

OBSLAG - Pesticides

Bilan 2020-2021 du suivi des lagunes méditerranéennes



Avec le soutien de :



ODE/UL/LER-LR/22.12

Dominique MUNARON, Camille GIANAROLI, Nicolas CIMITERRA, Valérie DEROLEZ, Vincent OUISSÉ, Anaïs GIRAUD

Août 2022

Fiche documentaire

Titre du rapport : OBSLAG - Pesticides : Bilan 2020-2021 du suivi des lagunes méditerranéennes.	
Référence rapport : ODE/UL/LER-LR/22.12	Date de publication : 2022/08/16 Version : 1.0.0
Diffusion : <input checked="" type="checkbox"/> Libre (internet) <input type="checkbox"/> Restreinte (intranet) – date de levée d’embargo : AAAA/MM/JJ <input type="checkbox"/> Interdite (confidentielle) – date de levée de confidentialité : AAAA/MM/JJ	Référence de l’illustration de couverture Crédit photo : Lucile WARGNIEZ, 2022. Lucilew.com Langue(s) : français
Résumé/ Abstract : <p>L'objectif du projet OBSLAG Pesticides est de dresser un état des lieux de la problématique des pesticides dans les lagunes Méditerranéennes au regard du risque chronique (individuel et/ou conjoint) qu'ils occasionnent vis-à-vis des organismes vivants de ces écosystèmes. Douze points suivis par échantillonnage intégratif au cours de 3 campagnes réalisées pendant l'année hydrologique 2020-21 caractérisent l'exposition de 10 lagunes aux pesticides. 75 matières actives et produits de dégradation ont été recherchés à l'aide d'échantillonneurs intégratifs passifs (POCIS) et d'échantillons d'eau ponctuels. En parallèle de cette acquisition de données, le travail de mise à jour bibliographique des données écotoxicologiques les plus récentes concernant les pesticides a été réalisé de manière à mettre en œuvre le Quotient de Risque (QR). Il s'agit d'un indicateur de risque chronique basé sur les effets cumulés des substances et dérivé du concept toxicologique de l'Addition des Concentrations (AC).</p> <p>93% des échantillons réalisés présentent au moins un pesticide dépassant sa valeur seuil. Les dépassements individuels tendent toutefois à diminuer en 2020-21 par rapport aux suivis précédents. 13 substances sont en cause et aucune n'est une substance prioritaire DCE. Parmi ces « drivers du risque » 2020-21, le métolachlor-total- et son métabolite OA, l'atrazine-2-hydroxy et la carbendazim présentent un risque généralisé, pour l'ensemble des legs et sur plus de 50% des prélèvements réalisés. Le glyphosate, peu retrouvé dans les lagunes (freq de détection < 10%), dépasse sa valeur seuil dans l'étang de Canet. Parmi les autres drivers figurent aussi les herbicides hexazinone, flazasulfuron, nicosulfuron et chlortoluron, les insecticides imidacloprid et carbofuran, les fongicides propiconazole et azoxystrobin, et les produits de transformation, métolachlor ESA et atrazine-deséthyl (DEA).</p> <p>Outre les effets individuels, toutes les lagunes suivies présentent un risque chronique fort lié à la présence de mélanges de pesticide dans leurs eaux. En 2020-21, les étangs de Thau, Vic et Biguglia sont les lagunes qui présentent les risques médians les plus faibles alors que les étangs de Canet, Bages, Ayrolle et Or présentent les risques les plus forts. Cet état des lieux permet d'apporter une vision plus réaliste de la problématique des pesticides polaires dans les lagunes, complémentaire à celle réglementaire de la DCE.</p>	
Mots-clés : Pesticide, Phytosanitaire, Biocide, Evaluation du Risque, Lagunes, Méditerranée, Echantillonneurs passifs, POCIS	
Comment citer ce document : Munaron D., Gianaroli C., Cimiterra N., Derolez V., Ouisse V., Giraud A., 2022. OBSLAG - Pesticides : Bilan 2020-2021 du suivi des lagunes méditerranéennes. Rapport de la Convention AERMC-Ifremer 2020, n° ODE/UL/LER-LR/22.12, aout 2022. 90p.	
Disponibilité des données de la recherche : L'utilisation des données communiquées dans ce rapport à des fins de publication est proscrite sans autorisation préalable des auteurs.	
DOI :	

Commanditaire du rapport : AERMC Montpellier	
Nom / références du contrat : PROJET OBSLAG : Suivi des lagunes des bassins Rhône-Méditerranée et de Corse 2020-2021 / ref n°20/1000942	
<input type="checkbox"/> Rapport intermédiaire <input checked="" type="checkbox"/> Rapport Final de contrat	
Projets dans lesquels ce rapport s'inscrit : OBServatoire des LAGunes (OBSLAG) : Suivi des lagunes du bassin RMC	
Auteur(s) / adresse mail	Affiliation / Direction / Service
Munaron D. / dmunaron@ifremer.fr	Ifremer ODE/UL/LERLR (Laboratoire Environnement Ressources du Languedoc-Roussillon) – UMR MARBEC (Ifremer, IRD, CNRS, UM) Sète
Gianaroli C.	
Cimiterra N.	
Derolez V.	
Ouisse V.	
Giraud A.	AERMC Montpellier
Sincères remerciements aux autres contributeurs de cette étude (ordre alphabétique/structure) :	
Abadie E., Caillard E., Foucault E., Hubert C., Jones A., Lagarde F., Messiaen G., Millot J., Mothe M., Musso R., Perrier L., Pillitteri C., Richard M., Serais O., Villeneuve R., Violette H. / Ifremer, LER-LR, Sète (prélèvements & pré-traitements des échantillons) Fiandrino A. / Ifremer, LER-LR, Sète (conventionnements) Augagneur S., Budzinski H., Tapie N. / LPTC, UMR EPOC, Talence (analyses) Bouchoucha M., Herlory O. / Ifremer, LER-PAC, La Seyne/mer (conventionnements) Connes C., Malet N. / Ifremer, LER-PAC, Bastia (prélèvements) Mayot N. Mahé M. / GIPREB, Berre l'étang (prélèvements) Felix C. / MARBEC, Sète (prélèvements)	
Validé par : Gueguen Y. (Resp. Ifremer du LER-LR)	

Sommaire

1	Introduction.....	7
1.1	Contexte	7
1.2	Objectifs.....	8
2	Matériels & Méthodes.....	11
2.1	Méthodologie générale : l'évaluation du risque	11
2.2	Caractériser l'exposition aux pesticides des lagunes	11
2.2.1	Sites d'étude	11
2.2.2	Stratégie de suivi	12
2.2.3	Analyses (et cas particulier du métolachlor)	17
2.3	Caractériser la dangerosité des pesticides pour les écosystèmes lagunaires.....	19
2.3.1	Critère de qualité de l'eau pour les pesticides prioritaires (DCE).....	19
2.3.2	Critère de qualité de l'eau pour les pesticides non-prioritaires.....	19
2.4	Le Quotient de Risque (QR) : Indicateur du risque lié à la présence de pesticides dans les lagunes.....	23
2.4.1	Fondements et définition du Quotient de Risque (QR).....	24
2.4.2	Application du QR aux écosystèmes lagunaires : la grille de diagnostic	26
2.4.3	Analyses statistiques	26
3	Résultats & Discussion.....	29
3.1	Contexte météorologique	29
3.2	Pesticides & Risques	30
3.2.1	Nombre de pesticides quantifiés.....	30
3.2.2	Niveaux de concentration et fréquences de détection	32
3.2.3	Risques liés aux effets individuels : les "drivers" du risque.....	34
3.2.4	La question du glyphosate et de son métabolite AMPA	37
3.2.5	Risques liés aux effets cumulés : la problématique des mélanges de pesticides...	37
3.3	Quotient de Risque par lagune.....	42
3.3.1	Etang de Biguglia	42
3.3.2	Etang de Berre	43
3.3.3	Etang de l'Or	44
3.3.4	Etang du Méjean.....	46
3.3.5	Etang de Vic	47
3.3.6	Etang de Thau	48
3.3.7	Etang de l'Ayrolle.....	51
3.3.8	Etang de Bages-Sigean.....	52

3.3.9	Etang de La Palme	55
3.3.10	Etang de Canet	56
4	Conclusions & Perspectives	59
5	Bibliographie	61
6	Tables des illustrations.....	67
6.1	Liste des Figures	67
6.2	Liste des tableaux.....	68
7	Annexes.....	70
7.1	Liste des substances recherchées, mode d'échantillonnage et paramètres liés aux POCIS 70	
7.2	Bilan des teneurs (ng/L) mesurées dans les lagunes : Base de données d'exposition ..	71
7.3	Base de données écotoxicologiques & bibliographie associée.....	72
7.4	Tableau des QR _{individuels} pour les principaux pesticides quantifiés	85
7.5	Tableaux des QR _{cumulés} par legs : bilan de l'indicateur de risque pesticide en lagune ...	86
7.6	Graphiques de QR _{cumulés} par leg.....	87
7.7	Liste des substances prioritaires DCE	88

1 Introduction

Ce rapport vient clôturer le contrat spécifique d'application de la convention cadre 1000837 entre l'IFREMER et l'AERMC n°20/1000942 intitulé : projet OBSLAG : Suivi des lagunes du Bassin RM&C 2020-21, et en particulier son volet « pesticides ».

