



UNIVERSITÉ
LAVAL



Rapport de stage Pratique de l'ingénierie

2 mai 2016 – 29 juillet 2016

HAGUENAUER Charlotte

FORMATION D'INGENIEUR

2014/2017

Promotion PARIS

Utilisation d'une analyse de sensibilité d'un modèle d'écosystème pour comprendre les dynamiques biologiques et physico-chimiques d'un lac contaminé par un perturbateur endocrinien.



Organisme d'accueil - ville - pays :
modelEAU – Université Laval, Québec, Canada

Tuteur de stage : Peter VANROLLEGHEM

Sommaire

Table des figures.....	2
Remerciements	2
1 Présentation de la structure d'accueil	3
2 Présentation du projet dans lequel s'inscrit le stage.....	4
3 Descriptif du projet d'ingénierie traité	6
3.1 Recherche bibliographique.....	6
3.2 Interprétation et analyse des résultats de la modélisation	7
3.2.1 Analyse de la calibration	7
3.2.2 Interprétation de l'analyse de sensibilité	10
3.2.3 Impact de EE2 sur l'écosystème	13
3.2.4 Rédaction de l'article scientifique	16
4 Analyse critique	18
4.1 Structure d'accueil	18
4.2 Organisation du stage.....	18
4.3 Compréhension du sujet.....	18
4.4 Exécution du travail demandé.....	18
4.5 Suivi de la rédaction de l'article après la fin du stage	19
5 Conclusion.....	19
6. Bibliographie.....	20
7. Annexes	21

Table des figures

Figure 1 Vue aérienne du campus de l'Université Laval	3
Figure 2 Schéma de l'écosystème simplifié utilisé lors de la modélisation	4
Figure 3 Méthode employée lors de la calibration.....	7
Tableau 1 Récapitulatifs des données de la calibration : habitat, mortalité poids et nourriture	8
Figure 4 Courbes de biomasse obtenues suite à la calibration pour le plancton et les poissons.....	9
Figure 5 Exemple de courbe de biomasse des poissons en fonction du temps obtenue lors de l'analyse de sensibilité : la biomasse des Fathead Minnow est modifiée, l'influence sur les autres espèces est montrée.	10
Tableau 2 récapitulatif simplifié de l'analyse de sensibilité.....	11
Tableau 3 : Analyse de sensibilité des adultes, des juvéniles et de l'insecte	13
Figure 6 Courbes de biomasse des poissons avec et sans EE2.....	14
Tableau 4 : Effets de EE2 sur l'écosystème avec et sans insectes.....	15

Remerciements

Je souhaite tout d'abord adresser mes remerciements à mon maître de stage, Mr Peter VANROLLEGHEM, qui m'a permis d'intégrer son équipe de recherche modelEAU pour réaliser mon stage de pratique de l'ingénierie.

Je tiens également à remercier Ludiwine Clouzot, pour sa gentillesse et pour les connaissances qu'elle m'a transmises tout au long du stage.

Enfin je désire remercier l'ensemble de l'équipe de recherche modelEAU pour ces trois mois de stage et pour son accueil chaleureux.

1 Présentation de la structure d'accueil

L'Université LAVAL est située dans la ville de Québec au Canada. Elle a été fondée en 1852 et représente ainsi le plus grand ancien établissement d'enseignement supérieur francophone d'Amérique. Cette université, une des plus grandes du Canada, fait partie des plus importantes du pays en terme de recherche et est la source de l'enseignement supérieur de la langue française au Québec, au Canada et plus généralement en Amérique. Elle compte 11 159 étudiants diplômés sur l'année 2014-2015 et 1650 professeurs. Le vaste campus est composé de trente pavillons différents, occupant une surface de 1,9 km². Une photographie aérienne du campus est présentée figure 1.



Figure 1 Vue aérienne du campus de l'Université Laval

Plusieurs chaires de recherches sont présentes au sein de l'université. Plus particulièrement, le groupe de recherche *modelEAU*, qui a fêté ses 10 ans cette année, étudie la modélisation de la qualité de l'eau. Cette équipe de recherche est composée d'une vingtaine de personnes (étudiants gradués, post-doctorants, professionnels de recherche, stagiaires) travaillant sur différents projets comme par exemple : le traitement des eaux usées en relation avec le changement climatique, l'analyse des micropolluants, la calibration d'un modèle de boue activée, ou encore la mise en place d'une station de mesure de la qualité de l'eau.

2 Présentation du projet dans lequel s'inscrit le stage

Le projet sur lequel porte l'étude repose sur des expériences effectuées entre 1999 et 2005 au Canada, plus précisément dans la région des lacs expérimentaux (« Experimental Lake Area », (ELA)) en Ontario. Il s'agit d'une région entièrement naturelle, très peu peuplée et peu industrialisée, où se trouvent de nombreux lacs. Le gouvernement canadien a dédié cet endroit à la recherche scientifique. Ainsi, plusieurs études portant sur les lacs et tout ce qui les concerne ont été menées, particulièrement sur la réponse d'écosystèmes face à des perturbations comme des polluants. En effet, il est habituel d'effectuer des expériences en laboratoire sur une espèce précise d'animal ou de végétal. Cependant, dans ce cas d'étude unique, un écosystème entier, à l'échelle d'un lac a été consacré à la recherche. Ainsi, les interactions entre toutes les espèces peuvent être étudiées dans des conditions se rapprochant au plus près de la réalité.

Une des expériences menées porte sur l'influence du perturbateur endocrinien EE2 (17 α -éthynylestradiol), composant de la pilule contraceptive, sur l'écosystème du lac [5] [12]. En effet, les traitements ayant lieu dans les stations d'épuration (STEP) n'éliminent pas cette hormone, qui se retrouve alors dans le milieu naturel où elle impacte l'écosystème aquatique en place.

Dans le cadre de cette étude, le suivi de toutes les données et caractéristiques du lac (luminosité (PAR), température, oxygène, pH, matière organique dissoute (DOM), matière organique particulaire (POM), NH₄, NO₃, et PO₄) a été réalisé de 1999 à 2005. De plus, pendant trois années, de 2001 à 2003, l'hormone EE2 a été injectée dans le lac à des concentrations reflétant des conditions naturelles de sortie de STEP [4]. A titre de comparaison, certains lacs n'ont pas été pollués et servent de référence pendant l'étude.

Pour étudier cet écosystème, en plus des données expérimentales, une modélisation a été réalisée à l'aide du logiciel WEST. A partir des modèles de Frederik De Laender (2007) [2] et de Richard A. Park (2010) [13], basés sur des bilans de masses, chaque paramètre (pH, température, photopériode, nutriments) ou encore chaque espèce (plancton, algues, poissons, insecte) a été intégrée au modèle [3] [14]. Les espèces étudiées ont été regroupées selon leur cycle de vie et leur importance dans l'écosystème [8] [9]. Le modèle a ensuite été calibré afin de trouver les valeurs des paramètres en accord avec les valeurs expérimentales. L'écosystème simplifié étudié est présenté figure 2.

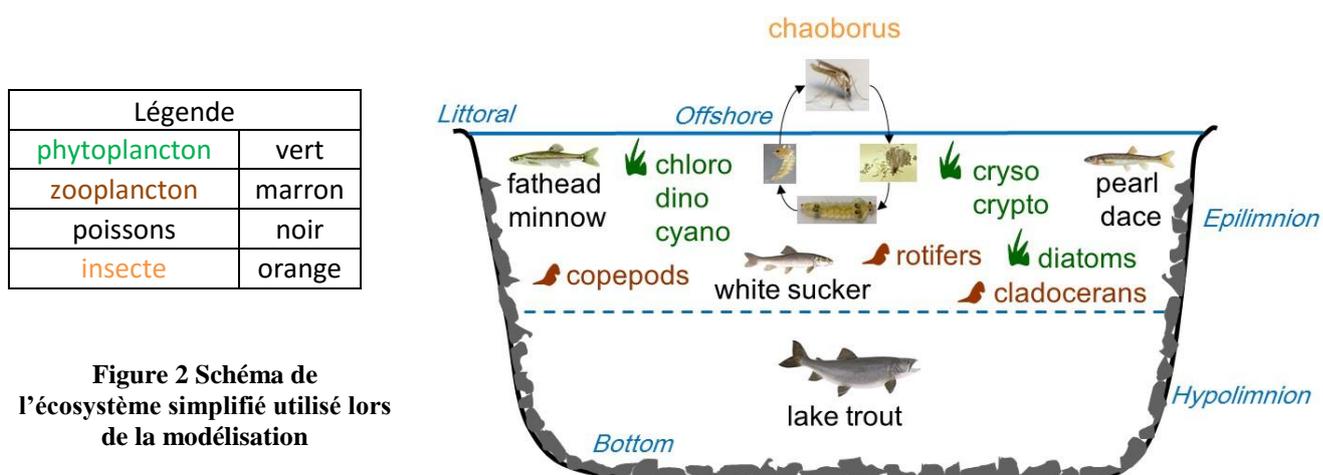


Figure 2 Schéma de l'écosystème simplifié utilisé lors de la modélisation

Enfin, une analyse de sensibilité a été menée, en absence de la molécule EE2, pour comprendre les différentes interactions entre les espèces sans perturbation dans le lac. Les résultats numériques de cette analyse sont connus, mais l'interprétation doit encore être réalisée. De plus, les résultats de la modélisation en présence de l'hormone EE2 sont établis, mais ne sont pas non plus interprétés. Ainsi, cette modélisation a permis de connaître les effets directs de l'hormone, mais des effets plus précis et indirects demeuraient inconnus.

L'interprétation qualitative des résultats expérimentaux obtenus par une autre équipe de recherche ont été publiés dans un article scientifique [6], justifiant l'intérêt d'une modélisation de l'écosystème pour mieux en comprendre la logique. Cet article est la base de l'étude, et le but du stage est de rédiger une réponse, expliquant l'intérêt de la modélisation et ses résultats, directs et indirects. L'équipe de recherche modelEAU travaille sur la rédaction d'un premier article scientifique, centré sur la modélisation de l'écosystème [7]. Dans le cadre du stage, l'interprétation des résultats, complétée par une recherche bibliographique, devrait permettre la parution d'un second article scientifique, centré sur les effets indirects liés à l'hormone.

Le travail à réaliser a tout d'abord consisté à me familiariser avec l'étude, les expériences et la modélisation menées auparavant. J'ai ainsi pu comprendre les différentes étapes de modélisation et calibration menant aux résultats puis me les approprier pour pouvoir les interpréter. Par la suite, il faut mettre à jour les connaissances sur l'hormone étudiée, ses effets directs sur chaque espèce et les processus écologiques, à l'aide d'une recherche bibliographique pour pouvoir disposer des références lors de la rédaction de l'article scientifique. Enfin j'ai effectué l'analyse des nombreux résultats obtenus (sous forme de courbes de biomasse et de paramètres de calibration), ainsi que des analyses complémentaires, pour pouvoir mieux comprendre les interactions entre espèces, et l'impact du polluant sur l'écosystème. Finalement, une fois les résultats interprétés, j'ai organisé les informations pour rédiger puis publier l'article scientifique.

3 Descriptif du projet d'ingénierie traité

3.1 Recherche bibliographique

Une première étape, consiste à comparer les résultats expérimentaux, décrits dans l'article scientifique servant de base à l'étude [6], avec ceux obtenus par la modélisation. Après analyse, il s'avère que les résultats sont similaires : la modélisation et les faits expérimentaux sont en accord.

Pour bien comprendre l'étude, une seconde étape a été de détailler les sources bibliographiques de l'article scientifique [6] pour voir quels sont les éléments importants à retenir et trouver des axes de recherche à approfondir. Cet article scientifique servant de base à l'étude, il est intéressant de connaître ses sources.

Le projet ayant eu lieu sur de nombreuses années, il est nécessaire de faire un point sur les connaissances actuelles avant la publication d'un nouvel article scientifique. En effet, avant de publier, il faut connaître les derniers résultats obtenus pour orienter ses propres recherches et veiller à ne pas faire ce qui a déjà été étudié auparavant. Ainsi, il a fallu trouver des références plus récentes confirmant les hypothèses soulevées par l'article scientifique de référence [6] afin de mettre à jour les connaissances de l'équipe.

Une recherche bibliographique a ainsi été menée, sur plusieurs sujets en lien avec la future parution de l'article :

- L'impact de la molécule EE2 sur toutes les espèces étudiées dans le modèle : le phytoplancton (chrysophytes, cryptophytes, diatomées, chlorophytes, dinophytes et cyanobactéries), le zooplancton (copépodes, rotifères et cladopodes), les poissons (White Sucker, Lake Trout, Fathead Minnow, Pearl Dace), et l'insecte Chaoborus. Ainsi il est établi que la molécule EE2 induit une augmentation de vitellogénine (VTG) chez les poissons femelles et son expression chez les mâles [11]. Il s'agit d'un précurseur du jaune d'œuf exprimé chez les femelles habituellement. Ce précurseur fera l'objet d'une recherche bibliographique plus approfondie. Il existe également certains effets sur quelques espèces de plancton (les diatomées, les chlorophytes et les cladopodes) conduisant à une diminution de la croissance de ces espèces. Cette étude permet également de savoir que EE2 affecte particulièrement les Fathead Minnow qui ne se reproduisent plus et viennent à disparaître en présence de cette hormone [1].

- L'effet de VTG sur les espèces étudiées pour comprendre plus précisément l'impact sur les poissons : les conséquences sont la non maturation du sperme et des oocytes, ou encore une baisse de la croissance et de la taille des testicules. Ces modifications impliquent une perte de fertilité.

- Les processus écologiques entre les espèces dans un lac comme les interactions bottom-up et top-down. Il a été montré que ces deux processus peuvent être en interaction et ils rendent compte des dynamiques présentes dans les écosystèmes.

- La présence de EE2 dans le milieu naturel et comprendre pourquoi et comment cette molécule se retrouve dans les lacs. Il a été montré que les stations de traitement des eaux usées n'éliminent pas les œstrogènes, car les traitements n'ont pas été conçus dans cet objectif. Ainsi, ces molécules se retrouvent dans le milieu naturel à une concentration de quelques microgrammes par litres et elles y sont persistantes, ce qui constitue un problème environnemental majeur.

- L'impact de l'insecte Chaoborus sur l'écosystème, car il s'agit d'une espèce clé de l'écosystème étudié. La recherche a permis d'établir que cet insecte interagit avec tout l'écosystème. Il affecte fortement la dynamique de la population de ses proies, or il interagit avec presque toutes les espèces étudiées. C'est pourquoi il modifie fortement l'écosystème.

Une fois les connaissances mises à jour, l'interprétation de l'analyse de sensibilité peut être orientée et facilitée. De plus, nous disposons des sources bibliographiques permettant l'écriture de l'introduction de l'article scientifique.

Les tableaux synthétisant les informations collectées sont présentés en annexe.

3.2 Interprétation et analyse des résultats de la modélisation

3.2.1 Analyse de la calibration

La calibration a pour objectif de caler le modèle par rapport aux données expérimentales afin de s'assurer qu'il rend compte au mieux de ce qui se passe dans le lac. Il faut en effet que le modèle corresponde au mieux aux données expérimentales.

La calibration a été réalisée par paliers. A chaque étape, des données supplémentaires sont ajoutées : nutriments, espèce de plancton, ..., et les paramètres sont ajustés lors de chaque étape (comme montré figure 3), pour que ceux-ci se rapprochent au plus des données expérimentales.

