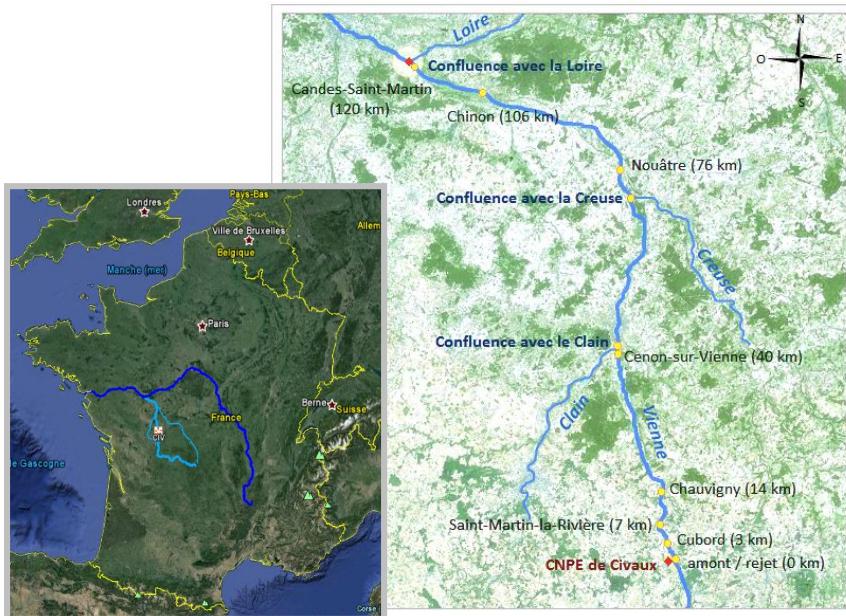
Dans l'objectif de suivre les radionucléides rejetés par les centrales nucléaires, des modèles et des campagnes de mesure sont réalisées. Dans le cadre de mon rapport, je me suis concentrée sur la Vienne, un affluent de la Loire.

Cette rivière française a une longueur de 372 km et est l'affluent le plus important de la Loire en termes de débit. Son débit augmente de l'amont vers l'aval et a une grande variation saisonnière : le débit moyen mensuel maximum est en février, de 354,0 m³/s et minimum en août, de 60,7 m³/s selon les données collectées à la station hydrologique de Nouâtre de 1958 à 2016 (Ndiaye 2017).

Concernant les caractéristiques géologiques de la rivière, on distingue à l'amont, une formation granitique et à l'aval, un substrat sédimentaire (Coularis 2016). Pour la végétation, la rivière est constituée majoritairement d'une végétation fixée, les macrophytes et il y a également du phytoplancton (Pinheiro 2016).

A la suite de travaux précédents, la zone d'étude modélisée pendant mon stage est comprise entre la centrale nucléaire de Civaux jusqu'à la confluence de la Vienne avec la Loire (Figure 2). Soient environ 122 km modélisés, y compris six seuils ou barrages et deux affluents de la Vienne (Clain et Creuse). La période de simulation début avril et se termine fin octobre 2013, période pendant laquelle on disposait de plus de mesures de terrain, soit une période de simulation de sept mois.

Le CNPE est localisé dans la région Poitou-Charentes, sur la rive gauche de la Vienne. La centrale a eu une production de 18 milliards de kWh en 2016.



Source : Pinheiro, 2016

Figure 2 - Zone d'étude de la Vienne

A partir des données de 2013 fournies par le CNPE de Civaux (Annexe 1) sur la radioactivité des effluents liquides, il est important de souligner que l'activité en carbone 14 et en tritium est très variable à chaque rejet. Cependant, dès qu'il y a une valeur non nulle en rejet de tritium, il y a un rejet en carbone 14. La réciproque n'est pas vraie, autrement dit, il peut y avoir des rejets en tritium mais pas en carbone 14. C'est pour cette raison que, dans le cadre de ce rapport, sera considéré comme rejet radioactif des rejets qui contiennent du tritium.

La réglementation² impose un débit journalier minimum à l'amont et à l'aval de Civaux pour effectuer le rejet des effluents radioactifs. De ce fait, ce type de rejet n'est pas réalisé de manière constante au cours de l'année (Figure 3).

Rejet de tritium à Civaux et campagnes de mesure sur la Vienne en 2013

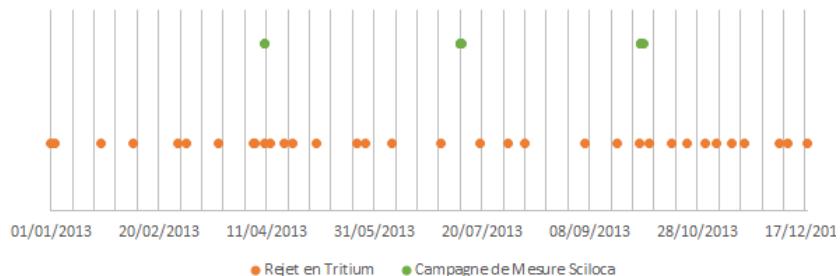


Figure 3 - Rejet de tritium à Civaux et campagnes de mesure sur la Vienne

Les simulations réalisées lors de mon stage sont confrontées avec des données mesurées sur le terrain pendant la thèse de Coularis (2016). Dans le cadre de cette thèse, trois campagnes de mesure ont été réalisées en 2013 sur la Loire et la Vienne, visant à suivre les rejets de tritium et de carbone 14 des centrales nucléaires. En Vienne, les mesures ont été faites en sept sites de prélèvement (de V1 à V7),

² Seuils définis par l'Arrêté du 23 juin 2009 portant homologation de la décision n° 2009-DC-0139 de l'Autorité de sûreté nucléaire du 2 juin 2009 fixant les limites de rejets dans l'environnement des effluents liquides et gazeux des installations nucléaires de base n° 158 et n° 159 exploitées par Electricité de France (EDF-SA) sur la commune de Civaux (département de la Vienne)

dont seulement six (de V2 à V7) sont comprises dans la zone d'étude de mon stage (Annexe 2 - Figure 22 et Tableau 3). Les dates de prélèvements réalisées en Vienne en 2013 et les dates des rejets radioactifs sont comparées dans la Figure 3.

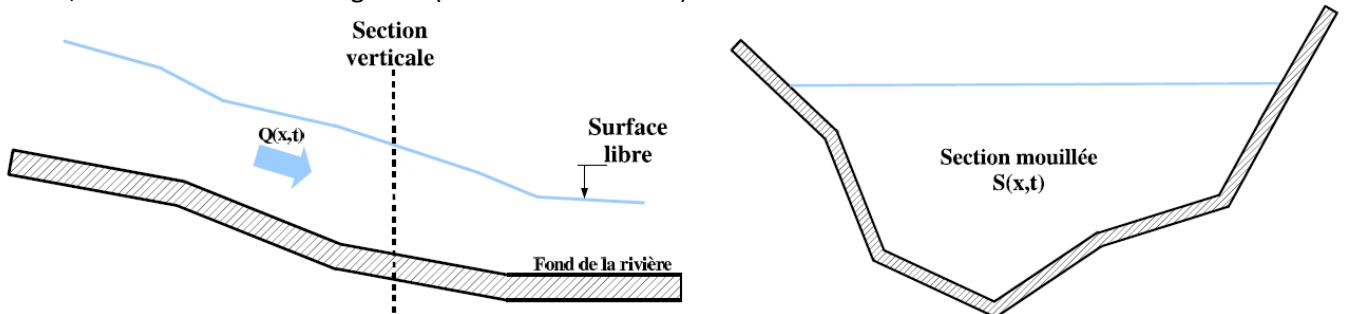
L'item suivant fait appel aux outils utilisés pour modéliser le devenir des radionucléides dans le milieu aquatique.

C. Les outils de modélisation hydraulique et de qualité de l'eau

i. Modèle hydraulique

Les écoulements fluviaux sont des phénomènes complexes. La variation de la morphologie du lit fluvial, la présence de seuils et de barrages augmentent la complexité de ces systèmes. La représentation simplifiée du fonctionnement hydraulique est un outil de calcul et de dimensionnement, aussi bien que d'aide à l'exploitation des ressources aquatiques.

Ayant comme objectif la modélisation de l'évolution de la qualité de l'eau dans le milieu aquatique, des grandeurs hydrauliques se montrent indispensables pour la résolution d'équations de transport de traceurs. À cet égard, des modèles hydrauliques sont utilisés pour calculer, à chaque pas de temps (t), des données telles que le débit (Q) et la section mouillée (S) en fonction de x , abscisse du lit de la rivière, comme le montre la Figure 4 (EDF & Cerema 2015).



Source: EDF & Cerema 2015

Figure 4 - Vue longitudinale (à gauche) et vue latérale (à droite) d'un écoulement fluvial

Pour déterminer Q et S , plusieurs modèles hydrauliques à surface libre, tels que le Mascaret, ProSE, MIKE1-D et ISIS utilisent les équations de Saint-Venant, qui seront présentées par la suite.

Équations de Saint-Venant 1-D

Les équations de Saint-Venant ont été établies par Barré de Saint-Venant en 1871. Ces équations combinent deux principes : continuité (Équation 1) et conservation de la quantité de mouvement (Équation 2) (EDF & Cerema 2015). Dans le cadre de ce rapport, seulement la version 1D de ces équations seront présentées.

Les équations découlent des hypothèses que les effets visqueux internes sont négligeables et que la distribution de pression au sein du fluide peut être considérée comme hydrostatique.

Équation 1 - Conservation de la masse

$$\frac{\partial S}{\partial t} + \frac{\partial Q}{\partial x} = qa$$

Équation 2 - Conservation de la quantité de mouvement

$$\frac{\partial Q}{\partial t} + \frac{\partial}{\partial x} \left(\frac{\beta(x,S)Q^2}{S} \right) + gS \frac{\partial Z}{\partial x} = gSJ$$

Source : EDF & Cerema 2015

S – section mouillée (m^2) ;

Q – débit (m^3/s) ;

q_a – débit latéral éventuel entrant ou sortant par unité de longueur (m^2/s) ;

β – coefficient adimensionnel résultant des variations de la vitesse d'écoulement (-) ;

g – accélération de la gravité (m/s^2) ;

Z – cote de la surface libre (m) ;

J – perte de charge linéaire par frottement (m/m) .

Les modèles hydrauliques sont souvent couplés à des modèles de qualité de l'eau.

ii. Modèles de qualité de l'eau existants

Afin d'étudier le transfert et le comportement des radionucléides dans l'environnement, des modèles de qualité de l'eau ont été développés. Ci-dessous un bref descriptif non exhaustif des modèles de transfert de carbone 14 dans l'écosystème aquatique existant.

IRSN : modèle TOCATTa

TOCATTa (« *Transfert Of Carbon and Tritium in Terrestrial and Aquatic environments* ») est un modèle qui a été conçu pour simuler le transfert du carbone 14 dans les écosystèmes aquatiques d'eau douce et/ou terrestres, rejetés de façon chronique ou accidentel, par voie atmosphérique ou liquide. Le but final du modèle est le calcul de la dose ingérée par l'homme (Le Dizès 2004). Dans le cadre de ce rapport, seulement les émissions de carbone 14 chroniques présentes dans les effluents liquides rejetés dans le milieu aquatique d'eau douce seront analysées.

Ce modèle considère qu'il existe deux sources de flux de carbone 14 entrant dans le milieu aquatique: les rejets liquides et des rejets atmosphériques. Dès qu'il y a une émission atmosphérique, l'équilibre isotopique « ^{14}C minéral / ^{12}C minéral » dans l'eau est proportionnel au rapport « $CO_2 -^{14}C / CO_2 -^{12}C$ » dans l'atmosphère (Le Dizès 2004).

Le modèle suppose qu'en rivière tout le carbone 14 rejeté l'est sous forme minérale. Ce carbone est incorporé à la matière organique par le phytoplancton lors de la photosynthèse. Pendant ce processus on fait l'hypothèse de la conservation de l'équilibre isotopique « $CID-^{14}C/CID-^{12}C$ » entre le producteur primaire et le milieu aquatique. TOCATTa prend en compte, au-delà du phytoplancton, les consommateurs de premier ordre (zooplancton), les consommateurs de second ordre (poissons planctonivores) et les poissons de troisième ordre (poissons omnivores) (Le Dizès 2004).

Dans le modèle, tous les organismes vivants ont un pool d'activité massique (pool matière organique [Bq/kg sec]) et un autre d'activité volumique (pool eau [Bq/l eau]) du carbone 14. L'activité totale d'un organisme correspond à la somme des activités des deux pools (Le Dizès 2004).

Le transfert de carbone 14 aux composantes animales est réalisé principalement par de l'ingestion de nourriture au cours de la chaîne trophique. Dans ce cas, le transfert est évalué en prenant en compte l'activité totale de la composante. En ce qui concerne le pool eau, il est également fait l'hypothèse d'équilibre instantané de l'activité volumique du carbone 14 entre le pool et l'eau du milieu. À chaque pas de temps le modèle calcule l'activité associée à ces deux pools pour toutes les composantes (Le Dizès 2004).

TOCATTa contient quelques points faibles, en effet : le modèle ne prend pas en compte la notion de discrétisation dans l'espace de ses composantes (Le Dizès 2004). De plus, seulement le flux entrant de carbone 14 de l'atmosphère vers l'eau est pris en compte, hypothèse qui ne correspond pas à la réalité dès qu'il y a eu un rejet liquide, d'après Marang (2009). Enfin, le modèle néglige le processus de respiration.

SKB : C14-model

Le « *C14-model* » a été développé par SKB, « *Swedish Nuclear Fuel and Waste Management Company* », en collaboration avec l’Université de Stockholm. Il s’agit d’un modèle de distribution et de transport de carbone 14 hypothétiquement émis par un site de stockage de déchets radioactifs souterrain dans un écosystème aquatique ouvert. C’est un modèle dynamique simulant le carbone 14 ayant comme base les flux de carbone stable dans l’écosystème (Kumblad 2004).

Selon Kumblad (2004), la première partie du modèle prend en compte les compartiments abiotiques et biologiques du carbone stable. Des fonctions abiotiques considérées sont par exemple, les échanges à l’interface mer-air.

Les principales fonctions biologiques prises en compte sont :

- Production primaire : incorporation du carbone inorganique dissous en carbone organique particulaire via la photosynthèse réalisée par le phytoplancton et les plantes benthiques;
- Respiration : transformation du carbone organique particulaire en carbone inorganique dissous ;
- Consommation des organismes hétérotrophes : relations proie-prédateur qui sont responsables du transfert de carbone organique au sein des chaînes trophiques. Dans le *C14 model*, sont considérées différentes espèces comme les phyto-benthos, les poissons, les phoques, les aigles et même les humains ;
- Excès : différence entre la consommation et la respiration. Ce terme alimente le compartiment de carbone organique particulaire « *POC* ».

La simulation du transfert du carbone 14 est issue du modèle carbone stable en considérant l’hypothèse d’équilibre d’activité spécifique, tel que le modèle TOCATTA. Autrement dit, le carbone 14 émis par le stockage de déchets radioactifs sous forme inorganique est incorporé par les producteurs primaires de façon proportionnelle au ratio « $\text{CID}^{14}\text{C}/\text{CID}^{12}\text{C}$ ». Cette proportion est maintenue au long du réseau trophique : le transfert de carbone 14 est supposé similaire à celui du carbone stable, en suivant le rapport entre ^{14}C et C stable (Kumblad 2004).

En ce qui concerne les relations abiotiques, un flux de $^{14}\text{CO}_2$ de la mer vers l’atmosphère constant et permanent est considéré. Ce dégazage est estimé à partir des échanges de carbone stable (Kumblad 2004).

Le « *C14-model* » est un modèle complexe qui prend en compte plusieurs niveaux trophiques pour simuler le transfert de carbone 14 dans l’ensemble de l’écosystème. Néanmoins, à propos des échanges eau- atmosphère, d’après Marang (2009) le flux de $^{14}\text{CO}_2$ n’est pas corrélé à celui du $^{12}\text{CO}_2$: dès qu’il a un rejet de carbone 14 dans la rivière, l’échange de carbone stable reste constant alors que le flux de carbone 14 vers l’atmosphère augmente.

EDF : module TRACER

Le module TRACER a été développé par le LNHE et sert de base pour le développement de modèles de qualité de l’eau. TRACER simule l’évolution spatiale et temporelle de plusieurs traceurs passifs, qui peuvent réagir entre eux, en rivière. Ce type de module permet la programmation de modèles de qualité de l’eau à partir de la résolution de l’équation de transport. A chaque pas de temps, le module utilise les grandeurs hydrauliques (telles que le débit, la hauteur d’eau et la vitesse de l’écoulement) calculées par le système Mascaret pour résoudre les équations de convection et de diffusion (Luck 2005).

Une bibliothèque contenant six modules de qualité de l’eau est déjà intégrée dans le système Mascaret et est utilisable à partir de l’outil Tracer : modèle simplifié d’oxygène dissous (O₂), modèle de biomasse

phytoplanctonique (BIOMASS), modèle d'eutrophisation en rivière (EUTRO), modèle d'évolution des micropolluants (MICROPOL), modèle d'évolution de la température de l'eau (THERMIC) et modèle d'évolution des activités en carbone 14 en rivière (14C) (Luck 2005). Pendant mon projet de fin d'études, j'ai travaillé sur le module ^{14}C , qui a été développé en 2006 et a été objet d'études de plusieurs personnes, dont Analisa Pinheiro qui a été la dernière à améliorer le modèle en 2016 lors de son stage.

Le modèle prend en compte huit traceurs passifs (c'est-à-dire traceurs qui n'influencent pas l'écoulement) qui interagissent entre eux : température de l'eau ($^{\circ}\text{C}$), phytoplancton (mgChla/m^3), oxygène dissous (mol/m^3), demande biologique en oxygène (mgO_2/m^3), carbone inorganique dissous (mol/m^3), carbone 14 présent dans le phytoplancton (Bq/m^3), carbone 14 dans l'eau (Bq/m^3) et le tritium sous forme d'eau tritiée (Bq/m^3). La concentration de ces traceurs est estimée à chaque pas de temps pour chacune des 1170 sections analysées dans la rivière Vienne.

Au-delà des huit traceurs, Tracer simule aussi l'activité spécifique du phytoplancton (Bq/gC) et de l'eau (Bq/gC). Cette activité est également calculée à chaque pas de temps et d'espace à partir des traceurs, néanmoins ces composantes ne sont pas transportées au cours de la rivière (la convection et l'advection ne sont prises en compte).

Le schéma ci-dessous indique les interactions entre ces huit traceurs et aussi les activités spécifiques. Les éléments en cadre bleu sont des substances stables et les éléments en violet sont des substances associées à des radionucléides.