1.1 Contexte

Les lagunes sont des écosystèmes littoraux exposés aux pesticides, lesquels sont utilisés pour divers usages (phytosanitaires, biocides, vétérinaires) (Munaron et al., 2013). Parmi l'ensemble de ces pesticides, quelques substances actives (SA)¹ organiques dites prioritaires font l'objet d'une réglementation environnementale dans le cadre de la Directive Cadre sur l'Eau (DCE). Lors des suivis réglementaires réalisés dans ces écosystèmes, leur teneur individuelle dans l'eau est comparée à une Norme de Qualité Environnementale (NQE). Si la teneur de chacune des substances prioritaires ne dépasse pas sa NQE, alors la masse d'eau est considérée comme étant en "bon état" chimique selon la DCE. Les autres substances retrouvées conjointement mais ne faisant pas partie de la liste « prioritaire », n'entrent pas en compte dans l'évaluation de la qualité. Or il a été montré que leur nombre et la composition de leurs mélanges pouvait entraîner un risque pour les organismes vivants des écosystèmes lagunaires (Munaron et al., 2020). Même si jugées à ce jour moins toxiques que les substances prioritaires, ces autres SA ainsi que leurs produits de dégradation disposent aussi d'une toxicité individuelle, parfois décrite dans la littérature (Hano et al., 2019; Mai et al., 2014; Matozzo et al., 2020; Mottier et al., 2015; Séguin et al., 2017). Dans une optique d'évaluation du risque plus holistique, cette toxicité « complémentaire » doit être prise en compte. De plus, les travaux sur les mélanges de contaminants mettent en lumière les effets cumulés des "cocktails" sur les organismes vivants (Deneer, 2000; Dupraz et al., 2019, 2018; Faust et al., 2001; Knauert et al., 2008; Koutsaftis and Aoyama, 2006), même à des doses individuelles jugées protectrices pour l'environnement (i-e en-dessous de leur NQE)(Carvalho et al., 2014). Plusieurs auteurs militent déjà pour une évolution de la réglementation qui tienne compte de l'effet combiné de ces mélanges (Altenburger et al., 2015; Faust et al., 2019; Kortenkamp et al., 2019). Pour les lagunes, l'obtention du "bon état" chimique au sens de la DCE peut ainsi être source de confusion. Par "bon état" chimique d'une masse d'eau, il faut comprendre « bon état vis-à-vis des 45 substances prioritaires prises en compte individuellement au cours d'une campagne triennale ». Ce rappel sémantique illustre combien la notion d'état chimique est restreinte. Celle-ci apparaît alors naturellement incomplète en particulier lorsqu'on s'intéresse aux pesticides organiques dans les lagunes, pour trois raisons principales: i) d'abord, le nombre de pesticides organiques prioritaires disposant de NQE et participant à l'évaluation de l'état chimique est extrêmement limité (22 substances) dont seulement 3 encore autorisées en usage phytosanitaire (aclonifen, bifenox et cyperméthrin) et 4 pour des usages biocides (cyperméthrin, diuron, isoproturon et terbutryn) (ANSES, 2020a, 2020b) en comparaison du nombre de SA autorisées aujourd'hui (294 en France en usage phytosanitaire et 479 à l'échelle Européenne)(ANSES, 2020a) et du nombre de substances retrouvées dans les eaux lagunaires (jusqu'à plus d'une trentaine simultanément) (Munaron et al., 2020, 2017, 2013), ii) ensuite, les effets des mélanges ne sont pas pris en compte à l'heure actuelle par la DCE, iii)

¹ Substances entrant dans la composition des formulations commerciales de produits phytopharmaceutiques ou de produits biocides

enfin, les campagnes DCE sont réalisées une fois tous les 3 ans, alors que la plupart des SA sont aujourd'hui hydrophiles et leur transport dans l'environnement est étroitement lié au cycle de l'eau et aux précipitations. En climat méditerranéen, celles-ci peuvent induire de fortes variations saisonnières des apports qui ne peuvent être pris en compte par un seul prélèvement. La méthodologie DCE est utile pour harmoniser les pratiques en matière de suivi environnemental à l'échelle européenne, mettre en évidence les priorités, et doit naturellement se poursuivre et se développer. Pour autant, à une échelle locale, particulièrement dans le cas des écosystèmes lagunaires, il y a nécessité d'obtenir un diagnostic plus proche de la réalité de terrain, et complémentaire à ce suivi réglementaire. C'est pourquoi un indicateur de risque par rapport à la présence de pesticides dans les lagunes a été adapté en 2017 au contexte lagunaire, sur la base des travaux menés en 2015-16 sur les étangs de Thau et de l'Or (Munaron et al., 2017). Cet indicateur, le Quotient de Risque (QR), est basé sur le suivi d'une liste de substances et sur l'utilisation d'une stratégie d'échantillonnage, plus cohérentes avec le contexte régional des lagunes méditerranéennes. Il permet ainsi de mieux caractériser leur exposition aux pesticides et son évolution temporelle (Munaron et al., 2020). De plus, tout en étant cohérent avec l'approche déterministe du diagnostic DCE, il apporte une information complémentaire en matière de risque grâce à la prise en compte simplifiée de l'effet chronique des mélanges de pesticides. A l'heure où le dernier rapport de l'IPBES² sur l'évaluation mondiale de la biodiversité et des services écosystémiques dresse le bilan alarmant d'une érosion sans précédent de la biodiversité, et identifie la pollution chimique générée par les activités humaines, incluant celle par les pesticides, comme une des causes de cette érosion, il nous appartient de tout mettre en œuvre pour mieux cerner les effets des pesticides et de leurs interactions sur la biodiversité des écosystèmes côtiers (IPBES, 2019). L'expertise collective réalisée en 2022 par INRAE et Ifremer a d'ailleurs révélé un manque important de connaissances concernant les effets de ces substances sur la biodiversité marine en France (Leenhardt et al., 2022). La présente étude tente d'apporter quelques éléments de réponse, en abordant spécifiquement la problématique du point de vue des écosystèmes lagunaires méditerranéens français et par le prisme de l'évaluation des risques.

1.2 Objectifs

L'objectif général du projet OBSLAG Pesticides est de réaliser un suivi des pesticides présents dans l'eau de 10 lagunes Méditerranéennes dans le but de préciser le risque chronique (individuel et/ou conjoint) qu'ils occasionnent pour la biodiversité de ces écosystèmes. Après un bref rappel de la méthodologie générale utilisée, ainsi qu'un rappel du contexte météorologique de l'année hydrologique investiguée (2020-21), l'exposition aux pesticides des sites suivis sera détaillée, de même que le risque lié aux effets individuels (« drivers ») et cumulés des pesticides. Puis l'évolution saisonnière et interannuelle du risque pesticide seront discutées au regard des spécificités de chaque lagune ou bassin versant lagunaire, et des spécificités météorologiques rencontrées. Ce travail nécessite une remise à jour préalable des données écotoxicologiques avec les derniers résultats disponibles. Cependant, les comparaisons/évolutions interannuelles devant être réalisées sur la base des mêmes jeux de données écotoxicologiques, cette remise à jour est également nécessaire pour les jeux de données des campagnes précédentes. Cela peut ainsi entraîner certaines différences entre les résultats des rapports précédents et ceux issus des

² IPBES : Plateforme intergouvernementale scientifique et politique sur la biodiversité et les services écosystémiques, <https://ipbes.net/>

mêmes années de suivi et réutilisés dans le présent document. Ces potentielles différences liées à des mises à jour seront explicitées au cas par cas.

