



HAL
open science

Evaluation de la sensibilité des jeunes stades d'esturgeons européens aux polluants : chapitre V

Nicolas Delage, E. Eveilleau, Laure Landi, Eric Rochard, Jérôme Cachot,
Philippe Jatteau

► **To cite this version:**

Nicolas Delage, E. Eveilleau, Laure Landi, Eric Rochard, Jérôme Cachot, et al.. Evaluation de la sensibilité des jeunes stades d'esturgeons européens aux polluants : chapitre V. Programme de recherche et de conservation de l'esturgeon européen *Acipenser sturio* : bilan scientifique et technique 2014, 2015, pp.59-70. hal-02601449

HAL Id: hal-02601449

<https://hal.inrae.fr/hal-02601449>

Submitted on 16 May 2020

HAL is a multi-disciplinary open access archive for the deposit and dissemination of scientific research documents, whether they are published or not. The documents may come from teaching and research institutions in France or abroad, or from public or private research centers.

L'archive ouverte pluridisciplinaire **HAL**, est destinée au dépôt et à la diffusion de documents scientifiques de niveau recherche, publiés ou non, émanant des établissements d'enseignement et de recherche français ou étrangers, des laboratoires publics ou privés.

Chapitre V : Evaluation de la sensibilité des jeunes stades d'esturgeons européens aux polluants

Delage N.^{1,2}, Eveilleau E.¹, Landi L.¹, Jatteau P.¹, Rochard E.¹, Cachot J.²

¹ IRSTEA EABX, Ecosystèmes Aquatiques et Changements Globaux, 50 avenue de Verdun 33612 Cestas France

² Université de Bordeaux, UMR CNRS EPOC 5805, Allée Geoffroy Saint-Hilaire - CS 50023 - 33615 Pessac Cedex, France

V.1 Introduction

L'esturgeon européen a connu un fort déclin au cours du 20^{ème} siècle du fait de la combinaison de plusieurs facteurs anthropiques, notamment la surpêche et la destruction des habitats (Williot and Castelnaud 2011). L'exposition aux polluants a été suspectée d'être une des causes de ce déclin pour la quasi-totalité des populations à travers l'Europe (Williot et al. 1997b; Gessner et al. 2011; Bronzi et al. 2011) cependant aucune donnée n'a permis d'étayer ces suppositions.

Bien que le bassin de Gironde-Garonne-Dordogne (GGD) ait longtemps été considéré comme une référence écologique, il est contaminé de longue date par nombre de contaminants (Durrieu et al. 2005; Maury-Brachet et al. 2008; Grousset et al. 1999). Les principales sources de métaux lourds dans le bassin sont d'origine agricole et industrielle. Une contamination au cadmium, issue de l'activité d'extraction de Zinc situé sur la rivière Lot (tributaire de la Garonne) a été identifiée (Blanc et al. 2006; Grousset et al. 1999; Blanc et al. 1999; Audry et al. 2004b; Audry et al. 2004a). L'activité viticole, fortement développée dans la partie basse du bassin GGD utilise comme fongicide le CuSO_4 , ainsi du Cuivre a été mesuré à un niveau relativement haut dans les particules en suspension de la Garonne (Petit et al. 2013). Les rejets urbains représentent également une source importante de contamination au métaux lourds dans le bassin de GGD (As, Cd, Cu, Cr, Ni, Pb and Zn) (Deycard et al. 2014).

Selon l'agence de l'eau Adour-Garonne, 120 pesticides sont fréquemment détectés dans le bassin GGD parmi lesquels 26 sont fortement présents (Faggiano et al. 2010). Certains d'entre eux sont connus pour agir sur les organismes aquatiques. Par exemple, le métolachlore est connu pour son embryotoxicité, pour induire des dommages à l'ADN, des malformations et un stress oxydant chez l'huître creuse *Crassostrea gigas* (Mai et al. 2012; Mai et al. 2014; Mai et al. 2013). Chez diverses espèces de poissons, l'exposition au glyphosate (et à son produit de dégradation, l'AMPA) dans des concentrations subaiguës est connu pour induire une altération du foie au niveau histologique (Neskovic et al. 1996; Topal et al. 2015), des défauts du métabolisme (Gluszczak et al. 2011), des dommages érythrocytaires (Cavas and Konen 2007) et un stress oxydatif (Webster and Santos 2015). Le métolachlore induit une dégradation de la cohérence de la réponse comportementale (Cook and Moore 2008) et de la communication intraspécifique (Wolf and Moore 2002).

Dans une précédente étude, l'embryotoxicité des sédiments de quatre frayères potentielles de l'esturgeon européen a été évaluée (Delage et al. in press). Les sédiments issus notamment du site de La Réole, sont à l'origine d'une augmentation du taux de malformation et de la proportion de dommages à l'ADN. Les objectifs de cette étude sont (i)

d'évaluer la possibilité de créer artificiellement un sédiment dopé agissant de la même manière qu'un sédiment naturel chez l'esturgeon européen (ii) d'évaluer la sensibilité des jeunes stades d'esturgeon européen à différentes concentrations d'un mélange représentatif des polluants organiques et métalliques rencontrés dans l'environnement (iii) et enfin d'évaluer l'effet combiné de l'exposition aux polluants et à une augmentation de la température.