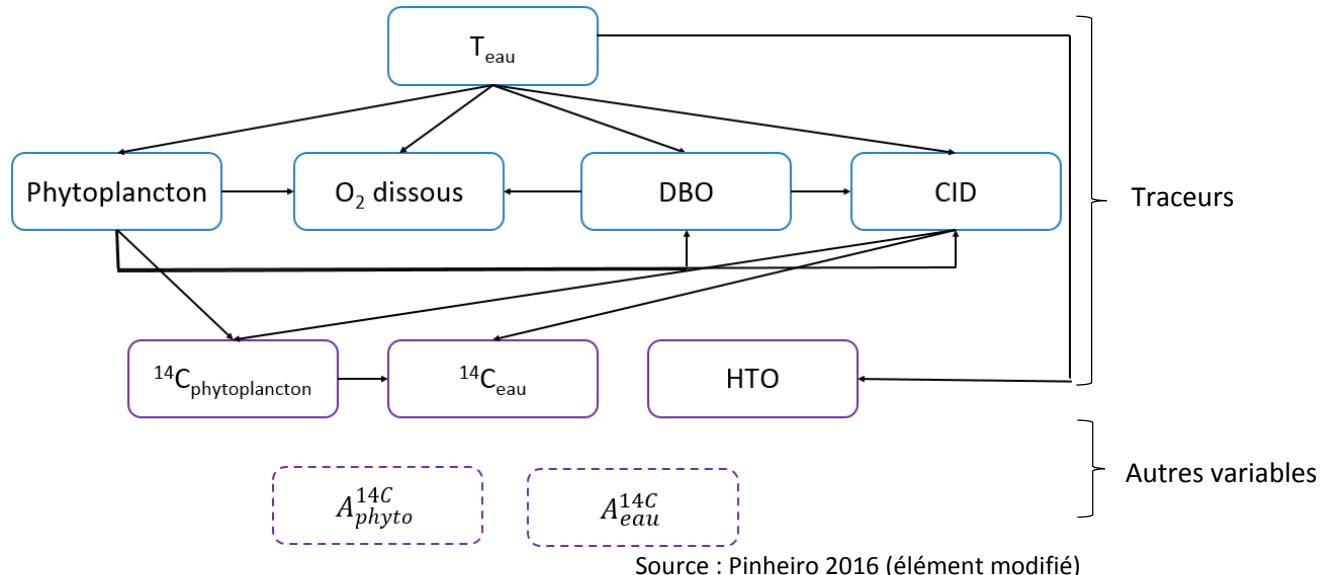


Figure 5 - Schéma des interactions des traceurs du module ^{14}C

La température de l'eau (T_{eau}) joue un rôle important dans le modèle. Ce traceur influence plusieurs processus et paramètres comme la croissance et la mortalité phytoplanctonique, la demande benthique en oxygène, la concentration d'oxygène dans l'eau et les formes carbonatées du carbone inorganique dissous (CID) dans l'eau.

Le phytoplancton produit de l'oxygène dissous (O_2 dissous) et du carbone organique particulaire à partir de carbone minéral (CID) lors de la photosynthèse. L'oxygène dissous est consommé par le processus de respiration des végétaux et de demande benthique. La mortalité du phytoplancton est le seul processus pris en compte pour la demande biologique en oxygène (quantité d'oxygène consommé par les bactéries pour dégrader la matière organique particulière) (Vitorge 2006).

L’activité volumique en carbone 14 dans le milieu aquatique ($^{14}\text{C}_{\text{eau}}$) et dans le phytoplancton ($^{14}\text{C}_{\text{phytoplancton}}$) est liée par les processus de photosynthèse, respiration et biodégradation. Pendant la respiration et la biodégradation, il y a un flux de carbone 14 du phytoplancton vers l’eau (Vitorge 2006). Dans ce cas, l’hypothèse d’activité spécifique phytoplanctonique ($A_{\text{phyto}}^{14\text{C}}$) est considérée : l’augmentation de l’activité spécifique de carbone 14 dans l’eau pendant ces processus est proportionnelle au rapport « ^{14}C dans le phytoplancton /Phytoplancton ». Le flux inverse de carbone 14 (de l’eau jusqu’au phytoplancton) est rencontré lors de la photosynthèse. Durant ce processus, l’hypothèse d’activité spécifique de l’eau ($A_{\text{eau}}^{14\text{C}}$) est prise en compte : l’incorporation du ^{14}C par le producteur primaire est proportionnelle au ratio « $^{14}\text{C}/\text{CID}$ dans l’eau ». A ces flux biologiques, s’ajoute celui abiotique où le carbone 14 dans l’eau s’échange avec l’atmosphère selon l’approche dite de « Sheppard » : le flux de carbone 14 dépend du gradient de pression $^{14}\text{CO}_2$ entre l’atmosphère et l’eau (Vitorge 2006 et Marang 2009).

Finalement, le tritium, sous forme HTO, s’échange avec l’atmosphère (Pinheiro 2016). Pour ce faire, l’approche « Sheppard » est aussi utilisée, autrement dit, le flux d’HTO eau-atmosphère dépend du gradient d’activité de tritium entre ces deux compartiments (Vieira, Vanderborght et al. 2004 cité par Marang 2009).

Les équations utilisées dans ce modèle pour le calcul des traceurs et des activités spécifiques ont été reprises des études précédentes et sont décrites dans l’Annexe 3.

Le modèle actuel permet de simuler les traceurs en Vienne, y compris les éléments radioactifs tritium et carbone 14. Cependant, ce modèle présente quelques points qui peuvent être améliorés :

- Le pH, facteur régissant des formes carbonatées du CID ($\text{CO}_2/\text{HCO}_3^-/\text{CO}_3^{2-}$) en milieu aquatique est calculé à partir de valeurs d’alcalinité qui ont été mesurées dans la Loire en 2004 ;
- Le carbone 14 organique est considéré seulement sous forme particulaire algale, le carbone organique dissous n’est pas pris en compte ;
- Ce modèle multi-milieu contient plusieurs paramètres qui ont plusieurs sources de variabilités. Dans le but de réduire des imprécisions propagées sur les paramètres de sortie, une analyse de sensibilité est envisageable afin d’orienter les études à venir.

III. Matériel et Méthodes

Envisageant une amélioration sur les points faibles du modèle ^{14}C (EDF), j’ai réalisé des modifications sur l’outil Mascaret-Tracer pendant mon projet de fin d’études. Les améliorations apportées au modèle se sont surtout appuyées sur les résultats de mesure de terrain obtenus par Cindy Coularis (2016) lors de sa thèse. Ensuite, étant donnée la quantité importante de paramètres d’entrée dans ce modèle, j’ai réalisé une analyse de sensibilité où une étude pour la détermination des paramètres physiques les plus influents sur les variables de sortie a été menée. Pour ce faire, j’ai utilisé le logiciel Rstudio et j’ai appliqué la méthode de Morris.

A. Outil Mascaret-Tracer

Pour simuler le comportement et le transfert des radionucléides tritium et carbone 14 dans l’environnement aquatique, un des outils utilisés par EDF est le couplage du logiciel Mascaret et du module de qualité de l’eau Tracer.

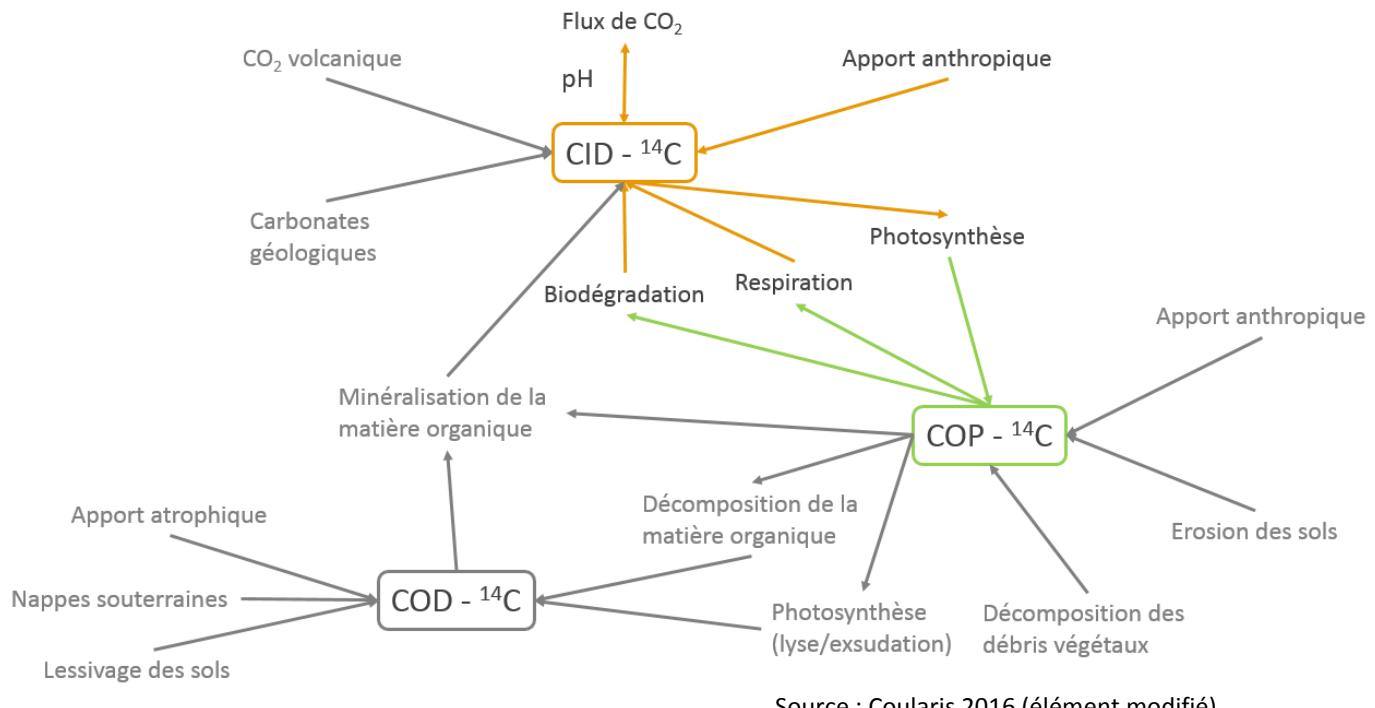
Mascaret est un code de calcul hydraulique monodimensionnel à surface libre, basé sur les équations de Saint-Venant. Il a été développé par la R&D d’EDF et par le Centre d’Etudes Techniques Maritimes et Fluviales (CETMEF) depuis plus de 20 ans. Ce code de simulation numérique, écrit en Fortran 90, permet la réalisation et l’exploitation de modèles hydrauliques (Goutal et al. 2012). Mascaret contient trois noyaux de calcul hydraulique : fluvial permanent, fluvial non permanent et transcritique (Luck 2005).

A chaque pas de temps Mascaret envoie des informations hydrauliques (telles que débits, cotes et vitesses) à Tracer. Cet outil simule, à partir des informations hydrauliques, le transport des traceurs le long de toute la rivière (pour la Vienne il y a un total de 1170 sections prises en compte). Les concentrations des traceurs sont déterminées à partir de la résolution des équations de convection et de diffusion.

Dans le cas de l’existence d’interactions entre les traceurs ou d’évolutions particulières des traceurs, les modules de qualité de l’eau sont utilisés pour le calcul des sources internes. Ces termes sources sont des réactions entre les traceurs et d’autres substances présentes dans la masse d’eau (Luck 2005). Pendant mon stage, j’ai utilisé le module ^{14}C (Figure 5).

B. Amélioration du modèle

Pour analyser la dynamique du carbone organique, Coularis (2016) a utilisé le traçage par les isotopes du carbone dans la Loire et la Vienne. Les sources anthropiques de ce radionucléide considérées pendant ses études sont les CNPE présents sur ces cours d’eau. La Figure 6 présente le schéma des sources et des transferts de carbone entre les phases du CID, COP et COD proposé par Coularis (2016). Les éléments colorés sont ceux pris en compte dans le modèle ^{14}C .



Source : Coularis 2016 (élément modifié)

Figure 6 - Sources et transferts de carbone entre les phases du CID, COP et COD. Les éléments en couleur sont ceux utilisés dans le modèle ^{14}C avant les améliorations apportées lors de mon stage de fin d'étude

i. Carbone Inorganique Dissous (CID)

CID- ^{12}C et CID- ^{14}C

Le modèle d'EDF considère que tout l'apport anthropique par les rejets liquides des centrales nucléaires est sous forme de carbone inorganique dissous (Figure 6 - élément en orange).

En ce qui concerne les processus associés aux échanges de carbone inorganique dissous et carbone 14, le modèle ^{14}C prend en compte :

- CID : Photosynthèse, respiration, biodégradation (respiration bactéries), réaération et respiration des sédiments ;
- $^{14}\text{C}_{\text{eau}}$: Photosynthèse, respiration, biodégradation (respiration bactéries) et réaération.

Pour déterminer le processus prépondérant dans le calcul de l'évolution de ces deux variables, j'ai analysé les résultats des simulations de chaque processus séparément de ces deux termes pour le mois d'avril à Candes-Saint-Martin.

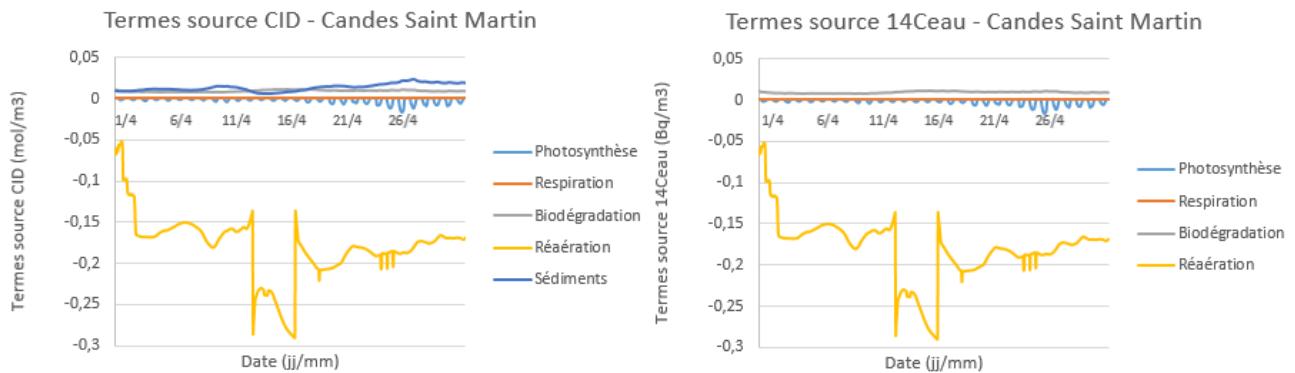


Figure 7 - Simulation des processus des sources internes carbone inorganique dissous (à gauche) et carbone 14 dans l'eau (à droite) à Candes-Saint-Martin (avril 2013)

Comme le montre la Figure 7 le terme le plus important pour le calcul des deux sources internes est le processus d'échange avec l'atmosphère. Les valeurs négatives de la réaération (courbe jaune) signifient qu'il y a un flux de l'eau vers l'atmosphère (bilan négatif pour le cours d'eau). D'ailleurs, les échanges à l'interface eau-atmosphère induisent un flux sortant dès qu'il y a des rejets liquides radioactifs par les centrales (Coularis 2016).

Le pH est un élément essentiel lors de cette réaération car il régule l'équilibre de carbonates dans l'eau d'eau douce (Alonzo et al. 2015), tel qu'indiqué dans l'Équation 20 (Annexe 3 –« *E. Carbone Inorganique Dissous* »). La concentration de CO₂ aqueux calculée est ensuite utilisée dans le calcul de l'échange eau-atmosphère pour le carbone inorganique dissous (Équation 21) et pour le carbone 14 présent dans l'eau (Équation 27).

Avant mon stage, le pH était une variable calculée à partir de données d'alcalinité mesurées dans la Loire en 2004. Dans le modèle, il y avait seulement deux valeurs d'alcalinité prises en compte, qui étaient déterminées selon une loi seuil sur le débit de la rivière. Ainsi, le terme de réaération avait plusieurs discontinuités au cours de la simulation, comme l'indique la courbe jaune de la Figure 7 (vers le 11 avril). Ce fait s'explique par une période où il y a eu des débits importants (courbe orange -Figure 8) qui occasionne un changement de la valeur de l'alcalinité et donc, de la valeur du pH calculé, comme le montre la courbe bleue de la Figure 8.

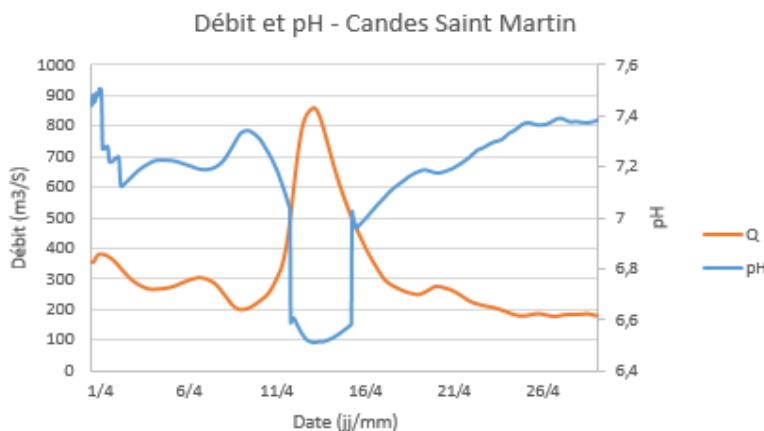


Figure 8 - Débit et pH à Candes-Saint-Martin (avril 2013)

Par ailleurs, la mesure de pH est faite à pas de temps horaire par le CNPE de Civaux au niveau de la prise d'eau et en aval proche du rejet. De cette façon, étant donnée l'importance de ce paramètre, je l'ai inséré comme donnée de forçage dans le modèle. Dès lors, la valeur de pH utilisée dans le calcul

de la spéciation des carbonates tout le long du domaine modélisé est celle mesurée au pas de temps horaire à Civaux.

ii. Carbone Organique Particulaire (COP)

COP -¹²C

Le carbone organique particulaire est composé d'une partie algale et d'une partie détritique. Selon Coularis (2016), « *le COP algal correspond à la biomasse phytoplanctonique en formation et en décomposition. Le COP détritique est issu de carbone ancien provenant de débris végétaux supérieurs et du carbone résiduel contenu dans les formations géologiques* ».