2 Matériels & Méthodes

2.1 Méthodologie générale : l'évaluation du risque

La caractérisation du risque s'effectue en croisant des données d'exposition et des données de dangerosité (ou toxicité) pour chaque substance concernée (European Commission, 2003). L'exposition des lagunes aux pesticides a été caractérisée sur la base d'un suivi de 12 points, échantillonnés par échantillonnage intégratif au cours de 3 campagnes réparties entre septembre 2020 et juillet 2021. Lors de chacune, 75 substances actives (SA) et produits de dégradation d'intérêt pour les lagunes, y compris certaines substances prioritaires hydrophiles (alachlor, atrazine, chlorfenvinphos, chlorpyrifos-ethyl, dichlorvos, diuron, irgarol, isoproturon, simazine, terbutryn) ont été recherchés à l'aide d'échantillonneurs intégratifs passifs POCIS (Polar Organic Contaminant Integrative Sampler) et d'échantillons d'eau ponctuels (pour glyphosate et AMPA uniquement). L'ensemble des concentrations en pesticides ainsi mesurées dans l'eau des lagunes constitue le jeu de donnée d'exposition du présent suivi OBSLAG Pesticides. La présentation du protocole expérimental détaillé et du bilan opérationnel est proposée ci-dessous (§2.2). En parallèle, un travail bibliographique de synthèse des données écotoxicologiques actuellement disponibles pour l'ensemble des substances non prioritaires recherchées, a permis de définir ou de mettre à jour une valeur seuil pour chacune en appliquant la démarche Européenne pour la définition des NQE en eaux de mer (European Commission, 2018). Pour les substances prioritaires, les valeurs seuils retenues correspondent aux NQE réglementaires. L'ensemble de ces valeurs seuils constitue le jeu de données d'écotoxicité du suivi OBSLAG Pesticides (§2.3). Le croisement de ces deux jeux de données (exposition vs écotoxicité) permet ensuite le calcul des Quotients de Risque (QR) individuels et cumulés, selon la procédure proposée dans l'étude de mise en place de l'indicateur (Munaron et al., 2017). La définition du Quotient de Risque (QR) ainsi que la méthodologie de prise en compte de l'effet des mélanges de pesticides seront rappelées ci-après (§2.4).

2.2 Caractériser l'exposition aux pesticides des lagunes

2.2.1 Sites d'étude

12 points répartis sur 10 masses d'eau lagunaires (masses d'eau de transition) ont été échantillonnés au cours de cette étude. Le tableau 1 synthétise leurs coordonnées géographiques et les figures 1 & 2 présentent leur localisation cartographique.

Ces masses d'eau ont été choisies de manière à pouvoir, au-delà de la présente étude, investiguer le lien entre pressions et état, car elles disposent toutes d'un ou plusieurs cours d'eau instrumentés par l'AERMC dans le cadre du réseau "Flux" (débits, nutriments, pesticides...). Les points suivis sont les points habituels DCE sur ces masses d'eau, parfois également utilisés pour d'autres réseaux comme le ROCCH³ (BOU, MAR, BGM, BER) ou le REPHY⁴ (BOU, MAR).

³ ROCCH : Réseau d'Observation de la Contamination CHimique du littoral français

⁴ REPHY : REseau d'observation du PHYtoplancton marin

Tableau 1 : Coordonnées GPS WGS84 (degrés décimaux) et profondeur (estivale) des points suivis.

N° Masse d'eau - Lagune	Code Point	Latitude (dd)	Longitude (dd)	Profondeur (m)	Nombre de POCIS OASIS/MIP exposés
FRDT01 - Etang de Canet	CNS	42.65692	3.02393	0.8	3/2
FRDT03 - Etang de La Palme	LAP	42.96695	3.00661	1.4	3/1
FRDT04 - Compl. du Narbonnais - Etang de Bages-Sigean	BGS	43.05085	3.01578	1.7	3/1
FRDT04 - Compl. du Narbonnais - Etang de Bages-Sigean	BGM	43.07789	3.00556	2	3/2
FRDT05a - Compl. du Narbonnais - Etang de l'Ayrolle	AYR	43.07158	3.06191	1.2	3/2
FRDT10 - Etang de Thau	BOU	43.43429	3.66463	4.5	3/2
FRDT10 - Etang de Thau	MAR	43.37912	3.57108	4	3/1
FRDT11c - Etangs Palavasiens Ouest - Etang de Vic	VIC	43.49153	3.82585	1.5	3/2
FRDT11b - Etangs Palavasiens Est - Etang du Mejean	MEW	43.54416	3.92277	0.8	3/2
FRDT11a - Etang de l'Or	ORW	43.57487	3.99661	1.1	3/2
FRDT15a - Etang de Berre (Grand Etang)	BER	43.4408	5.09684	9.5	3/1
FRET01 - Etang de Biguglia	BIN	42.63516	9.45233	1.4	3/2

2.2.2 Stratégie de suivi

2.2.2.1 Mode d'échantillonnage & liste de substances recherchées

L'échantillonnage passif intégratif des pesticides à l'aide des POCIS a été privilégié car il a prouvé sa pertinence pour les cours d'eau et les eaux littorales (Mathon et al., 2022; Miege et al., 2015a, 2015b, 2012), et en particulier en contexte lagunaire Méditerranéen (fortes dilutions en général, crues/apports pouvant être brefs et violents) (Munaron et al., 2020, 2017, 2012) et c'est aussi le mode d'échantillonnage actuellement utilisé dans la DCE pour évaluer l'état chimique des lagunes Méditerranéennes (Bouchoucha et al., 2019; Witkowski et al., 2016). Dans un souci de cohérence, il y a donc lieu de conserver ce même mode d'échantillonnage pour le suivi OBSLAG.

Deux types de POCIS ont été utilisés. Le modèle monophasique OASIS HLB (dit "classique" ou "pharmaceutique") et le néo-modèle MIP (polymère à empreinte moléculaire) dit « glyphosate » car spécifique pour cette SA et son produit de dégradation principal (Berho et al., 2017). Le glyphosate et l'AMPA ont de plus fait l'objet d'un échantillonnage complémentaire par prélèvement d'eau ponctuel, réalisé lors de chaque pose de POCIS pour conserver une cohérence avec les suivis précédemment réalisés sur les lagunes dans le cadre de OBSLAG et pouvoir comparer les résultats aux valeurs des POCIS MIP (utilisés pour la première fois en milieu lagunaire, à notre connaissance). L'annexe 7.1 présente le mode d'échantillonnage utilisé pour chacune des 75 SA recherchées (dont 10 SA prioritaires de la liste DCE). Cette liste a été définie pour être la plus en adéquation possible avec les usages (phytosanitaires et biocides, cf annexe 7.1) sur les bassins versants ou dans les lagunes Méditerranéennes, en s'appuyant à la fois sur les substances retrouvées dans les cours d'eau littoraux Méditerranéens en lien avec des lagunes (données du réseau Naiades), mais aussi sur les études précédentes réalisées en lagunes (Munaron, 2012; Munaron et al., 2020, 2013; Voltaire and Munaron, 2010).

Les POCIS OASIS HLB utilisés ont été fabriqués par le laboratoire prestataire sur le format conventionnel commercial, c'est-à-dire contenant une phase adsorbante unique (200mg copolymère Oasis®HLB, 60µm), placée entre deux membranes microporeuses en PES (0.2 µm), et avec des dimensions standards (54mm diam exposition / 45.8 cm² surface totale d'échange). Cette phase a préalablement été spikée avec la DIA-d5, un PRC (Composés de Référence de la Performance) (Belles et al., 2014) dont la dissipation au cours de l'exposition a été utilisée pour contrôler l'efficacité de l'échantillonnage et ajuster les paramètres d'accumulation théoriques,

comme précédemment décrit (Munaron et al., 2017). Les POCIS MIP ont été achetés chez le fournisseur AFFINISEP (Val de Reuil, France). Le design et le contenu de ces outils sont similaires aux recommandations décrites par Berho et al (2017). Ils sont de mêmes dimensions que les "classiques" décrits ci-dessus, et remplis avec 200mg de polymère à empreinte moléculaire (MIP), membranes PES 0.2µm, 90mm ED. Contrairement aux précédents, ils n'ont pas été spikés avec un PRC, non disponible à l'heure actuelle pour ces outils.