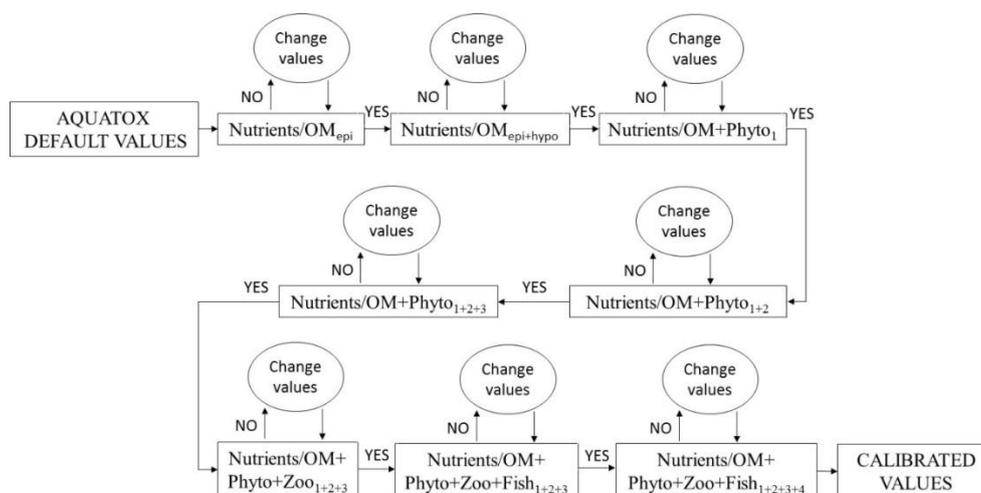


Figure 3 Méthode employée lors de la calibration

Pour chaque espèce, les valeurs de plusieurs paramètres ont été déterminées lors de la modélisation, pour que le modèle soit le plus représentatif de la réalité. Lors de l'interprétation, il a alors fallu comparer les valeurs de chaque espèce au sein des différents groupes, et entre les groupes pour comprendre comment les différentes espèces ont été différenciées.

L'analyse de ces paramètres a été réalisée sous forme de tableaux présentés à la figure 4, les abréviations utilisées sont les suivantes : chloro pour chlorophyte, dino pour dinophytes, cyano pour cyanobactérie, clado pour cladopode, chryso pour chrysophyte, crypto pour cryptophyte.

environnement												
espèces	nutriments (SU)				pH	Tmax °C	depth bottom-top (m)	Olim : min [O2] g/m²	[O2] bottom up g/m3	zmean : Profondeur moy du lac (m)	zpred : profondeur où vit l'espèce (m)	zone du lac
	P/OM	N2/NH4	N2/NO3	N2/OM								
diatomées	0,018	0,78	0,22	0,079	5-8,5 : 7	30	6-0,0001			3		
chloro dino cyano						50						
chryso crypto						42						
copepods	0,018			0,079	5-8,5 : 7	34	6-0,0001	1	0-7	3		
rotifer						35						
cladopods						34						
chaoborus	0,018			0,079	5-8,5 : 7	37	0,0001-14,2	1	0-0,018	4,5		
fathead	0,018			0,079	5-8,5 : 7	24	6-0,0001	0,001	0-0,018	3	2	epilimnion
pearl						27					3	
white						26					3	
trout						21					8-0,0001	

espèces	mortalité			morphologie	
	Kmort taux de mortalité intrinsèque g/g/d	Emort fraction tuée par jour g/g/d	Ksed : taux de sédimentation (SU)	poids g	poids juvéniles g
diatomées	0,001	0,01	0,1		
chloro dino cyano	0,0001	0,05	0,01		
chryso crypto	0,0001	0,001	0,01		
copepods	0,004				
rotifer	0,0001				
cladopods	0,0001				
chaoborus	0,05				
fathead	0,06			3	0,3
pearl	0,02			5	1
white	0,001			600	120
trout	0,015			800	400

alimentation							
espèces	nourriture				dKresp : coûts respiratoires lors de l'alimentation (SU)	préférence	CAtaux d'ingestion max pour 1g de poisson à la T optimum (1/j)
	diatomées	chloro	chryso				
diatomées	photosynthèse						
chloro dino cyano	photosynthèse						
chryso crypto	photosynthèse						
copepods	diatomées	chloro	chryso		0,0001	préfère PD (matière organique particulaire) aux algues	4
rotifer					0,001	préfère PD aux algues	4
cladopods	diatomées	chloro	chryso		0,01	préfère PD aux algues	2
chaoborus 1-2	rotifer	chloro					
chaoborus 3-4	cope	clado	rotifer	chloro	0,18	préfère algues puis zooplancton puis PD	0,125
fathead	cope	clado	chaoborus		0,15	préfère proies à PD	0,36
pearl	cope	clado	chaoborus		0,15	préfère proies à PD	0,36
white	cope	clado			0,1	préfère PD aux proies	0,15
trout	fathead adulte	pearl adulte	white juvénile		0,1	préfère fathead à pearl	0,589

Tableau 1 Récapitulatifs des données de la calibration : habitat, mortalité poids et nourriture

Ces tableaux permettent de comparer les espèces entre elles. Ainsi, il est possible de connaître le régime alimentaire de chaque espèce, les proies qui seront mangées en priorité, leur habitat et l'environnement les entourant. On remarque également que le plancton dépense moins en coûts respiratoires que les poissons et l'insecte en mangeant. Il peut cependant ingérer plus de nourriture que les autres espèces.

L'évolution de la biomasse de chaque espèce (exprimé en masse par surface du lac) au cours d'une saison (de mai à novembre) a été simulée sur le logiciel WEST et calibrée pour coller le plus possible aux mesures de terrain. Un exemple de ces courbes est présenté figure 4.

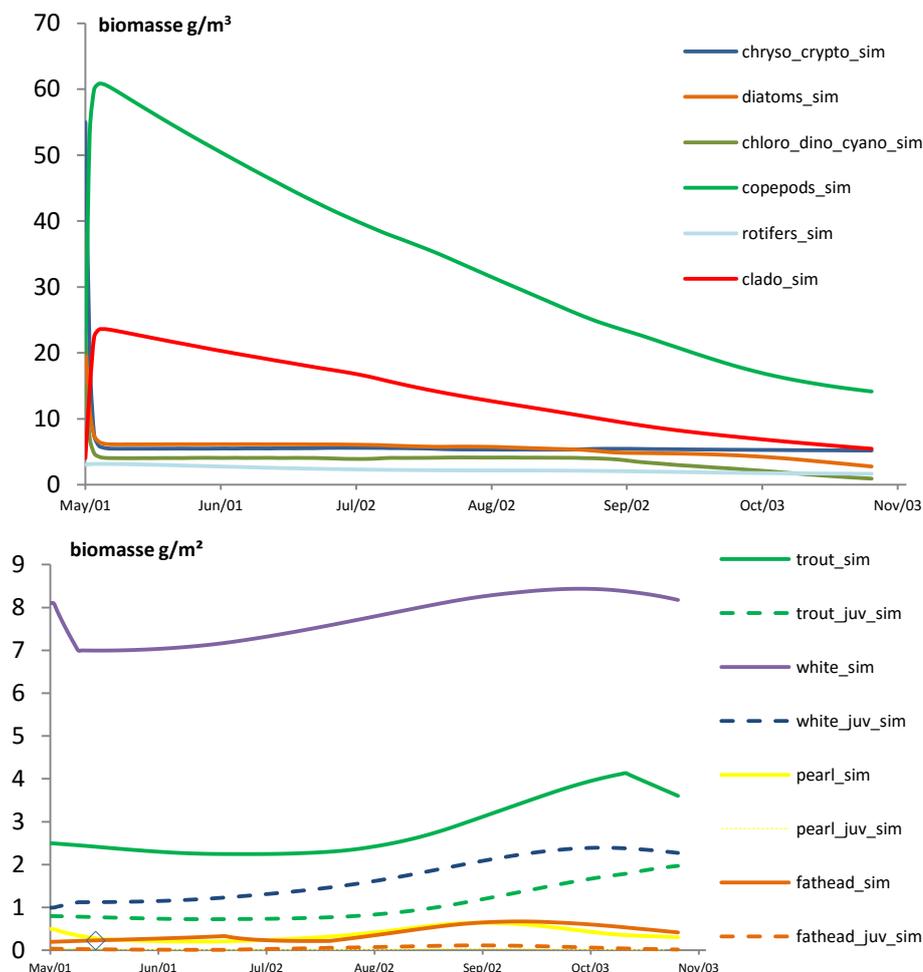


Figure 4 Courbes de biomasse obtenues suite à la calibration pour le plancton et les poissons

L'évolution de la biomasse des différents poissons adultes et juvéniles, abrégés « juv » a été modélisée.

Ces courbes passent par les points expérimentaux : la calibration est donc effectuée.

De manière générale, la biomasse de plancton est constante ou diminue au cours de l'année, tandis que celle des poissons est variable selon la ponte des œufs.

Afin de simplifier l'interprétation des courbes, des tableaux synthétisant les informations ont été réalisés mois par mois. Des exemples de ces tableaux sont présentés en annexe.

Pour comprendre l'évolution de la biomasse, il faut séparer les variations dues au cycle biologique propre à chaque espèce, des différentes interactions entre elles. Le cycle biologique des poissons est par exemple influencé par la date de ponte de chaque espèce, qui engendre une baisse de la biomasse des adultes et une hausse de celle des juvéniles,

puis leur promotion en adultes. Pour le plancton, ce sont les périodes de forte croissance qui influent le plus le cycle biologique.

Ces tableaux permettent d'observer que le cycle biologique du phytoplancton n'est pas visible sur les graphiques : il est masqué par les interactions entre les espèces.

Pendant les mois de mai et de juin une augmentation rapide du plancton est due à leur période de forte croissance, mais rapidement la biomasse diminue et la prédation entre les différentes espèces prédomine. En juin et juillet, il y a des variations de la biomasse des Fathead Minnow et de l'insecte Chaoborus dues à la ponte des œufs puis à la promotion des juvéniles en adultes. Cela influence le reste de l'écosystème car ces espèces ont des relations avec une majorité des autres groupes écologiques. Pendant les mois de septembre et d'octobre, la biomasse des espèces diminue car en hiver il y a moins de ressources et la température diminue : les espèces vivent de plus en plus au ralenti.

Ainsi la calibration a permis en jouant sur différents paramètres, de différencier les espèces dans le modèle et de représenter la réalité. Elle permet également de suivre la variation de biomasse des différents groupes au cours d'une année et de comprendre les fluctuations.

3.2.2 Interprétation de l'analyse de sensibilité

L'analyse de sensibilité a pour but de mieux comprendre le fonctionnement de l'écosystème du lac, sans aucune pollution par EE2, en étudiant l'importance de chaque espèce par rapport aux autres dans les relations trophiques. Pour ce faire, la biomasse initiale de chaque groupe écologique (phytoplancton, zooplancton, poissons et insecte) a été modifiée séparément puis normalisée. La biomasse initiale est restée inchangée, multipliée par 5 puis divisée par 5. Ces modifications ont été effectuées en présence et absence de l'insecte pour voir son effet sur l'écosystème séparément.

Une fois les différentes simulations effectuées, les courbes de biomasse en fonction du temps peuvent être analysées. Pour chaque modification de la biomasse, la biomasse de chaque espèce est représentée. Un exemple de courbe obtenue est présenté figure 5.

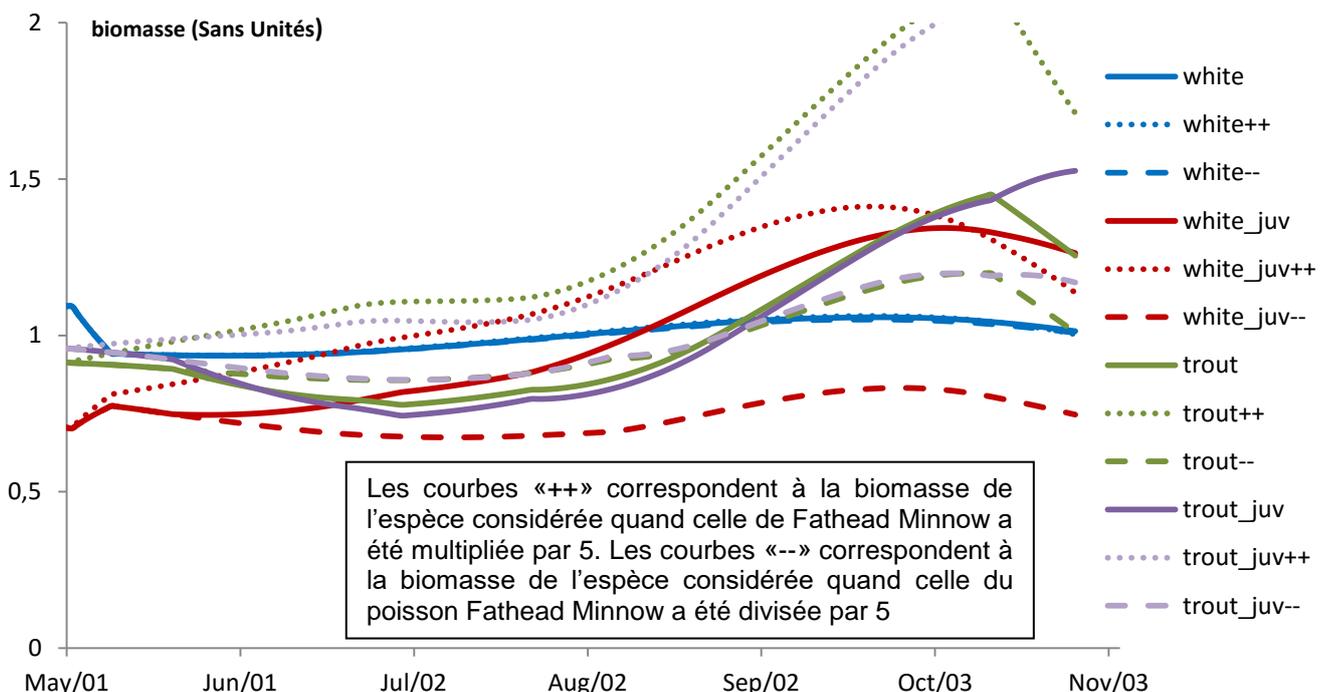


Figure 5 Exemple de courbe de biomasse des poissons en fonction du temps obtenue lors de l'analyse de sensibilité : la biomasse des Fathead Minnow est modifiée, l'influence sur les autres espèces est montrée.

Sur ce graphique on observe que lorsque la biomasse des Fathead Minnow est augmentée, il n'y a pas d'effet sur les White Sucker adultes car les courbes sont superposées. Par contre, la biomasse des White Sucker juvéniles augmente puis diminue et celle des Lake Trout adultes et juvéniles augmente.

Lorsque la biomasse des Fathead Minnow est diminuée il n'y a pas d'effet sur les White Sucker adultes, mais la biomasse des White Sucker juvéniles et des Lake Trout adultes et juvéniles est diminuée.

Ces résultats peuvent être interprétés de la manière suivante : s'il y a plus de Fathead Minnow, il y a plus de proies pour Lake Trout, donc sa biomasse augmente, et le phénomène inverse a lieu en cas de diminution de la biomasse de Fathead Minnow. De plus, s'il y a plus de Fathead Minnow, il y a plus de Lake Trout qui mangent les White Sucker juvéniles, d'où leur diminution. Si il y a plus de Fathead Minnow, il y a moins de zooplancton mangé par ce poisson, mais cela n'implique pas de modification de la biomasse des White Sucker adulte qui mangent aussi du zooplancton. Cet effet doit être masqué par d'autres interactions.