Ce pourcentage varie selon les caractéristiques de la rivière. Coularis (2016) a analysé les valeurs pour la Vienne et elle estime que le carbone algal correspond à $46 \pm 24\%$ et le carbone détritique correspond à $54 \pm 24\%$. Coularis (2016) a estimé ce pourcentage à partir de paramètres qui ne sont pas influencés par les rejets des centrales nucléaires (tels que les concentrations en matières en suspension et en chlorophylles). De ce fait, ces valeurs sont représentatives du milieu naturel.

D'ailleurs, il est important de souligner que la composante algale du carbone organique particulaire est strictement liée au carbone inorganique dissous par les processus de photosynthèse, respiration et biodégradation. Ces flux sont pris en compte dans le modèle ¹⁴C pour le calcul du traceur phytoplancton.

Avant mon stage, le phytoplancton était la seule composante du carbone organique particulaire pris en compte dans le modèle ¹⁴C. Désormais, à partir de cette proportion établie, le modèle calcule un nouveau traceur : à chaque pas de temps, la concentration en carbone organique particulaire totale est simulée dans tous les sections de la Vienne. Pour faire l'introduction d'un nouveau traceur dans le modèle, deux types de fichiers doivent être mis à jour :

- Fichier de concentration initiale : détermine la concentration initiale ($t=0$) pour toutes les 1170 sections de la Vienne ;
- Fichier de condition limite : ce sont au total quatre fichiers de ce type. Ils représentent les termes sources : de l'amont de Civaux, du rejet du CNPE de Civaux et les deux affluents de la Vienne, le Clain et la Creuse. Ces fichiers contiennent des concentrations de carbone organique particulaire au cours de la période analysée (d'avril jusqu'à octobre 2013).

Comme concentration initiale uniforme pour ce nouveau traceur, j'ai choisi la valeur $0,055 \text{ mol/m}^3$ ($0,665 \text{ mgC/L}$) de carbone organique particulaire. Cette valeur est la moyenne de la concentration de cette composante estimée par Coularis (2016) pour la Vienne.

Les conditions limites imposent une valeur de carbone organique particulaire dans le rejet de Civaux nulle, et égale à $0,055 \text{ mol/m}^3$ pour les affluents de la Vienne (le Clain et la Creuse) et en amont du domaine modélisé.

COP -¹⁴C

En ce qui concerne le carbone 14 sous forme organique particulaire, en première approximation, on peut estimer l'activité spécifique du carbone organique particulaire avec l'équation de mélange ci-dessous. L'utilisation de l'Équation 3 s'appuie sur la forte hypothèse, qui n'a pas encore été validée, de maintien des pourcentages du carbone 14 organique particulaire détritique et algal en zone d'influence des CNPE.

Équation 3 - Signature isotopique du COP

$$A_{COP}^{14C}(t) = \%COPdet * A_{COP}^{14C}det + \%COPalg * A_{COP}^{14C}alg(t)$$

Source : Coularis 2016

Où :

A_{COP}^{14C} – activité spécifique du carbone organique particulaire (Bq/gC) ;
% $COPdet$ – pourcentage de carbone organique particulaire détritique (%) ;
 $A_{COP}^{14C}det$ – activité spécifique du carbone détritique (Bq/gC) ;
% $COPalg$ – pourcentage de carbone organique particulaire algal (%) ;
 $A_{COP}^{14C}alg$ – activité spécifique du carbone algal (Bq/gC).

Les pourcentages % $COPdet$ et % $COPalg$ retenus pour le modèle ^{14}C sont respectivement 54% et 46%, les valeurs estimées pour la zone hors influence des rejets du CNPE. De plus, Coularis (2016) a estimé que, dans la Vienne en zone naturelle, la valeur $A_{COP}^{14C}det$ est de $90,10 \pm 2,07$ pMC, ce qui correspond à $0,21 \pm 0,05$ Bq/gC. Cette valeur a été utilisée dans le modèle, même pour les zones sous influence des rejets.

Finalement, pour la réalisation du calcul A_{COP}^{14C} il manque seulement à déterminer la valeur de $A_{COP}^{14C}alg$. Or, cette variable est déjà calculée dans le modèle (Figure 5), c'est l'activité spécifique associée au phytoplancton (A_{phyto}^{14C}) en faisant l'hypothèse que le COP algal est composé du phytoplancton.

L'activité spécifique du carbone organique particulaire n'est pas ajoutée comme traceur, autrement dit, ces concentrations sont calculées à chaque pas de temps pour toutes les 1170 sections de la Vienne. Cependant cette composante n'est pas transportée au long de la rivière.

iii. Carbone Organique Dissous (COD)

COD - ^{12}C

D'après Coularis (2016) il n'y a pas de corrélation significative entre le carbone organique particulaire et le carbone organique dissous dans le bassin de la Vienne. Cela peut indiquer que le carbone organique dissous n'est pas seulement lié à la lyse et à l'exsudation phytoplanctonique, mais également à un apport externe. Elle fait l'hypothèse d'un apport de carbone organique dissous allochtone par les eaux souterraines en Vienne.

Par ailleurs, une comparaison entre les campagnes de mesure réalisées en 2004-2005 et en 2013-2014 a montré que les teneurs en carbone organique dissous sont restées constantes depuis 10 ans (Coularis 2016). Pour ces raisons, le carbone organique dissous stable n'a pas été ajouté au modèle ^{14}C .

COD - ^{14}C

En partant de l'hypothèse qu'une fraction du carbone organique dissous a comme origine des nappes souterraines, Coularis (2016) a proposé l'Équation 4. Cette équation sera utilisée pour la détermination de l'activité spécifique du carbone organique dissous dans le modèle ^{14}C .

Équation 4 - Signature isotopique du COD

$$A_{COD}^{14C}(t) = \%CODautochtone * A_{COP}^{14C}(t) + \%CODnappes * A_{COD}^{14C}nappes$$

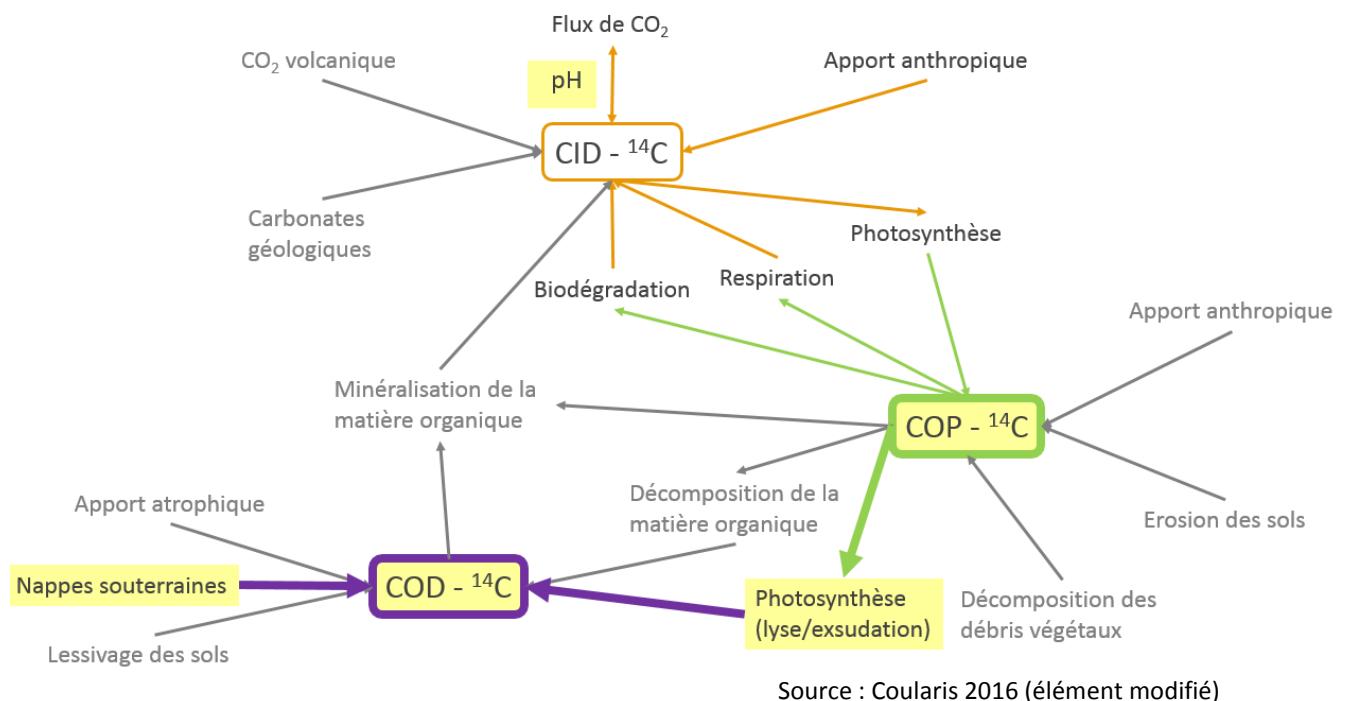
Source : Coularis 2016

Où :

A_{COD}^{14C} – activité spécifique du carbone organique particulaire (Bq/gC) ;
% $CODautochtone$ – pourcentage de carbone organique dissous produit lors de la lyse et de l'exsudation du phytoplancton (%) ;
 A_{COP}^{14C} – activité spécifique du carbone organique particulaire en supposant $A_{COP}^{14C} = A_{COD}^{14C}autochtone$ (Bq/gC) ;
% $CODnappes$ – pourcentage de carbone organique dissous apporté par les eaux souterraines (%) ;
 $A_{COD}^{14C}nappes$ – activité spécifique du carbone organique dissous nappes (Bq/gC).

D'après les estimations faites par Coularis (2016) les valeurs de %CODautochtone et de %CODnappes sont respectivement 41% et 59% en Vienne influencé par le CNPE. En supposant que le carbone organique dissous autochtone a la même signature isotopique que le carbone organique particulaire dont il provient, l'activité spécifique A_{COP}^{14C} a déjà été calculée à « ii. Carbone Organique Particulaire (COP) » (Coularis 2016). Enfin, dû à l'ancien âge des eaux souterraines, la valeur de $A_{CODnappes}^{14C}$ est estimée 22,45 pMC, ce qui correspond à 0,05 Bq/gC (Coularis 2016). En considérant ces valeurs, il est possible de simuler l'activité spécifique associée au carbone organique dissous. Ainsi que l'activité spécifique du carbone inorganique dissous et du carbone organique particulaire, ce nouveau paramètre simulé n'est pas un traceur.

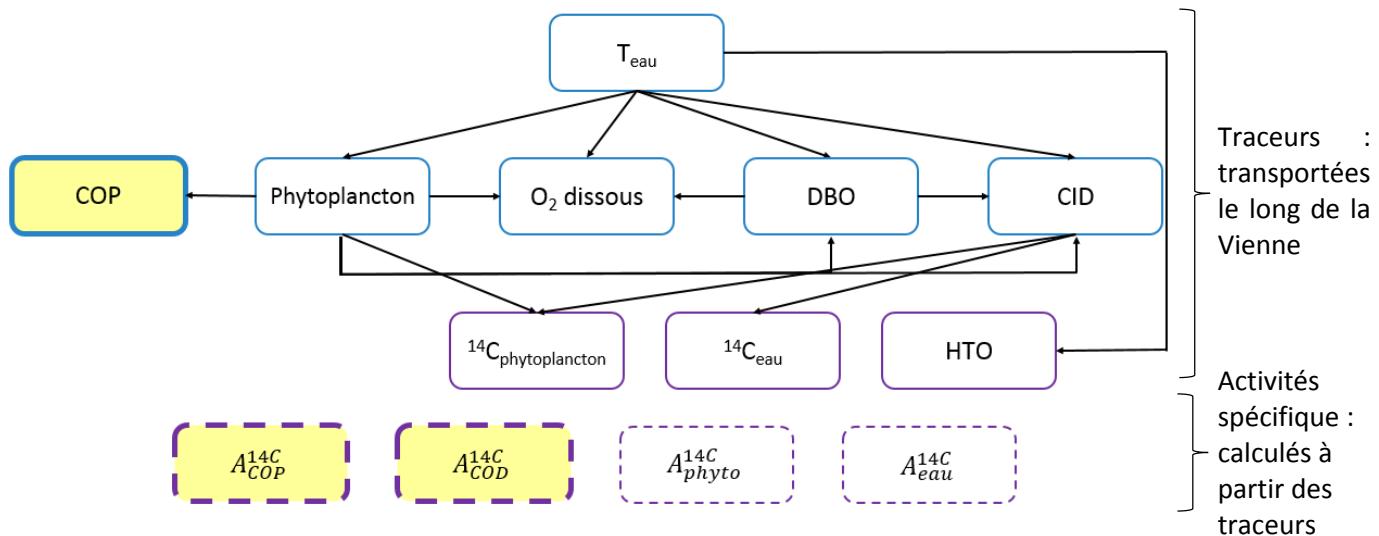
La figure ci-dessous, telle que la Figure 6, montre les principaux processus et sources associés au transfert de carbone 14 dans l'environnement aquatique. Les éléments en jaune sont ceux qui ont été ajoutés ou modifiés sur le modèle ^{14}C pendant mon stage.



Source : Coularis 2016 (élément modifié)

Figure 9 - Sources et transferts de carbone entre les phases du CID, COP et COD. Les éléments en jaune sont ceux qui ont été modifiés dans le modèle ^{14}C

La Figure 10 représente le schéma des interactions des traceurs du module ^{14}C après les modifications. Désormais, le carbone organique particulaire est ajouté aux huit traceurs déjà simulés précédemment. Les neuf traceurs sont simulés à chaque pas de temps pour chacune des 1170 sections considérées pour la Vienne. D'ailleurs, les activités spécifiques associées au carbone organique particulaire et au carbone organique dissous sont calculées à chaque pas de temps et d'espace à partir des traceurs, cependant ces composantes ne sont pas transportées le long de la Vienne.

Figure 10 - Schéma des interactions des traceurs du module ^{14}C après les changements

C. Analyse de sensibilité

Comme conséquence des changements réalisés dans le modèle ^{14}C , le nombre de paramètres physiques utilisés a augmenté. Désormais il y a vingt-cinq valeurs paramètres dans le modèle (Annexe 4). De cette liste, les paramètres déjà bien établis par la littérature (par exemple la masse volumique de l'eau) ont été mis de côté (paramètres en gris sur l'Annexe 4) et ainsi une liste de vingt paramètres a été choisie pour être objet d'une étude plus approfondie.

Pour quelques paramètres de cette liste, la gamme de variation des valeurs n'avait pas été déterminée. De cette façon, avant de commencer mon étude, la plage de variation pour tous les paramètres a été établie à partir de différentes sources bibliographiques, qui sont aussi indiquées dans l'Annexe 4.

Ensuite, l'analyse de sensibilité de cette liste de paramètres a été faite. Ce type d'analyse permet de déterminer quels sont les paramètres d'entrée qui influencent le plus les variables de sortie, quelles sont les paramètres qui n'ont pas d'influence et aussi quels paramètres interagissent au sein du modèle (Iooss 2010).

Du fait du grand nombre de paramètres physiques et de la non linéarité du modèle, ainsi que du temps non négligeable de simulation pour la période choisie (la simulation d'avril à octobre 2013 dure environ une heure vingt) une méthode du type criblage a été choisie. Cette classe de méthodes est déterministe (autrement dit, n'utilise pas des lois statistiques) et est utilisée pour faire un tri initial des paramètres les plus influents parmi un grand nombre de paramètres (Iooss 2010). D'un côté, l'avantage des méthodes de criblage est leur relativement faible coût de calcul, d'un autre côté, le désavantage est d'avoir seulement un résultat qualitatif (Tanaka 2016). C'est dans ce contexte que la méthode de Morris améliorée semblait la plus appropriée pour la réalisation de l'analyse de sensibilité.

i. Méthodes de criblage – Morris

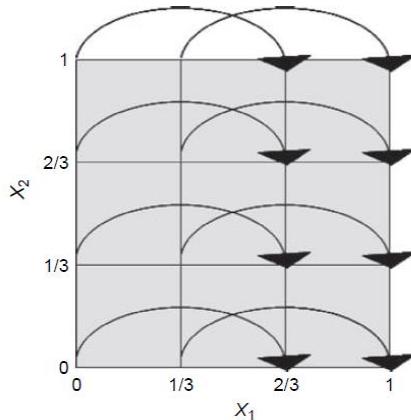
La méthode de Morris a été développée en 1991 par Max D. Morris. Cette méthode fait partie de la classe de méthodes « *One At a Time* » (OAT).

Avant de décrire cette méthode, quelques définitions doivent être faites : le domaine Ω et le concept d'effet élémentaire (EE).

Définition de la région Ω

Considérant un modèle où k est le nombre de paramètres d'entrée x_i ($i=1, 2, \dots, k$), le domaine Ω est défini comme étant une grille de dimension k . Dans chaque dimension, il est déterminé une distribution uniforme des paramètres entre $[0,1]$ avec p niveaux $\{0, 1/(p-1), 2/(p-1), \dots, 1\}$ (Tanaka 2016). Autrement dit, la gamme de variation des paramètres d'entrée est discrétisée de façon uniforme dans une grille de dimension k et niveau p (Saltelli et al. 2008).

Ensuite, pour l'application de la méthode de Morris, qui sera détaillée plus bas, la valeur de Δ doit aussi être choisie. Δ est une valeur comprise entre $\{1/(p-1), \dots, 1-1/(p-1)\}$ et représente la variation que les paramètres auront à chaque simulation (Saltelli et al. 2008).



Source : Saltelli et al. 2008

Figure 11 - Représentation d'une région Ω

La Figure 11 représente une région Ω à deux dimensions ($k=2$), quatre niveaux ($p = 4$) et $\Delta=2/3$.