V.2 Matériels et méthodes

V.2.1 Collecte de données et conditions d'exposition

Dans cette étude, deux températures ont été sélectionnées. La première, 20 °C correspond à l'optimum thermique des jeunes stades d'esturgeon européen (Delage et al. 2015) ; la seconde, 23 °C est connue pour induire des effets sublétaux et est fréquemment rencontrée dans le bassin GGD (Delage et al. 2015).

Les données de contamination de la rivière Garonne ont été obtenues par le laboratoire EPOC (Université de Bordeaux) et l'Agence de l'Eau Adour-Garonne pour les polluants organiques et un suivi annuel du laboratoire TGM (Université de Bordeaux) pour les métaux.

Les embryons et les larves ont été exposés à deux mélanges de contaminants : un sédiment dopé avec un mélange de polluants organiques hydrophobes, et de l'eau contaminée par un mélange de polluants organiques hydrophiles et de métaux. La série des polluants utilisés est fondée sur les concentrations relevées le site de La Réole. Dans chaque catégorie de polluant, le contaminant le plus abondant a été sélectionné. Pour les PCBs et OCPs, le contaminant le plus important a été sélectionné et la somme des concentrations des autres polluants de la même catégorie lui a été attribuée. Aucun contaminant d'origine pharmaceutique n'a été retrouvé dans les sédiments de La Réole.

En se fondant sur ces données de terrain, trois niveaux de contamination ont été utilisés : 0,3, 1 et 3 fois la concentration environnementale (**Tableau 28**). La toxicité de ces mélanges de polluants environnementaux a été évaluée à deux températures 20 et 23 °C. Un total de sept conditions a été établi : témoin, solvant, 0,3X, 1X et 3X à 20°C, solvant et 1X à 23°C.

V.2.2 Contamination des matrices

Du fait du renouvellement quotidien de l'eau des enceintes expérimentales, la contamination de la colonne d'eau a été réalisée en continue par ajout d'une solution de pesticide au moyen d'une pompe péristaltique. Le sédiment contaminé a été préparé en suivant le protocole décrit par (Le Bihanic et al. 2014). Pour chaque condition, 150 g (poids sec) de sédiment a été dopé et le dichlorométhane a été utilisé comme solvant.

V.2.3 Test embryo-larvaire

Dans cette étude, les ovocytes d'une seule femelle et le sperme de deux males ont été utilisés. La fécondation a été réalisée en suivant le protocole décrit par Delage et al. (2014). Les embryons fécondés ont été placés immédiatement après fertilisation dans un système d'exposition spécialement conçu pour l'esturgeon européen (Delage et al. 2014) saturé par les solutions de polluants un jour avant le début de l'expérimentation. Le protocole des tests

embryo-larvaires a été décrit précédemment par Delage et al. (2015). Pour chaque condition, trois répliquats de 150 embryons environ ont été produits. Un cycle jour nuit de 12h/12h et deux renouvellements quotidiens d'eau ont été établis. Le pH de l'eau a été maintenu de façon dynamique autour de 8. La température de l'eau a été modifiée graduellement (1°C par heure) à partir de 18°C jusqu'à atteindre la température visée dans un laps de temps maximum de cinq heures. La température et le niveau de saturation en oxygène ont été vérifiés et enregistrés toute les deux minutes grâce à une unité de contrôle et d'enregistrement des différents paramètres (SOFREL, S550; LACROIX, Vern sur Seiche, France). Les embryons ont été exposés aux conditions choisies, de la fertilisation jusqu'à la résorption complète du sac vitellin.

Tableau 28 : Liste et concentration des polluants utilisés dans cette étude

HAP : hydrocarbures aromatiques polycycliques

OCP : Pesticides organochlorés

PCB : Polychlorobiphényles

phase	type	polluant	Concentration de contamination (0,3X)	Concentration de contamination (1X)	Concentration de contamination (3X)	Concentration environnementale
sédiment	HAP	Naphtalène (ng/L)	6.67	20.00	60.00	19.00 *
		Phénanthrène (ng/L)	28.33	85.00	255.00	83.00 *
		Fluoranthène (ng/L)	46.67	140.00	420.00	138.00 *
		Pyrène (ng/L)	35.00	105.00	315.00	105.00 *
		Benzo[a]pyrène (ng/L)	25.00	75.00	225.00	76.00 *
		Benzo[x]Fluoranthène (ng/L)	43.33	130.00	390.00	131.00 *
		Indéno(1,2,3,c,d)pyrène (ng/L)	20.00	60.00	180.00	58.00 *
		Méthyl-phénanthrène (ng/L)	18.33	55.00	165.00	56.00 *
	Σ PCB	PCB153 (ng/L)	4.67	14.00	42.00	14.30 *
	Σ OCP	DDT (ng/L)	1.33	4.00	12.00	4.10 *
aqueux	métal	Zn (µg/L)	21.67	65.00	195.00	0.39-66.63 **
		Ni (µg/L)	0.67	2.00	6.00	0.24-1.92 **
		Pb (µg/L)	2.67	8.00	24.00	0-8.58 **
		Cu (µg/L)	0.67	2.00	6.00	0.59-1.82 **
		As (µg/L)	1.33	4.00	12.00	1.51-4.5 **
		Cd (µg/L)	0.13	0.40	1.20	0.01-0.4 **
		Ag (µg/L)	0.00	0.01	0.03	0-0.01 **
	Herbicide	S-métolachlore (ng/L)	433.33	1300.00	3900.00	110-1300 **
		Glyphosate (ng/L)	116.67	350.00	1050.00	310-360 **
	Insecticide	Imidaclopride (ng/L)	76.67	230.00	690.00	230.00 *
Fongicide	Tebuconazole (ng/L)	11.33	34.00	102.00	32-34 **	