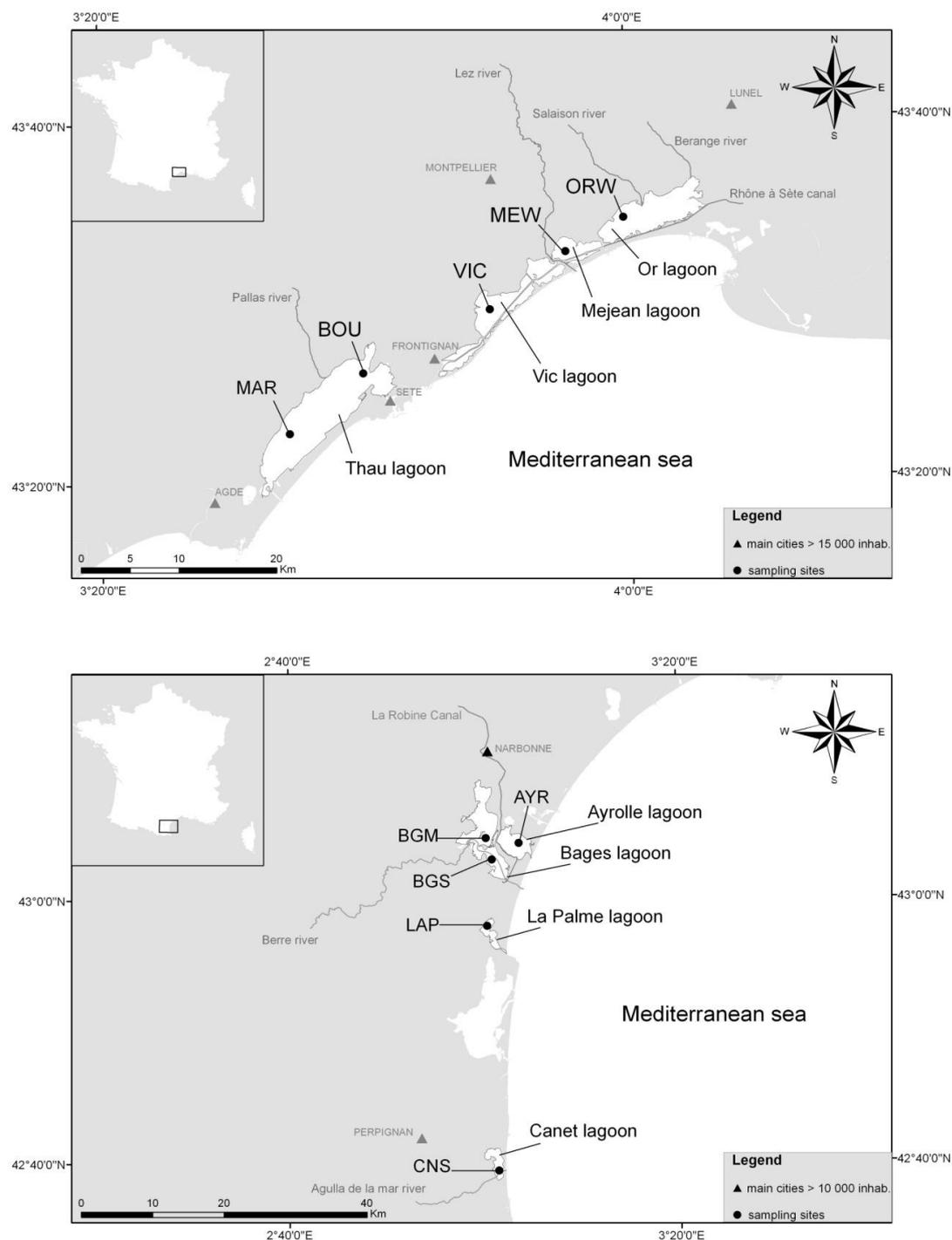


Figure 1 : Localisation des points de suivis sur le littoral d'Occitanie, en PO/Aude (bas) et en Hérault/Gard (haut).

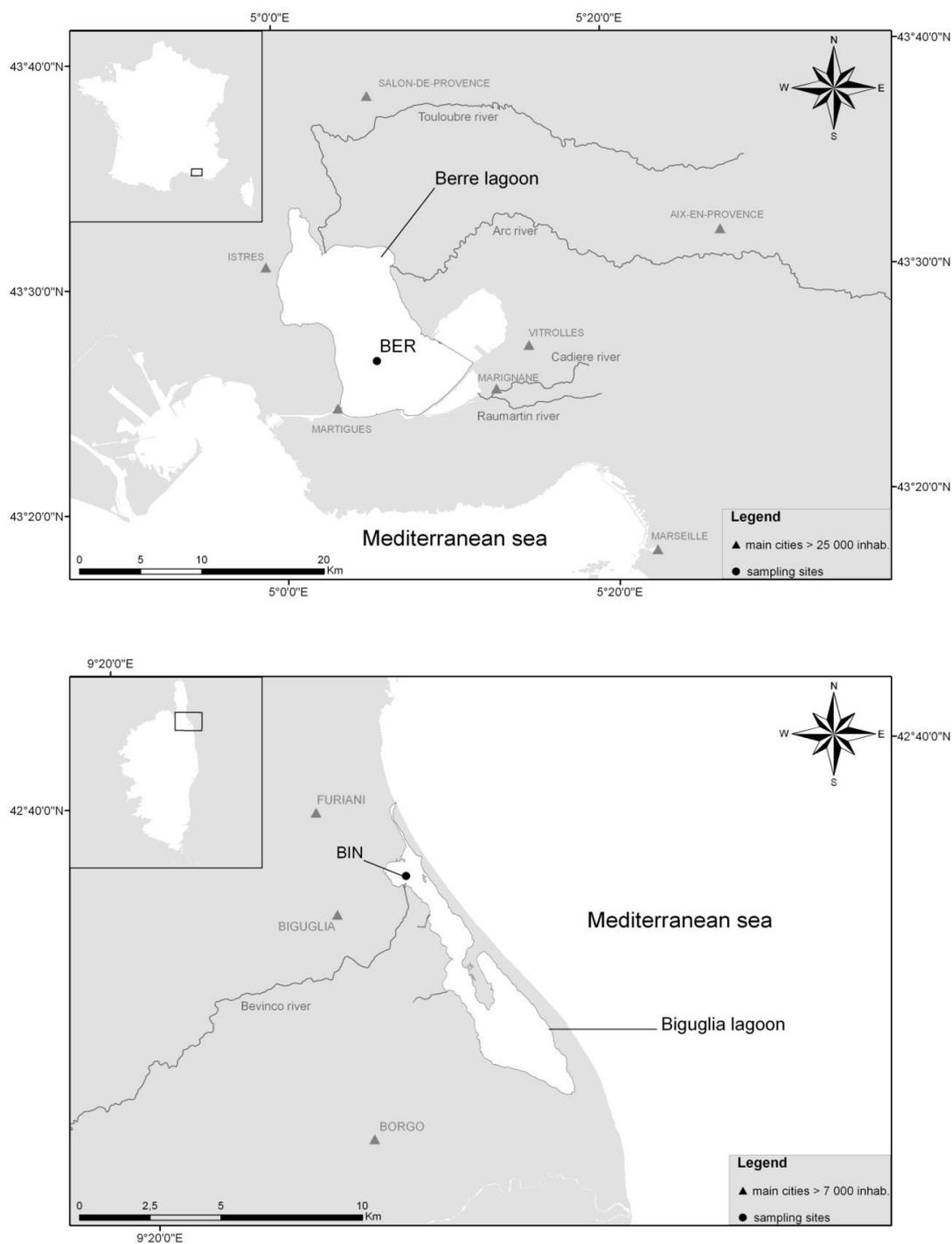


Figure 2 : Localisation des points de suivis sur le littoral des Bouches-du-Rhône (haut), et de Corse (bas).

2.2.2.2 Différences de SA recherchées avec les campagnes précédentes

Par rapport à la campagne OBSLAG précédente 2017-18-19, outre le glyphosate et l'AMPA qui ont été recherchés par échantillonnage intégratif passif (EIP) en plus de l'échantillonnage ponctuel, quelques ajustements dans la liste des substances suivies ont été réalisés, de manière à

investiguer au mieux la réalité du risque pesticide dans les lagunes. Pour cela, la recherche des substances « acides » (2-4D, 2-4 MCPA, fluroxypyr, MCPP), suivies par échantillonnage ponctuel en 2017-19 mais qui n'ont jamais été détectées sur ces deux premières années de suivi a été abandonnée. Les 3 premiers restent pourtant autorisés d'usage à l'heure actuelle comme herbicides pour traiter les céréales, les gazons ou les prairies/forêts. A la place, 7 substances actives ont été recherchées nouvellement par EIP en 2020-21 : l'insecticide prioritaire chlorfenvinphos, le fipronil sulfone et l'IPMU (respectivement produits de dégradation du fipronil et de l'isoproturon), et compte tenu des résultats liés aux fongicides des premières campagnes (fréquences de détection élevées, présence de 4 fongicides dans les drivers du risque), les fongicides epoxiconazole, prochloraz, cyprodinil et spiroxamine ont également été rajoutés (ces deux derniers étant autorisés d'usage respectivement sur vignes et vignes/maraichage/cultures florales).