Effet élémentaire (EE)

Considérant $y(x_1, x_2, \dots, x_k)$ une variable de sortie du modèle, l'effet élémentaire de l' i -ème paramètre d'entrée x_i est défini par :

Équation 5 - Effet élémentaire de l' i -ème paramètre

$$EE_i = \frac{[y((x_1, x_2, \dots, x_{i-1}, x_i + \Delta, \dots, x_k)) - y((x_1, x_2, \dots, x_k))]}{\Delta}$$

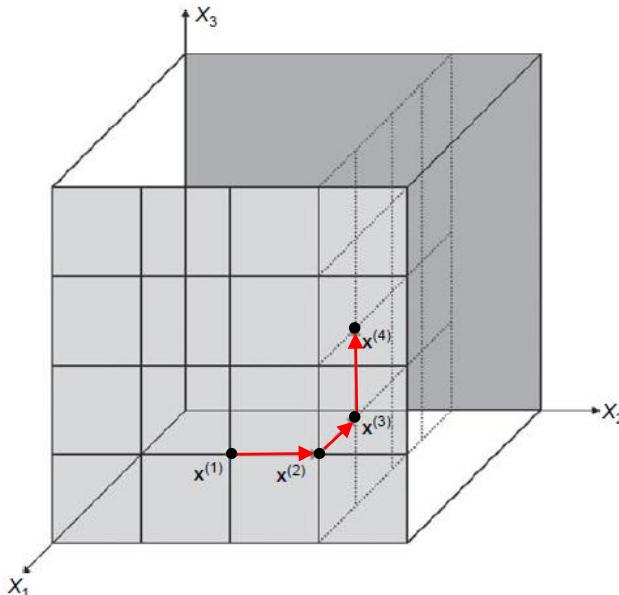
Source : Saltelli et al. 2008

Où $x=(x_1, x_2, \dots, x_k)$ est une valeur sélectionnée de Ω de façon que le point $x_i + e_i\Delta$ est toujours dans Ω , pour chaque indice $i=1, 2, \dots, k$, e_i est un vecteur de zéros sauf l' i -ème composante qui peut être -1 ou 1 (Saltelli et al. 2008). Les flèches de la Figure 11 identifient les huit points nécessaires pour estimer les effets élémentaires par rapport au facteur x_1 (Saltelli et al. 2008).

La méthode de Morris

La conception de cette méthode « OAT » est basée sur la génération d'un plan d'expérience constitué d'un point de départ aléatoire puis d'une trajectoire définie en déplaçant un facteur à la fois dans un ordre aléatoire, toujours en restant dans la région Ω . Au total ($k+1$) simulations, une pour chaque point défini dans le plan d'expérience, comme indiqué sur la Figure 12 (Campolongo et al. 2007) sont réalisées.

Après les simulations de ($k+1$) points, k effets élémentaires sont calculés. Autrement dit, chaque paramètre d'entrée est associé à un effet élémentaire, comme indiqué dans l'Équation 5. Ce processus est répété r fois, de manière que le coût total de calcul est de $r*(k+1)$ (Campolongo et al. 2007).



Source : Saltelli et al. 2008 (élément modifié)

Figure 12 - Exemple de trajectoire pour 3 paramètres d'entrée

À partir des effets élémentaires calculés, deux mesures de sensibilité sont déterminées : la moyenne μ et l'écart type σ (Saltelli et al. 2008). En prenant ces mesures de sensibilité qualitatives il est possible d'identifier trois catégories de paramètres d'entrée selon leurs effets élémentaires : négligeables ; linéaires et additifs par rapport à la sortie du modèle ; non-linéaires et/ou ayant des interactions avec d'autres paramètres (Campolongo et al. 2007).

La moyenne des effets élémentaires μ évalue l'influence globale du paramètre sur les variables de sortie. Le plus élevé est la moyenne, plus significative est le rôle de ce paramètre dans le modèle. L'écart type, σ , estime l'ensemble des effets des facteurs dus à l'interaction avec d'autres paramètres et/ou à non-linéarité (Saltelli et al. 2008). Si l' i -ème paramètre à un grand écart type, les effets élémentaires associés à ce paramètre diffèrent notamment les uns des autres. Cela implique que l' EE_i est fortement influencé par la valeur des autres paramètres. De la même manière, un écart type faible signifie que l'effet élémentaire de l' i -ème paramètre n'est pas affecté par le choix d'échantillonnage des paramètres (Saltelli et al. 2008).

Campolongo et al. (2007) ont proposé le remplacement de la moyenne μ par la moyenne absolue, notée μ^* pour l'analyse des résultats. La moyenne absolue est définie comme la moyenne des valeurs absolues des effets élémentaires. De cette manière, le problème d' EE qui s'annule dû au fait d'avoir des signes opposés est résolu. La représentation graphique (μ^* , σ) permet l'interprétation des deux mesures de sensibilité au même moment (Saltelli et al. 2008).

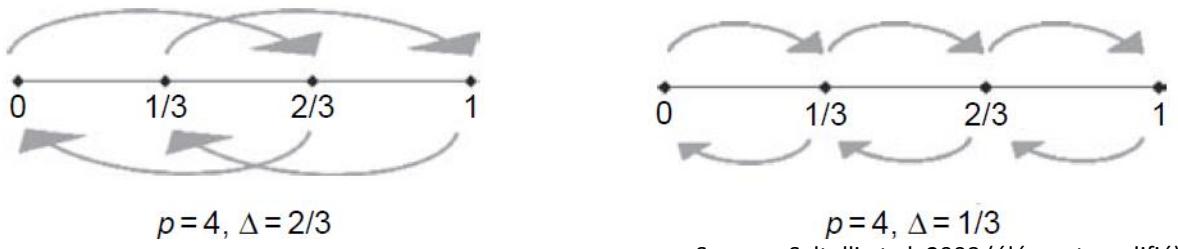
D'ailleurs, une deuxième proposition d'amélioration de stratégie d'échantillonnage de la méthode de Morris a aussi été prise en compte. Selon Campolongo et al. (2007) la méthode de stratégie aléatoire de définition des plans d'expérience « pourrait conduire à une couverture non optimale de l'espace d'entrée, en particulier pour les modèles avec un grand nombre de facteurs d'entrée ». De cette façon, pour les analyses réalisées dans ce rapport, un nombre important ($M \sim 500 - 1000$) de différents trajectoires est généré et ensuite seulement un nombre réduit ($r \sim 10$) de trajectoires qui a la plus grande dispersion dans l'espace d'entrée ont été choisies (Campolongo et al. 2007).

Application à l'outil Mascaret-Tracer

La définition des valeurs p , Δ et r est déterminant pour l'analyse de sensibilité. Selon Saltelli et al. (2008) « Le choix de p est strictement lié au choix de r . Si l'on considère une valeur élevée de p ,

produisant ainsi un nombre élevé de niveaux possibles à explorer, on ne semble qu'améliorer la précision de l'échantillonnage. Si cela n'est pas couplé au choix d'une valeur élevée de r , l'effort sera gaspillé, car de nombreux niveaux possibles resteront inexplorés. En général, lorsque la taille d'échantillonnage r est faible, il est probable que tous les niveaux de facteurs possibles ne seront pas explorés dans l'expérience ». C'est pour cette raison que le choix de ces paramètres a été fait suivant les études précédentes : le choix de $p=4$ et $r=10$ a produit des résultats intéressants pour un coût de calcul raisonnable (Campolongo and Saltelli 1997 et Campolongo et al. 1999 cité par Saltelli et al. 2008).

Dans le cadre de l'étude faite à EDF, j'ai réalisé ces études de sensibilité en parallèle (4 simulations au même moment sur 4 cœurs de calcul), de ce fait j'ai utilisé $r=12$, le plus petit multiple de 4 supérieur à 10. En ce qui concerne Δ , la valeur retenue est $2/3$, autrement dit $\Delta=p/[2(p-1)]$. En supposant que p est une valeur paire, ce choix a comme avantage la garantie d'une conception de la stratégie d'échantillonnage à probabilité égale de chaque EE_i . Dans la Figure 13 à gauche, les flèches grises montrent que, lorsque $p=4$, le choix de $\Delta=2/3$ garantit que les quatre niveaux aient la même probabilité d'être sélectionnées (pour chacun des niveaux, il existe une flèche entrant), ce qui n'est pas le cas quand $\Delta=1/3$ (les niveaux $1/3$ et $2/3$ sont échantillonés plus souvent, il y a deux flèches entrant) comme indique la Figure 13 à droite (Saltelli et al. 2008).



Source : Saltelli et al. 2008 (élément modifié)

Figure 13 - Distributions empiriques obtenues pour $p = 4$ et pour $\Delta=2/3$ (gauche) et $\Delta=1/3$

Pour le modèle ^{14}C , sept variables de sortie ont été calculées : phytoplancton (mg Chla/m^3), demande biologique en oxygène ($\text{mg O}_2/\text{m}^3$), oxygène dissous (mol/m^3), carbone inorganique dissous (mol/m^3), carbone organique particulaire (mol/m^3), activité spécifique du carbone 14 organique particulaire (Bq/gC) et activité spécifique du carbone 14 organique dissous (Bq/gC).

En ce qui concerne les variables de sortie, des fonctions de performance de la simulation ont été choisies pour l'analyse de sensibilité. Autrement dit, des différences au sens des moindres carrés qui prennent en compte le résultat des simulations et les points mesurés ont été calculées. Dû à la faible quantité de données de mesure, deux stratégies ont été considérées. La première, une section de la rivière a été fixée, et les données de plusieurs dates ont été analysées. La deuxième stratégie est de fixer une date et de réaliser les calculs sur plusieurs stations.

Pour la première fonction, nous avons choisi une section de la rivière située à Candes-Saint-Martin, dont nous disposions de données de mesure en 9 dates distribuées au cours des mois d'avril à octobre 2013. Cette section est en aval de la rivière, à côté de la confluence de la Vienne et la Loire (Annexe 2). Le calcul a été réalisé à partir d'une équation de différence des moindres carrées, comme indiqué sur l'Équation 6.

Équation 6 - Différence des moindres carrées pour une section à plusieurs dates

$$F1 = \frac{1}{Mt} \sum_{i=1}^{Mt} (Cx(ti) - Cobsx(ti))^2$$

Équation 7 - Différence des moindres carrées pour une date à plusieurs sections

$$F2 = \frac{1}{Nstat} \sum_{i=1}^{Nstat} (Ct(Xi) - Cobst(Xi))^2$$

Avec Mt , le nombre de points de mesures à la station de Candes Saint Martin et $Nstat$, le nombre de stations de mesures aux dates choisies (10-11/07/2013 et 02-03/10/2013)

De la même manière, l'équation de différence des moindres carrées indiquée sur l'Équation 7 a été utilisée pour deux dates, 10-11/07/2013 et 02-03/10/2013, en huit sections de la rivière (Début, Rejet CNPE, Cubord, Saint-Martin-la-Rivière, Chauvigny, Cenon-sur-Vienne, Chinon, Candes-Saint-Martin) qui se distribuent de l'amont vers l'aval de la Vienne.

Il est important de souligner que chaque variable de sortie n'a pas la même quantité de données de mesure. Quelques variables, tel que le carbone 14 (organique particulaire et organique dissous) ont moins de données. Le tableau ci-dessous fait un récapitulatif de la quantité de points de mesure utilisé lors de cette analyse de sensibilité.

Tableau 1 - Nombre de points de mesure pour chaque un des sept variables de sortie pour la station Candes-Saint-Martin et pour deux dates 10-11/07/2013 et 02-03/10/2013

Variable de sortie	Candes-Saint-Martin	10-11/07/2013	02-03/10/2013
Phytoplancton	9	5	5
DBO	8	1	1
Oxygène dissous	9	6	6
CID	3	2	3
COP	3	2	3
A_{COP}^{14C}	3	6	2
A_{COD}^{14C}	2	1	1

Les analyses de sensibilité ont été réalisées avec le logiciel Rstudio. Ce logiciel contient une vaste librairie avec quelques packages d'analyse de sensibilité. Celle qui a été utilisée lors de mon stage était le package « sensitivity » pour l'application de la fonction « morris ».

IV. Résultats et discussions

Ce chapitre est organisé de la même manière que le chapitre III. Matériel et Méthodes. D'abord les résultats et les discussions des améliorations du modèle sont présentés et ensuite les résultats des simulations sont confrontés avec les données de mesure à la station Candes Saint Martin. Le choix de cette station s'explique par sa localisation : elle se trouve presque dans la confluence avec la Loire. Il est en effet nécessaire de se placer suffisamment en aval de la limite amont du modèle pour s'affranchir des conditions limites imposées. De plus, Candes Saint Martin contient un nombre plus important de mesures pour les plusieurs substances par rapport à d'autres sections.

Ensuite, en ce qui concerne l'analyse de sensibilité, une étude approfondie des résultats des trois simulations faites (Candes-Saint-Martin et les deux dates 10-11/07/2013 et 02-03/10/2013) est réalisée de façon à déterminer le groupe des paramètres les plus influents du modèle ^{14}C .

A. Amélioration du modèle

i. Carbone Inorganique Dissous (CID)

CID- ^{12}C et CID- ^{14}C

La Figure 14 représente le carbone inorganique dissous (à gauche) et le carbone 14 dans l'eau (à droite) pour le mois d'avril à Candes Saint Martin. La courbe rouge est le résultat de la simulation avant le changement du pH, et la courbe verte, après ce changement. Avec l'ajout du pH comme donné de forçage du modèle, il est possible de noter une variation journalière de ces termes sources internes : il existe 30 pics au cours du mois, un associé à chaque jour.

Ce fait s'explique par l'importance du pH dans le processus d'échange eau atmosphère et par la variation du pH au cours de la journée. Cette variation journalière est associée aux processus de photosynthèse et de respiration. Pendant la nuit, le processus de respiration est majoritaire, ce qui entraîne à une augmentation de la concentration de CO_2 aqueux. L'augmentation de cette concentration génère une réduction du pH. Dans ces conditions, la réaération augmente. Pendant le jour, quand le processus de photosynthèse a également lieu, il y a une réduction de la concentration de CO_2 aqueux, et donc, une augmentation du pH. Dans ce cas, le flux eau-atmosphère se réduit.

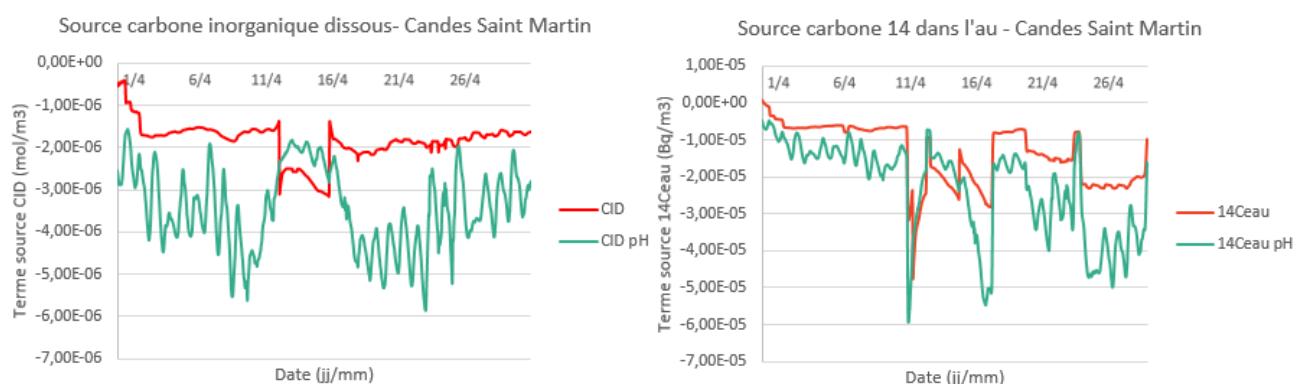


Figure 14 - Carbone inorganique dissous (à gauche) et carbone 14 dans l'eau (à droite) à Candes-Saint-Martin (avril 2013). En rouge, les résultats du modèle sans le forçage en pH et en vert avec.

La Figure 15 et la Figure 16 montrent respectivement la concentration de carbone inorganique dissous et de carbone 14 dans l'eau à Candes Saint Martin d'avril à octobre 2013. La courbe rouge représente

la simulation avant le changement du pH, et la courbe vert, la simulation après. Les points en bleu (Sciloca) sont les points de mesure réalisés par Coularis (2016).

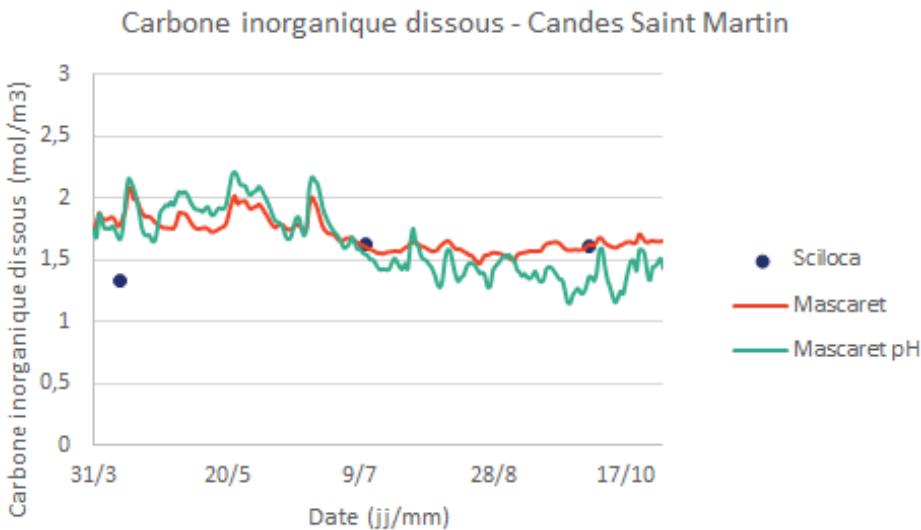


Figure 15 - Concentration de carbone inorganique dissous à Candes-Saint-Martin (avril-oct 2013). En rouge, les résultats du modèle sans le forçage en pH et en vert avec. Les points bleus (Sciloca) sont les points de mesure.

Pour la concentration de carbone inorganique dissous, il est possible de remarquer que le processus de réaération est plus marquant après le changement du pH. Par contre, la différence entre les simulations pour la concentration en carbone 14 ne sont pas si accentués.