Les interprétations de l'ensemble de ces graphiques ont été synthétisées dans le tableau simplifié présenté ci dessous. Les tableaux non simplifiés sont présentés en annexe.

influence de → sur ↓	phytoplancton	zooplancton	fathead	pearl	white	trout	insecte
phytoplancton	effet proportionnel avec petit écart	pas d'effet sur les chryso, effet proportionnel avec un petit écart sinon	pas d'effet				pas d'effet
zooplancton	effet proportionnel avec petit écart pour les rotifers et moyen sinon	effet proportionnel avec écart petit pour les rotifer et gros sinon	effet proportionnel avec petit écart sauf pas d'effet sur les rotifer	pas d'effet	effet inverse sur les cope et petit si on augmente la biomasse de white, sinon pas d'effet	pas d'effet	moins de biomasse n'a pas d'effet, plus de biomasse a un effet inverse avec un gros écart
fathead	chloro diatomées : pas effet, chryso effet proportionnel ecart petit	pas d'effet		plus de biomasse : pas d'effet, moins de biomasse : effet proportionnel avec petit écart	plus de biomasse, écart moyen	effet inverse avec écart moyen	pas d'effet
pearl	chloro diatomées : pas effet, chryso effet proportionnel ecart petit		moins de biomasse : effet proportionnel avec petit écart, plus de biomasse : pas d'effet		plus de biomasse, écart moyen	effet inverse avec écart moyen	
white	chloro diatomées : pas effet, chryso effet proportionnel ecart petit		moins de biomasse : effet proportionnel avec écart moyen, plus de biomasse : pas d'effet	pas d'effet		pas d'effet	
trout	chloro diatomées : pas effet, chryso effet proportionnel ecart petit		effet proportionnel avec écart moyen	effet inverse avec écart moyen	effet proportionnel avec écart moyen		
insect	effet proportionnel avec écart moyen	effet proportionnel avec écart moyen	effet inverse avec écart moyen	effet inverse avec écart petit	plus de biomasse a petit écart inverse, sinon pas d'effet	effet inverse avec écart petit	

Tableau 2 récapitulatif simplifié de l'analyse de sensibilité

D'après les résultats synthétisés dans le tableau, il est possible de dégager certaines grandes tendances.

- Les poissons et l'insecte chaoborus n'influencent pas le phytoplancton. En effet, en tant que premier maillon de la chaîne alimentaire, des modifications ayant lieu plus haut dans le réseau trophique sont compensées, par exemple par le zooplancton.
- Le poisson Lake Trout n'a pas d'effet sur le zooplancton. Cela est dû au fait qu'il n'interagit pas directement avec le zooplancton puisqu'il n'en mange pas.
- Le zooplancton et chaoborus n'affectent pas les poissons, les effets sont compensés le long de la chaîne trophique.
- Le phytoplancton a un effet faible sur les autres espèces car étant à la base de la chaîne alimentaire, ses éventuels effets sont compensés.

- Fathead Minnow affecte de manière proportionnelle le zooplancton, car il est un prédateur direct. Il affecte également tous les autres poissons : Lake Trout de manière proportionnelle car il est une proie directe. Il affecte, si on diminue sa biomasse, Pearl Dace et White Sucker et a pour conséquence de diminuer également leur biomasse. Enfin il a un effet inverse sur l'insecte chaoborus, ce qui est justifié puisque ce dernier est mangé par le Fathead Minnow. Ainsi ce poisson a une place clé au sein de la chaîne trophique et impacte une grande majorité des espèces.

- Lake Trout a un effet inverse sur les poissons car il est le prédateur de ces espèces : si la biomasse de Lake Trout augmente, les poissons ont moins de pression et leur biomasse augmente.

Les tableaux suivants présentent les résultats lorsque la biomasse des adultes est modifiée, puis celle des juvéniles, et enfin comparent les effets avec et sans l'insecte. Les tableaux non simplifiés sont en annexe.

influence de →	fathead adulte	pearl adulte	white sucker adulte	lake trout adulte
sur ↓				
phytoplancton	pas d'effet	pas d'effet	pas d'effet	pas d'effet
zooplancton	pas d'effet sur rotifer, plus de biomasse, pas effet sur clado	pas d'effet sur rotifer, plus de biomasse, pas effet sur clado	pas d'effet si moins de biomasse	pas d'effet rotifer clado
	effet inverse sur la biomasse des cope (petit écart), moins de biomasse, plus de clado (petit écart)	effet inverse sur la biomasse des cope (petit écart), moins de biomasse, plus de clado (petit écart)	si plus de biomasse effet proportionnel sauf pour cope	effet proportionnel cope petit écart
poisson	pas effet sur white	pas effet sur white et si plus de biomasse sur fathead	pas effet fathead pearl	pas effet sur white
	effet proportionnel sur Trout, moins de biomasse pearl (petit écart)	moins de biomasse, alors moins de fathead, plus de trout puis moins (changeent allure). Plus de biomasse, plus de trout	effet proportionnel trout	effet inverse pearl fathead écart moyen
insecte	effet inverse, petit écart	effet inverse, petit écart	effet inverse petit écart	effet proportionnel petit écart

influence de →	fathead juvénile	pearl juvénile	white sucker juvénile	lake trout juvénile
sur ↓				
phytoplancton	pas d'effet	pas d'effet	pas d'effet	pas d'effet
zooplancton	pas d'effet	pas d'effet	pas d'effet	pas d'effet
poisson	pas d'effet sur white et si moins de fathead juv, pas effet sur pearl	pas d'effet sur fathead et white	effet proportionnel moyen sur fathead et Trout	pas d'effet sur white
	modif propr avec petit écart sur Trout et en plus de biomasse pour pearl	pas d'effet - sur Trout et effet proportionnel si + de fathead mais petit écart	plus de biomasse quelque soit la modification de white pour pearl	plus de biomasse de fathead (petit écart), effet non proportionnel sur pearl (écart moyen)
insecte	effet inverse	pas d'effet si moins de pearl, effet inverse sinon	moins de biomasse	effet proportionnel petit écart

Les cases en couleur marquent l'absence d'effet.

influence de → sur ↓	phytoplancton	zooplancton	poissons
phytoplancton	baisse plus rapide avec l'insecte	baisse plus rapide avec l'insecte	avec insecte plus de biomasse et chute plus raide baisse legere oct 2003
zooplancton	avec insecte diminution plus rapide et écarts moins grands	pas d'effet	avec insecte, moins de diatomées et moins de rotifers, mangés par chao , avec insecte moins de clado car il le mange
poissons	pas d'effet		pas d'effet

Tableau 3 : Analyse de sensibilité des adultes, des juvéniles et de l'insecte

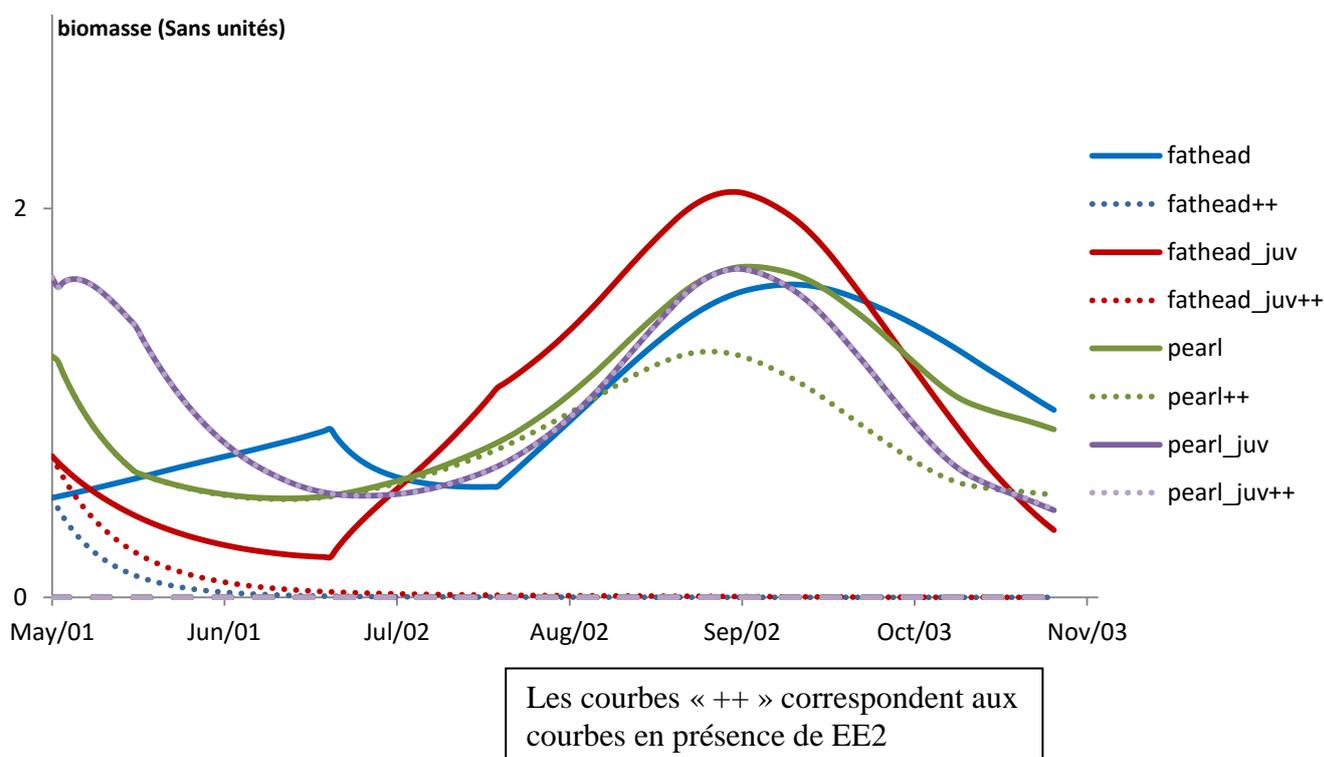
Les poissons juvéniles ont moins d'effet que les adultes. Cela est dû au fait qu'ils interagissent moins avec les autres espèces, mais les tendances sont les mêmes.

La présence de Chaoborus dans l'écosystème implique des modifications de la biomasse plus rapides et moins grandes. Cette espèce interagit avec toutes les autres et stabilise l'écosystème.

Cette étude permet de connaître les effets de chaque espèce sur tout l'écosystème. En effet certaines espèces impactent fortement les autres et inversement d'autres, souvent en bas du réseau trophique, n'ont que peu d'impact. Ainsi l'étude de l'analyse de sensibilité a permis de comprendre comment fonctionne et réagit l'écosystème du lac en temps normal, sans aucune pollution.

3.2.3 Impact de EE2 sur l'écosystème

Afin de simuler l'ajout de EE2 au sein du lac, des paramètres ont été modifiés lors de l'étape de calibration, il s'agit surtout de caractéristiques liées au Fathead Minnow. Une fois la calibration effectuée, les courbes de biomasse en présence et en absence de EE2 sont comparées comme montré pour les poissons figure 6. De plus, les résultats sont de nouveau obtenus avec et sans l'insecte.



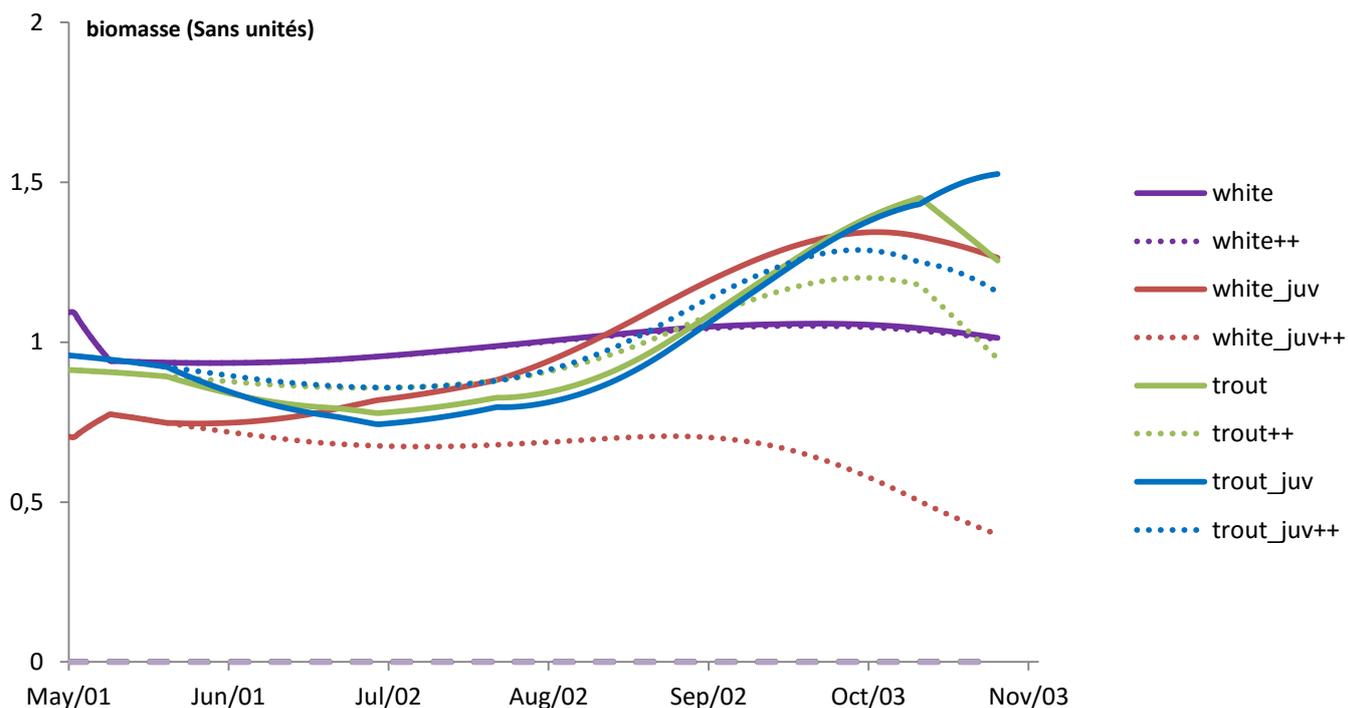


Figure 6 Courbes de biomasse des poissons avec et sans EE2

Les résultats observés sur les graphiques sont synthétisés tableau 4 ci-dessous :

	influence de EE2
nutriments	pas d'effet
phytoplancton	pas d'effet
zooplancton	pas d'effet sur les rotifer, plus de biomasse pour cope clado
fathead juvéniles	pas de biomasse
fathead	pas de biomasse
pearl juvéniles	pas d'effet
pearl	moins de biomasse
white juvéniles	moins de biomasse gros écart
white	pas d'effet
trout juvéniles	moins de biomasse
trout	plus de biomasse puis moins
insect	plus de biomasse à partir de 2003