2.2.2.3 Campagnes d'échantillonnage 2020-21

Au cours de l'année hydrologique 2020-21, 3 campagnes d'échantillonnage (aussi appelés « legs ») ont été réalisées en sept./octobre 2020 (leg n°7), mars/avril (leg n°8) et juin/juillet 2021 (leg n°9) (tableau 2). Lors de chaque leg, 36 POCIS OASIS (3 répliqués x 12 points) & 20 POCIS MIP (1 à 2 répliqués par point) ont été exposés *in-situ* et 12 échantillons d'eau ponctuels ont été prélevés (1 par point, réalisé lors de la pose des échantillonneurs), en vue du dosage directement dans l'eau du glyphosate et de l'AMPA. La répartition des POCIS par point est rappelée dans le tableau 1. Chaque POCIS a été exposé sur une période d'environ 3 semaines *in-situ* (plus de détail ci-après, figure 4). Au total, ce suivi annuel a nécessité l'exposition de 168 POCIS et le prélèvement de 36 échantillons d'eau ponctuels, répartis sur 10 lagunes.

2.2.2.4 Bilan des échantillons prélevés/analysés

Tous les échantillons d'eau ponctuels programmés ont été réalisés. Les taux de récupération des échantillonneurs passifs exposés dans les lagunes sont de 92% (tableau 2). Hormis Berre, Thau et Biguglia où les échantillonneurs ont été accrochés à des structures fixes existantes, la technique de pose sur mouillages autonomes avec bouées de sub-surface est donc concluante sur les autres lagunes et ne semble pas entraîner plus de pertes (figure 3). En effet seuls les POCIS de BGS lors du leg 7, de BER lors du leg 8 et de CNS lors du leg 9 n'ont pas été retrouvés. Concernant ceux placés à BGS au cours du leg 7, les eaux de cette lagune (Bages) étant très claires au niveau du site, il n'y a aucun doute sur l'absence du matériel. Le mouillage a donc été volé. C'est la première fois que cela arrive sur cette lagune. Les POCIS de BER (leg 8) ont d'abord été jugés absents au moment de leur date de récupération (mauvaises conditions) mais ont été retrouvés plusieurs mois après sur le site. Les membranes des POCIS s'étaient brisées. Comme lors des legs 2 et 3, où plusieurs POCIS positionnés sur ce point avaient déjà perdu leurs membranes, l'exposition de ces outils devra être remise en question sur ce site de manière concertée avec le GIPREB⁵, partenaire qui réalise les poses/relèves sur cette lagune. Des protections, testées récemment en mer dans le cadre du projet Emergent'Sea (Ifremer-OFB), pourraient aider à maximiser les récupérations du matériel en bon état sur ce site. Enfin, les POCIS de CNS (leg 9) ont été retrouvés ainsi que le mouillage peu après leur recherche. Ils avaient été relevés par un pêcheur professionnel. Les POCIS étaient intacts mais laissés plusieurs jours à l'air, et soumis à de fortes températures, ils étaient complètement secs et inutilisables. Ces problèmes montrent que la communication actuelle (journées « Lagunes »...) n'est pas suffisante pour toucher tous les acteurs locaux. Une

⁵ GIPREB : Syndicat mixte pour la Gestion Intégrée, Prospective et Restauration de l'Etang de Berre

communication spécifique vers le « Pôle Relai Lagunes », vers chaque structure de gestion et vers les prud'homies de pêcheurs pourrait aider à améliorer les taux de récupération.



Figure 3 : Photo des mouillages (tables autonomes) utilisés pour l'exposition des POCIS au cours de la campagne OBSLAG (à Bages sud à gauche et La Palme à droite).

Tableau 2 : Taux de réalisation des échantillonnages et des analyses.

Leg n°	Période suivie	Récupération POCIS (%)	Nbr POCIS analysés OASIS/36, MIP/20	Echantillons d'eau collectés (%)	Nbr Echantillons d'eau analysés /12
7	Sept-Oct 2020	92	32/36, 19/20	100	12
8	Mars-Avril 2021	92	32/36, 19/20	100	12
9	Juin-Juillet 2021	92	32/36, 18/20	100	12

Après la récupération des POCIS exposés, une étape de pré-traitement est nécessaire avant le conditionnement, de manière à nettoyer la partie extérieure qui a subi du fouling. Cette étape précède le stockage (par congélation) puis l'envoi pour analyse.

Enfin, au laboratoire d'analyse, les POCIS sont ouverts pour récupérer la phase adsorbante et l'extraire de manière à concentrer les contaminants présents en vue de l'analyse. Ces étapes sensibles (conservation/transport/pré-traitements) ont occasionné la perte totale de la phase adsorbante sur un répliquat sur les 3 prélevés au point MEW au cours du leg 9, et au point BIN au cours des legs 7 et 8 (com. pers. ADERA). N'ayant pu récupérer assez de phase, ces POCIS OASIS n'ont pu être analysés (com. pers. ADERA).

2.2.2.5 Mesures ponctuelles et durées d'exposition des POCIS *in-situ*

Le tableau 3 fait le bilan des mesures *in-situ* ponctuelles réalisées au cours des différents legs à l'aide de thermo-salinomètres WTW® ou ISY® et des durées/conditions d'exposition des POCIS. En théorie, 21 jours (+/-5j) d'exposition sont visés pour les POCIS. Il s'agit du meilleur compromis trouvé entre une période d'exposition trop courte, limitant l'intérêt de l'échantillonnage intégratif et ne permettant pas d'atteindre des niveaux de concentration suffisants dans les outils, et une période d'exposition trop longue qui n'assurerait plus le caractère intégratif de l'échantillonnage des pesticides et entraînerait également des biais par l'apparition d'un fouling trop important sur les outils (Miege et al., 2012; Munaron, 2012; Vrana et al., 2016). En pratique, les POCIS ont été exposés pendant une durée médiane de 21,76 jours, avec 75% des POCIS exposés entre 19.8 (min) et 26 jours (tableau 3). Toutefois, les expositions plus longues survenues essentiellement au cours du leg 7 (jusqu'à une durée maximale de 30 jours à BER), ont été provoquées par des décalages en lien avec des conditions météorologiques défavorables (tableau 3, figure 4). Ces POCIS ont été

exposés plus longuement que les autres, ce qui peut paradoxalement avoir tendance à diminuer le risque pour les raisons citées ci-dessus. Leurs résultats seront donc à interpréter avec attention.

Concernant les salinités, on note toujours de fortes variations inter-lagunaires compte tenu de leurs différences de confinement et de fonctionnement, avec notamment des valeurs maximales et minimales toujours mesurées dans les mêmes lagunes : un maximum de 49 en septembre 2021 pour l'étang de Vic et un minimum de 7.1 pour l'étang de Biguglia en mars 2021. Au-delà de ces différences, une dessalure plus générale de l'ensemble des lagunes a été enregistrée au cours de l'hiver 2021 (leg 8) sans toutefois égaler celle précédemment enregistrée en 2018 (tableau 3, figure 4). Ces éléments de contexte seront discutés plus avant dans la partie résultats.

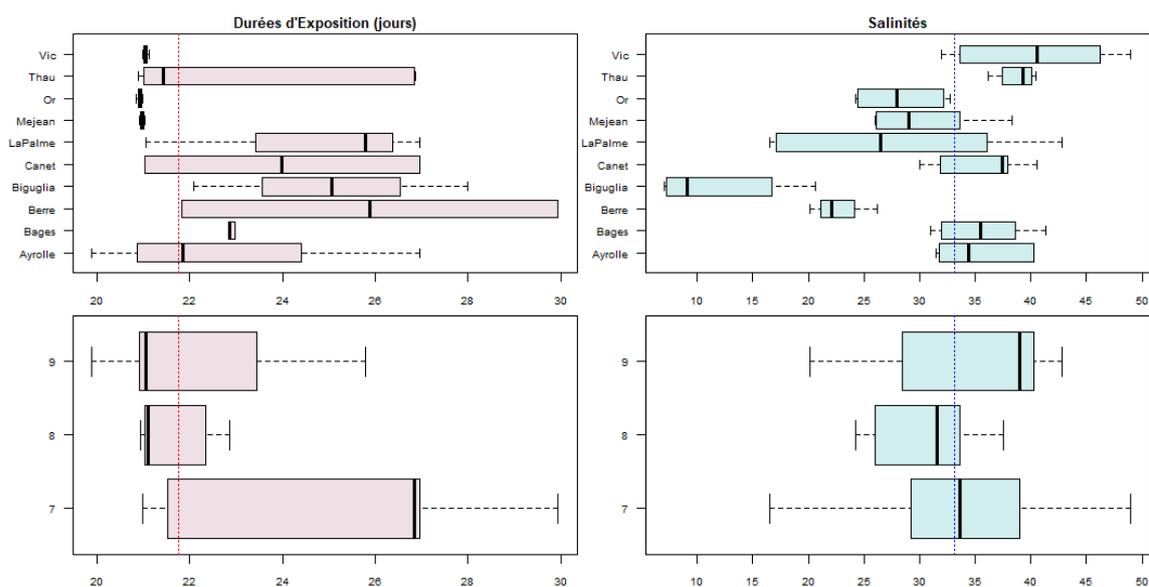


Figure 4 : Durées d'exposition des POCIS (en jours) (à gauche) et salinités mesurées lors des poses/relèves (à droite) représentées par lagunes, tous legs confondus (en haut) et par legs (Leg 7 : Sept-Oct 2020 ; Leg 8 : Mars-avril 2021 ; Leg 9 : Juin-Juillet 2021), toutes lagunes confondues (en bas). Les lignes pointillées rouge et bleue représentent respectivement la médiane des durées d'exposition et des salinités sur l'ensemble de l'étude.