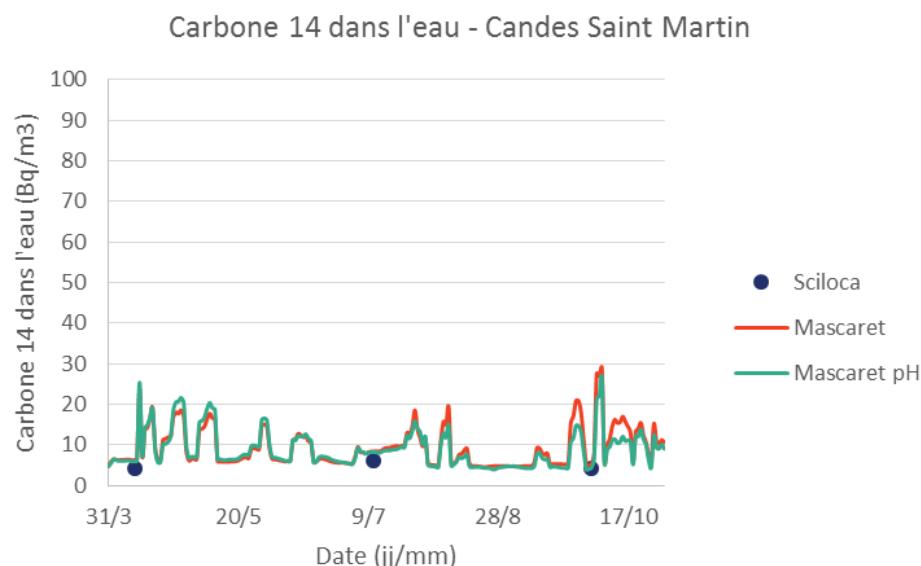


Figure 16 - Concentration de carbone 14 dans l'eau à Candes-Saint-Martin (avril-oct 2013). En rouge, les résultats du modèle sans le forçage en pH et en vert avec. Les points bleus (Sciloca) sont les points de mesure.

ii. Carbone Organique Particulaire (COP)

COP -¹²C

La Figure 17 présente la simulation d'avril jusqu'à octobre 2013 du carbone organique particulaire stable en vert et les points de mesure en bleu (Sciloca). On remarque l'augmentation de la concentration entre juin et septembre (Figure 17). Ce fait s'explique par l'importance de la croissance du phytoplancton pendant cette période plus chaude. Cependant, ce boom phytoplanctonique n'a pas été mesuré lors des campagnes de mesure de juillet 2013.

En fonction des coordonnées géographiques sur le point d'échantillonnage réalisé à cette station, il est possible de déduire que Coularis (2016) s'est placée sur un pont pour faire les prélèvements. Le point se situe plutôt vers la rive gauche de la Vienne. Ce fait peut expliquer les différences entre les simulations et les mesures : en rive gauche de la Vienne les faibles teneurs en chlorophylle indiquent un taux de mortalité phytoplanctonique dû à la turbidité de l'eau et à la turbulence de la rivière (Abonyi et al. 2016 ; Abonyi et al. 2014 cité par Coularis 2016).

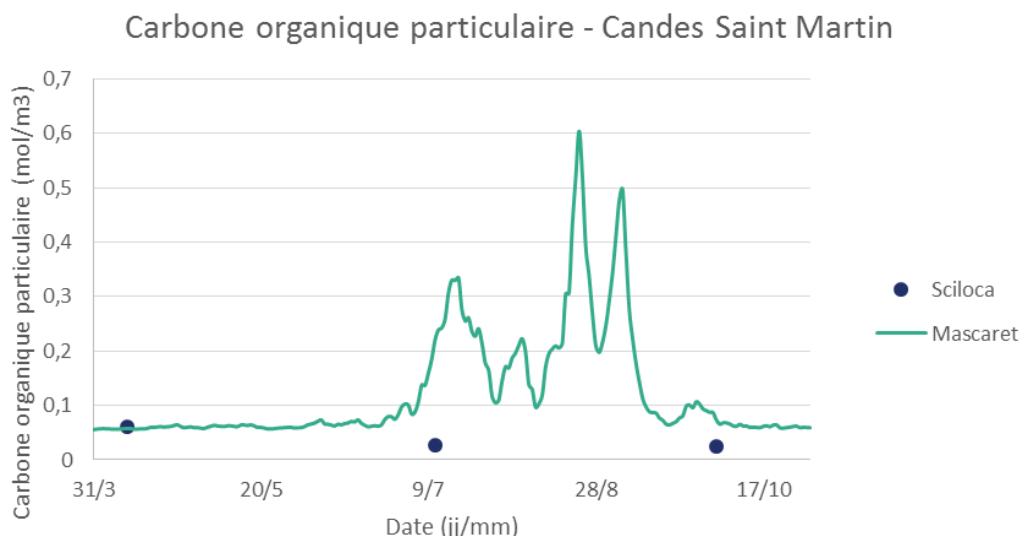


Figure 17 - Concentration de carbone organique particulaire à Candes-Saint-Martin (avril-oct 2013)

COP -¹⁴C

La simulation de l'activité spécifique du carbone 14 organique particulaire présente aussi une augmentation de juin jusqu'à septembre (Figure 18). Cela s'explique par la dépendance de ce terme au carbone organique particulaire stable. Le fait d'avoir seulement trois points de mesure (points en bleu - Sciloca) qui ont presque la même valeur rend difficile voire impossible la validation des simulations et des mécanismes considérés.

**Activité spécifique du carbone 14 organique particulaire -
Candes Saint Martin**

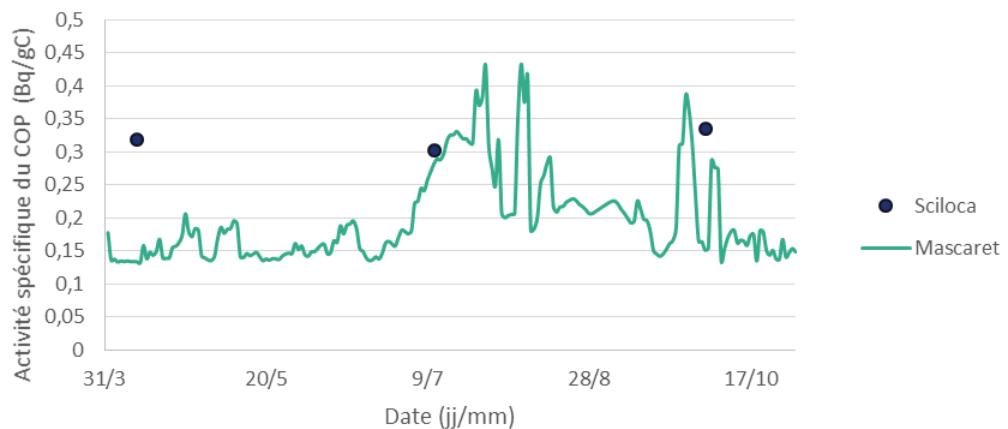


Figure 18 - Activité spécifique du carbone 14 organique particulaire à Candes-Saint-Martin (avril-oct 2013)

iii. Carbone Organique Dissous (COD)

COD - ^{14}C

Concernant, les mesures de carbone 14 organique dissous, Coularis (2016) présente seulement deux résultats dû à un problème de contamination des échantillons. Ce qu'il est possible de remarquer avec seulement ces deux points de mesure est que la simulation de l'activité spécifique de carbone 14 organique dissous est sous-estimée (Figure 19). D'ailleurs, on remarque l'augmentation de cette activité spécifique de juin jusqu'à septembre. Cela s'explique par la relation entre l'activité spécifique du carbone 14 organique dissous et le particulaire (Équation 4).

**Activité spécifique du carbone 14 organique dissous -
Candes Saint Martin**

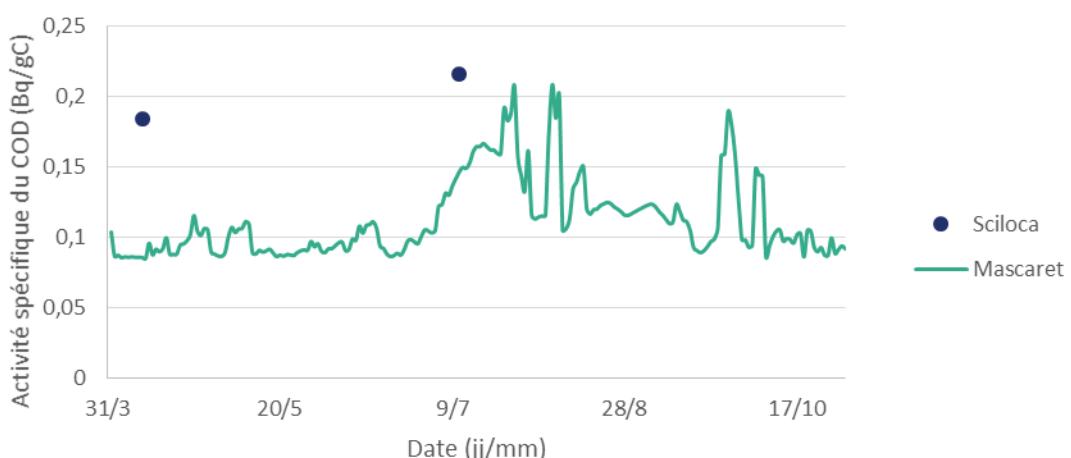


Figure 19 - Activité spécifique du carbone 14 organique dissous à Candes-Saint-Martin (avril-oct 2013)

D'une façon générale le relativement faible nombre de points de mesure ne permet pas la complète validation des paramètres et variables ajoutées au modèle. Plus de campagnes de mesure sont requises pour la vérification des simulations.

B. Analyse de sensibilité

Comme déjà mentionné dans le chapitre III. Matériel et Méthodes au total j'ai appliqué la méthode de Morris en trois situations : à Candes Saint Martin sur plusieurs dates et le 10-11/07/2013 et le 02-03/10/2013 à plusieurs stations de la Vienne.

Comme résultat pour chacune de ces applications de la méthode de Morris, un graphique (μ^* , σ) comme indiqué ci-dessous pour chaque variable de sortie est généré (soit au total 21 graphiques).

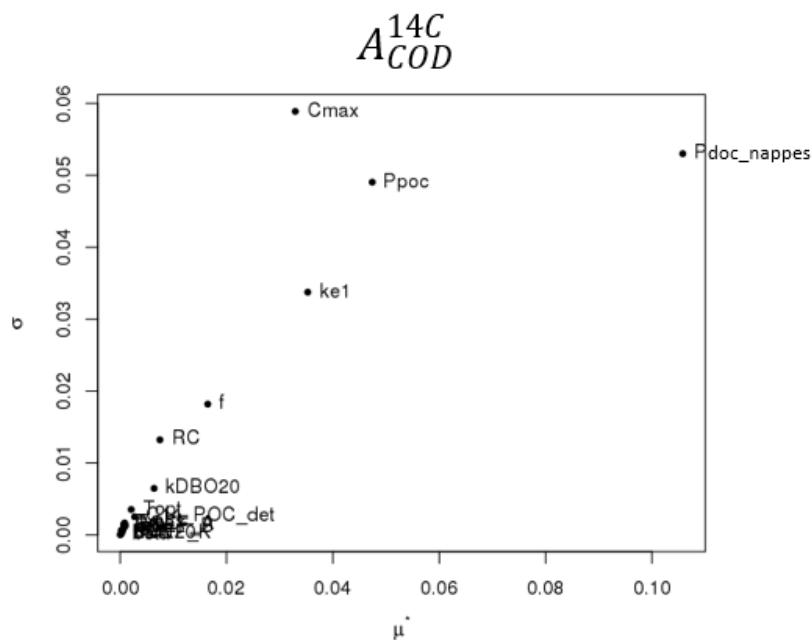


Figure 20 - Exemple de graphique (μ^* , σ) généré à partir de la Méthode de Morris

Pour déterminer le groupe de paramètres les plus influents du modèle, j'ai suivi l'exemple de l'étude faite par Tanaka (2016). Pour ce faire, seulement la variable μ^* a été prise en compte.

La contribution de chaque paramètre par rapport à la somme de tous les paramètres a été déterminée selon le ratio $\mu^*/\sum \mu^*$ (%). Ensuite, les paramètres les plus influents ont été choisis de sorte que la contribution totale des paramètres plus influents (Tcont) soit supérieure à 90%. Autrement dit, la sélection a été faite de façon à déterminer les paramètres responsables pour 90% de l'influence sur les paramètres de sortie.

A titre d'exemple, le Tableau 2 montre le groupe de paramètres les plus influents pour la station de Candes Saint Martin pour la variable de sortie phytoplancton. La première colonne indique la variable, la deuxième, indique le groupe de paramètres les plus influents. La troisième colonne montre la moyenne absolue référant à ces paramètres. La quatrième colonne montre le rapport $\mu^*/\sum \mu^*$ et finalement, la dernière colonne montre la contribution (Tcont) de ces paramètres. Dans ce cas, pour la variable phytoplancton, les paramètres les plus influents sont par ordre décroissant d'importance: le coefficient de turbidité non végétale (ke1), la température optimale pour la croissance du phytoplancton (Topt), le taux de croissance maximale du phytoplancton (Cmax) et le coefficient représentatif de la couverture nuageuse (Coef_B).

Les tableaux complets des résultats sont affichés sur l'Annexe 5.

Tableau 2 - Exemple de groupe de paramètres les plus influents

Candes Saint-Martin				
Variable	Paramètres	μ^*	$\mu^*/\sum \mu^*$ (%)	Tcont (%)
Sum_Phys	ke1	1,54E+02	39,82	90,83
	Topt	1,07E+02	27,54	
	Cmax	6,26E+01	16,14	
	Coef_B	2,84E+01	7,32	

En analysant les résultats indiqués dans l’Annexe 5 il est possible de dresser quelques conclusions. D’abord, j’ai sélectionné pour chaque variable, les quatre paramètres les plus influents en prenant en compte les trois analyses :

- Phytoplancton : coefficient de turbidité non végétale (Ke1), taux de croissance maximale du phytoplancton (Cmax), température optimale pour la croissance du phytoplancton (Topt) et coefficient B de la formule d'aération A+B*U (Coef_B) ;
- Demande biologique en oxygène : vitesse de biodégradation de la charge polluante oxydable à 20°C (kDB020), taux de croissance maximale du phytoplancton (Cmax), coefficient B de la formule d'aération A+B*U (Coef_B) et coefficient de turbidité non végétale (Ke1) ;
- Oxygène dissous : demande benthique en O₂ (BEN20), vitesse de biodégradation de la charge polluante oxydable à 20°C (KDB020), coefficient B de la formule d'aération A+B*U (Coef_B) et coefficient représentative de la couverture nuageuse (Coef_K) ;
- Carbone inorganique dissous : taux de croissance maximale du phytoplancton (Cmax), demande benthique en O₂ (BEN20), coefficient de turbidité non végétale (Ke1) et facteur de conversion biomasse phytoplanctonique et potentiel d’oxygène (f) ;
- Carbone organique particulaire : taux de croissance maximale du phytoplancton (Cmax), coefficient de turbidité non végétale (Ke1), rapport de concentration carbone et de chlorophylle a (RC) et rapport COPalgal et COP détritique (Ppoc) ;
- Carbone 14 organique particulaire : rapport COPalgal et COP détritique (Ppoc), taux de croissance maximale du phytoplancton (Cmax), coefficient de turbidité non végétale (Ke1) et concentration carbone/chlorophylle a (RC) ;
- Carbone 14 organique dissous : pourcentage d’apport de COD par les nappes souterraines (Pdoc_nappes), rapport COPalgal et COP détritique (Ppoc), coefficient de turbidité non végétale (Ke1) et taux de croissance maximale du phytoplancton (Cmax).

Cette analyse de sensibilité permet ainsi de sélectionner un groupe restreint de paramètres influents sur les sorties du modèles sur lesquels les efforts de détermination de valeurs devront se concentrer par la suite. Les deux paramètres qui ressortent pour toutes les variables (sauf pour l’oxygène dissous) sont le taux de croissance maximale du phytoplancton et le coefficient de turbidité non végétale. Ces deux paramètres doivent être bien estimés puisqu’ils jouent un rôle important dans le calcul des sorties du modèle.

Le taux de croissance maximale du phytoplancton (Cmax) varie entre 0.9 et 3 (j^{-1}) et sa valeur dépend du type de phytoplancton présent en rivière : diatomée, algue verte, etc (Hipsey et al. 2013). Ce paramètre est utilisé dans le calcul du terme de croissance phytoplanctonique (Équation 13) et dans l’effet de la respiration (Équation 14).

Le coefficient de turbidité non végétale (ke_1) a une gamme de variation de 0 à 10 (m^{-1}) et sa valeur dépend de la pureté de l'eau (Gosse 1981). Cette grande gamme de variation peut expliquer en partie l'apparente sensibilité de ce coefficient. Ce paramètre intervient dans le calcul du coefficient d'extinction du rayonnement solaire dans l'eau (Ke) dont une composante dépend du phytoplancton et un autre est constant, égale à ke_1 (Équation 12). Le coefficient d'extinction du rayonnement solaire dans l'eau (Ke) quant à lui, influence la limitation de la croissance du phytoplancton due aux rayonnements solaires (Équation 11).

De plus, la comparaison entre l'analyse faite pour les deux dates montre qu'en juillet les paramètres les plus influents sont ceux liés à la croissance phytoplanctonique comme le taux de croissance maximale du phytoplancton (C_{max}). En effet, les conditions météorologiques font que les processus de limitation de la croissance phytoplanctonique comme l'effet de l'ensoleillement et de la température, ne sont pas prépondérants. Ainsi, la croissance du phytoplancton est directement associée à la valeur de C_{max} qui est donc le paramètre prépondérant. A l'automne, les mécanismes limitant la croissance du phytoplancton ne sont plus négligeables et les paramètres qui les régulent deviennent aussi influents, tel que le coefficient de turbidité non végétale (k_1) et le paramètre d'ajustement de la fonction de l'effet de la température (a_1), ainsi que le taux de mortalité du phytoplancton (m_1).

En ce qui concerne les améliorations faites dans le modèle pendant mon stage, les variables carbone organique particulaire et activité spécifique du carbone organique particulaire sont fortement influencés par le paramètre rapport « COPalgal/COPdétritique » (P_{POC}). Il est important de souligner que les seules valeurs utilisées pour la détermination de ce paramètre sont celles présentées par Coularis (2016). D'ailleurs, ces valeurs ont été estimées à partir du carbone stable, en milieu naturel et sont considérées comme constantes au cours de toute la simulation alors qu'a priori une variation saisonnière pourrait exister.

La variable activité spécifique du carbone organique dissous est également influencée par ce rapport « COPalgal/COPdétritique » et aussi par le pourcentage d'apport de carbone organique dissous par les nappes souterraines (P_{DOC_nappes}). Ce pourcentage a aussi été estimé seulement selon l'étude faite par Coularis (2016). De plus, le paramètre P_{DOC_nappes} a été considéré constant au cours des simulations, ce qui ne correspond pas à la réalité, parce-que cette valeur dépend du régime hydrologique : en périodes de forts débits, il est observable un flux depuis la subsurface vers la rivière (Morel 2008 cité par Coularis 2016).

La grande influence de ces deux nouveaux paramètres par rapport à ces variables sont logiques et renforcent l'importance des campagnes de mesure. La faible quantité de mesures a comme conséquence des gammes de variation importantes qui augmentent l'imprécision du modèle. Si l'on souhaite améliorer et à valider l'approche initiale de la simulation des variables ajoutées au modèle, plus de données sont nécessaires.

V. Conclusion et perspectives

Ce projet de fin d'études a été vraiment bénéfique pour moi, parce que j'ai pu me développer et m'approfondir dans des domaines que je considère importants, tels que la modélisation, la qualité de l'eau et la biochimie. Au cours de ces cinq mois et demi j'ai travaillé à côté de professionnels qui ont rendu mon stage à EDF une expérience enrichissante.