Le taux de mortalité a été évalué par rapport au nombre d'embryons vivants 24h après fertilisation. Le nombre d'embryons et de larves morts a été évalué quotidiennement et retiré des incubateurs afin de prévenir une éventuelle contamination bactérienne. Le taux

d'éclosion a été évalué dans chaque répliquat toutes les deux heures à partir de la première éclosion et a pris fin 12h après la dernière éclosion observée. Les embryons non éclos ont été considéré morts.

A trois jours post éclosion (dph) le comportement natatoire des larves (Ethovision X9 Noldus, Netherlands) et le taux métabolique de routine (RMR) ont été évalués dans huit respiromètres simultanément (Qubit system, Canada) en utilisant des groupes de dix larves (Delage et al. 2015). Quinze larves ont été mesurées (longueur de la tête et longueur totale) et la présence de malformation a été observée en utilisant une loupe binoculaire (Olympus ZX12). Trois types de malformation ont été distingués : les œdèmes, les malformations de l'axe squelettique et les malformations cardiaques.

A la fin de l'expérimentation (soit à 9 dph), les larves ont été euthanasiées en utilisant une dose létale d'eugénol.

V2.4 Analyse statistiques

L'analyse statistique a été menée en utilisant le logiciel R¹ (R foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria). Chaque condition a été considérée comme une expérience indépendante. La normalité des données a été vérifiée par le test de Shapiro-Wilk et l'égalité des variances par le test de Bartlett. Dans le cas d'une distribution normale des données et d'une égalité des variances vérifiée, une ANOVA à deux voies a été réalisée, suivie par un test de Tukey deux à deux. Dans le cas où l'une de ces conditions n'était pas remplie, un test non paramétrique de Kruskal-Wallis a été réalisé, suivi pas le test de Wilcoxon.

V.3 Résultats

V.3.1 Survie embryonnaire et larvaire

Le test ANOVA réalisé sur les données de survie embryonnaire et larvaire (**Figure 28**) montre un effet de la température (p -value = 0.015 et 5.9×10^{-5} respectivement) mais pas des différentes concentrations en polluants testées au sein de chaque température (p -value = 0.919 et 0.631 à 20 et 23°C respectivement). Dans chaque cas, la condition 23°C induit une mortalité plus forte que la condition 20°C (plus de 25% pour les embryons et 10% pour les larves). Le taux de mortalité embryonnaire le plus faible a été observé pour la condition solvant à 20°C ($20.37 \pm 1.22\%$, moyenne \pm SE) et la condition 1X-20°C pour la mortalité larvaire ($0.26 \pm 0.26\%$, moyenne \pm SE). Le plus haut taux de mortalité a été observé pour 1X et 23°C pour les embryons ($29.59 \pm 3.51\%$, moyenne \pm SE) et Solvant-23°C pour les larves ($10.68 \pm 3.17\%$, moyenne \pm SE).

¹ R Development Core Team (2014). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0, URL: <http://www.R-project.org>.