Tableau 4 : Effets de EE2 sur l'écosystème avec et sans insectes

espèce	sans insecte		avec insecte		commentaire	comparaison avec/ sans insecte
	99 sans EE2	2002 avec EE2	99 sans EE2	2002 avec EE2		
chryso crypto diatoms	baisse initiale puis constante baisse initiale puis baisse légère	baisse initiale puis baisse légère	baisse initiale puis constante baisse initiale puis baisse légère	baisse initiale puis baisse légère	pas d'effet	pareil
chloro dino cyano	baisse initiale puis baisse légère puis sept baisse	baisse initiale puis baisse légère puis sept baisse	baisse initiale puis baisse légère puis sept baisse	baisse initiale puis baisse légère puis sept baisse		
rotifer	constant faible biomasse	constant faible biomasse	constant faible biomasse	constant faible biomasse	pas d'effet	pareil
clado	baisse de 20 a 10	baisse de 20 a 10	baisse de 20 a 10	baisse de 20 a 10		
cope	baisse de 60 a 20	baisse de 60 a 20	baisse de 60 a 20	baisse de 60 a 20 plus de biomasse à partir de septembre		
fathead juvéniles	baisse juin augmentation sept baisse	baisse initiale jusqu'à 0	baisse juin 2001, augmentation sept baisse	baisse initiale jusqu'à 0	pas d'effet	pareil
fathead	augmentation juillet baisse aout augmentation sept baisse	baisse initiale jusqu'à 0	augmentation juillet baisse aout augmentation sept baisse	baisse initiale jusqu'à 0		
pearl juvéniles	baisse légère juillet augmentation légère sept baisse	baisse initiale jusqu'à 0	baisse légère juillet augmentation légère sept baisse	baisse initiale jusqu'à 0	pas d'effet	même allure et tendance, pas même chiffres de biomasse
pearl	baisse juillet augmentation sept baisse	baisse juillet augmentation sept baisse : pic moins haut	baisse juillet augmentation sept (0,6) baisse	baisse juillet augmentation sept baisse : pic moins haut 0,4 et constant oct		
white juvéniles	constant aout hausse	constant sept et baisse	constant aout hausse	constant sept et baisse	pas d'effet	pareil
white	baisse initiale puis légère hausse oct et baisse	baisse initiale puis légère hausse oct et baisse	baisse initiale puis légère augmentation juill baisse oct	baisse initiale puis légère augmentation juill baisse oct		
Trout juvéniles	baisse légère aout augmentation	baisse légère aout pic moins haut moins raide oct baisse	constant aout hausse	constant aout hausse plus faible, baisse	pas d'effet	pic moins haut avec EE2
Trout	baisse aout augmentation oct baisse	légère baisse aout augmentation oct baisse	légère baisse juill constant aout hausse oct puis baisse	constant aout hausse oct puis baisse, pic moins haut		
chaoborus 1-2	0 juill 2002, augmentation 0,1, aout baisse	augmentation 0,1, aout baisse				
chaoborus 3-4	constant juill baisse augmentation 0,6 sept puis baisse	constant juill baisse augmentation 1 sept puis baisse				

On peut remarquer que l'effet le plus flagrant de l'hormone concerne les Fathead Minnow. En effet son ajout dans le lac conduit à la disparition presque complète de l'espèce. Cet effet a été confirmé lors de la recherche bibliographique qui montre que EE2 a un effet direct sur ce poisson. Il y a une baisse du recrutement des poissons juvéniles en adultes et des problèmes de reproduction des adultes (retard du développement des gonades). Ce poisson est le plus impacté dans le lac également à cause de son habitat : il occupe les couches superficielles du lac, proches des côtes où la concentration en EE2 est la plus forte, [1].

L'effet de l'hormone sur le zooplancton est d'augmenter la biomasse, car il y a moins de prédation, par le Fathead Minnow notamment.

La biomasse de Lake Trout augmente au début de l'année puis diminue : le poisson ne ressent pas immédiatement les effets de l'ajout de EE2, un effet indirect conduit après un laps de temps à la diminution de la biomasse. Cet effet est bien indirect puisque la présence de EE2 fait chuter la biomasse des proies de Trout dont la propre biomasse finie par diminuer, par manque de ressources.

La biomasse de Chaoborus augmente car la biomasse de ses prédateurs, les poissons, a diminué. Encore une fois cet effet indirect met du temps à être visible sur les courbes.

La présence de l'hormone n'impacte pas le phytoplancton, car de toute manière il reste assez de prédateurs pour qu'il soit mangé.

La présence de l'insecte n'affecte qu'une partie des poissons, en stabilisant les différents effets de l'hormone. L'autre partie est trop impacté par EE2 pour la présence de Chaoborus aie une influence. Le plancton n'est pas influencé par Chaoborus.

Ainsi l'impact de l'hormone EE2 sur l'écosystème, en présence ou non de Chaoborus, a été étudié. On remarque que en plus d'un effet direct surtout visible chez Fathead Minnow, de nombreux effets indirects sont visibles sur tout l'écosystème.

3.2.4 Rédaction de l'article scientifique

Une fois la bibliographie effectuée et l'ensemble des résultats obtenus, analysés et synthétisés dans les tableaux, il est possible de réfléchir à la rédaction et au contenu de l'article scientifique.

L'article doit être publié dans le journal *Ecological Modelling*, et doit ainsi répondre à ses exigences tant sur la forme que sur le fond. Il faut présenter dans l'article une nouvelle contribution aux systèmes écologiques, avec un nouveau modèle, et être basé sur des observations expérimentales. Il faut également montrer l'intérêt de cette avancée scientifique dans les domaines de la modélisation d'écosystèmes ou dans la compréhension des écosystèmes.

En ce qui concerne la rédaction, il est souhaitable que la modélisation soit présentée afin d'être reproductible par le lecteur. Les références doivent être mentionnées, la rédaction doit être claire et en anglais.

Pour ne pas être redondant avec le premier article en cours de publication présentant la modélisation « Endocrine disruption: from a whole-lake experiment to a calibrated ecosystem model », le second article doit être centré sur les effets indirects de EE2 sur l'écosystème. Ainsi, le titre choisi pour le second article est le suivant : « An ecosystem model for understanding indirect 17(alpha)-ethinylestradiol effects on a freshwater food web ».

La recherche bibliographique est surtout utile pour l'introduction de l'article : il faut se baser sur des études déjà publiées pour amener la nouveauté de ce projet. Il a été décidé que l'introduction de l'article suivrait la logique suivante :

- L'impact des rejets de STEP sur les eaux douces
- Les interactions entre les espèces au sein des écosystèmes (compétition habitat nourriture)
- Les effets indirects des polluants au sein d'écosystèmes (bioamplification, bottom up, top down)
- Existence d'expériences, mais uniquement sur les effets directs des polluants
- Les différents modèles d'écosystèmes et leur intérêt
- Etude des perturbateurs endocriniens, plus particulièrement de EE2
- Le manque d'étude portant sur les écosystèmes
- Mais il y a le projet de ELA qui permet d'étudier les effets indirects car tout l'écosystème est étudié
- L'objectif de ce projet : intérêt de la modélisation pour compléter l'expérimental et comprendre l'influence de EE2 sur l'écosystème, validation des hypothèses émises.

Le plan choisi est le suivant :

Il faut tout d'abord présenter le modèle utilisé dans le paragraphe « matériel et méthodes ». Ensuite, dans le paragraphe « résultats et discussion », la même logique est employée pour chaque espèce : présenter tout d'abord son rôle dans l'écosystème, puis les éventuels effets directs de EE2 connus. Enfin une autre partie présente les effets indirects de EE2 sur l'écosystème en présence de Chaoborus, puis un dernier paragraphe présente l'influence de Chaoborus sur cet écosystème.

4 Analyse critique

4.1 Structure d'accueil

Le stage pratique de l'ingénierie a été l'opportunité de découvrir le monde de la recherche, différent de celui des entreprises dans lesquelles j'avais effectué les précédents stages. J'ai découvert le fonctionnement d'une équipe de recherche, menant simultanément plusieurs projets. Pour arriver à l'aboutissement d'un projet, il est nécessaire de réaliser des expériences en laboratoire ou une modélisation, il faut ensuite interpréter les résultats pour pouvoir les interpréter et publier dessus. Le directeur de la chaire de recherche doit accompagner les différentes personnes sur leurs projets respectifs, mais également donner des conférences et participer à des congrès pour pouvoir promouvoir le travail de son équipe.

4.2 Organisation du stage

Le stage a été organisé avec des objectifs réguliers à atteindre pour suivre une logique de démarche scientifique. Tout d'abord j'ai fait une recherche bibliographique qui m'a permis de maîtriser le sujet d'étude. Ensuite il a été question de comprendre le fonctionnement de l'écosystème sans perturbation et enfin avec le polluant.

La présence de l'encadrante principale à Toronto n'a pas empêché un bon suivi du stage grâce à des points réguliers sur mon avancée et à des rencontres en début et en fin de stage.

4.3 Compréhension du sujet

Le projet auquel j'ai participé a débuté il y a de nombreuses années par la phase expérimentale et a été très ralenti lorsque la post-doctorante en charge a terminé son travail à l'Université Laval. Lors de mon arrivée il a néanmoins été aisé pour l'équipe de retrouver tout le travail déjà réalisé, et de m'expliquer le projet grâce à une utilisation des données et à une présentation rigoureuse des résultats de modélisation.

Ainsi, sans avoir participé à la partie de modélisation, j'ai pu comprendre comment l'équipe avait raisonné et obtenu les résultats. Le fait de disposer de toutes les données brutes du projet et d'arriver au moment de l'interprétation et de la rédaction de l'article scientifique m'a permis de suivre une réelle démarche scientifique tout au long du stage. Ce qui a facilité ma compréhension des différents graphiques et de ma mission dans ce projet.

J'ai également pu amener un œil nouveau dans l'interprétation des résultats, perspective que l'équipe avait perdue au fil du temps passé sur l'étude.

4.4 Exécution du travail demandé

La partie de bibliographie, bien que nécessaire, m'a parue trop longue. De plus une recherche bibliographique n'est jamais réellement terminée, car il est toujours possible de trouver de nouveaux articles. Ainsi, cette partie du stage m'a semblée inachevée.

En ce qui concerne l'interprétation des résultats, il a été complexe de comprendre les nombreux fichiers de résultats, et de savoir lesquels analyser à quel moment. En effet, les résultats de la modélisation sont très nombreux, avec ou sans insecte, et avec toutes les espèces étudiées. De plus, lors de l'analyse, la compréhension des différentes interactions entre espèces a été compliquée du fait de leur nombre et de leur complexité. Simplifier les

effets rencontrés et parvenir à dégager des grandes tendances a également demandé un effort de synthèse important.

4.5 Suivi de la rédaction de l'article après la fin du stage

Toutes les différentes étapes du stage permettent de sélectionner les informations à mettre dans l'article et ainsi en connaître le contenu pour pouvoir élaborer un plan et rédiger.

A la fin du stage, l'article portant sur l'interprétation des résultats n'est qu'une ébauche : le plan détaillé et les références à citer sont finalisés, l'introduction est débutée et les tableaux et courbes servant dans chaque partie sont terminés. Il est ainsi prévu que la rédaction de l'article se poursuive après la fin du stage.

5 Conclusion

Ce stage a été enrichissant par plusieurs aspects. En effet j'ai beaucoup appris sur le monde de la recherche, sur la modélisation d'écosystèmes et sur l'écologie.

J'ai découvert en quoi consistait la modélisation d'écosystèmes, sujet que je ne connaissais pas. Cependant mes connaissances préalables en modélisation m'ont permis d'appréhender rapidement les grandes étapes et ainsi de bien comprendre comment la modélisation avait été réalisée.

Le fait que le but de l'interprétation des résultats soit de rédiger un article scientifique a donné un réel objectif à mon travail. De plus, chercher à comprendre comment toutes les espèces interagissaient entre elles au sein du lac m'a beaucoup intéressé. Le projet a été mené à son terme au niveau de l'interprétation des résultats, la rédaction de l'article scientifique est à poursuivre. Cette parution pourrait permettre de continuer les expériences pour en savoir davantage sur cet écosystème.

J'ai pu me rendre compte que travailler avec rigueur et organisation permet de ne pas oublier les recherches et le travail déjà effectués, et d'être plus efficace lorsque les données à analyser sont très nombreuses.

Pour conclure, ce stage m'a permis de découvrir un aspect du domaine de l'eau peu exploré à l'ENGEES, et ainsi d'enrichir ma formation.

6. Bibliographie

- [1] Blanchfield P.J. , Kidd K.A. , Docker M.F. , Palace V.P. , Park B.J. and Postma L.D. (2015) Recovery of a wild fish population from whole-lake additions of a synthetic estrogen. *Environmental Science & Technology*, 49(5), 3136–3144.
- [2] De Laender F. (2007) Predicting effects of chemicals on freshwater ecosystems: model development, validation and application. PhD thesis, Ghent University, Belgium.
- [3] Jorgensen S.E. (2016) *Handbook of Ecological Models used in Ecosystem and Environmental Management*. CRC Press, New York, USA.
- [4] Kidd K. and Blanchfield P. , Evans B. , Findlay D. , Mills K. , Palace V. , Paterson M. , Salki A. , Podemski C. , Brown S. , McMaster M. , Graham D. , Liber K. , Londry K. , Toth G. , Lazorchak J. , Bagley M. , Lattier D. , and Van Der Kraak G. Effects of a synthetic estrogen on aquatic populations: a whole ecosystem study.
- [5] Kidd K.A. , Blanchfield P.J. , Mills K.H. , Palace V.P. , Evans R.E. , Lazorchak J.M. and Flick R.W. (2007) Collapse of a fish population after exposure to a synthetic estrogen. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 104(21).
- [6] Kidd K.A. , Paterson M.J. , Rennie M.D. , Podemski C.L. , Findlay D.L. , Blanchfield P.J. and Liber K. (2014) Direct and indirect responses of a freshwater food web to a potent synthetic oestrogen. *Phil. Trans. R. Soc. B*, 369(1656).
- [7] Clouzot L. , Paterson M. , Dupuis A. , Blanchfield P. , Rennie M. , Kidd K. and A. Vanrolleghem P. , (2013) Predicting the impact of endocrine disrupters on the environmental health: an ecosystem model.
- [8] Clouzot L. , Paterson M. , Dupuis A. , Blanchfield P. , Rennie M. , Kidd K. and A. Vanrolleghem P. . (2012) An ecosystem model for risk assessment of aquatic environments impacted by endocrine disrupters.
- [9] Clouzot L. , Paterson M. , Dupuis A. , Blanchfield P. , Rennie M. , Kidd K. and A. Vanrolleghem P. , (2014) A calibrated ecosystem model to assess the ecotoxicological risk of endocrine disrupters in aquatic environments.
- [10] Clouzot L. , and Vanrolleghem P. (2014) Ecosystem modelling: Assessment of wastewater treatment performance regarding micropollutant removal.
- [11] Palace V. P. , Evans R.E. , Wautier K.G. , Mills K.H. , Blanchfield P.J. , Park B.J. , Baron C.L. and Kidd K.A. (2009) Interspecies differences in biochemical, histopathological, and population responses in four wild fish species exposed to ethynylestradiol added to a whole lake *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 66(11), 1920–1935.
- [12] Vanrolleghem P. Estrogen Addition to ELA Lake 260 (Hormone Mimics).
- [13] Richard A. Park and Jonathan S. Clough. (2010) AQUATOX (release 3.1 beta) Modeling environmental fate and ecological effects in aquatic ecosystems draft volume 2 : Technical documentation. Us environmental protection agency office of water office of science and technology Washington DC .
- [14] Soetaert K. and Herman P.M.J. (2008) *A Practical Guide to Ecological Modelling: Using R as a Simulation Platform*. Springer Science & Business Media, Heidelberg, Germany.