2.2.3 Analyses (et cas particulier du métolachlor)

L'ensemble des échantillons, POCIS et eaux, ont été analysés par le laboratoire universitaire ADERA de Bordeaux, selon les protocoles décrits précédemment (Belles, 2012; Belles et al., 2014; Munaron et al., 2013). Les données nécessaires au calcul des TWAC (Time-Weighted Average Concentration : concentrations intégrées pendant la période d'exposition des POCIS) sont présentées en annexe 7.1 (R_s et K_e standards) et dans le tableau 3 (durée d'exposition et k_e in-situ). La méthodologie de calcul des TWAC, largement décrite dans ces mêmes documents, ne sera pas reprise ici.

75 substances ont été recherchées via les échantillonneurs passifs POCIS (annexe 7.1). Toutefois, derrière le métolachlor, se cachent en fait les deux énantiomères de cette substance, le r-métolachlor plus généralement nommé "métolachlor" et le s-métolachlor. Tous deux ont fait l'objet d'usages phytosanitaires mais aujourd'hui seul ce dernier est encore autorisé d'utilisation.

Les deux substances sont toutefois encore retrouvées dans les eaux continentales. Seule leur configuration 3D les différencie spatialement alors qu'elles sont composées exactement des mêmes groupements chimiques agencés comme deux images en miroir (énantiomérisation), c'est pourquoi leur séparation est difficile lors de l'analyse. Aujourd'hui dans les échantillons de rivières réalisés par les Agences de l'Eau, chaque détection classique de métolachlor (total) entraîne la mise en œuvre d'une analyse complémentaire sur colonne chirale permettant de différencier qualitativement la présence de l'un ou l'autre de ces énantiomères. Le s-métolachlor est alors retrouvé dans la majorité des cas et avec les plus fortes teneurs (com. pers. AERMC). Toutefois, dans le cadre de la présente étude, cette confirmation chirale n'étant pas réalisée, il est préférable de considérer le résultat obtenu comme la somme des deux composés. Dans la suite du document, pour des raisons de simplicité, toute référence au "métolachlor" sera à considérer comme étant le métolachlor total, c'est-à-dire la somme de ses deux énantiomères, s-métolachlor + r-métolachlor, sauf indication contraire spécifique.

Tableau 3 : Températures (°C) et salinités mesurées in-situ lors des poses et relèves des POCIS, durées d'exposition (jours) et constante de désorption in-situ du PRC POCIS (/ = non communiqué).

Lagune	Code Ech	LEG	POSE	Température	Salinité	RELEVÉ	Température	Salinité	Durée d'expo POCIS	ke in-situ DIA-dS
Thau	MAR	7	16/09/2020 12:25	24.6	40.5	13/10/2020 09:00	15.3	40.1	26.86	
Thau	BOU	7	16/09/2020 13:00	23.7	39.7	13/10/2020 09:30	15.8	40	26.85	
Mejean	MEW	7	17/09/2020 13:10	25.9	38.3	08/10/2020 12:45	16.4	33.6	20.98	
Vic	VIC	7	17/09/2020 12:15	25.9	49	08/10/2020 11:40	15.8	46.2	20.98	
Or	ORW	7	17/09/2020 10:55	24.8	32.7	08/10/2020 10:25	15.7	32.2	20.98	
Bages	BGM	7	16/09/2020 11:50	24.4	32.2	09/10/2020 11:05	16.5	32.5	22.97	
Bages	BGS	7	16/09/2020 12:10	25.1	38.2	perdus				
Ayrolle	AYR	7	17/09/2020 13:55	25.6	35.7	14/10/2020 12:55	13.6	33.1	26.96	
LaPalme	LAP	7	17/09/2020 12:10	25.1	16.5	14/10/2020 11:10	13	17.1	26.96	
Canet	CNS	7	17/09/2020 10:50	21.9	37.9	14/10/2020 09:55	13.6	37.4	26.96	
Berre	BER	7	30/09/2020 10:50	18.2	26.2	30/10/2020 09:40	14	22.1	29.95	
Biguglia	BIN	7	16/09/2020 07:40	26.6	20.6	08/10/2020 09:30	16	16.7	22.08	
Thau	MAR	8	08/03/2021 12:03	12.5	37.2	29/03/2021 12:13	13.1	37.5	21.01	
Thau	BOU	8	08/03/2021 08:40	12	36.2	29/03/2021 11:00	12.6	37.4	21.10	
Mejean	MEW	8	04/03/2021 12:05	11.8	26	25/03/2021 12:35	14.5	26.1	21.02	
Vic	VIC	8	04/03/2021 11:00	11.5	32	25/03/2021 13:50	13.8	33.6	21.12	
Or	ORW	8	04/03/2021 13:00	11.7	24.4	25/03/2021 11:40	12.9	24.2	20.94	
Bages	BGM	8	03/03/2021 16:10	12.5	31	26/03/2021 12:00	13.6	31.6	22.83	
Bages	BGS	8	03/03/2021 16:50	12.5	31.8	26/03/2021 13:15	14.4	35.5	22.85	
Ayrolle	AYR	8	02/03/2021 15:05	12.1	31.5	24/03/2021 11:48	11.3	31.8	21.86	
LaPalme	LAP	8	02/03/2021 13:00	12.9	27.1	23/03/2021 14:20	11.6	25.9	21.06	
Canet	CNS	8	02/03/2021 11:35	13.9	30	23/03/2021 12:04	12.5	31.9	21.02	
Berre	BER	8	29/03/2021 00:00			Perdus				
Biguglia	BIN	8	23/03/2021 08:15	10.7	7.1	20/04/2021 08:15	14.7	9.3	28.00	
Thau	MAR	9	02/06/2021 16:00	21.8	39	24/06/2021 10:20	24.8	39.5	21.76	
Thau	BOU	9	31/05/2021 13:45	20.7	38.5	21/06/2021 11:15	24.3	40.4	20.90	
Mejean	MEW	9	10/06/2021 13:20	25.5	26.9	01/07/2021 11:15	23.7	31.1	20.91	
Vic	VIC	9	10/06/2021 11:20	24.8	39.3	01/07/2021 12:35	23.8	41.9	21.05	
Or	ORW	9	10/06/2021 14:25	25.8	27.5	01/07/2021 10:40	23.8	28.4	20.84	
Bages	BGM	9	03/06/2021 11:10	20.2	37.8	24/06/2021 12:20	21.7	39	21.05	
Bages	BGS	9	03/06/2021 11:50	20.1	39.1	01/07/2021 11:25	22.4	41.3	27.98	
Ayrolle	AYR	9	02/06/2021 14:45	19.7	40.3	22/06/2021 12:00	22.7	40.3	19.89	
LaPalme	LAP	9	09/06/2021 16:50	/	36.1	05/07/2021 11:40	24.8	42.8	25.78	
Canet	CNS	9	09/06/2021 14:00	25.6	40.6	Perdus				
Berre	BER	9	09/06/2021 14:20	22	20.1	01/07/2021 10:00	/	/	21.82	
Biguglia	BIN	9	27/05/2021 10:00	22.7	7.3	21/06/2021 11:30	27	8.9	25.06	

L'ensemble des résultats analytiques obtenus (concentrations intégrées dans les POCIS et concentrations ponctuelles dans l'eau, toutes deux en ng/L) sont présentés en annexe 7.2. Il s'agit du jeu de données d'exposition qui sera utilisé pour l'évaluation du risque et le calcul de l'indicateur. Seules les substances quantifiées au moins une fois dans un échantillon y sont mentionnées (soit 43 sur les 75 recherchées, dont 7 substances prioritaires DCE).

2.3 Caractériser la dangerosité des pesticides pour les écosystèmes lagunaires

En parallèle de l'acquisition des données de terrain, un travail de synthèse bibliographique des données écotoxicologiques les plus récentes concernant les pesticides a été réalisé. L'objectif de ce travail a été de définir une valeur seuil d'effet, c'est-à-dire un critère de qualité de l'eau (Water Quality Criteria/WQC) pour chaque pesticide recherché (à minima pour chaque pesticide quantifié dans cette étude), de manière à avoir une connaissance de sa dangerosité intrinsèque pour le milieu aqueux, et dans la mesure du possible pour les espèces marines côtières.