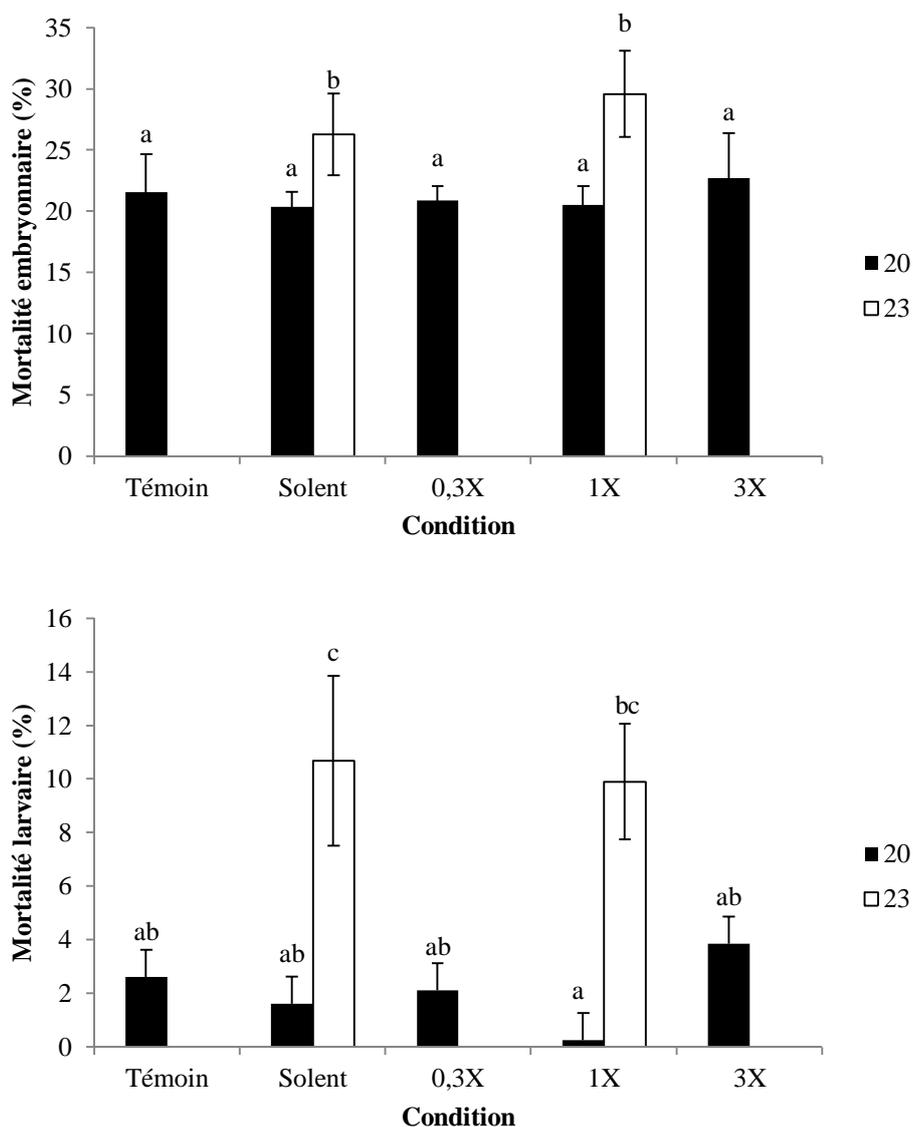


Figure 28 : Taux de mortalité cumulée embryonnaire (en haut) et larvaire (en bas) de l'esturgeon européen après une exposition aux polluants tout au long du développement à deux températures (moyenne±SE). Les différences statistiques entre les conditions sont figurées par les lettres (N= 3).

V.3.2 Taux d'éclosion et temps de développement

Un effet significatif de la température sur le succès à l'éclosion (**Figure 29**) a été révélé par le test ANOVA (p -value = 0.0006). Aucun effet de l'exposition aux polluants n'a été observé entre les conditions (p -value = 0.609). Le succès à l'éclosion était toujours supérieur à 20°C qu'à 23°C. Le plus haut taux d'éclosion a été observé pour la condition 0,3X-20°C ($91.44 \pm 0.78\%$, moyenne±SE) et le plus bas pour 1X-23°C ($81.07 \pm 3.15\%$, moyenne±SE).

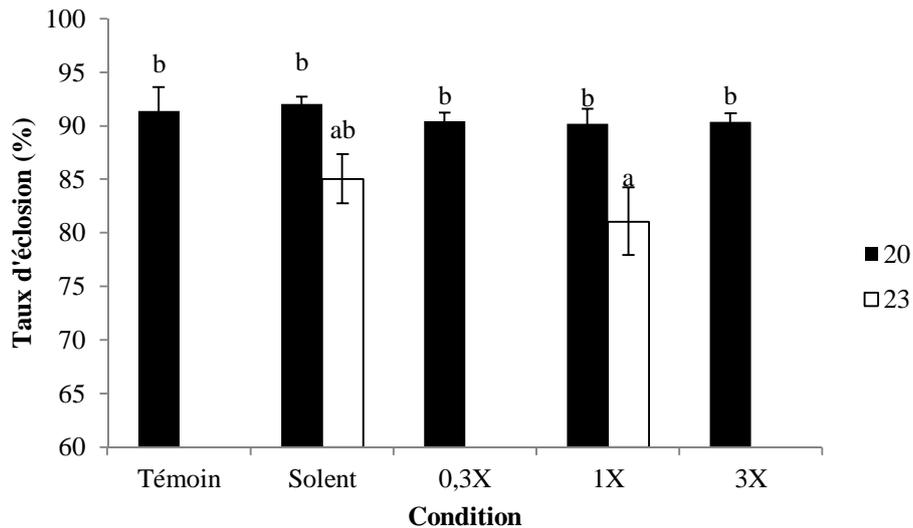


Figure 29 : Taux d'éclosion de l'esturgeon européen après une exposition aux polluants tout au long du développement à deux températures (moyenne±SE). Les différences statistiques entre les conditions sont figurées par les lettres (N= 3).