7. Annexes

- 1) Tableau synthétisant la recherche bibliographique sur les effets directs de EE2 sur les espèces
- 2) Tableaux de la vérification par le modèle des hypothèses de l'article de référence, [6]
- 3) Tableau de la recherche bibliographique des sujets en lien avec l'étude : présence de EE2 dans le milieu naturel, impact de EE2, impact de VTG, cascades trophiques, influence des polluants sur les espèces, le rôle de chaoborus dans l'écosystème, les œstrogènes naturels et l'influence des rejets hormonaux des femmes enceintes
- 4) Analyse de la calibration par mois, exemple des mois de juin juillet et septembre
- 5) Tableau de l'effet de EE2 non résumé
- 6) Tableau de l'interprétation de l'analyse de sensibilité avec et sans insectes non résumé

Tableau synthétisant la recherche bibliographique sur les effets directs de EE2 sur les espèces

groupe	source		ce qui est mesuré	effet direct de EE2	mots clés cherchés	lien	source		commentaires	références liées
	reference	lien					référence			
phytoplancton	diatomées		the cellular responses of the marine diatom to target EDCs (NPs, BPA, EE2, and E2), including alterations of the growth rate, cellular contents and antioxidant enzyme activities, and the biodegradation ability of the diatom and its bioaccumulation capacity in response to target EDCs. Growth inhibition test	augmentation lipide, SOD activity, GST activity, baisse de POD activity, baisse de la bioaccumulation, inhibition de la croissance des cellules	EE2 diatoms (science direct)	http://www.sciencedirect.com/acs.bibl.ulaval.ca/science/article/pii/S0045653510003565	Liu Y., Guan Y., Gao Q., Tam N.F.Y. and Zhu W. (2010) Cellular responses, biodegradation and bioaccumulation of endocrine disrupting chemicals in marine diatom <i>Navicula incerta</i> . <i>Chemosphere</i> , 80(5), 592–599.	SOD (superoxyde dismutase) catalyse la dismutation du superoxyde en dioxygène et peroxyde d'hydrogène-GST (glutathion S-transférase)-POD (peroxydase) décomposent notamment les composés peroxydes, toxiques)-enzymes	http://www.sciencedirect.com/acs.bibl.ulaval.ca/science/article/pii/S0147651308001693	
	chloro= algue verte		describe the effects of the synthetic estrogen EE2 on CA activity and its localization in <i>C. menziesii</i> (ex algae verta) through the use of specific inhibitors of the CAs	effet sur la photochimie, sur l'anhydrase carbonique chloroplastique en réduisant son affinité au CO2 et l'efficacité de la photosynthèse et donc la croissance	EE2 direct effect on cyanobacteria	http://journals.plos.org/plosone/article?id=10.1371/journal.pone.0109289	Pocock T. and Falk S. (2014) Negative Impact on Growth and Photosynthesis in the Green Alga <i>Chlamydomonas reinhardtii</i> in the Presence of the Estrogen 17 α -Ethinylestradiol. <i>PLoS ONE</i> , 9(10), e109289.	CA = Carbonic anhydrases		
	dino=diatom		pas d'informations trouvées							
	cyano=cyanobactérie		pas d'informations trouvées							
	crypto=cryptophyte		pas d'informations trouvées							
chryso=chrysophyte		pas d'informations trouvées								
phyto=espèce étudiée globalement : <i>Desmodesmus communis</i> (algue verte)			Lowest Observed Effect Concentration (LOEC) and 50% Effective Concentration (EC50) values calculated at different incubation times to evaluate hazard impact of EE2 on microalgae <i>D. communis</i> growth. In order to have a picture of EE2 toxicity, growth, photosynthesis and total organic carbon	it affects algal cell ability to grow, inhibits cell division and reduce photosynthetic processes in algal cells : concentrations exceeding 1,300 μ g L ⁻¹ are able not only completely stop cell division, but can even cause damage of initial cells. Higher EE2 concentrations stops carbon production. Recovery could be explained as algal ability to accumulate pollutants, and maybe some cells was not harmed and continued to divide	EE2 <i>desmodesmus communis</i>	http://agronomy.emu.edu/vol132/13_2_20_05.pdf	Balina K., Balode M., Muzikante L., Blumberg D. and others. (2015) Impact of synthetic hormone 17 α -ethinylestradiol on growth of microalgae <i>Desmodesmus communis</i> . <i>Agronomy Research</i> , 13(2), 445–454.			
zooplancton	copepods		We used three EE2 concentrations and assessed its impact on activity of different physiological endpoints: Acetylcholinesterase (neurotransmission), Glutathione S-transferase (detoxifying system), and Caspase-3 (apoptosis) — assess the physiological sublethal effects of EE2 (including concentrations reported in natural environments) on two groups of copepods, cyclopoids and calanoids	no direct effect of environmental doses of EE2 on AChE activity - calanoid GST activity decreased with all EE2 concentrations, while in cyclopoid copepods it only decreased at the highest concentration -> significant decrease in this crucial enzyme activity will decrease protection when organisms face other environmental substances-EE2 may also alter growth and differentiation processes	EE2 copepods	http://www.sciencedirect.com/acs.bibl.ulaval.ca/science/article/pii/S0269749113001711	Souza M.S., Hallgren P., Balseiro E. and Hansson L.-A. (2013) Low concentrations, potential ecological consequences: Synthetic estrogens alter life-history and demographic structures of aquatic invertebrates. <i>Environmental Pollution</i> , 176, 237–243.		http://onlinelibrary.wiley.com/acs.bibl.ulaval.ca/doi/10.1002/etc.100/abstract - http://sc.els-cdn.com/acs.bibl.ulaval.ca/doi/10.1002/etc.100/abstract	
	rotifer		pas d'informations trouvées							
	cladopods espèce étudiée = <i>daphnia magna</i>		examined the toxicity of pharmaceuticals at environmentally relevant concentrations in <i>D. magna</i> over six generations	EE2 caused almost the same effects on exposed daphnids as MET, resulting in a reduced body size at first reproduction and a decreased number of offspring in some generations. as body length of female daphnids and the number of eggs per clutch are positively correlate	EE2 <i>daphnia magna</i>	http://www.sciencedirect.com/acs.bibl.ulaval.ca/science/article/pii/S0045653509015264	Dietrich S., Ploessl F., Bracher F. and Laforsch C. (2010) Single and combined toxicity of pharmaceuticals at environmentally relevant concentrations in <i>Daphnia magna</i> – A multigenerational study. <i>Chemosphere</i> , 79(1), 60–66.			
poisson	fathead minnow		investigate the effects of EE2 on adult fathead minnow egg reproduction in order to generate effect concentrations that could be used in future criteria development. Both vitellogenin gene and protein response were measured to determine if these biomarkers were sensitive in determining reproductive effects of environmentally relevant EE2 concentrations following a 21 d exposure.	reduced fecundity : a significant reduction in egg production—Spawning behavior and parental care of the nest can be adversely affected by contaminant exposures, eggs may not be deposited after production if critical reproductive behaviors are affected— was observed in each of the three EE2 treatment	EE2 fathead minnow	http://www.sciencedirect.com/acs.bibl.ulaval.ca/science/article/pii/S004565351500783	Armstrong B.M., Lazorchak J.M., Jensen K.M., Haring H.J., Smith M.E., Flick R.W., Bencic D.C. and Biales A.D. (2016) Reproductive effects in fathead minnows (<i>Pimephales promelas</i>) following a 21 d exposure to 17 α -ethinylestradiol. <i>Chemosphere</i> , 144, 366–373.		https://www.scopus.com/acs.bibl.ulaval.ca/record/display.uri?uid=2-v2-0-0027451004&origin=inward&lxgid=0	
		Johns S.M., Denslow N.D., Kane M.D., Watanabe K.H., Orlando E.F. and Sepúlveda M.S. (2011) Effects of estrogens and antiestrogens on gene expression of fathead minnow (<i>Pimephales promelas</i>) early life stages. <i>Environmental Toxicology</i> , 26(2), 195–206.	http://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1002/tox.20545/full	For instance, early life stage fathead minnows exposed to 10 ng L ⁻¹ EE ₂ for 5 days during the first month of life, experienced both an increase in VTG synthesis at 30-days post hatch (dph) and later detrimental alterations in gonad development		http://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1002/tox.20087/epdf	Parrott J.L. and Blunt B.R. (2005) Life-cycle exposure of fathead minnows (<i>Pimephales promelas</i>) to an ethinylestradiol concentration below 1 ng/L reduces egg fertilization success and demasculinizes males. <i>Environmental Toxicology</i> , 20(2), 131–141.			
				after exposing adult fathead minnows to 35 ng L ⁻¹ EE2 for 14 days, Filby et al. (2006) reported an upregulation in gonadal gh expression in both males and females but no change in liver, brain or hepatic expression of either sex.		http://jme.endocrinology-journals.org/content/37/1/121.full	Filby A.L., Thorpe K.L. and Tyler C.R. (2006) Multiple molecular effect pathways of an environmental oestrogen in fish. <i>Journal of Molecular Endocrinology</i> , 37(1), 121–134.			
	pearl dace									
	white sucker			liver explants from northern pike, walleye, white sucker, and white sturgeon were excised and exposed to the synthetic estrogen, EE2, with transcript abundance of VTG, ER alpha (ER α), and ER beta (ER β) used as endpoints to identify potential differences in sensitivity among liver explants of these species.	white sucker liver explants had lowest observable effect concentrations great value-- Exposure of EE2 resulted in no statistical difference in transcript abundance of ER β compared to controls in liver explants of male white sucker-- white sucker has significantly greater basal expression of ER β than northern pike; however, no trend regarding the basal expression of the ER and sensitivity was observed	EE2 <i>Catostomus commersoni</i>	http://link.springer.com/acs.bibl.ulaval.ca/article/10.1007/s11356-015-5101-7/fulltext.html	Beitel S.C., Doering J.A., Eisner B.K. and Hecker M. (2015) Comparison of the sensitivity of four native Canadian fish species to 17- α ethinylestradiol, using an in vitro liver explant assay. <i>Environmental Science and Pollution Research</i> , 22(24), 20186–20197.		
lake trout			pas d'informations trouvées							

Tableaux de la vérification par le modèle des hypothèses de l'article de référence, [6]

groupe	hypothèse Article ELA 2014	numéro citation	vérification sur le modèle	
phytoplancton	diatomées	Pendant l'ajout d'EE2, pas d'impact	1	courbes avec et sans EE2 superposées
		EE2 n'a pas d'effet sur la biomasse	13-47-54-14	courbesavec et sans EE2 superposées
	chloro-dino-cyano	Pendant l'ajout d'EE2, pas d'impact	1	courbes avec et sans EE2 superposées
		EE2 n'a pas d'effet sur la biomasse	13-47-54-14	courbesavec et sans EE2 superposées
	chryso-crypto	Pendant l'ajout d'EE2, pas d'impact	1	courbes avec et sans EE2 superposées
		EE2 n'a pas d'effet sur la biomasse	13-47-54-14	courbesavec et sans EE2 superposées
zooplancton	copepods	Pendant l'ajout d'EE2, pas d'impact	1	courbes avec et sans EE2 superposées
		effet indirect de prédation avec les poissons	43	augmentation du plancton quand diminution des poissons (fathead et white)
		Au bout de 2 années d'ajout d'EE2, augmentation de la biomasse car moins de poissons	4-54-34-44-48	courbes avec et sans EE2 superposées puis légère augmentation
	rotifer	Pendant l'ajout d'EE2, pas d'impact	1	courbes avec et sans EE2 superposées
		Au bout de 2 années d'ajout d'EE2, augmentation de la biomasse	4-54	courbes avec et sans EE2 superposées puis légère augmentation
	cladopods	Pendant l'ajout d'EE2, pas d'impact	1	courbes avec et sans EE2 superposées
	Au bout de 2 années d'ajout d'EE2, augmentation de la biomasse	4-54	courbes avec et sans EE2 superposées puis légère augmentation	
poissons	fathead minnow	biomasse diminue après ajout EE2 : déclin de l'espèce jusqu'à 0	37-24-25	baisse courbe avec EE2
		effet indirect de prédation avec le plancton	43	augmentation du plancton (copepods) quand diminution des poissons
		EE2 a effet indirect sur les poissons	29	baisse courbe avec EE2
	pearl dace	biomasse diminue après ajout EE2	17-26	baisse courbe avec EE2
		EE2 a effet indirect sur les poissons	29	baisse courbe avec EE2
	white sucker	Impact peu clair : pas de changement pour les adultes, diminution des juvéniles par prédation	27-42	courbe avec EE2 : baisse des juvéniles adultes : pareil que sans EE2
		effet indirect de prédation avec le plancton	43	augmentation du plancton (copepods) quand diminution des poissons
		EE2 a effet indirect sur les poissons	29	baisse courbe avec EE2
lake trout	EE2 engendre la diminution de la biomasse car perte de sa proie (fathead minnow)	22-40-5-32	courbe avec sans EE2 : avec baisse de la biomasse	
	EE2 a effet indirect sur les poissons	29	baisse courbe avec EE2	
	présence d'une chaîne trophique : diminution des lake trout en même temps un peu après le déclin de ses proies	42-56-32-50-51-52-53-6-8	baisse courbe lake trout avec EE2	
insecte	chaoborus	Au bout de 2 années d'ajout d'EE2, augmentation de la biomasse car moins de poissons	4-54-34-44-48	courbes avec et sans EE2 superposées puis légère augmentation
		augmentation de la biomasse est compensée par moins de prédation des poissons	46	

numéro citation	citations article kidd 2014
1	Algal, microbial, zooplankton and benthic invertebrate communities showed no declines in abundance during three summers of EE2 additions (5–6 ng l ⁻¹), indicating no direct toxic effects.
13	There was no apparent effect of EE2 additions on total phytoplankton biomass in Lake 260.
14	Additions of EE2 to Lake 260 also did not affect the community composition or diversity of the epilimnetic phytoplankton community
47	the absence of responses in the phytoplankton and bacterial communities is not surprising.
54	no evidence of direct toxic effects of EE2 on lower-trophic-level biota (bacteria, algae, zooplankton, Chaoborus, littoral invertebrates)
4	Increases in zooplankton, Chaoborus, and emerging insects were observed after 2 or 3 years of EE2 additions, strongly suggesting indirect effects mediated through the reduced abundance of several small-bodied fishes.
34	Increases in some taxa, such as Chaoborus, crustacean zooplankton, rotifers and total invertebrates on the artificial substrates and in the emergence traps, occurred during the experiment which could be explained as indirect effects based on a reduction in predation from fishes in the Lake 260 food web.
44	We believe that increases in Chaoborus and crustacean zooplankton after 2002 were related to decreases in predation by small fishes, as increases in zooplankton biomass and changes in size structure can follow reductions of planktivorous fish
48	declines in fish abundance may have contributed to observed increases in the abundance of benthos
37	We found strong evidence that EE2 additions to Lake 260 directly reduced populations of fathead minnow and possibly pearl dace and sculpin.
29	we found evidence of both direct and indirect effects of EE2 on the abundance of fishes
17	Nonetheless, the data are consistent with an effect of EE2 additions
26	Although pearl dace also declined in Lake 260 during the oestrogen amendments
27	White sucker abundance showed no clear response to EE2 additions in Lake 260
22	lake trout declined in Lake 260 during this experiment
40	Lake trout abundance and biomass declined after 2002, the timing of which is more suggestive of indirect effects mediated through the food web (see below), rather than direct effects of EE2
42	we sought evidence for a trophic cascade resulting from the associated reductions in planktivory and benthivory (fishes)
56	indirect effects on the lower food web due to observed declines in predation by small-bodied fishes
32	abundance and biomass decline of the top predator fish, lake trout, is more consistent with a response to the decreases in its prey species, rather than from direct effects of EE2 on its reproduction.
50	Declines in lake trout biomass and abundance in Lake 260 following EE2 additions were probably an indirect response, due to major declines in prey fish species and the lack of direct effects on gonad development in lake trout
51	Lake trout biomass declined continuously from 2003 to 2005, largely coincident with declines in their prey: YOY fathead minnow (major declines in 2002–2005) and adult fathead minnow
52	Lake trout abundance decreased the first year after EE2 treatment and occurred at the same time that the adult fathead minnow population declined
53	declines in lake trout abundance and biomass in Lake 260 were coincident with or only slightly delayed when compared with declines in prey fish species.
6	It is possible that declines in fish populations lead to indirect changes in other taxa through trophic cascades, and this is the main focus of this study.
8	EDCs may affect aquatic invertebrates not only through direct toxic impacts but also by indirect changes in food-web interactions such as predation or competition.
43	Some of the plankton in Lake 260 increased in abundance during and after treatments with EE2 and concurrently with declines in the abundances of small-bodied fishes, suggesting indirect effects of this EDC on planktonic invertebrates.