2.3.1 Critère de qualité de l'eau pour les pesticides prioritaires (DCE)

Les substances prioritaires de la DCE disposent déjà de deux NQE (Normes de Qualité Environnementale ou Environmental Quality Standard – EQS –) eaux côtières et de transition (Ministère de la Transition Ecologique et Solidaire, 2018), la NQE-CMA (Concentration Maximale Annuelle) et la **NQE-MA (Moyenne Annuelle)**. **Cette dernière a donc été utilisée comme critère de qualité de l'eau pour les 7 substances prioritaires quantifiées de manière intégrative dans cette étude (alachlor, atrazine, diuron, irgarol, isoproturon, simazine, terbutryn)**. En effet la technique d'échantillonnage intégrative POCIS permet l'obtention d'une concentration moyenne pendant la période d'exposition, la TWAC (Time Weighted Average Concentration), qu'il est alors plus pertinent de comparer à la NQE-MA.

2.3.2 Critère de qualité de l'eau pour les pesticides non-prioritaires

Pour chaque pesticide non-prioritaire, ne disposant pas d'une NQE, une PNEC (Predicted Non Effect Concentration) a été calculée en appliquant la méthodologie Européenne pour la définition des NQE en eaux de mer (European Commission, 2018).

2.3.2.1 Choix de la PNEC et du facteur d'extrapolation

Les substances recherchées par échantillonnage intégratif et disposant de TWAC ont fait l'objet du calcul d'une PNEC-MA (en moyenne annuelle), alors que pour les substances recherchées par échantillonnage d'eau ponctuel (ex : glyphosate, AMPA...), la procédure de dérivation d'une PNEC-CMA (en concentration maximale) a été utilisée. Dans les deux cas, ces PNEC ont été calculées par l'approche déterministe utilisant des facteurs d'extrapolation (ou facteur de sécurité ou assessment factors/AF) définis en fonction de la richesse du jeu de données de toxicité disponible et appliqués à la plus petite donnée d'effet rapportée dans la bibliographie (tableaux 4 & 5) (European Commission, 2018). Compte tenu que la différence de sensibilité entre les espèces marines, des écosystèmes littoraux et lagunaires et les espèces des milieux aquatiques continentaux n'est pas démontrée, la procédure propose de considérer l'ensemble du jeu de données disponibles (en provenance d'espèces dulçaquicoles comme marines) pour définir le jeu de données écotoxicologiques de base. Ce jeu sera ensuite enrichi de données spécifiques au milieu marin comme détaillé ci-dessous, et lorsque disponibles.

2.3.2.2 Synthèse des données écotoxicologiques

Un travail bibliographique de synthèse des données écotoxicologiques disponibles a donc été réalisé (annexe 7.3) de la manière suivante :

1) Les bases de données de l'US-EPA (US-Environmental Protection Agency, Ecotox database : <https://cfpub.epa.gov/ecotox/search.cfm>) et de l'INERIS (Portail des substances chimiques : <https://substances.ineris.fr/fr/>) ont été interrogées en juin 2022 pour chacun des pesticides concernés. Toutes les substances non prioritaires (pas uniquement celles nouvellement recherchées cette année) ont été passées en revue de manière à vérifier l'évolution possible du jeu de données par rapport à la dernière recherche effectuée en 2020. La base de l'US-EPA a par exemple été complétée de plusieurs références concernant certains métabolites, qui sont venues enrichir notre synthèse bibliographique qui était jusque-là assez pauvre du point de vue de la description des métabolites. Ces références ne sont pas forcément « nouvelles » mais n'avaient visiblement pas encore été intégrées à la nouvelle version de l'Ecotox Database lors de la revue réalisée en 2020 dans le cadre de OBSLAG (Olker et al., 2022). Seules les études écotoxicologiques ayant rapporté l'utilisation de contrôles multiples et valides ont été conservées dans les recherches sur la base de l'US-EPA. Leurs résultats ont ensuite été croisés pour ne conserver que les plus faibles données d'effets aigus (CE50, CL50⁶) et d'effets chroniques (NOEC, LOEC, CE10⁷) issus de 3 taxons d'eau douce ou marine provenant de 3 niveaux trophiques différents (algues, crustacés et poissons). Ce jeu de données constitue le jeu de données de base de la méthode. De la même manière, les plus faibles données d'effet aigus et chroniques en provenance d'autres taxons, marins uniquement (mollusques, macrophytes, échinodermes...), ont également été rassemblés, lorsque disponibles. Ils permettent en effet de diminuer le facteur d'extrapolation.

2) Malgré l'importance des bases de données interrogées, certaines substances restaient toujours peu documentées du point de vue écotoxicologique, aussi les documents d'évaluation de risque de l'Union Européenne de l'EFSA concernant les pesticides ou concernant l'homologation des substances actives biocides ont permis de compléter certains manques. Les PNECs de la spiroxamine et de l'acetochlor ont ainsi été complétées de cette manière, de même que celles de la DMST, DMSA, dichlofluanid...). Parfois, des recherches ciblées dans la littérature scientifique ont également été réalisées pour compléter éventuellement l'information concernant les substances toujours peu documentées ou certaines substances d'intérêt (s-métolachlor...). Concernant les métabolites du métolachlor, une étude récente rapporte que le s-métolachlor est 10 fois plus toxique que son métabolite OA et 100 fois plus que son métabolite ESA lors d'un test de toxicité réalisé sur des spermatozoïdes d'huîtres *Crassostrea gigas* (Mai et al., 2014). Compte tenu de la pertinence pour les écosystèmes lagunaires et côtiers de cette information, et en l'absence d'autres informations disponibles, l'application d'un facteur x10 et x100 à la PNEC du s-métolachlor a été utilisé pour dériver les PNEC de ses métabolites (OA et ESA, respectivement).

3) Malgré cela, encore trop peu de données étaient disponibles concernant la toxicité aquatique de plusieurs métabolites de pesticides. Aussi, lorsque le jeu de données était trop réduit pour dériver la PNEC d'un métabolite par cette approche, le choix a été fait d'appliquer la PNEC ou NQE du produit parent aux métabolites concernés (IMPU, acetochlor ESA, acetochlor OA...).

L'ensemble du jeu de données écotoxicologiques utilisé est rassemblé en annexe 7.3. Cette mise à jour de la base de données écotoxicologiques a permis de rassembler 215 références bibliographiques, soit 114 de plus que lors du volet précédent de OBSLAG.

⁶ Concentration entraînant 50% d'Effet (par exemple : inhibition de 50% de la photosynthèse d'une micro-algue) ou Concentration Létale (CL) pour 50% des organismes testés, au cours d'un test de toxicité d'une durée inférieure à 2 jours.

⁷ NOEC : Non Observed Effect Concentration ; LOEC : Lowest Observed Effect Concentration ; CE10 : concentration entraînant 10% d'effet au cours d'un test de toxicité d'une durée supérieure à 2 jours.

Tableau 4 : Facteurs d'extrapolation (ou Assessment Factor) devant être appliqués aux données de toxicité aquatique, en vue du calcul des NQE-MA marines, afin de protéger les écosystèmes marins pélagiques vis-à-vis de potentiels effets chroniques (European Commission, 2018). Se référer à ce rapport pour le détail des annotations, non reportées ici.

Data set	Assessment factor
Lowest short-term L(E)C50 from freshwater or saltwater representatives of three taxonomic groups (algae, crustaceans and fish i.e. base set) of three trophic levels	10,000 ^{a)}
Lowest short-term L(E)C50 from freshwater or saltwater representatives of three taxonomic groups (algae, crustaceans and fish) of three trophic levels, plus two additional marine taxonomic groups (e.g. echinoderms, molluscs)	1000 ^{b)}
One long-term result (e.g. EC10 or NOEC) (from freshwater or saltwater crustacean reproduction or fish growth studies)	1000 ^{b)}
Two long-term results (e.g. EC10 or NOEC) from freshwater or saltwater species representing two trophic levels (algae and/or crustaceans and/or fish)	500 ^{c)}
Lowest long-term results (e.g. EC10 or NOEC) from three freshwater or saltwater species (normally algae and/or crustaceans and/or fish) representing three trophic levels	100 ^{d)}
Two long-term results (e.g. EC10 or NOEC) from freshwater or saltwater species representing two trophic levels (algae and/or crustaceans and/or fish) plus one long-term result from an additional marine taxonomic group (e.g. echinoderms, molluscs)	50
Lowest long-term results (e.g. EC10 or NOEC) from three freshwater or saltwater species (normally algae and/or crustaceans and/or fish) representing three trophic levels + two long-term results from additional marine taxonomic groups (e.g. echinoderms, molluscs)	10 ^{e)}

Tableau 5 : Facteurs d'extrapolation (ou Assessment Factor) devant être appliqués aux données de toxicité aquatique, en vue du calcul des NQE-CMA marines, afin de protéger les écosystèmes marins pélagiques vis-à-vis de potentiels effets aigus (European Commission, 2018). Se référer à ce rapport pour le détail des annotations, non reportées ici.