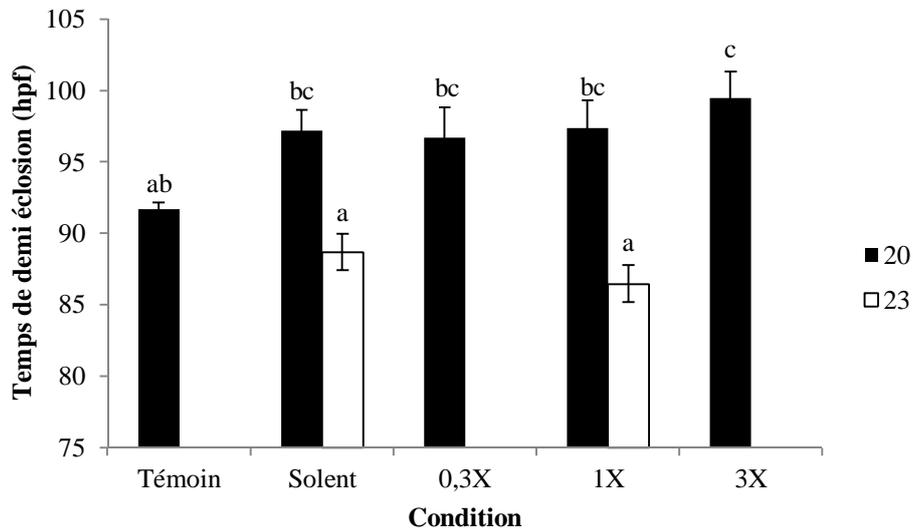


Figure 30 : Temps de demi-éclosion (heures post fertilisation, hpf) de l'esturgeon européen après une exposition aux polluants tout au long du développement à deux températures (moyenne±SE). Les différences statistiques entre les conditions sont figurées par les lettres (N= 3).

L'ANOVA deux voies a montré une différence significative de temps de demi-éclosion entre les deux températures testées ($p\text{-value} = 2.16 \times 10^{-5}$). Le temps de demi-éclosion à 23°C est significativement inférieur à celui observé à 20°C. Une différence apparaît également entre les conditions d'exposition aux polluants ($p\text{-value} = 0.034$) (**Figure 30**). A 23°C aucune différence significative n'est apparue entre les conditions solvant et 1X. Par contre une augmentation du temps de demi-éclosion concentration dépendante est observée à 20°C. A 20°C le temps de demi-éclosion le plus court est observé pour la condition témoin (91.69 ± 0.48 hpf, moyenne±SE) et le plus long pour la condition 3X-20°C (99.47 ± 1.84 hpf, moyenne±SE).

V.3.3 Indice de malformation

Selon le test ANOVA réalisé sur les données d'indice de malformation (score /3) (**Figure 31**), une différence significative existe entre les températures testées (p -value = 0.012) et les conditions d'exposition aux polluants (p -value = 0.0008). Concernant l'effet de la température, une augmentation de l'indice de malformation entre les conditions à 23°C et 20°C a été observée. A 20°C, l'indice de malformation augmente de façon dose dépendante. La condition Témoin montre l'indice de malformation le plus faible (0.16 ± 0.05 , moyenne \pm SE) alors que le plus fort est observé pour la condition 3X-20°C (0.71 ± 0.08 , moyenne \pm SE). A 23°C, les données semblent exprimer un patron de réponse similaire à celui observé à 20°C avec la plus forte valeur pour la condition 1X-23°C (0.58 ± 0.09 , moyenne \pm SE) et la plus faible pour la condition Solvant (0.38 ± 0.04 , moyenne \pm SE).

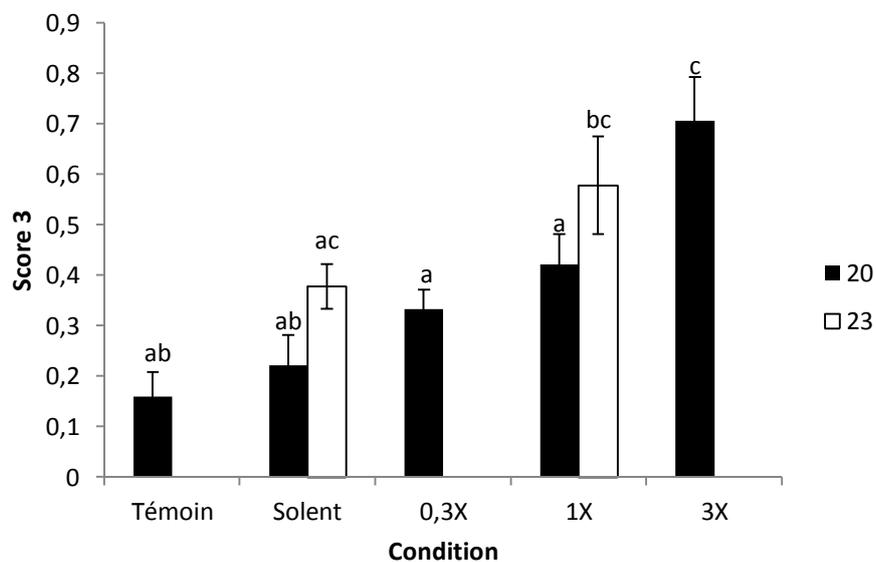


Figure 31 : Indice de malformation (score /3) de l'esturgeon européen après une exposition aux polluants tout au long du développement à deux températures (moyenne \pm SE). Les différences statistiques entre les conditions sont figurées par les lettres (N= 3).