Tableau des sujets en lien avec l'étude : présence de EE2 dans le milieu naturel, impact de EE2, impact de VTG, cascades trophiques, influence des polluants sur les espèces, rôle de chaoborus dans l'écosystème, les œstrogènes naturels l'influence des rejets hormonaux des femmes enceintes

sujet	source		citation	référence	lien pdf/internet
	référence	lien			
EE2 présent dans le milieu naturel	Pocock T. and Falk S. (2014) Negative Impact on Growth and Photosynthesis in the Green Alga <i>Chlamydomonas reinhardtii</i> in the Presence of the Estrogen 17 α -Ethinylestradiol. PLOS ONE, 9(10), e109289	http://journals.plos.org/plosone/article?id=10.1371/journal.pone.0109289	Removal of estrogens from sludge in sewage treatment plants is dependent on temperature, where warm summer temperatures would successfully eliminate EE2	Johnson A.C. and Sumpter J.P. (2001) Removal of Endocrine-Disrupting Chemicals in Activated Sludge Treatment Works. <i>Environmental Science & Technology</i> , 35(24), 4697–4703.	http://pubs.acs.org/doi/pdfplus/10.1021/es010171j
			However, many areas at northern European latitudes have comparatively short summer seasons and in remote areas in e.g. Sweden, the typical sewage treatment is performed by open oxidation ponds which results in lower EE2 removal/degradation during a large part of the year	Grönlund E, Johansson E, Hanaeus J, and Falk S (2004) Seasonal microalgae variation in a subarctic wastewater stabilization pond using chemical precipitation. <i>VATTEN</i> 60: 239–249	http://www.tidskriftenvatten.se/mag/tidskriftenvatten.se/dircode/docs/48_article_2684.pdf
			EE2 is present in many contraceptives pills and hormone replacement,	Teede H.J. (2002) Hormone replacement therapy and the prevention of cardiovascular disease. <i>Human Reproduction Update</i> , 8(3), 201–215.	http://humup.oxfordjournals.org/content/8/3/201
	Souza M.S., Hallgren P., Balseiro E. and Hansson L.-A. (2013) Low concentrations, potential ecological consequences: Synthetic estrogens alter life-history and demographic structures of aquatic invertebrates. <i>Environmental Pollution</i> , 178, 237–243.	http://www.sciencedirect.com/acs/science/article/pii/S0269749113001711	and is characterized by being more resistant to degradation than natural estrogens and therefore exhibits a long persistence in the environment	Jürgens M.D., Holthaus K.L.E., Johnson A.C., Smith J.J.L., Hetheridge M. and Williams R.J. (2002) The potential for estradiol and ethinylestradiol degradation in english rivers. <i>Environmental Toxicology and Chemistry</i> , 21(3), 480–488.	http://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1002/etc.5620210302/full
		Although EE2 is excreted from the body in a conjugated form, it can be reverted to active form as a result of microbial action increasing its environmental	Panter G.H., Thompson R.S., Beresford N. and Sumpter J.P. (1999) Transformation of a non-estrogenic steroid metabolite to an estrogenic active substance by minimal bacterial activity. <i>Chemosphere</i> , 38(15), 3579–3596.	http://ac.els-cdn.com/acs/science/article/pii/S0045653598005724/1-s2.0-S0045653598005724-main.pdf?_tid=d53e3288-29c5-11e6-a7aa-00000aacb35e&acdnat=1464984214_8c9912df5c8	
valeurs EE2 dans le milieu naturel			EE2 is incompletely removed during wastewater treatment, leading to surface water contamination.	Bhandari R.K., Deem S.L., Holliday D.K., Jandegian C.M., Kassotis C.D., Nagel S.C., Tillitt D.E., vom Saal F.S. and Rosenfeld C.S. (2015) Effects of the environmental estrogenic contaminants bisphenol A and 17 α -ethinyl estradiol on sexual development and adult behaviors in aquatic wildlife species. <i>General and Comparative Endocrinology</i> , 214, 195–219.	http://www.sciencedirect.com/acs/science/article/pii/S0016648014003712
	Bhandari R.K., Deem S.L., Holliday D.K., Jandegian C.M., Kassotis C.D., Nagel S.C., Tillitt D.E., vom Saal F.S. and Rosenfeld C.S. (2015) Effects of the environmental estrogenic contaminants bisphenol A and 17 α -ethinyl estradiol on sexual development and adult behaviors in aquatic wildlife species. <i>General and Comparative Endocrinology</i> , 214, 195–219.	http://www.sciencedirect.com/acs/science/article/pii/S0016648014003712	To estimate EE2 excretion, a different set of assumptions must be made. From UK public sources, 25% of 16–49-year olds were taken as using the oral contraceptive pill, which, on the basis of the Oxfordshire census, would be equivalent to 13% of the total female population --Women taking oral contraceptives excrete approximately 10 μ g EE2 per day with average use.	Johnson A.C., Belfroid A. and Di Corcia A. (2000) Estimating steroid oestrogen inputs into activated sludge treatment works and observations on their removal from the effluent. <i>Science of The Total Environment</i> , 256(2–3), 163–173.	http://www.sciencedirect.com/acs/science/article/pii/S0045653514001143
			Most studies report consistent values from 0.2 to 1.5 ng/L (0.88–6.58 pM)	Yang J., Li H., Ran Y. and Chan K. (2014) Distribution and bioconcentration of endocrine disrupting chemicals in surface water and fish bile of the Pearl River Delta, South China. <i>Chemosphere</i> , 107, 439–446.	http://www.sciencedirect.com/acs/science/article/pii/S0045653514001143
	Viglino L., Abouifadi K., Prévost M. and Sauvé S. (2008) Analysis of natural and synthetic estrogenic endocrine disruptors in environmental waters using	http://www.sciencedirect.com/acs/science/article/pii/S0045653513000456	Levels found in this study are in agreement with those published by other authors regarding the presence of both natural and synthetic estrogens and progestogens in wastewater treatment plants in Canada in the nanogram per liter range	Servos M.R., Bennie D.T., Burnison B.K., Jurkovic A., McInnis R., Neheli T., Schnell A., Seto P., Smyth S.A. and Ternes T.A. (2005) Distribution of estrogens, 17 β -estradiol and estrone, in Canadian municipal wastewater treatment plants. <i>Science of The Total Environment</i> , 336(1–3), 155–170.	http://www.sciencedirect.com/acs/science/article/pii/S0045653513000456
impact de EE2 sur les poissons	Pocock T. and Falk S. (2014) Negative Impact on Growth and Photosynthesis in the Green Alga <i>Chlamydomonas reinhardtii</i> in the	http://journals.plos.org/plosone/article?id=10.1371/journal.pone.0109289	The bioaccumulation of EE2 in waste water plants has been shown to impact aquatic life with the main focus being on fish	Johnson A.C. and Sumpter J.P. (2001) Removal of Endocrine-Disrupting Chemicals in Activated Sludge Treatment Works. <i>Environmental Science & Technology</i> , 35(24), 4697–4703.	http://pubs.acs.org/doi/abs/10.1021/es010171j
conséquence de EE2 = pb de repro chez fathead minnow : lesquels ?			reduced fecundity : a significant reduction in egg production---Spawning behavior and parental care of the nest can be adversely affected by contaminant exposures. --- was observed in each of the three EE2 treatment	Armstrong B.M., Lazorchak J.M., Jensen K.M., Haring H.J., Smith M.E., Flick R.W., Bencic D.C. and Biales A.D. (2016) Reproductive effects in fathead minnows (<i>Pimephales promelas</i>) following a 21 d exposure to 17 α -ethinylestradiol. <i>Chemosphere</i> , 144, 366–373	http://www.sciencedirect.com/acs/science/article/pii/S0045653515300783
	Armstrong B.M., Lazorchak J.M., Jensen K.M., Haring H.J., Smith M.E., Flick R.W., Bencic D.C. and Biales A.D. (2016) Reproductive effects in fathead minnows (<i>Pimephales</i>	http://www.sciencedirect.com/acs/science/article/pii/S0045653515300783	eggs may not be deposited after production if critical reproductive behaviors are affected	Lee P.-Y., Lin C.-Y. and Chen T.-H. (2014) Environmentally relevant exposure of 17 α -ethinylestradiol impairs spawning and reproductive behavior in the brackish medaka <i>Oryzias melastigma</i> . <i>Marine Pollution Bulletin</i> , 7th International Conference on Marine Pollution and Ecotoxicology, 85(2), 338–343.	http://www.sciencedirect.com/acs/science/article/pii/S0045653515300783

Impact de VTG			However, when male fish are exposed to estrogenic substances, they are capable of producing a large amount of VTG, and blood concentrations can reach values similar to those in females.	Beresford N., Brian J.V., Runnalls T.J., Sumpter J.P. and Jobling S. (2011) Estrogenic activity of tropical fish food can alter baseline vitellogenin concentrations in male fathead minnow (<i>Pimephales promelas</i>). <i>Environmental Toxicology and Chemistry</i> , 30(5), 1139–1145.	http://online.library.wiley.com/doi/10.1002/etc.479/full
	Beresford N., Brian J.V., Runnalls T.J., Sumpter J.P. and Jobling S. (2011) Estrogenic activity of tropical fish food can alter baseline vitellogenin concentrations in male fathead minnow (<i>Pimephales promelas</i>). <i>Environmental</i>	http://online.library.wiley.com/doi/10.1002/etc.479/full	Vitellogenin (VTG) is a precursor of egg-yolk protein, present in high concentrations (typically from 1 to 15 mg/ml 1-3)	Thorpe K.L., Benstead R., Hutchinson T.H. and Tyler C.R. (2007) Associations between altered vitellogenin concentrations and adverse health effects in fathead minnow (<i>Pimephales promelas</i>). <i>Aquatic Toxicology</i> , 85(3), 176–183.	http://www.sciencedirect.com/doi/10.1016/j.aquatox.2007.03.003
			In the plasma of sexually mature female fish. It is produced in the liver in response to estrogens from the ovaries. Under normal circumstances, VTG concentrations in male fish are either undetectable or low (10,000–100,000 times lower than typical female concentrations 4, 5)	Ankley G.T. and Johnson R.D. (2004) Small Fish Models for Identifying and Assessing the Effects of Endocrine-disrupting Chemicals. <i>ILAR Journal</i> , 45(4), 469–483.	http://ilarjournal.oxfordjournals.org/content/45/4/469.full
			Induction of VTG and alterations in the histology of testes indicate an estrogenic and/or antiandrogenic activity of EHMC. The observed changes in gonad histology suggest a negative interference with maturation of sperms (significantly more mature spermatides and significant less immature spermatocytes in seminiferous tubules) and oocytes (significantly more vitellogenic and less primary oocytes).	Christen V., Zacchi S. and Fent K. (2011) Effects of the UV-filter 2-ethyl-hexyl-4-trimethoxycinnamate (EHMC) on expression of genes involved in hormonal pathways in fathead minnows (<i>Pimephales promelas</i>) and link to vitellogenin induction and histology. <i>Aquatic Toxicology</i> , 102(3–4), 167–176.	http://www.sciencedirect.com/doi/10.1016/j.aquatox.2011.03.002
	Johns S.M., Denslow N.D., Kane M.D., Watanabe K.H., Orlando E.F. and Sepúlveda M.S. (2011) Effects of estrogens and antiestrogens on gene expression of fathead minnow (<i>Pimephales promelas</i>) early life stages. <i>Environmental Toxicology</i> , 26(2), 195–206.	http://online.library.wiley.com/doi/10.1002/etc.20545/full	Induction of VTG in male fish has been associated with reduced testicular growth and size	Whitton P.L. and Naftolin F. (1998) Phytoestrogens: Reproductive actions of phytoestrogens. <i>Baillière's Clinical Endocrinology and Metabolism</i> , 12(4), 667–690.	http://www.sciencedirect.com/doi/10.1016/S0950353198800104
		Increases in female vitellogenin (4 days) were predictive of later increases in female developmental stages at 21 days and increases in oocyte area following 49 days. Male vitellogenin (4 days) was predictive of decreased male percentages and lower male developmental stages at 49 days. We have previously found that females exposed to EE2 (50 ng/l) and NP (100 µg/l), during a gonadal development cycle, exhibited significant increases in vitellogenin up to three-fold and double controls, respectively. Significant increases in vitellogenin were also found in males exposed to 50 ng/l EE2.	Andrew M.N., O'Connor W.A., Dunstan R.H. and MacFarlane G.R. (2010) Exposure to 17α-ethynylestradiol causes dose and temporally dependent changes in intersex, females and vitellogenin production in the Sydney rock oyster. <i>Ecotoxicology</i> , 19(8), 1440–1451.	http://link.springer.com/article/10.1007/s10646-010-0529-5/fulltext.html	
trophic cascade ; bottom up and top down			Food web structure and interactions play a decisive role in determining the dynamics of an ecosystem—The results are critically important for effective decision making and policy development in terms of conservation and sustainability of fishery resources and ecosystem health in large freshwater lakes worldwide.--	Chea R., Guo C., Grenouillet G. and Lek S. (2016) Toward an ecological understanding of a flood-pulse system lake in a tropical ecosystem: Food web structure and ecosystem health. <i>Ecological Modelling</i> , 323, 1–11.	http://www.sciencedirect.com/doi/10.1016/j.ecolmodel.2015.05.043
	Chea R., Guo C., Grenouillet G. and Lek S. (2016) Toward an ecological understanding of a flood-pulse system lake in a tropical ecosystem: Food web structure and ecosystem health.	http://www.sciencedirect.com/doi/10.1016/j.ecolmodel.2015.05.043	The relatively high biomass of the top predators in TSL could produce a predation pressure on its forage species through the top-down controls in the food web	Du X., García-Berthou E., Wang Q., Liu J., Zhang T. and Li Z. (2015) Analyzing the importance of top-down and bottom-up controls in food webs of Chinese lakes through structural equation modeling. <i>Aquatic Ecology</i> , 49(2), 199–210.	http://download.springer.com/asset/1411111/1461-0248_2010_01511_x/full
			Bottom-up control within ecosystems is characterized, in part, by predator populations exhibiting growth and recruitment changes in response to variability in prey density or production— Population responses to the interactive effects of bottom up and top down effects are difficult to detect in natural settings due to environmental variability and predator-prey dynamics, but simulation modeling provides a valuable tool for exploring these ecological processes.--	Buchheister A., Wilberg M.J., Miller T.J. and Latour R.J. (2015) Simulating bottom-up effects on predator productivity and consequences for the rebuilding timeline of a depleted population. <i>Ecological Modelling</i> , 311, 48–62.	http://www.sciencedirect.com/doi/10.1016/j.ecolmodel.2015.05.043
	Buchheister A., Wilberg M.J., Miller T.J. and Latour R.J. (2015) Simulating bottom-up effects on predator productivity and consequences for the rebuilding timeline of a depleted population. <i>Ecological</i>	http://www.sciencedirect.com/doi/10.1016/j.ecolmodel.2015.05.043	interactions between bottom-up and top-down forces are common in natural ecosystems and demonstrate the dynamic nature of ecosystem structure and control	Hunt Jr. G.L. and McKinnell S. (2006) Interplay between top-down, bottom-up, and wasp-waist control in marine ecosystems. <i>Progress in Oceanography</i> , Marine Ecosystem Structure and Dynamics, 68(2–4), 115–124.	http://ac.els-cdn.com/S0079661106000139/1-s2.0-S0079661106000139-main.pdf?_tid=0f92f5a-2bf3-11e6-8d3d-000000000000&acdnat=1
cascading indirect effects on resistant species in other trophic levels			the surprisingly important role played by indirect bottom-up forces- Just as ecosystem services are interlinked and cannot be treated in isolation, organisms occupying adjacent trophic levels need to be analyzed in an ecosystem context: cascading effects can thus be seen as a new basis for understanding (and hence ultimately predicting and managing) provisioning, supporting and regulating services	Mancinelli G. and Mulder C. (2015) Chapter Three - Detrital Dynamics and Cascading Effects on Supporting Ecosystem Services. <i>Advances in Ecological Research</i> , Ecosystem Services From Biodiversity to Society, Part I, G. W. and D. A. Bohan, ed., Academic Press, 97–160.	http://www.sciencedirect.com/doi/10.1016/j.aquatox.2015.04.003
contaminant/ toxicant influence on sensitive species			When cascades are especially strong they can trigger pervasive regime shifts, as those observed in relation with the loss or the introduction of predatory species, often with unexpected consequences on ecological processes and ecosystem services as diverse as carbon sequestration and other biogeochemical cycles, the spread of invasive species and pathogens, and the loss of water quality and amenity value in freshwaters	Schmitz O.J., Hawlena D. and Trussell G.C. (2010) Predator control of ecosystem nutrient dynamics. <i>Ecology Letters</i> , 13(10), 1199–1209.	http://online.library.wiley.com/doi/10.1111/j.1461-0248.2010.01511.x/full