La production électrique par les centrales nucléaires a comme sortie des rejets radioactifs liquides. Ces effluents sont traités, mesurés et contrôlés selon la législation. Une fois en milieu aquatique, les éléments radioactifs émis interagissent entre eux et avec d'autres substances et changent de phase et de forme le long des rivières.

C'est dans ce contexte que la R&D EDF développe le modèle ^{14}C . Pendant mon stage, j'ai travaillé sur ce modèle dans le but d'améliorer les informations à propos des rejets radioactifs en rivière. Les deux parties de mon stage ont été importantes et complémentaires.

D'abord, j'ai ajouté des nouveaux paramètres dans le modèle dans l'objectif de simuler d'autres variables dans le milieu aquatique. L'ajout de variables carbone organique dissous et particulaire ont rendu la représentation du cycle du carbone plus complète. La connaissance du comportement du carbone organique est fondamentale pour estimer les transferts de radionucléides vers les organismes supérieurs du réseau trophique du milieu aquatique continental. A ce propos il est important souligner que je me suis appuyé sur de fortes hypothèses pour faire ces premières estimations. Ainsi, la réalisation de plus de campagnes de mesures est à envisager pour la validation des résultats.

Ensuite, dû au grand nombre de paramètres physiques pris en compte dans le modèle, il est a priori difficile de déterminer ceux qui sont les plus influents par rapport aux variables d'intérêt. C'est dans ce contexte que j'ai réalisé les analyses de sensibilité. La méthode de Morris permet la réalisation d'un tri initial qualitatif. D'autres études à ce propos sont également à faire pour la suite de mon travail. L'application de la méthode de Morris en modifiant les valeurs des paramètres nombre de niveaux dans l'espace (p), variation que les paramètres auront à chaque simulation (Δ) et nombre de répétitions (r) peut être faite à titre de vérification des valeurs choisies.

D'ailleurs, des investissements dans le calage des paramètres qui ressortent le plus au cours des simulations, tels que la croissance maximale du phytoplancton et le coefficient de turbidité non végétale, sont indispensable pour l'amélioration des simulations. Dans la bibliographie il est possible de trouver une gamme de variation importante pour ces deux paramètres. Ainsi, une étude plus approfondie caractérisant la Vienne peut rendre le modèle plus précis.

D'une façon générale, des efforts visant à mieux connaître le comportement et le transport du tritium et du carbone 14 en milieu aquatique sont envisageables dans l'objectif de rendre encore plus robuste l'évaluation du risque radiologique associé aux rejets des centrales nucléaires.

Bibliographie

ALONZO, F., BEAUGELIN-SEILLER, K., BOULET, B., BOUST, D., FIEVET, B., GARNIER-LAPLACE, J., LE DIZES-MAUREL, S., LOYEN, J., MOURLON, C., PICOLLO, J.L., RENAUD, P., ROUSSEL-DEBET, S., TAMPONNET, C. *Fiche radionucléide environnement – Carbone 14 et environnement.* [en ligne], France : IRSN, juillet 2015, [référence du 29 mai 2017]. http://www.irsn.fr/FR/Larecherche/publications-documentation/fiches-radionucleides/environnement/Documents/Carbone_VF_2015.pdf

BOURQUE, Pierre-André. *Les grands cycles biogéochimiques et les changements climatiques.* [en ligne], Québec, Canada : Université Laval, 02 août 2010, [référence du 31 mai 2017]. <http://www2.ggl.ulaval.ca/personnel/bourque/s3/cycles.biogeochemiques.html>

CALMON, P., GARNIER-LAPLACE, J. *Fiche radionucléide environnement – Tritium et environnement.* [en ligne], France : IRSN, décembre 2010, [référence du 01 juin 2017]. http://www.irsn.fr/FR/Larecherche/publications-documentation/fiches-radionucleides/environnement/Documents/Tritium_VF.pdf

CAMPOLONGO, Francesca; CARIBONI, Jessica; SALTELLI, Andrea. *An effective screening design for sensitivity analysis of large models.* [en ligne], Varese, Italie : Elsevier, 18 janvier 2007, [référence du 10 avril 2017]. www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1364815206002805

COULARIS, Cindy. *Dynamique et transfert du carbone dans le bassin versant de la Loire : Traçage par les isotopes du carbone.* Thèse de doctorat, Université Paris-Saclay, 23 juin 2016, 174 p.

EDF & CEREMA. *Mascaret V8.1- Note de Principe.* France, 2015

EDF – Communiqué de Presse 14 février 2017. Résultats annuels 2016. [référence du 19 mai 2017], https://www.edf.fr/sites/default/files/contrib/groupe-edf/espaces-dedies/espace-finance-fr/informations-financieres/informations-reglementees/resultats-annuels/2016/pdf/resultats-annuels-2016-cp-fy_20170214.pdf, 2017

Europedia moussis eu. [référence du 19 mai 2017], http://www.europedia.moussis.eu/books/Book_2/6/19/01/?lang=fr&all=1&s=1&e=10, 2011

GOSSE, P. *Un modèle de simulation de la qualité d'eau d'une rivière. Application à la Loire Moyenne.* EDF, France, Janvier 1981

GOUTAL, Nicole ; LACOMBE, J.-M. ; ZAOUI, Fabrice ; EL-KADI-ABDERREZZAK, K.. *MASCARET : A 1-D open-source software for flow hydrodynamic and water quality in open channel networks.* [en ligne], EDF R&D, France : ResearchGate, Janvier 2012, [référence du 20 mai, 2017]. https://www.researchgate.net/publication/286949879_MASCARET_A_1-D_open-source_software_for_flow_hydrodynamic_and_water_quality_in_open_channel_networks

GUGGEMOS, Fabien; CAVAUD, Denis; COLEOU, Zoé; COLTIER, Yves; DUSSUD, François-Xavier; ECOIFFIER, Mathieu; GONG, Zheng; MISAK, Evelyne; MOMBEL, David; REYNAUD, Didier. *Chiffres clés de l'énergie – Édition 2016. Ministère de l'environnement, de l'énergie et de la mer en charge des relations internationales sur le climat.* [en ligne], France : Le service de l'observation et des statistiques

(SOeS), Février 2017, [référence du 19 mai 2017]. <http://www.statistiques.developpement-durable.gouv.fr/publications/p/2669/966/chiffres-cles-lenergie-edition-2016.html>

HARTMANN, Philippe; BORDET, François; CHEVALIER, Christian; COLIN, Jean-Luc; KHALANSKI, Michel. *Centrales nucléaires et environnement. Prélèvements d'eau et rejets.* France : EDP Sciences, Avril 2014, 256 p.

HIPSEY, M. R.; BRUCE, L.C.; HAMILTON, D. P. *Aquatic Ecodynamics (AED) Model Library – Science Manual.* [en ligne], Australia : The University of the Western Australia, Octobre 2013, [référence du 10 juin 2017]. http://aed.see.uwa.edu.au/research/models/AED/Download/AED_ScienceManual_v4_draft.pdf

IOOSS, Bertrand. *Revue sur l'analyse de sensibilité globale de modèles numériques.* [en ligne], Journal de la Société Française de Statistique : Société Française de Statistique et Société Mathématique de France, 7 décembre 2010, [référence du 06 avril 2017]. <hal-00503179v2>

KUMBLAD, Linda. *Models for transport and fate of carbon, nutriments and point source released radionuclides to an aquatic ecosystem.* Stockholm University, Stockholm, Suède: Swedish Nuclear Fuel and Waste Management Co, Septembre 2004, 84 p.

LE DIZES, Séverine. *Modélisation du transfert de Carbone 14 dans l'environnement – Implémentation au formalisme SYMBIOSE.* Service d’Etudes sur le Comportement des Radionucléides dans les Ecosystèmes, St Paul Lez Durance, France : IRSN, 17 avril 2004, 75 p.

LE GUEN, B. *Impact du tritium autour des centrales nucléaires EDF.* Radioprotection – EDP Sciences, 28 mars 2008

LE GUEN, B. et SICLET, F. *Impact du carbone-14 autour des centrales nucléaires EDF.* Radioprotection – EDP Sciences, 18 septembre 2009

LUCK, M. *Système Mascaret: Note de principe de l'outil TRACER (transport de traceurs) et des modules de qualité d'eau O2, BIOMASS, EUTRO, MICROPOL et THERMIC.* EDF R&D, Chatou, France, 03 Janvier 2005

MARANG, Laura. *Modélisation des échanges de carbone 14 et de tritium entre les cours d'eau et l'atmosphère: application à la Loire moyenne.* EDF R&D, Chatou, France, 24 mars 2009

NDIAYE, Moustapha. *Synthèse : données hydrologiques de synthèse (1958 – 2017). Calculées le 08/05/2017 – Intervalle de confiance : 95%.* [en ligne], Poitiers, France : SPC VCA – Centre de Poitiers, 08 août 2017, [référence du 24 mai 2017]. <http://www.hydro.eaufrance.fr/stations/L7000610&procedure=synthese>

PINHEIRO, Annalisa. *Modélisation du carbone 14 et du tritium en Vienne.* Stage de fin d'études, Université Pierre et Marie Curie (Paris VI), Septembre 2016, 50 p.

SALTELLI, Andrea; RATTO, Marco; ANDRES, Terry; CAMPOLONGO, Francesca; CARIBONI, Jessica; GATELLI, Debora; SAISANA, Micchaela; TARANTOLA, Stefano. *Gloabal sentitivity analysis.- The primer* [en ligne], Anglaterre : John Wiley & Sons, 2008, [référence du 10 avril 2017]. ISBN 978-0-470-05997-5

TANAKA, Taku. *Développement d'une procédure pour sélectionner des méthodes d'analyse de sensibilité. Application à un modèle multi-milieux.* EDF, Paris, France : EDF, 18 mai 2016, 40 p.

VITORGE, Elsa. *Modélisation des échanges de carbone 14 entre les cours d'eau et l'atmosphère.* Rapport Stage d'application 2ème année d'école d'ingénieur, Ecole Nationale Supérieure des Mines, 31 août 2006, 55 p.

Annexes

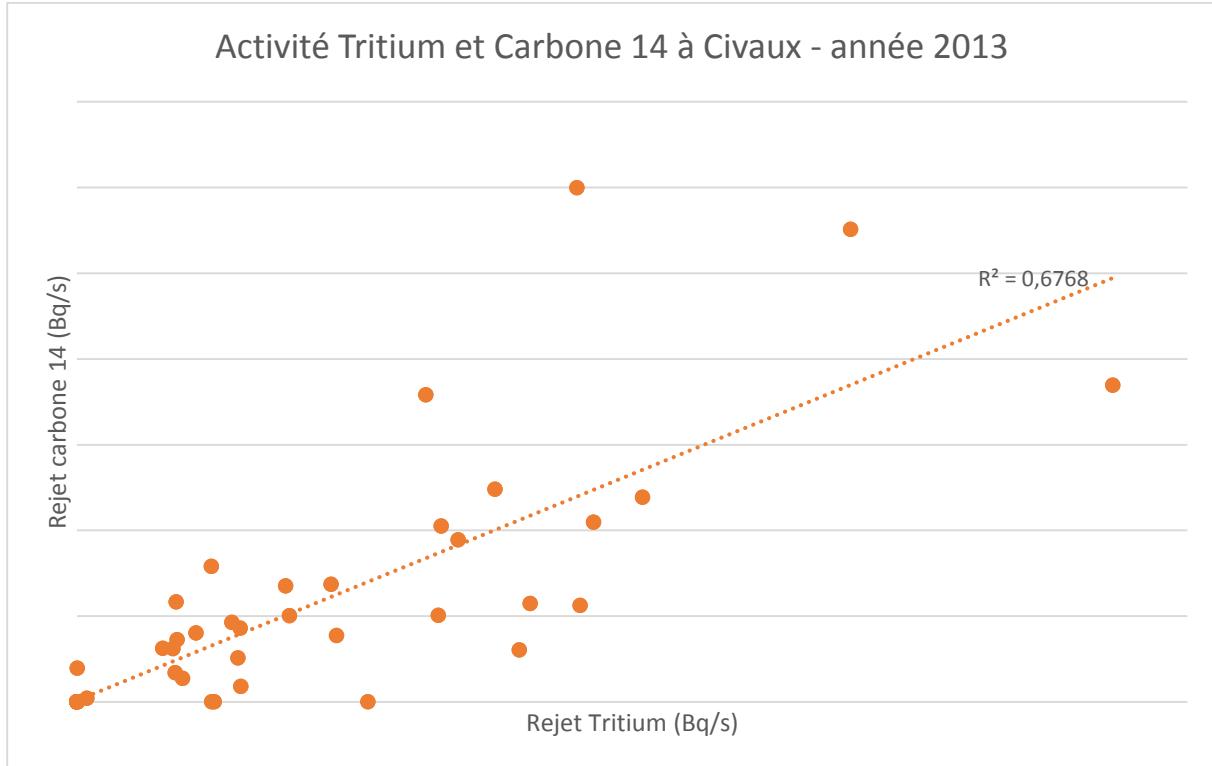
Annexe 1 - Activité des rejets radioactifs en Vienne

Figure 21 - Activité des rejets radioactifs en Vienne (2013)

Annexe 2 - Sites importantes de la Vienne

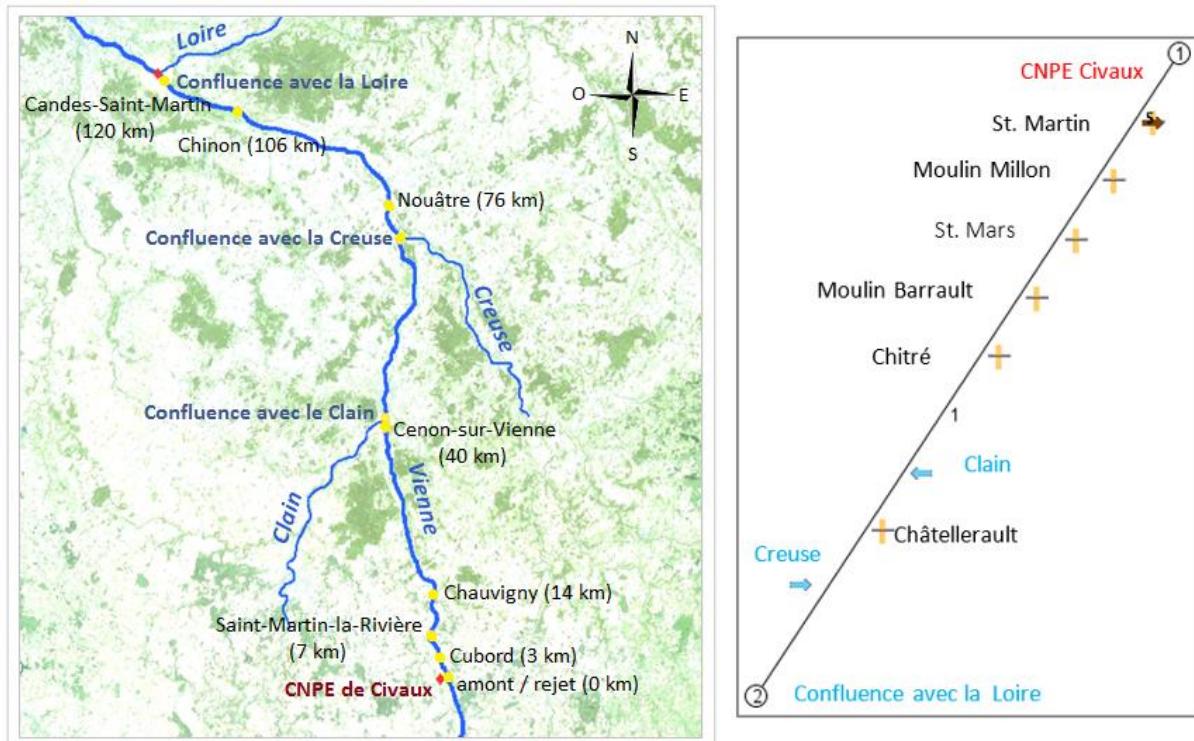


Figure 22 - Carte de la Vienne du CNPE Civaux jusqu'à la confluence avec la Loire

Source : (Pinheiro 2016)

Tableau 3 - Sites importantes de la Vienne avec indication de la distance au CNPE et de la zone géologique à laquelle ils appartiennent

Point de prélèvement	Lieu – Station	Distance au CNPE (km)	Zone géologique
V1 ³	Lussac – les-Château	10 (en amont)	Granitique
V2	Début (Ville de Civaux)	2 (en amont)	Carbonaté
-	Rejet CNPE	0	Carbonaté
V3	Cubord	2,8	Carbonaté
V4	Saint – Martin-la-Rivière	6,7	Carbonaté
V5	Chauvigny	14	Carbonaté
V6	Cenon-sur-Vienne	40,3	Carbonaté
-	Confluence avec la Clain	41,3	Carbonaté
-	Confluence avec la Creuse	70,3	Carbonaté
-	Nouatre	75,9	Carbonaté
V7	Candes-Saint-Martin	119,1	Carbonaté

Source : Pinheiro 2016 (élément modifié)

³ Ce point n'est pas pris en compte dans le modèle

Annexe 3 - Equations modèle ^{14}C – EDF

Toutes les informations présentes dans cet Annexe ont été prises du rapport de projet de fin d'études de Pinheiro (2016).

A. Température

La température est calculée à partir de l'estimation des échanges d'énergie entre l'eau et l'atmosphère. A cet égard, Selon Salençon et Thébault (1997), il est possible de distinguer deux mécanismes différents :

- Les transferts d'énergie par rayonnement :
 - RS – flux de rayonnement solaire (W/m^2) ;
 - RA – flux de rayonnement d'origine atmosphérique (W/m^2) ;
 - RE – flux sortant émis par la masse d'eau (W/m^2).
- Les transferts d'énergie par turbulence :
 - CE – flux sortant de chaleur dû à l'évaporation (W/m^2) ;
 - CV – transfert de chaleur dû à la convection (W/m^2).

Dans le modèle, le terme source température est calculé à partir de ces cinq flux surfaciques, selon l'équation :

Équation 8 - Terme source température

$$T(t + \Delta t) = \frac{RS(t) + RA(t) - RE(t) - CV(t) - CE(t)}{\rho_{\text{eau}} * CPE} * \frac{1}{H}$$

T – température de l'eau ($^{\circ}\text{C}$) ;

ρ_{eau} – masse volumique de l'eau (kg/m^3) ;

CPE – chaleur spécifique de l'eau ($\text{J}/\text{kg}.\text{°C}$) ;

H – hauteur d'eau (m).