Un test ANOVA à deux voies a été réalisé sur le taux de déformation à différents niveaux (**Tableau 29**). Aucune différence n'a été observé pour l'ensemble des critères testés (p -value > 0.05) à l'exception du taux de déformation et du taux de malformation de l'axe spinal par rapport aux concentrations en polluants testées (respectivement p -value = 0.005 et p -value = 0.004) et le taux d'œdèmes par rapport à la température (p -value = 0.001).

Tableau 29 : Malformations du développement observées chez les larves d'esturgeon européen à l'éclosion selon les conditions d'exposition testées. Les données sont exprimées en proportion de larves malformées (moyenne \pm SE; N=3).

T°C	Condition	Larves malformées	Œdèmes	Malformations de l'axe spinal	Malformations craniofaciales	Anomalies oculaires	Anomalies cardiaques
20	Témoin	13,8 \pm 4,2 a	4,6 \pm 2,3 a	9,2 \pm 2,5 a	0,0 \pm 0	0,0 \pm 0	0,0 \pm 0
	Solvant	22,2 \pm 5,8 ab	0,0 \pm 0 a	20,0 \pm 3,8 a	2,2 \pm 2,2	0,0 \pm 0	0,0 \pm 0
	0,3X	31,1 \pm 2,2 ab	2,2 \pm 2,2 a	26,6 \pm 3,8 ab	0,0 \pm 0	0,0 \pm 0	4,4 \pm 2,2
	1X	40,0 \pm 7,7 bc	4,4 \pm 4,4 a	35,5 \pm 4,4 ab	0,0 \pm 0	0,0 \pm 0	0,0 \pm 0
	3X	56,9 \pm 5,3 ab	13,6 \pm 7,7 a	41,2 \pm 8,2 ab	2,2 \pm 2,2	0,0 \pm 0	11,2 \pm 7,9
23	Solvant	35,5 \pm 3,5 ab	11,1 \pm 2,2 b	22,2 \pm 2,2 a	2,2 \pm 2,2	0,0 \pm 0	2,2 \pm 2,2
	1X	37,7 \pm 5,8 bc	20,0 \pm 3,8 b	20,0 \pm 3,8 ab	6,6 \pm 3,8	4,4 \pm 4,4	4,4 \pm 2,2

La détermination des malformations a été faite sur des photographies (**Figure 32**), une larve bien développée (photographie de gauche) a été sélectionnée parmi les individus de la condition Témoin et deux larves pluri-déformées ont été sélectionnées parmi les individus de la condition 3X - 20 °C.



Figure 32 : Comparaison entre une larve normale (gauche) et malformée (centre et droite) au même stade de développement.

V.3.4 Métabolisme de routine

A cause d'un problème technique survenu sur l'une des sondes à oxygène, aucune donnée n'a pu être enregistrée pour la condition solvant-20°C. L'ANOVA à deux voies réalisée sur la consommation en oxygène (**Figure 33**) a montré des différences significatives entre les températures testées (p-value = 0.019) mais pas entre les conditions d'exposition aux polluants (p-value = 0.385). Aucune différence significative entre conditions d'exposition n'a été observée à 20°C. Par contre, à 23°C une forte augmentation de la consommation en oxygène a été observée passant de 33.29 \pm 5.74 mg:h/kg (moyenne \pm SE) pour la condition Solvant à 63.96 \pm 3.18 mg/h/kg (moyenne \pm SE) à 1X-23°C. A 20°C, la plus faible valeur a été enregistrée pour la condition 1X-20°C avec 23.76 \pm 4.9 mg/h/kg (moyenne \pm SE).

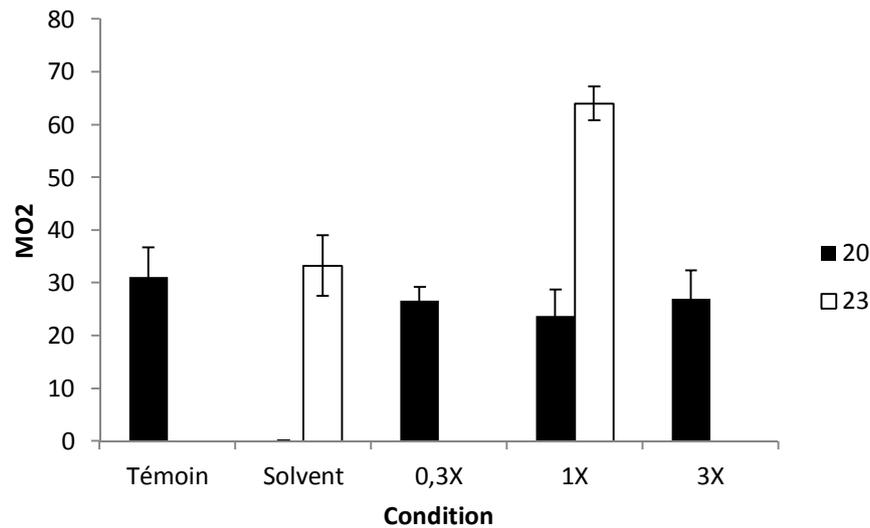


Figure 33 : Evaluation du taux métabolique de routine chez des larves d'esturgeon européen à 2 jours post éclosion en fonction des conditions d'exposition (N= 3).