impact de chaoborus dans l'écosystème			<p>Chaoborus larvae are sit-and-wait predators but early instars also feed on algae-- Several of these species are relatively large predators or omnivores (5–30 mm), can be abundant, and do strongly affect the population dynamics of their prey. Because of their large size, they are also sensitive to predation by fish-- The phantom midge larvae of the genus Chaoborus are a major component of the planktonic communities of many lakes-- The fourth instar (Figure 3) typically represents the largest biomass and has the largest effect on its prey.-- Predation by fish on Chaoborus is more intense on third and fourth instar larvae. These are also the instars that migrate--The first and second instars feed on rotifers and larger algae such as dinoflagellates, whereas the third and fourth instars feed on cladocerans and copepods as well as other dipterans and benthic organisms-- Their activity increases in the presence of prey kairomones and migrations increase in the presence of fish kairomones.--In a biomanipulation experiment in a German reservoir, removal of fish caused an increase in Chaoborus followed by a decline in zooplankton, in contrast to the intended effect of increasing zooplankton abundance through fish removal. Chaoborus and fish can also interact to produce a stronger effect than when either is present alone because the presence of Chaoborus can affect the ability of cladocerans to use low oxygen refuges from fish predation.</p>	<p>Rudstam L.G. (2009) Other Zooplankton A2 - Likens, Gene E. <i>Encyclopedia of Inland Waters</i> , Academic Press, Oxford, 667–677.</p>	<p>http://www.sciencedirect.com/doi/10.1016/B9780123706263001484</p>	
			<p>both lakes, crustaceans were the dominant prey in terms of biomass for all instars and species of Chaoborus. Cladocerans and copepods represented 30–75% and 23–68% of crop biomass, respectively</p>	<p>Le Jeune A.-H., Bourdiol F., Aldamman L., Perron T., Amyot M. and Pinel-Aloul B. (2012) Factors affecting methylmercury biomagnification by a widespread aquatic invertebrate predator, the phantom midge larvae Chaoborus. <i>Environmental Pollution, Chemicals Management and Environmental Assessment of Chemicals in China</i>, 165, 100–108.</p>	<p>http://www.sciencedirect.com/doi/10.1016/j.envpol.2012.07.029</p>	
		<p>Le Jeune A.-H., Bourdiol F., Aldamman L., Perron T., Amyot M. and Pinel-Aloul B. (2012) Factors affecting methylmercury biomagnification by a widespread aquatic invertebrate predator, the phantom midge larvae Chaoborus. <i>Environmental Pollution, Chemicals Management and Environmental Assessment of Chemicals in China</i>, 165, 100–108.</p>	<p>http://www.sciencedirect.com/doi/10.1016/j.envpol.2012.07.029</p>	<p>Chaoborus larvae undergo four aquatic stages before their metamorphosis to pupae and emergent adults. Diet of the larvae is mainly composed of zooplankton but varies during their ontogenic development</p>	<p>Persaud A.D. and Dillon P.J. (2010) Ontogenetic differences in isotopic signatures and crop contents of Chaoborus. <i>Journal of Plankton Research</i>, 32(1), 57–67.</p>	<p>http://plankt.oxfordjournals.org/doi/10.1093/plankt/fat001</p>
			<p>Chaoborid larvae often perform diel vertical migrations in order to avoid fish predation pressure</p>	<p>Mcqueen D.J., Ramcharan C.W., Demers E., Yan N.D., Conforti L.M. and Perez-Fuentetaja A. (1999) Chaoborus behavioural responses to changes in fish density. <i>Archiv für Hydrobiologie</i>, 145(2), 165–179.</p>	<p><a href="https://www.scopus.com/doi/10.1002/1522-0380(199902)145:2<165::AID-ARHY165>3.0.CO;2-0">https://www.scopus.com/doi/10.1002/1522-0380(199902)145:2<165::AID-ARHY165>3.0.CO;2-0</p>	
modeling ecosystems			<p>This migrating behavior affects their feeding activities inducing a local vertical segregation between food resource habitat and refuge habitat in the water column over day and night cycles. Such behavior may also occur to various degrees in fishless lakes and ponds for chaoborid species cohabiting and competing with Chaoborus americanus, a non-migrating species</p>	<p>Garcia E.A. and Mittelbach G.G. (2008) Regional Coexistence and Local Dominance in Chaoborus: Species Sorting Along a Predation Gradient. <i>Ecology</i>, 89(6), 1703–1713.</p>	<p>http://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1890/07-0737.1.full</p>	
impact natural estrogens on ecosystem			<p>natural estrogens and xenoestrogens in treated wastewater include altered sexual development and sex ratios among continuously exposed organism-E2, E1 and E3 are frequently present in treated wastewater at ng/l levels. EE2 concentrations are usually lower than those of natural estrogens: Total steroids and phytoestrogens were at sufficient concentrations to result in frequent detection in the Red Deer and Oldman Rivers and to have the potential to generate a variety of hormonal responses in fish.</p>	<p>Jeffries K.M., Jackson L.J., Ikononou M.G. and Habibi H.R. (2010) Presence of natural and anthropogenic organic contaminants and potential fish health impacts along two river gradients in Alberta, Canada. <i>Environmental Toxicology and Chemistry</i>, 29(10), 2379–2387.</p>	<p>http://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1002/etc.265.full</p>	
pregnant women			<p>The pattern of estrogen metabolism in human pregnancy differs materially from that of the nonpregnant woman in that estrogen production is very great and the output of estriol is disproportionately increased with respect to the other metabolites- the placenta secretes estriol and estradiol.</p>	<p>JACK FISHMAN, J. B. BROWN, LEON HELLMAN, BARNETT ZUMOFF, AND T. F. GALLAGHER. (n.d.). Estrogen Metabolism in Normal and Pregnant Women.</p>	<p>http://www.jbc.org/content/237/5/1489.short</p>	
		<p>http://www.sciencedirect.com/doi/10.1016/j.envpol.2006.03.003</p>	<p>The highest contributors are pregnant and menstrual women, excreting, respectively, 308 and 4.66 µg per day of E2 in urine and 202 and 0.2 µg per day of E2 in feces [6]. Except during these periods, woman and man present a similar E2 excretion, between 1.5–7 µg per day [7] and [8]. Assuming that approximately 17% of the total female population take the contraceptive pill regularly in western countries, it is estimated that 4.5 and 6 µg per day of EE2 are excreted per head in urine and feces, respectively [6] and [7]. These data were used to predict a total estrogen discharge of 4.4 kg per year per million inhabitants [6].</p>			
	<p>Johnson A.C., Belfroid A. and Di Corcia A. (2000) Estimating steroid oestrogen inputs into activated sludge treatment works and observations on their removal from the effluent. <i>Science of The Total Environment</i>, 256(2–3), 163–173.</p>	<p>http://www.sciencedirect.com/doi/10.1016/S0048969700004812</p>	<p>Pregnant women were taken as excreting 259 µg/day E2, 600 µg/day E1 and 6000 µg/day of E3</p>		<p>http://ac.els-cdn.com/doi/10.1016/S0048969700004812</p>	
chemical analysis EE2			<p>(GC–MS or LC–MS, respectively), are increasingly becoming the methods of choice to determine estrogens in biological samples--GC–MS analysis of both aqueous and solid (sludge or sediment) matrices has been performed with electron ionization (EI) and SIM mode for quantification. Chemical ionization (CI) can also be employed for estrogens determination in the environment -- Derivatization with the addition of N,O-bis(trimethylsilyl)trifluoroacetamide (BSTFA) containing 1% of trimethylchlorosilane (TMCS) and pyridine and heating at 60–80 °C for 30–60 min was the procedure selected in most studies (Table 2 and Table 3). When compared with other protocols, these derivatizing conditions have been associated with higher silylation power and more satisfactory sensitivity and selectivity [20] and [68]--other reagents were used for estrogens derivatization in environmental samples such as N-methyl-N-(trimethylsilyl)trifluoroacetamide (MSTFA) [12], [64], [65], [66] and [105], pentafluorobenzoyl chloride (PFBC) [13], [16], [34] and [59] and tert-butyl-dimethylsilyl chloride (TBDMSCl) [93]--ultrasonication in cup horn boosters (miniaturized ultrasound baths) : -- are based on gas or liquid chromatography with mass</p>	<p>Barreiros L., Queiroz J.F., Magalhães L.M., Silva A.M.T. and Segundo M.A. (2016) Analysis of 17-β-estradiol and 17-α-ethinyloestradiol in biological and environmental matrices — A review. <i>Microchemical Journal</i>, 126, 243–262.</p>	<p>http://www.sciencedirect.com/doi/10.1016/j.micro.2016.03.002</p>	

Tableau de l'analyse de la calibration par mois, exemple des mois de juin juillet et septembre

mois de juin		explication	
masse de	évolution	interactions entre espèces	cycle de vie biologique
phytoplancton	constante		forte croissance diatomée chryso crypto : pas visible car mangés
cope-clado	diminue	mangés par fathead et chao et white et pearl et pas assez de phyto à manger pour augmenter	forte croissance : pas visible car mangés
rotifer	constante	pas mangés par fathead, que par chao et mange phyto qui est constant	
chaoborus	augmente vers un pic puis chute	œufs deviennent des larves et augmente car mange cope clado rotifer	
fathead	augmente puis chute		ponte des œufs et augmente car mange cope clado
pearl dace	constante	mange cope clado et chao mais constante	
white sucker	augmente	mange cope clado	
lake trout	diminue légèrement	car pearl constante et baisse fathead	

mois de juillet		explication	
masse de	évolution	interactions entre espèces	cycle de vie biologique
phytoplancton	constante		forte croissance : pas visible car mangés
cope-clado	diminue	mangés par fathead white pearl et chao	fin forte croissance donc diminution
rotifer	constante	mangé par chao	
chaoborus	augmente	mange cope clado rotifer	
fathead	constante puis augmente		production gamètes et promotion juvéniles en adultes et mange cope clado chao
pearl dace	augmente	mange cope clado chao	
white sucker	augmente	mange cope clado	
lake trout	augmente	ses proies augmentent donc il a plus à manger mais il en mange pas assez pour qu'elles diminuent	

mois de septembre		explication	
masse de	évolution	interactions entre espèces	cycle de vie biologique
diatomée	diminue	mangé par chao	fin du pic de croissance moins de lumière : moins d'activité : baisse du phytoplancton
chloro dino cyano	diminue		fin du pic de croissance
chryso crypto	constante		pic croissance : pas visible car mangés
cope-clado	diminue	mangé par fathead white pearl et chao	
rotifer	constante	mange diatomée chryso crypto et est mangé par chao : cela se compense	fin du pic de croissance non visible
chaoborus	augmente	mange rotifer et ses proies diminuent (fathead pearl)	
fathead	augmente puis diminue	mange cope clado et diminuent et mangé par trout d'où la baisse ne mange pas assez chao qui augmente	
pearl dace	diminue	mangé par trout ne mange donc pas assez chao qui augmente	
white sucker	augmente puis constant		
lake trout	augmente	mange pearl dace fathead white juvéniles	

Tableau de l'effet de EE2 non résumé

	sans EE2	avec EE2	juvéniles	sans EE2	avec EE2
NH4 epi	baisse oct puis augmentation 1,5	idem			
NH4 hypo	augmentation oct a 2 puis legere baisse	constant à 0			
NO3 epi	baisse oct jusqu'a 0 puis augmentation	idem			
NO3 hypo	baisse aout 0,5 puis constant	constant à 0			
PO4 epi	constant juin augmentation juill a 2, baisse sept constant	idem			
PO4 hypo	augmentation oct a 2 puis constant	idem			
PD hypo	augmentation	idem			
DD hypo	constant a 1	idem			
PD epi	baisse initiale puis legere baisse	idem			
DD epi	augmentation juin baisse sept puis hausse entre 0,8 et 1,2	idem			
chryso crypto	baisse initiale puis constant	idem			
diatoms	baisse initiale, constant puis baisse	idem			
chloro dino cyano	baisse initiale, constant puis baisse	idem			
rotifer	baisse juill constant sept baisse	idem			
clado	pic initial et baisse	baisse avec plus de biomasse (petit écart)			
cope	pic initial et baisse	baisse avec plus de biomasse (petit écart)			
fathead	augmentation juin baisse aout augmentation sept puis baisse	baisse mai juin jusqu'à 0 et constant à 0		baisse juillet augmentation sept baisse	baisse mai juin jusqu'à 0 et constant à 0
pearl	baisse mai juin, augmentation sept baisse légère	idem moins de biomasse aout petit écart		baisse juill augmentation sept baisse	idem
white	baisse initiale puis très légère hausse	idem		augmentation oct 2003 puis baisse	constant sept puis baisse, moins de biomasse gros écart
Trout	baisse juillet 2002, augmentation oct 2003 puis baisse	plus de biomasse sept moins apres		baisse juil augmentation	constant sept puis baisse, moins de biomasse gros écart fin baisse qui n'existe pas sans EE2
chaoborus	constant juin baisse juillet augmentation sept puis baisse	plus de biomasse à partir de aout			