B. Phytoplancton

Le terme source phytoplancton suit l'équation ci-dessous (EDF & Cerema 2015) :

Équation 9 - Terme source phytoplancton

$$\text{PHY}(t + \Delta t) = \text{PHY}(t) + [\text{CP}(t) - \text{DP}(t)] * \text{PHY}(t) * \Delta t$$

PHY – concentration de la biomasse végétale ($\text{mg Chla}/\text{m}^3$) ;

CP – taux de croissance du phytoplancton ($1/\text{j}$) ;

DP – taux de disparition du phytoplancton ($1/\text{j}$).

Avant de déterminer les termes « CP et DP », il est de nécessaire calculer l'effet de la température et l'effet de l'ensoleillement.

i. Effet de la température

Visant à déterminer l'effet de la température, la loi de Lassier et Kearns (1975 cité par Moatar 1997) est utilisé :

Équation 10 - Loi g(T) de Lassier et Kearns

$$\text{Quand } T < T_{\max} : g(T) = e^{a(T-T_{opt})} \left(\frac{T_{\max} - T}{T_{\max} - T_{opt}} \right)^{a(T_{\max} - T_{opt})}$$

$$\text{Quand } T \geq T_{\max} : g(T) = 0$$

$g(T)$ – effet de la température (-) ;

a – paramètre de calage (-) ;

T_{opt} – température optimale pour la croissance du phytoplancton ($^{\circ}\text{C}$) ;

T_{max} – température au-dessus de laquelle aucune croissance du phytoplancton n'est possible ($^{\circ}\text{C}$).

ii. Effet de l'ensoleillement

Pour déterminer l'effet de l'ensoleillement sur la croissance phytoplanctonique, la Loi de Steele est retenue (Moatar 1997) :

Équation 11 - Loi de Steele

$$RAY = \frac{1}{Ke * H} \left[e^{(1 - \frac{Io}{Is})e^{-Ke*H}} - e^{(1 - \frac{Io}{Is})} \right]$$

RAY – effet de l'ensoleillement (-) ;

H – profondeur de l'eau (m) ;

I_0 – rayonnement solaire atteignant la surface de l'eau (W/m^2) ;

I_s – éclairement optimal pour la croissance algal (W/m^2) ;

Ke – coefficient d'extinction du rayonnement solaire dans l'eau ($1/\text{m}$). Ce paramètre dépend d'une composante végétale et d'une composante non végétale, selon l'équation ci-dessous :

Équation 12 - Relation de Moss

$$Ke = ke' + \beta * PHY$$

Ke' – coefficient de turbidité non végétale ($1/\text{m}$) ;

β – facteur algal d'ombrage du coefficient d'extinction ($1/\text{m}/\text{mg Chla}/\text{m}^3$) ;

PHY – concentration du phytoplancton ($\text{mg Chla}/\text{m}^3$).

Enfin, il est possible calculer les termes de croissance et de disparition phytoplanctonique.

iii. Terme de croissance phytoplanctonique « CP »

Le taux de croissance est calculé selon l'Équation 13 (Gosse 1989 cité par Moatar 1997) :

Équation 13 – Taux de croissance du phytoplancton

$$CP(t) = C_{max} * RAY(Io, H) * g(T) * Lnut(N, P, \dots)$$

CP – terme de croissance du phytoplancton ($1/\text{j}$) ;

C_{max} – taux de croissance maximale pour le phytoplancton ($1/\text{j}$) ;

RAY – effet de l'ensoleillement (-) ;

$g(T)$ – effet de la température (-) ;

$Lnut$ – fonction de limitation de croissance dû aux nutriments (-). Cette fonction n'a pas été prise en compte dans le modèle. Il est considéré que les nutriments sont en excès (Pinheiro 2016).

iv. Terme de disparition du phytoplancton « DP »

Le taux de disparition du phytoplancton est la somme de deux termes : l'effet de la respiration « RP » et l'effet de la mortalité « MP » (Gosse 1989 cité Vitorge 2006).

Équation 14 - Effet de la respiration

$$RP = (tRP * C_{max})$$

RP – effet de la respiration ($1/\text{j}$) ;

tRP – taux de respiration du phytoplancton (-) ;

C_{max} – taux de croissance maximale pour le phytoplancton ($1/\text{j}$) ;

Comme indiqué dans l'Équation 14 le taux de la respiration est supposé constant dans le modèle.

Équation 15 - Effet de la mortalité

$$MP(t) = m1 + m2 * PHY(t)$$

m1 – taux de mortalité dû à la température (1/j) ;

m2 – coefficient de mortalité lié à la sursaturation algale ($m^3/mg\ Chla/j$) ;

PHY – concentration du phytoplancton (mg Chla/ m^3).

Finalement, le terme disparition du phytoplancton est calculée par l'Équation 16 (Gosse 1989 cité Vitorge 2006) :

Équation 16 –Taux de disparition du phytoplancton

$$DP(t) = [RP + MP(t)] * g(T)$$

C. Demande biologique en oxygène

Dans le modèle ^{14}C - EDF seulement la mortalité du phytoplancton est considérée comme étant source de demande biologique en oxygène. L'Équation 17, qui a été retenue pour la simulation de la DBO, a été adapté du modèle de Gosse (1981) pendant le stage de Vitorge (2006). Ce terme est simulé afin de caler les paramètres physiques liés au phytoplancton:

Équation 17 - Terme source demande biologique en oxygène

$$DBO(t + \Delta t) = DBO(t) + [f * MP(t + \Delta t) * PHY(t + \Delta t) - K_{dbo} * DBO(t)] * \Delta t$$

DBO – demande Biologique en Oxygène ($mgO_2.m^{-3}$) ;

f – facteur de conversion biomasse phytoplanctonique et potentiel d'oxygène ($mgO_2/mgchl$) ;

MP – mortalité du phytoplancton (1/j) ;

PHY – concentration du phytoplancton ($mgchl/m^3$) ;

k_{dbo} – coefficient de vitesse de dégradation de la charge polluante oxydable (1/j).

D. Oxygène dissous

Telle que la demande biologique en oxygène, l'oxygène dissous est utilisé pour caler les paramètres associés au phytoplancton. De plus, ce terme source permet de construire le terme carbone inorganique dissous étant donné que ces deux variables ont un comportement opposé, en relation aux processus respiration, photosynthèse, biodégradation et réaération (Vitorge 2006).

Équation 18 - Terme source oxygène

$$O_2(t + \Delta t) = O_2(t) + \Delta O_{2photo}(t) + \Delta O_{2resp}(t) + \Delta O_{2bio}(t) + \Delta O_{2réaération}(t) + \Delta O_{2ben}(t)$$

O_2 – oxygène dissous (mol/m^3) ;

ΔO_{2photo} – variation d'oxygène due à la photosynthèse entre t et $t + \Delta t$ (mol/m^3) ;

ΔO_{2resp} – variation d'oxygène due à la respiration entre t et $t + \Delta t$ (mol/m^3) ;

ΔO_{2bio} – variation d'oxygène due à la respiration des bactéries entre t et $t + \Delta t$ (mol/m^3) ;

$\Delta O_{2réaération}$ – quantité d'oxygène échangé avec l'atmosphère entre t et $t + \Delta t$ (mol/m^3) ;

ΔO_{2ben} – variation d'oxygène due à la respiration des sédiments entre t et $t + \Delta t$ (mol/m^3).

La description de ces équations est détaillée dans le rapport de Pinheiro (2016) et de Vitorge (2006).

E. Carbone inorganique dissous

Comme déjà mentionné, l'équation du terme source carbone inorganique dissous a un comportement strictement contraire au terme source oxygène dissous (Vitorge 2006). Une description des termes mentionnés dans l'Équation 19 est rencontrée dans le rapport de Pinheiro (2016) et de Vitorge (2006).

Équation 19 - Terme source carbone inorganique dissous

$$\text{DIC}(t + \Delta t) = \text{DIC}(t) + \Delta \text{DIC}_{\text{photo}}(t) + \Delta \text{DIC}_{\text{resp}}(t) + \Delta \text{DIC}_{\text{bio}}(t) + \Delta \text{CO}_2_{\text{réaération}}(t) + \Delta \text{DIC}_{\text{ben}}(t)$$

$\text{DIC}(t)$ – carbone inorganique dissous (mol/m^3) ;

$\Delta \text{DIC}_{\text{photo}}$: variation de carbone inorganique dissous due à la photosynthèse entre t et $t + \Delta t$ (mol/m^3) ;

$\Delta \text{DIC}_{\text{resp}}$ – variation de carbone inorganique dissous due à la respiration entre t et $t + \Delta t$ (mol/m^3) ;

$\Delta \text{DIC}_{\text{bio}}$ – rejet de CO_2 dû à la respiration des bactéries entre t et $t + \Delta t$ (mol/m^3) ;

$\Delta \text{CO}_2_{\text{réaération}}$ – quantité de CO_2 échangé avec l'atmosphère entre t et $t + \Delta t$ (mol/m^3). Si la variation est positive le flux de CO_2 est de l'atmosphérique vers l'eau, si elle est négative il y a dégazage du CO_2 dissous dans l'eau ;

$\Delta \text{DIC}_{\text{ben}}$ – variation de carbone inorganique dissous due à la respiration des sédiments entre t et $t + \Delta t$ (mol/m^3).

Dans le cadre de ce rapport, seulement le terme $\Delta \text{CO}_2_{\text{réaération}}$ sera détaillé, afin de mettre en évidence de rôle du pH pendant ce processus (Équation 20).

Afin de calculer la quantité de CO_2 échange avec l'atmosphère, il faut d'abord déterminer la concentration de CO_2 aqueux :

Équation 20 - Echange eau-atmosphère du CO_2 aqueux

$$[\text{CO}_2]_{\text{eau}} = \frac{\text{DIC}}{1 + \frac{K_1}{[\text{H}^+]} + \frac{K_1 * K_2}{[\text{H}^+]^2}}$$

$[\text{CO}_2]_{\text{eau}}$ – concentration de CO_2 aqueux (mol/L) ;

DIC – carbone inorganique dissous (mol/L) ;

K_1 – constant d'équilibre $\text{CO}_2/\text{HCO}_3^-$ (-) ;

K_2 – constant d'équilibre $\text{HCO}_3^-/\text{CO}_3^{2-}$ (-) ;

$[\text{H}^+]$ – concentration en ion hydrogène (mol/L).

Équation 21 - Quantité de CO_2 échangé avec l'atmosphère

$$\Delta \text{CO}_2_{\text{réaération}}(t) = K_{\text{CO}_2} * \left(\frac{p\text{CO}_2(t)}{K_{\text{H}(\text{CO}_2)}} - [\text{CO}_2]_{\text{eau}}(t) \right) * 1000 * \Delta t$$

$\Delta \text{CO}_2_{\text{réaération}}$ – quantité de CO_2 échangé avec l'atmosphère (mol/m^3) ;

K_{CO_2} – coefficient de transfert de CO_2 (1/j) ;

$p\text{CO}_2$ – pression partielle de CO_2 dans l'atmosphère (atm) ;

$K_{\text{H}(\text{CO}_2)}$ – constante de Henry (atm/mol/l) ;

$[\text{CO}_2]_{\text{eau}}$ – concentration de CO_2 dans l'eau (mol/l) qui a été précédemment calculé dans l'Équation 20.

F. Carbone 14 dans l'eau

Les équations sur le carbone 14 dans l'eau ont été établies par Vitorge (2006) et ont été reprises du rapport de Pinheiro (2016). Les équations présentées ci-dessous visent à déterminer le terme source activité volumique du carbone 14 dans l'eau.

Équation 22 - Terme source carbone 14 dans l'eau

$$[{}^{14}\text{C}]_{\text{eau}}(t + \Delta t) = [{}^{14}\text{C}]_{\text{eau}}(t) + \Delta {}^{14}\text{C}_{\text{totale_eau}}(t) + \text{rejets}(t)$$

$[{}^{14}\text{C}]_{\text{eau}}$ – activité volumique de carbone 14 dans l'eau (Bq/m^3) ;

$\Delta^{14}\text{C}_{\text{totale_eau}}$ – variation totale de l’activité volumique de carbone 14 entre t et t + Δt dans l’eau (Bq/m³) ;
 rejets – apport atrophique de carbone 14 par la centrale (Bq/m³).

La variation totale de l’activité volumique de carbone 14 dans l’eau ($\Delta^{14}\text{C}_{\text{totale_eau}}$) est calculée à partir du bilan suivant :

Équation 23 - Variation de l’activité volumique totale du carbone 14 dans l’eau

$$\Delta^{14}\text{C}_{\text{totale_eau}}(t) = \Delta^{14}\text{C}_{\text{photo}}(t) + \Delta^{14}\text{C}_{\text{resp}}(t) + \Delta^{14}\text{C}_{\text{bio}}(t) + \Delta^{14}\text{C}_{\text{atmo}}(t)$$

$\Delta^{14}\text{C}_{\text{totale_eau}}$ – variation totale de l’activité volumique de carbone 14 entre t et t + Δt dans l’eau (Bq/m³) ;

$\Delta^{14}\text{C}_{\text{photo}}$ – variation de l’activité volumique de carbone 14 dû à la photosynthèse entre t et t + Δt dans l’eau (Bq/m³) ;

$\Delta^{14}\text{C}_{\text{resp}}$ – variation de l’activité volumique de carbone 14 dû à la respiration entre t et t + Δt dans l’eau (Bq/m³) ;

$\Delta^{14}\text{C}_{\text{bio}}$ – variation de l’activité volumique de carbone 14 dû à la biodégradation entre t et t + Δt dans l’eau (Bq/m³) ;

$\Delta^{14}\text{C}_{\text{atmo}}$ – variation de l’activité volumique de carbone 14 dû aux échanges eau-atmosphère entre t et t + Δt (Bq/m³).

Pendant les processus de respiration et de biodégradation il y a un flux de carbone 14 du phytoplancton vers l’eau. De cette façon, l’activité spécifique rejetée lors de ces processus biogéochimiques sera celle associé au phytoplancton (Vitorge 2006). Cette variable ($A_{\text{phyto}}^{14}\text{C}$) est déterminée selon l’Équation 24.

Équation 24 - Activités spécifiques du carbone 14 dans le phytoplancton

$$A_{\text{phyto}}^{14}\text{C}(t) = \frac{[{}^{14}\text{C}]_{\text{phyto}}(t)}{\text{PHY}(t) * \text{Rc}}$$

$A_{\text{phyto}}^{14}\text{C}$ – activité spécifique du carbone 14 dans le phytoplancton (Bq/gC) ;

[${}^{14}\text{C}]_{\text{phyto}}$ – activité volumique en carbone 14 dans le phytoplancton (Bq/m³) ;

PHY – concentration du phytoplancton (mg Chla/m³) ;

Rc – rapport des concentrations de carbone et de chlorophylle a (gC/mgChla).

Le terme [${}^{14}\text{C}]_{\text{phyto}}$ sera détermine par la suite en « G-Carbone 14 dans le phytoplancton », dans l’Équation 28.

Les équations concernant les activités biochimiques (respiration, biodégradation et photosynthèse) associées à la variation volumique du carbone 14 dans l’eau sont présentés ci-dessous.

Équation 25 - Activités biochimiques associées à la variation du carbone 14 dans l’eau

$$\Delta^{14}\text{C}_{\text{resp}}(t) = \Delta\text{DIC}_{\text{resp}}(t) * A_{\text{phyto}}^{14}\text{C}(t) * M(\text{C})$$

$$\Delta^{14}\text{C}_{\text{bio}}(t) = \Delta\text{DIC}_{\text{bio}}(t) * A_{\text{phyto}}^{14}\text{C}(t) * M(\text{C})$$

$$\Delta^{14}\text{C}_{\text{photo}}(t) = \Delta\text{DIC}_{\text{photo}}(t) * A_{\text{eau}}^{14}\text{C}(t) * M(\text{C})$$

$\Delta^{14}\text{C}_{\text{resp}}$ – variation de l’activité volumique de carbone 14 due à la respiration entre t et t + Δt dans l’eau (Bq/m³) ;

$A_{\text{phyto}}^{14}\text{C}$ – activité spécifique du carbone 14 dans le phytoplancton (Bq/gC) ;

$\Delta\text{DIC}_{\text{resp}}$ – variation du carbone inorganique dissous due à la respiration (mol/L) ;

M(C) – masse molaire du carbone (g/mol) ;

$\Delta^{14}\text{C}_{\text{bio}}$ – variation de l’activité volumique de carbone 14 due à la biodégradation entre t et t + Δt dans l’eau (Bq/m³) ;

$\Delta\text{DIC}_{\text{bio}}$ – variation du carbone inorganique dissous due à la biodégradation (mol/L) ;

$\Delta^{14}\text{C}_{\text{photo}}$ – variation de l’activité volumique de carbone 14 due à la photosynthèse entre t et t + Δt dans l’eau (Bq/m³) ;

$\Delta\text{DIC}_{\text{photo}}$ – variation du carbone inorganique dissous due à la photosynthèse (mol/L) ;

$A_{\text{eau}}^{14\text{C}}$ – activité spécifique du carbone 14 dans l’eau (Bq/gC).

La photosynthèse, au contraire de la respiration et de la biodégradation, génère un flux de carbone 14 de l’eau vers le phytoplancton. De ce fait, c’est l’activité spécifique du carbone 14 dans l’eau ($A_{\text{eau}}^{14\text{C}}$) qui est utilisé pendant la détermination de ce processus. Ce terme est calculé selon l’équation suivante :

Équation 26 - Activités spécifique du carbone 14 dans l’eau

$$A_{\text{eau}}^{14\text{C}}(t) = \frac{[{}^{14}\text{C}]_{\text{eau}}(t)}{\text{DIC}(t) * M(\text{C})}$$

$A_{\text{eau}}^{14\text{C}}$ – activité spécifique du carbone 14 dans l’eau (Bq/gC) ;

[¹⁴C]_{eau} – activité volumique en carbone 14 dans l’eau (Bq/m³) ;

DIC – carbone inorganique dissous (mol/m³) ;

M(C) – masse molaire du C (g/mol).