V.3.5 Comportement natatoire

La vitesse de nage s'est révélée différente en fonction des conditions d'exposition (**Figure 34**). Le test ANOVA a permis de révéler des différences entre températures (p-value = 0.014) mais pas entre conditions d'exposition aux polluants (p-value = 0.068). La vitesse de nage diminue à mesure que la température augmente. Aucune différence significative n'est apparue entre les conditions Témoin et Solvant. La plus forte vitesse a été enregistrée pour la condition 3X-20°C avec $4.33 \pm 0.03 \text{ cm.s}^{-1}$ et la plus basse pour la condition 1X-23°C avec $2.4 \pm 0.28 \text{ cm.s}^{-1}$.

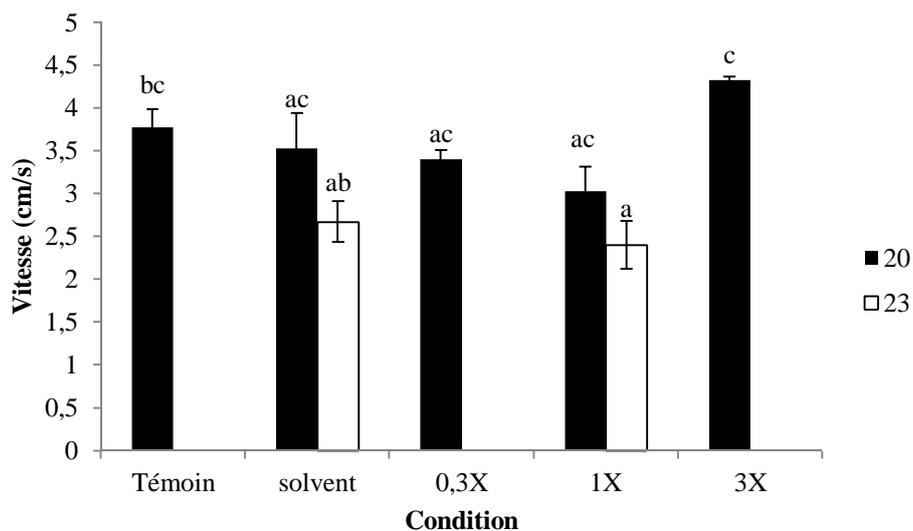


Figure 34 : Evaluation de la vitesse de nage chez les larves d'esturgeon européen à 2 jours post éclosion en fonction des conditions d'exposition et à deux températures (N= 3 et N=2 pour la condition 3X-20°C).

V.4 Discussion

Ce travail a permis d'étudier la sensibilité des jeunes stades d'esturgeon européen à des conditions réalistes de contamination et de température potentiellement rencontrées dans le bassin de Gironde-Garonne-Dordogne.

V.4.1 Effets de la température

Pour chaque critère testé, l'effet de la température a été observé clairement. Il a déjà été montré que des effets subaiguës, tels que l'apparition de malformations et la diminution du taux métabolique de routine, apparaissent chez les jeunes stades d'esturgeon européen exposés à une température de 23°C (Delage et al. 2015). Une légère augmentation de la mortalité a été relevée chez les embryons et les larves pour une température d'incubation de 23°C. Ces observations, de même que la légère diminution du succès à l'éclosion, confirme les conclusions des études précédentes qui démontraient que la température 23°C était en dehors de la fenêtre optimale de développement des jeunes stades d'esturgeon européen. Chez la larve d'esturgeon blanc (*Acipenser transmontanus*), une augmentation de quatre degrés pendant la phase d'incubation induit une diminution de la survie de 84.6% à 13.5°C jusqu'à 46.6% à 17.5°C (Boucher et al. 2014).

Comme chez tous les animaux poïkilothermes, le temps de développement de l'esturgeon européen est dépendant de la température du milieu. Plus la température est élevée, plus le développement est rapide. Une telle augmentation de la croissance et du développement a déjà été observée chez l'esturgeon à museau court (*Acipenser brevirostrum*) et l'esturgeon atlantique (*Acipenser oxyrinchus*) (Hardy and Litvak 2004), l'esturgeon vert (*Acipenser medirostris*) (Allen et al. 2006) et l'esturgeon scaphirhynque (*Scaphirhynchus platyrhynchus*) (Kappenman et al. 2009).

Dans cette étude, l'apparition de malformations a augmenté du fait de la température. L'augmentation de la température est connue pour induire des effets tératogènes chez les jeunes de stades de poissons. Par exemple, chez l'esturgeon vert, l'augmentation de la température pendant la phase larvaire est à l'origine de déformations de la notochorde (Linares-Casenave et al. 2013). L'augmentation ou la diminution de la température pendant la phase ontogénique implique des déformations du squelette chez la dorade royale (*Spratus aurata*) en différents endroits (Georgakopoulou et al. 2010). Chez *Verasper variegatus*, une augmentation de la température de trois degrés pendant la métamorphose induit des défauts de migration de l'œil et de pigmentation de la face aveugle (Aritaki et al. 2004).