Tableau de l'interprétation de l'analyse de sensibilité non résumé

espèce dont la masse est modifiée	effet sur l'espèce	chryso-crypto			diatoms			chloro-dino-cyano			rotifers			clado			cope						
		+	0	-	+	0	-	+	0	-	+	0	-	+	0	-	+	0	-				
phytoplancton	chryso-crypto				baisse en 2001 puis masse constante proche de 0	baisse en 2001 puis masse constante proche de 0	baisse en 2001 puis masse constante proche de 0	idem	baisse mai 2001, puis constant	idem	idem	baisse mai 2001, puis constant	idem	idem	baisse mai 2001, puis constant	idem	idem avec plus de biomasse	baisse mai 2001, puis constant	idem				
	diatoms	idem avec un peu plus de biomasse	baisse may 2001 puis constant juill 2002, baisse jusqu'en nov 2003	idem avec un peu moins de biomasse				baisse mai 2001 puis constant et baisse légère à la fin avec plus de biomasse	baisse mai 2001 puis baisse faible	idem mais baisse plus importante	baisse puis constant	baisse may 2001 puis constant oct 2003, baisse jusqu'en nov 2003	idem avec moins de biomasse	baisse puis constant	baisse may 2001 puis constant oct 2003, baisse jusqu'en nov 2003	idem mais baisse plus importante	baisse puis constant	baisse may 2001 puis constant juill 2002, baisse jusqu'en nov 2003	idem mais baisse plus importante				
	chloro-dino-cyano	idem avec un peu plus de biomasse	baisse en 2001 puis proche de 0 et re baisse en 2003	idem avec un peu moins de biomasse	baisse en 2001 puis proche de 0 et re baisse en 2003	baisse en 2001 puis proche de 0 et re baisse en 2003	baisse en 2001 puis proche de 0 et re baisse en 2003				baisse 2001, constant oct 2003 et baisse	baisse 2001, constant sept 2002 et baisse	idem	baisse 2001, constant oct 2003 et baisse	baisse 2001, constant sept 2002 et baisse	idem	idem mais constant jusqu'en oct 2003 puis baisse	baisse 2001, constant sept 2002 et baisse	idem				
zooplancton	rotifers	idem avec plus de biomasse	baisse avec un plat de aout à sept 2002	idem avec un peu moins de biomasse	même évolution mais avec une plus grande biomasse	baisse de 2001 à 2002, 2002 constant, augmentation en 2003	même évolution mais avec une plus petite biomasse	idem avec plus de biomasse et augmentation en oct 2003	baisse avec un plat de aout à sept 2002	idem avec moins de biomasse				constant avec augmentation en oct 2003	baisse avec un plat de aout à sept 2002	idem et baisse en oct 2003 plus gde	idem avec plus de biomasse et renommée en oct 2003	baisse avec un plat de aout à sept 2002	idem avec moins de biomasse				
	clado	idem avec plus de biomasse et grande augmentation au début	augmentation en mai 2001, puis baisse	idem avec moins de biomasse	plus grande augmentation puis augmentation plus faible jusqu'en aout 2002 et baisse - biomasse reste plus importante	augmentation en 2001 baisse jusqu'en 2003	plus petite augmentation puis baisse jusqu'à 0	idem avec plus de biomasse	pic haut mai 2001 puis baisse	idem avec moins de biomasse	augmentation jusqu'en juill 2002 puis baisse légère	pic haut mai 2003 puis baisse	idem				pic plus haut que normal puis baisse plus qd normal	pic pic augmentation jusqu'en juillet 2002 puis baisse	pic haut mai 2003 puis baisse	plus grand pic et baisse jusqu'au même niveau			
	cope	idem avec plus de biomasse et grande augmentation au début	augmentation en mai 2001, puis baisse et constant à partir de sept 2002	idem avec moins de biomasse	gros pic en 2001 puis diminution - plus de biomasse	augmentation 2001 puis baisse jusqu'en 2003	même évolution avec biomasse plus faible	idem avec plus de biomasse et baisse moins rapide	pic haut mai 2001 puis baisse	idem avec moins de biomasse	augmentation jusqu'en juill 2002 puis baisse légère	pic haut mai 2003 puis baisse	idem	augmentation jusqu'en juin 2003, constant aout 2002 puis baisse	pic haut mai 2001 puis baisse	pic plus haut que normal							
poisson	fathead	idem dernière augmentation plus forte	augmentation jusqu'en juill 2002, baisse en aout augmentation sept puis baisse	idem dernière augmentation moins forte	idem	augmentation jusqu'en juill 2002, baisse en aout augmentation sept puis baisse	idem	idem avec plus de biomasse à partir de aout 2002	augmentation jusqu'en juill 2002, baisse en aout augmentation sept puis baisse	idem				augmentation jusqu'en juill 2002, baisse en aout augmentation sept puis baisse	idem	idem	augmentation jusqu'en juill 2002, baisse en aout augmentation sept puis baisse	idem	idem plus de biomasse à partir de sept 2002	augmentation jusqu'en juill 2002, baisse en aout augmentation sept puis baisse	idem moins de biomasse à partir de sept 2002		
	pearl	idem sauf pas de baisse rapide - baisse	baisse juill 2002, pic haut en aout 2002, baisse rapide attend 0 en oct 2003	idem dernière augmentation moins forte	idem	baisse juill 2002, pic haut sept 2002, baisse	idem	idem	baisse juill 2002, pic haut sept 2002, baisse	idem				baisse juill 2002, pic haut sept 2002, baisse	idem	idem	baisse juill 2002, pic haut sept 2002, baisse	idem	idem	baisse juill 2002, pic haut sept 2002, baisse	idem		
	white sucker	idem sans baisse	baisse mai 2001, constant aout 2002, baisse	idem, baisse commence un peu avant aout	idem	baisse puis faible augmentation	idem	idem	baisse puis faible augmentation	idem et baisse plus forte en nov 2003	idem				baisse puis faible augmentation	idem	idem	baisse puis faible augmentation	idem	idem avec augmentation biomasse à partir de sept 2002	baisse puis faible augmentation	idem, moins biomasse aout 2002 puis oct 2003 baisse	
	lake trout	idem pic tres haut	baisse juill 2002, pic haut oct 2003 puis baisse	idem pic moins haut	idem	baisse juill 2002, pic haut oct 2003 puis baisse	idem	idem	baisse juill 2002, pic haut oct 2003 puis baisse	idem				baisse juill 2002, pic haut oct 2003 puis baisse	idem	idem	baisse juill 2002, pic haut oct 2003 puis baisse	idem	idem	baisse juill 2002, pic haut oct 2003 puis baisse	idem		
insecte	chaoborus3-4	juill 2002 augmentation epic sept 2002 puis chute	cte juin 2001, baisse juill 2002, augmentation aout 2002 puis baisse et constant	idem mais baisse en aout 2002 puis constant	pareil avec plus d'augmentation en 2003	cte juin 2001, baisse juill 2002, augmentation oct 2003 baisse	pareil avec moins d'augmentation en 2003	pareil avec plus d'augmentation en 2003	cte juin 2001, baisse juill 2002, augmentation oct 2003 baisse	pareil avec moins d'augmentation en 2003	pareil avec plus d'augmentation en 2003	cte juin 2001, baisse juill 2002, augmentation oct 2003 baisse	pareil avec moins d'augmentation en 2003	pareil avec plus d'augmentation en 2003	cte juin 2001, baisse juill 2002, augmentation oct 2003 baisse	pareil avec moins d'augmentation en 2003	pareil avec plus d'augmentation en 2003	cte juin 2001, baisse juill 2002, augmentation oct 2003 baisse	pareil avec moins d'augmentation en 2003	cte juin 2001, baisse juill 2002, augmentation oct 2003 baisse	pareil avec moins d'augmentation en 2003	cte juin 2001, baisse juill 2002, augmentation oct 2003 baisse	constant avec moins de biomasse jan 2001, baisse juill 2002, pic moins haut sept 2002, baisse oct 2003 constant

espèce dont la masse est modifiée	effet sur l'espèce	fathead			pearl			white sucker			lake trout						
		+	0	-	+	0	-	+	0	-	+	0	-				
phytoplancton	chryso-crypto	idem	baisse mai 2001, puis constant	idem	idem	baisse mai 2001, puis constant	idem	idem	baisse mai 2001, puis constant	idem	idem	baisse mai 2001, puis constant	idem	idem	baisse mai 2001, puis constant	idem	
	diatoms	idem	baisse may 2001 puis constant aout 2002, baisse jusqu'en nov 2003	idem	idem	baisse may 2001 puis constant juill 2002, baisse jusqu'en nov 2003	idem	idem	baisse may 2001 puis constant juill 2002, baisse jusqu'en nov 2003	idem	idem	baisse may 2001 puis constant juill 2002, baisse jusqu'en nov 2003	idem	idem	baisse 2001, constant juillet, augmentation aout, baisse	baisse 2001, constant jusqu'en juillet, baisse	idem
	chloro-dino-cyano	idem	baisse 2001, constant sept 2002 et baisse	idem	idem	baisse 2001, constant sept 2002 et baisse	idem	idem	baisse 2001, constant sept 2002 et baisse	idem	idem	baisse 2001, constant sept 2002 et baisse	idem	idem	baisse juin, constant juill, baisse aout, constant sept, baisse - moins de biomasse	baisse mai 2001, constant jusqu'en sept, baisse	idem
zooplancton	rotifers	idem	baisse avec un plat de aout à sept 2002	idem	idem	baisse avec un plat de aout à sept 2002	idem	idem	baisse avec un plat de aout à sept 2002	idem	idem	baisse avec un plat de aout à sept 2002	idem	idem	moins de biomasse, baisse juill, constant, baisse, constant aout	baisse avec un plat de aout à sept	idem
	clado	idem moins biomasse	pic haut mai 2001 puis baisse	idem plus de biomasse	idem	pic haut mai 2001 puis baisse	idem	idem	pic haut mai 2001 puis baisse	idem	idem	pic haut mai 2001 puis baisse	idem	idem	idem avec moins de biomasse	pic mai puis baisse	idem
	cope	idem moins biomasse	pic haut mai 2001 puis baisse	idem plus de biomasse	idem	pic haut mai 2001 puis baisse	idem	moins de biomasse	pic haut mai 2001 puis baisse	idem	idem	pic haut mai 2001 puis baisse	idem	idem	même pic puis grande baisse, aout puis constant	pic puis baisse	idem
poisson	fathead				idem	augmentation jusqu'en juill 2002, baisse en aout augmentation sept puis baisse	idem, moins biomasse aout 2002	idem, pic plus haut sept 2002 et moins de baisse	augmentation jusqu'en juill 2002, baisse en aout augmentation sept puis baisse	idem, pic plus haut sept 2002 et moins de baisse	idem avec moins de biomasse	augmentation jusqu'en juill 2002, baisse en aout augmentation sept puis baisse	idem avec plus de biomasse	idem mais baisse en sept avec moins de biomasse	augmentation jusqu'en juill, baisse en aout, augmentation, sept puis baisse	idem	idem
	pearl	idem	baisse juill 2002, pic haut sept 2002, baisse	pareil, dernier pic moins haut				baisse juill 2002, pic haut sept 2002, baisse	baisse juill 2002, pic haut sept 2002, baisse	idem, pic plus haut sept et moins de baisse	idem moins de biomasse	baisse juill 2002, pic haut sept 2002, baisse	idem avec plus de biomasse	idem avec plus de baisse en oct 2003	baisse juill 2002, pic haut sept 2002, baisse	idem	
	white sucker	idem	baisse puis faible augmentation, légère baisse oct 2003	idem	idem	baisse puis faible augmentation, légère baisse oct 2003	idem	idem	baisse puis faible augmentation, légère baisse oct 2003	idem	idem	baisse puis faible augmentation, légère baisse oct 2003	idem	idem	baisse puis faible augmentation	idem	
	lake trout	augmentation légère aout 2002, forêt augmentation, pic oct 2003, baisse	baisse juill 2002, pic haut oct 2003 puis baisse	moins de baisse et pic moins haut	constant juill 2002, pic haut oct 2003, baisse	baisse juill 2002, pic haut oct 2003 puis baisse	constant aout 2002, augmentation oct 2003 baisse	augmentation oct 2003 puis baisse	baisse juill 2002, pic haut oct 2003 puis baisse	baisse aout 2002, légère augmentation				idem avec plus de baisse en oct 2003	baisse juill 2002, pic haut oct 2003 puis baisse	idem	
insecte	chaoborus3-4	pareil avec moins d'augmentation en 2003	cte juin 2001, baisse juill 2002, augmentation oct 2003 baisse	pareil avec plus d'augmentation en 2003	pareil, moins augmentation dernier pic	cte juin 2001, baisse juill 2002, augmentation oct 2003 baisse	pareil plus d'augmentation dernier pic	pareil, augmente moins en sept 2002, baisse oct 2003, constant	cte juin 2001, baisse juill 2002, augmentation oct 2003 baisse	idem	pareil plus d'augmentation on dernier pic	cte juin 2001, baisse juill 2002, augmentation oct 2003 baisse	pareil, moins augmentation n dernier pic				

Tableau de l'interprétation de l'analyse de sensibilité avec et sans insectes non résumé

influence de → sur ↓	chryso-crypto	diatoms	chloro-dino-cyano	rotifers	clado	cope	fathead	pearl	white sucker	lake trout
phytoplankton	les chloro et diatomées baissent moins sans l'insecte et moins de variations	baisse initiale plus rapide des chryso avec l'insecte	pas meme échelle de temps	baisse initiale plus rapide avec l'insecte et rebaisse à partir d'oct 2003 pour diatomées et chloro	plus de biomasse au départ aisse plus rapide avec l'insecte et rebaisse à partir d'oct 2003 pour diatomées et chloro	pas effets	avec insecte plus de biomasse et baisse initiale plus raide baisse legere oct 2003	avec insecte plus de biomasse et baisse initiale plus raide baisse legere oct 2003	avec insecte plus de biomasse et baisse initiale plus raide baisse legere oct 2003	avec insecte plus de biomasse et baisse initiale plus raide baisse legere oct 2003
			pas d'effet sinon							
zooplancton	en ajoutant l'insecte, et en diminuant la biomasse de chryso les cladopods diminuent car ils sont mangés par chao	avec l'insecte et plus de diatomées les copepods sont plus nombreux et diminuent plus : mangés par chao	avec insecte et plus de diatomées, clado et cope augmentent puis diminuent au lieu de diminuer en partant de plus de biomasse : avec insecte, écarts moins grands	pas effet	pas effet	avec insecte et plus de cope, diatom augmentent puis diminuent au lieu de diminuer en partant de plus de biomasse	avec insecte, moins de diatomées et moins de rotifers, mangés par chao	avec insecte moins de clado car il le mange	avec insecte moins de clado car il le mange	avec insecte moins de clado car il le mange
	avec insecte et plus de chryso, il a plus de cope et chute plus rapide		pas d'effet sinon							
fish	peu d'effets sans chaoborus pour fathead et pearl, white et Trout diminuent moins sans l'insecte quand il y a moins de chryso	pas de changement avec ou sans insecte	pas effet	avec insecte et augmentation de rotifer, les white augmentent moins	plus de white sans insecte si on augmente les clado : plus de clados mangés par white car pas insecte	baisse des white juv avec insecte si on augmente les cope en oct 2003, sans insecte plus de white si on augmente les cope	pas d'effet	pas d'effet	avec insecte et plus de white, les pearl diminuent plus en oct 2003	white avec insecte et plus de biomasse a partir d'aout 2002
		moins de diatomées : white diminue plus sans insecte							avec insecte, moins de Trout	meme effet avec ou sans chaoborus pour fathead et pearl