Enfin, il faut déterminer la variation de l’activité volumique du carbone 14 dans l’eau due aux échanges eau-atmosphère. Ce flux est calculé selon l’approche de Sheppard :

Équation 27 – Echange eau-atmosphère du carbone 14 dans l’eau (approche de Sheppard)

$$\Delta^{14}\text{C}_{\text{atmo}}(t) = -K_{\text{CO}_2} * M(\text{C}) * \left([\text{CO}_2]_{\text{eau}}(t) * A_{\text{eau}}^{14\text{C}}(t) - \frac{p\text{CO}_2(t)}{K_{\text{H}(\text{CO}_2)}} * A_{\text{atmo}}^{14\text{C}}(t) \right) * \Delta t$$

$\Delta^{14}\text{C}_{\text{atmo}}$ – variation de l’activité volumique de carbone 14 dû aux échanges eau-atmosphère entre t et t + Δt dans l’eau (Bq/m³) ;

K_{CO_2} – coefficient de transfert de CO₂ (1/j) ;

M(C) – masse molaire du C (g/mol) ;

[CO₂]_{eau} – concentration de CO₂ dans l’eau (mol/l) qui a été précédemment calculé dans l’Équation 20 ;

$A_{\text{eau}}^{14\text{C}}$ – activité spécifique du carbone 14 dans l’eau (Bq/gC) ;

pCO₂ – pression partielle de CO₂ dans l’atmosphère (atm) ;

K_{H(CO₂)} – constante de Henry (atm/mol/l) ;

$A_{\text{atmo}}^{14\text{C}}$ – activité spécifique du carbone 14 dans l’atmosphère (Bq/gC).

G. Carbone 14 dans le phytoplancton

Tel que dans le paragraphe le « F-Carbone 14 dans l’eau », les équations sur l’activité volumique carbone 14 dans le phytoplancton ont été établies par Vitorge (2006) et ont été reprises du rapport de Pinheiro (2016).

Équation 28 - Terme source carbone 14 dans le phytoplancton

$$[{}^{14}\text{C}]_{\text{phyto}}(t + \Delta t) = [{}^{14}\text{C}]_{\text{phyto}}(t) + \Delta^{14}\text{C}_{\text{totale_phyto}}(t)$$

[¹⁴C]_{phyto} : – activité volumique en ¹⁴C dans le phytoplancton (Bq/m³) ;

$\Delta^{14}\text{C}_{\text{totale_phyto}}$ – Variation totale de la concentration de ¹⁴C pendant un pas de temps (Bq/m³). Ce terme est exprimé dans l’Équation 29 :

Équation 29 - Variation de l’activité volumique totale du carbone 14 dans l’eau

$$\Delta^{14}\text{C}_{\text{totale_phyto}}(t) = -\Delta^{14}\text{C}_{\text{photo}}(t) - \Delta^{14}\text{C}_{\text{resp}}(t) - \Delta^{14}\text{C}_{\text{bio}}(t)$$

$\Delta^{14}\text{C}_{\text{totale_phyto}}$ – variation totale de l’activité volumique de carbone 14 entre t et t + Δt dans le phytoplancon (Bq/m^3) ;

$\Delta^{14}\text{C}_{\text{photo}}$ – variation de l’activité volumique de carbone 14 dû à la photosynthèse entre t et t + Δt dans l’eau (Bq/m^3) ;

$\Delta^{14}\text{C}_{\text{resp}}$ – variation de l’activité volumique de carbone 14 dû à la respiration entre t et t + Δt dans l’eau (Bq/m^3) ;

$\Delta^{14}\text{C}_{\text{bio}}$ – variation de l’activité volumique de carbone 14 dû à la biodégradation entre t et t + Δt dans l’eau (Bq/m^3).

Les termes $\Delta^{14}\text{C}_{\text{photo}}(t)$, $\Delta^{14}\text{C}_{\text{resp}}(t)$ et $\Delta^{14}\text{C}_{\text{bio}}(t)$ ont déjà été définis dans l’Équation 25 et $A_{\text{phyto}}^{14}\text{C}$ a été déterminé par l’Équation 24.

H. Tritium

L’équation associée au terme source tritium a été présenté lors du rapport de Vitorge (2006), Marang (2009) et Pinheiro (2016) :

Équation 30 - Terme source tritium

$$[{}^3\text{H}]_{\text{eau}}(t + \Delta t) = [{}^3\text{H}]_{\text{eau}}(t) + \Delta {}^3\text{H}(t) + \text{rejets} {}^3\text{H}(t)$$

$[{}^3\text{H}]_{\text{eau}}$ – concentration de ${}^3\text{H}$ dans l’eau (Bq/m^3) ;

$\Delta {}^3\text{H}(t)$ – variation de la concentration de ${}^3\text{H}$ pendant un pas de temps (Bq/m^3) ;

rejets ${}^3\text{H}(t)$ – rejets de la centrale en ${}^3\text{H}$ exprimés en (Bq/m^3).

Dans le modèle ${}^{14}\text{C}$ il est considéré que tout le tritium est sous forme eau tritiée et que le seul processus associé à ce composant est l’évaporation. Pour calculer ce processus, l’approche de « Sheppard » a été prise en compte, c’est-à-dire que l’échange eau-atmosphère dépend du gradient de concentration du tritium (Vieira, Vanderborgh et al. 2004 cité par Marang 2009).

Équation 31 - Echange eau-atmosphère de l’eau tritiée (approche de Sheppard)

$$\Delta \text{HTO}(t) = -\frac{K_{\text{HTO}} * ([\text{HTO}]_{\text{eau}}(t) - [\text{HTO}]_{\text{atm}})}{H} \Delta t$$

ΔHTO – quantité d’eau tritiée évaporée (Bq/m^3) ;

K_{HTO} – coefficient de transfert d’eau tritiée (m/j) ;

$[\text{HTO}]_{\text{eau}}$ – activité d’eau tritiée dans l’eau (Bq/m^3) ;

$[\text{HTO}]_{\text{atm}}$ – activité d’eau tritiée dans l’atmosphère (Bq/m^3) ;

H – hauteur de l’eau (m).

Annexe 4 - Paramètres physiques utilisés dans le modèle ¹⁴C

Nom	Paramètre physique	Unité	Valeur	Origine	Utilisation
1 Crmax	Taux de croissance max du phytoplancton	jour ⁻¹	2,5 (0,9 - 3)	calé	CP - terme de croissance phytoplancton
2 Trmax	Température max pour la croissance du phytoplancton	°C	37 (35 - 40)	Comparaison AED2	RP - terme de disparition de phytoplancton
3 Topt	Température optimale pour la croissance du phytoplancton	°C	24 (23 - 26)	Gosse, 1981	g - effet de la température
4 a1	Paramètre d'ajustement de la fonction de croissance	-	0,2 (0,2 - 0,4)	Moatar, 1997 (chapitre IV)	g - effet de la température
5 ke1	Coefficient de turbidité non végétale	m ⁻¹	1 (0 - 10)	Gosse, 1981	KE - turbidité (utilisé pour le calcul de l'effet ensoleillement)
6 trP	Taux de respiration du phytoplancton	-	0,002 (0,007 - 0,02)	Paramètre de calage (Moatar, 1997)	RP - terme de disparition de phytoplancton
7 m1	Taux de mortalité à 20°C (excrétion, prédatation)	jour ⁻¹	0 (0,0 - 0,085)	Parametre de calage (Moatar, 1997)	MP - effet de la mortalité
8 m2	Mortalité due à la sursaturation algale	m ³ .mgChla ⁻¹ .j ⁻¹	0,003 (0,0 - 0,003)	Comparaison AED2	Comparaison AED2
9 beta	Facteur algal d'ombrage du coefficient d'extinction	m ⁻¹ /mgChla/m ³	0,005 (0,004 - 0,006)	Moatar, 1997 (chapitre IV)	KE - turbidité (utilisé pour le calcul de l'effet ensoleillement)
10 f	Facteur de conversion biomasse phytoplanctonique – potentiel d'oxygène	mgO ₂ .mgChla ⁻¹	300	Cph - photosynthèse phytoplancton	
11 kdBO20	Vitesse de biodegradation de la charge polluante oxydable à 20°C	jour ⁻¹	0,3 (0,225 - 0,375)	Proposé dans la littérature 130 (150 - 500)	Moatar, 1997
12 COEF_A	Coefficient A de la formule d'aération A + B × U	-	0,003 (0,0017 - 0,0035)	Paramètre de calage (Moatar, 1997)	kDBO - vitesse de dégradation de la charge polluante
13 COEF_B	Coefficient B de la formule d'aération A + B × U	-	0,0018 (0,0017 - 0,0035)	Luck, 2004	CV - flux de chaleur de convection
14 COEF_K	Coefficient représentatif de la couverture nuageuse	-	0,2 (0,04 - 0,24)	Salençon et Thébaud, 1997	CE - flux de chaleur d'évaporation
15 EME	Emissivité de l'eau (Coefficient de calage du plan d'eau)	-	0,97 (0,92 - 0,97)	Salençon et Thébaud, 1997	CV - flux de chaleur de convection
16 BEN20	Demande benthique en O ₂	g/m ²	1,5 (1,125 - 1,875)	Luck, 2005 (module Thermique)	CE - flux de chaleur d'évaporation
17 RC	Rapport des concentrations de carbone et de chlorophylle a	gC/mgChla	0,1125 (0,05625 - 0,1875) [+50 - 1/20]	Luck, 2004	Ra - Rayonnement atmosphérique
18 PPOC	rapport POCalgal/POCtotal	-	0,46 (0,22 - 0,70)	EDF - CEREMA, 2015	BEN - Demande benthique en O2
19 C14_POC_det	activité spécifique COP_détritique	Bq/gC	0,204296 (0,204296 - 0,2138344)	Coularis, 2016	C14_PHY - Activité spécifique de 14C dans le phytoplancton
20 Pdoc_nappes	pourcentage d'apport de COD par les nappes souterraines	-	0,59 (0 - 1)	Coularis, 2016	C14_POC - Activité spécifique de 14C dans le POC
21 ls	Eclaircissement optimal pour la croissance	W/m ²	250 (100 - 350)	Moatar, 1997	C14_DOC - Activité spécifique de 14C dans le DOC
22 Alk	Alcalinité totale	mol/L	0,0012		RAY - utilisée Si l'effet ensoleillement est calculée par la loi de Steele
23 k1	Constante d'équilibre (CO ₂ /HCO ₃ ⁻)	-	4,16869.10 ⁻⁷		
24 k2	Constante d'équilibre (HCO ₃ ⁻ /CO ₂)	-	4,16869.10 ⁻¹¹		
25 RO	Massé volume de l'eau	kg/m ³	1000		
26 CPE	Chaleur spécifique de l'eau	J/kg °C	4180		
27 CPA	Chaleur spécifique de l'air à pression constante	J/kg °C	1002		
28 EVA	Emissivité de l'air (coefficient de calage du rayonnement atmosphérique)	-	0,8	Luck, 2005	Ra - Rayonnement atmosphérique

Annexe 5 - Résultat des analyses de sensibilité

Tableau 4 - Résultats analyse de sensibilité à Candes Saint Martin

Candes Saint-Martin				
Sortie	Paramètres	μ^*	$\mu^*/\Sigma\mu^*$ (%)	Tcont (%)
Phytoplancton	ke1	1,54E+02	39,82	90,83
	Topt	1,07E+02	27,54	
	Cmax	6,26E+01	16,14	
	COEF_B	2,84E+01	7,32	
DBO	kDBO20	1,44E+05	46,36	91,64
	Topt	3,46E+04	11,14	
	ke1	3,03E+04	9,73	
	COEF_B	1,88E+04	6,05	
	m1	1,85E+04	5,93	
	f	1,58E+04	5,08	
	Cmax	1,37E+04	4,39	
	COEF_K	9,20E+03	2,96	
O_2 dissous	kDBO20	1,66E-04	30,48	92,68
	BEN20	1,11E-04	20,36	
	COEF_B	7,68E-05	14,11	
	COEF_K	5,42E-05	9,96	
	Cmax	3,13E-05	5,76	
	EME	2,49E-05	4,57	
	COEF_A	2,29E-05	4,20	
	f	1,75E-05	3,23	
CID	Cmax	2,71E-02	40,06	93,40
	f	1,38E-02	20,36	
	m1	5,60E-03	8,28	
	BEN20	5,00E-03	7,39	
	ke1	4,01E-03	5,93	
	tRP	3,90E-03	5,77	
	Topt	3,79E-03	5,60	
COP	Cmax	1,08E-01	26,05	90,44
	Topt	9,74E-02	23,50	
	RC	9,16E-02	22,09	
	ke1	5,47E-02	13,20	
	COEF_B	2,32E-02	5,60	
COP -14C	Ppoc	3,02E-02	43,79	92,30
	ke1	1,14E-02	16,60	
	Cmax	1,03E-02	14,91	
	f	4,60E-03	6,67	
	RC	2,92E-03	4,23	

	kDBO20	2,27E-03	3,29	
	Topt	1,93E-03	2,81	
COD – 14C	Pdoc_nappes	1,06E-01	40,47	
	Ppoc	4,74E-02	18,13	
	ke1	3,53E-02	13,49	
	Cmax	3,29E-02	12,59	
	f	1,65E-02	6,30	

Tableau 5 - Résultats des analyses de sensibilité du 10-11/07/2013

10/07-11/07/2013				
Sortie	Paramètres	μ^*	$\mu^*/\Sigma\mu^*$ (%)	Tcont (%)
Phytoplancton	Cmax	1,29E+02	53,08	
	COEF_B	3,16E+01	13,06	
	ke1	2,80E+01	11,57	
	tRP	1,90E+01	7,85	
	Topt	1,26E+01	5,19	
DBO	kDBO20	5,26E+04	30,41	
	Cmax	3,55E+04	20,50	
	COEF_B	2,64E+04	15,23	
	ke1	1,51E+04	8,71	
	m1	1,48E+04	8,57	
	f	9,83E+03	5,68	
O_2 dissous	Topt	6,59E+03	3,80	
	BEN20	1,26E-03	30,14	
	COEF_B	1,12E-03	26,93	
	ke1	3,72E-04	8,93	
	Cmax	3,54E-04	8,49	
	kDBO20	2,91E-04	6,97	
	COEF_A	2,26E-04	5,42	
CID	f	2,10E-04	5,04	
	Cmax	4,11E-02	40,81	
	f	2,85E-02	28,23	
	COEF_B	9,71E-03	9,63	
	ke1	8,55E-03	8,48	
COP	tRP	4,76E-03	4,73	
	Cmax	4,03E-01	39,76	
	RC	2,29E-01	22,64	
	Ppoc	1,44E-01	14,18	
	COEF_B	7,19E-02	7,11	
	ke1	5,79E-02	5,72	
COP – 14C	tRP	5,14E-02	5,08	
	RC	2,05E-02	36,70	92,35

	Ppoc	1,51E-02	26,90	
	f	6,52E-03	11,65	
	ke1	4,91E-03	8,77	
	Cmax	4,66E-03	8,33	
COD – 14C	RC	1,26E-02	45,88	
	Pdoc_nappes	1,04E-02	37,85	
	Ppoc	4,17E-03	15,17	98,90

Tableau 6 - Résultats des analyses de sensibilité du 02-03/10/2013

02/10-03/10/2013				
Sortie	Paramètres	μ^*	$\mu^*/\sum \mu^*$ (%)	Tcont (%)
Phytoplancton	ke1	2,70E-01	34,80	
	Cmax	1,75E-01	22,58	
	a1	1,35E-01	17,39	
	m1	4,94E-02	6,38	
	tRP	4,64E-02	5,99	
	EME	3,53E-02	4,55	91,68
DBO	kDBO20	4,05E+05	66,72	
	COEF_K	4,52E+04	7,46	
	m1	3,74E+04	6,16	
	COEF_B	3,30E+04	5,43	
	f	1,87E+04	3,09	
	EME	1,67E+04	2,75	91,61
O ₂ dissous	BEN20	1,17E-03	43,32	
	COEF_K	5,26E-04	19,41	
	kDBO20	2,99E-04	11,02	
	COEF_B	2,87E-04	10,61	
	EME	1,90E-04	7,02	91,38
CID	BEN20	6,75E-03	55,83	
	kDBO20	2,55E-03	21,05	
	ke1	8,48E-04	7,01	
	f	4,96E-04	4,10	
	Cmax	4,61E-04	3,81	91,80
COP	ke1	1,56E-03	38,05	
	Cmax	8,93E-04	21,74	
	Ppoc	6,04E-04	14,71	
	Tmax	2,27E-04	5,52	
	a1	1,86E-04	4,52	
	COEF_K	1,68E-04	4,10	
	tRP	1,17E-04	2,85	91,49
COP – 14C	Ppoc	2,03E-02	51,73	90,80

	ke1	4,83E-03	12,32	
	RC	3,89E-03	9,93	
	f	3,28E-03	8,36	
	Cmax	2,06E-03	5,25	
	C14_POC_det	1,26E-03	3,21	
COD – 14C	Pdoc_nappes	1,70E-02	49,27	
	Ppoc	9,65E-03	27,95	
	ke1	2,12E-03	6,14	91,49
	f	1,78E-03	5,14	
	Cmax	1,03E-03	2,99	

Bibliographie Annexe

AED2. Bibliothèque de modélisation de la qualité de l'eau : AED2 (*Aquatic EcoDynamics modelling library*). The University of Western Australia. Document interne EDF SA.

EDF & CEREMA. *Mascaret V8.1- Module de simulation de qualité d'eau TRACER. Note de Principe.* France, 2015

GOSSE, P. *Un modèle de simulation de la qualité d'eau d'une rivière. Application à la Loire Moyenne.* EDF, France, Janvier 1981

LUCK, M. *Système Mascaret: Note de principe de l'outil TRACER (transport de traceurs) et des modules de qualité d'eau O2, BIOMASS, EUTRO, MICROPOL et THERMIC.* EDF R&D, Chatou, France, 03 Janvier 2005

MARANG, Laura. *Modélisation des échanges de carbone 14 et de tritium entre les cours d'eau et l'atmosphère: application à la Loire moyenne.* EDF R&D, Chatou, France, 24 mars 2009

MOATAR, Florentina. *Modélisation statistiques et déterministes des paramètres physico-chimiques utilisés en surveillance des eaux de rivières : Application à la validation des séries de mesures en continu (Cas de la Loire Moyenne).* Thèse de doctorat, Institut National Polytechnique de Grenoble, 4 décembre 1997, 290 p.

PINHEIRO, Annalisa. *Modélisation du carbone 14 et du tritium en Vienne.* Stage de fin d'études, Université Pierre et Marie Curie (Paris VI), Septembre 2016, 50 p.

SALENCON, Marie José; THEBAULT, Jean-Marc. *Modélisation d'écosystème lacustre.* Paris, France, 1997

VITORGE, Elsa. *Modélisation des échanges de carbone 14 entre les cours d'eau et l'atmosphère.* Rapport Stage d'application 2ème année d'école d'ingénieur, Ecole Nationale Supérieure des Mines, 31 août 2006, 55 p.