La consommation d'oxygène dans les mêmes conditions de toxicité augmente fortement entre 20 et 23°C chez l'esturgeon européen. Chez l'esturgeon vert, une augmentation de la consommation en oxygène et de l'activité natatoire a été observée lorsque la température passe de 19 à 24°C (Mayfield and Cech 2004) du fait de l'augmentation de la demande en énergie pour la croissance (Cech et al. 1984) et le métabolisme (Crocker and Cech 2002).

V.4.2 Effets de l'exposition aux polluants

Comme chez de nombreuses espèces d'esturgeon, l'exposition aux polluants n'induit pas d'effets létaux chez l'esturgeon européen. Une relation dose dépendante vis-à-vis de l'exposition aux polluants a été observée augmentant la durée développement à 20°C, la valeur de l'indice de malformation et le taux métabolique de routine à 23°C. Il a été montré

que de nombreux polluants peuvent affecter l'organogénèse et par conséquent augmenter la proportion d'anomalies chez le poisson. Par exemple, l'exposition au sélénium est la cause de malformations telles que des œdèmes et des cyphoses chez l'esturgeon blanc (*Acipenser transmontanus*) et l'esturgeon vert (*Acipenser medirostris*) (Silvestre et al. 2010). L'exposition au PCB126 et au TCDD (dioxines) conduit de façon dose dépendante à des défauts morphologiques tels que la réduction de la longueur du corps et la tête chez l'esturgeon à museau court (*Acipenser brevirostrum*) et l'esturgeon atlantique (*Acipenser oxyrinchus*) (Chambers et al. 2012). Dans cette étude, l'exposition à des polluants représentatifs de l'environnement induit majoritairement des malformations squelettiques et des œdèmes au niveau du sac vitellin. A l'image des observations réalisées ici, les embryons de médaka japonais, *Oryzias latipes*, exposés à des sédiments dopés en cuivre et en cadmium ont montré des déformations de l'axe vertébral (Barjhoux et al. 2012).

Une légère augmentation de la durée de développement par rapport au témoin a été observé pour la condition 3X-20°C. Il est largement reconnu que certains polluants induisent un allongement de la durée de développement chez de nombreuses espèces de poissons tels que le poisson à tête de boule (Fent and Meier 1994) et le médaka japonais (Vicquelin et al. 2011). A notre connaissance, aucun résultat similaire n'a cependant été révélé chez les acipenséridés.

V.4.3 Effet combiné de la température et des polluants

Dans cette étude, l'effet combiné de l'augmentation de la température et de l'exposition aux polluants est claire pour la consommation d'oxygène et l'indice de malformation particulièrement. Une augmentation de la consommation en oxygène est observée entre 20 et 23°C lors d'une exposition à une concentration en polluant de 1X. L'indice de malformation montre une augmentation des effets des contaminants du fait de l'augmentation de la température. Chez le *Danio rerio*, la combinaison de l'exposition aux pesticides et l'augmentation de la température induisent de façon synergique des effets sur le succès à l'éclosion de manière dose dépendante (Osterauer and Köhler 2008). Chez *Oncorhynchus kisutch*, combiné à une augmentation de la température de 12 à 18°C, l'exposition à un mélange d'organophosphates induit une inhibition de la production d'acétylcholinestérase (Laetz et al. 2014). De façon générale, les effets des polluants et les effets synergiques des polluants entre eux sont augmentés par des facteurs naturels de stress comme la température ou la diminution de la disponibilité en oxygène (Holmstrup et al. 2010).

V.5 Conclusion

Dans cette étude, la sensibilité des jeunes stades d'esturgeon européen à une gamme croissante de polluants à deux températures différentes a été évaluée. L'effet de la température a été observé sur l'ensemble des critères étudiés alors que celui des polluants n'a été observé que sur les critères subaigus. Les effets délétères ne sont significatif que lorsque la concentration en polluants est trois fois celle rencontrée dans l'environnement de la rivière Garonne, mais une tendance est observée dès la concentration 0,3X. De plus les concentrations effectives en contaminants dans les enceintes sont probablement inférieures aux concentrations cibles (résultats partiels – analyses en cours), ce qui renforce l'effet observé. Nombre d'espèces d'esturgeon sont connues pour être présentes dans des

environnement particulièrement contaminés, tel que les rivières Hudson et Mississippi et le fleuve Amour ou Columbia où réside l'esturgeon blanc (Tompsett et al. 2014).

Nous pouvons supposer que la contamination actuelle dans le bassin versant Gironde-Garonne-Dordogne et dans des conditions normales de température de l'eau n'est pas susceptible de nuire à la survie de l'esturgeon européen. Par contre son développement peut être altéré dans ces conditions. En revanche, une température passant de 20 à 23°C combinée à une exposition à des concentrations environnementales de polluants, pourrait fortement altérer le métabolisme aérobie et le développement de l'embryon, avec des conséquences possibles sur sa viabilité future.

Remerciements

Ce travail a reçu le soutien financier de l'ANR CESA (Projet Sturtop, ANR-13-CESA-0018-01) et de la Région Aquitaine.