Toxicity data	Additional information	Assessment factor
Base set not complete	–	– ^{a)}
At least one short-term L(E)C50 from each of the three trophic levels of the base set (fish, crustaceans and algae)		1000
At least one short-term L(E)C50 from each of the three trophic levels of the base set (fish, crustaceans and algae)	Acute toxicity data for different species do not have a higher standard deviation than a factor of 3 in both directions ^{b)} OR known mode of toxic action and representative species for the most sensitive taxonomic group included in the data set	100
At least one short-term L(E)C50 from each of three trophic levels of the base set (fish, crustaceans and algae) + one short-term L(E)C50 from an additional specific saltwater taxonomic group		500
At least one short-term L(E)C50 from each of three trophic levels of the base set (fish, crustaceans and algae) + one short-term L(E)C50 from an additional specific saltwater taxonomic group	Acute toxicity data for different species do not have a higher standard deviation than a factor of 3 in both directions ^{b)} OR known mode of toxic action and representative species for the most sensitive taxonomic group included in the data set	50
At least one short-term L(E)C50 from each of three trophic levels of the base set (fish, crustaceans and algae) + two or more short-term L(E)C50s from additional specific saltwater taxonomic groups		100
At least one short-term L(E)C50 from each of three trophic levels of the base set (fish, crustaceans and algae) + two or more short-term L(E)C50s from additional specific saltwater taxonomic groups	Acute toxicity data for different species do not have a higher standard deviation than a factor of 3 in both directions ^{b)} OR known mode of toxic action and representative species for the most sensitive taxonomic group included in the data set	10 ^{c)}

2.3.2.3 Calcul de la PNEC

Pour chaque substance active non prioritaire, la PNEC a ensuite été calculée en divisant la plus faible donnée écotoxicologique disponible par son facteur d'extrapolation (AF). Pour définir les PNEC-MA (PNEC en moyenne annuelle, c'est-à-dire utilisée pour toutes les substances dosées par échantillonnage intégratif), tout le jeu de données aiguës et chroniques a été utilisé, pour les PNEC-CMA (PNEC en concentration maximale admissible), seules les données aiguës ont été conservées, comme préconisé par la procédure européenne. Plus le jeu de données de toxicité aquatique d'une substance est riche et plus le AF est faible, mais il ne peut jamais être inférieur à 10 (tableaux 4 et 5). Cette marge est conservée, selon la commission européenne, pour tenir compte de l'extrapolation des expérimentations du laboratoire au terrain (European Commission, 2018). Les facteurs d'extrapolation (AF) utilisés et les critères de qualité de l'eau ainsi définis pour chaque substance sont rassemblés en annexe 7.3. Les substances prioritaires ainsi que leurs NQE (Normes de Qualité Environnementale) y sont rappelées même si elles n'ont pas fait l'objet d'une détermination de PNEC dans cette étude. On notera toutefois que si la PNEC avait été évaluée pour une substance prioritaire comme par exemple l'atrazine avec cette méthode, elle aurait été nettement plus faible (4.9 ng/L) que la NQE-MA actuellement définie par la DCE (600 ng/L), ce qui souligne le caractère protecteur de la démarche déterministe.

Le cas du métolachlor est une fois de plus à considérer. Comme les deux énantiomères sont dosés conjointement sans pouvoir être différenciés, le critère le plus bas entre celui du métolachlor et du s-métolachlor (c'est-à-dire celui du s-métolachlor), a été conservé pour la suite de l'étude dans un souci de protection de l'environnement (annexe 7.3).

Les 43 substances ayant été quantifiées au moins une fois au cours de cette étude disposent ainsi d'une valeur seuil de qualité de l'eau (une NQE ou une PNEC). Aucune n'a donc été écartée en vue du calcul de l'indicateur de risque "pesticide".

2.3.2.4 Evolution rétrospective des PNEC

La mise à jour des jeux de données écotoxicologiques pour la présente campagne a entraîné une évolution de certaines PNEC. Ces évolutions sont listées dans le tableau 6. L'interprétation des données interannuelles de risque doit nécessairement se faire sur la base d'un même jeu de critères de qualité (WQC). C'est pourquoi faire le bilan de ces évolutions est nécessaire pour mettre en évidence les potentielles modifications rétrospectives des conclusions de l'étude précédente, avant de la comparer au nouveau jeu de données.

17 SA voient ainsi leur PNEC en moyenne annuelle (AA-PNEC ou AA-WQC) diminuer entre le suivi 2017-19 et le présent suivi, avec pour 14 d'entre elles une conséquence rétroactive sur le risque cumulé et individuel. La PNEC du glyphosate diminue mais sans conséquences sur les données précédentes car ayant été recherché au cours des premiers legs sur des échantillons d'eau ponctuels uniquement, il n'est pas possible de lui appliquer une valeur seuil en moyenne annuelle. A l'inverse pour 7 SA, la PNEC augmente entre les deux campagnes en raison de l'enrichissement du jeu de données écotoxicologiques ET la diminution des facteurs d'extrapolation. Ainsi le risque diminue pour ces substances rétroactivement. Suite à ces évolutions, 6 nouveaux drivers du risque ont néanmoins été mis en évidence pour la campagne 2017-19 (qui à l'époque en avait dénombré 10). Ce sont des substances qui dépassent leur $QR_{\text{individuel}}$ et présentent ainsi un risque isolément pour les écosystèmes. **En plus des 10 drivers précédents, les nouveaux drivers sont les produits de dégradation : 34-DPMU, atrazine-2-hydroxy et atrazine-déséthyl, ainsi que les herbicides**

chlorsulfuron, flazasulfuron, et hexazinone. Ces deux derniers étaient déjà des contributeurs importants au risque cumulé lors de la précédente campagne si bien qu'il n'est pas étonnant de les voir basculer dans les substances les plus préoccupantes. Ces évolutions n'ont pas permis d'éliminer de la catégorie des drivers, l'ametryn, l'azoxystrobin ou le chlortoluron pour lesquels les PNEC ont augmenté. Cependant le risque que ces substances font peser sur les écosystèmes lagunaires a ainsi été revu à la baisse. Le bilan de ces ajustements par lagune, ainsi que la comparaison interannuelle avec la nouvelle campagne seront proposés dans la partie résultats et discussion.

Tableau 6 : Evolutions des PNECs entre les campagnes 2017-19 et 2020-21 de OBSLAG.

Active Substance	AA-WQC (ng/L)		Evolution	
	OBSLAG 2017-19 (rapport 2020)	OBSLAG 2020-21 (présent rapport)		
34-DPMU	200 (EQS diuron)	0.04	↘	SA détectée en 2017-19, pas en 2020-21
34-DPU	200 (EQS diuron)	0.04	↘	SA non détectée : pas d'impact
Acetochlor	2.6	0.4	↘	SA non détectée : pas d'impact
Ametryn	1	2	↗	SA détectée en 2017-19 & 2020-21
Atrazine-2-hydroxy (HA)	600 (EQS atrazine)	1	↘	SA détectée en 2017-19 & 2020-21
Atrazine Desethyl (DEA)	600 (EQS atrazine)	5	↘	SA détectée en 2017-19 & 2020-21
Atrazine Deisopropyl (DIA)	1000 (EQS simazine)	5	↘	SA détectée en 2017-19 & 2020-21
Azoxystrobin	3.1	6.2	↗	SA détectée en 2017-19 & 2020-21
Bentazone	112	240	↗	SA détectée en 2017-19 & 2020-21
Carbendazim	15	1.6	↘	SA détectée en 2017-19 & 2020-21
Carbetamid	960	37	↘	SA détectée en 2017-19, pas en 2020-21
Carbofuran	non évalué	1		SA détectée en 2017-19 & 2020-21
Chlortoluron	10	20	↗	SA détectée en 2017-19 & 2020-21
Chlorsulfuron	190	2	↘	SA détectée en 2017-19, pas en 2020-21
Dimethomorph	560	10	↘	SA détectée en 2017-19 & 2020-21
Flazasulfuron	70	0.29	↘	SA détectée en 2017-19 & 2020-21
Fosthiazate	2820	non évalué		SA non détectée : pas d'impact
Glyphosate	10	0.1	↘	SA détectée en 2017-19 & 2020-21
Hexazinone	7.4	0.02	↘	SA détectée en 2017-19 & 2020-21
Imidacloprid	6	0.03	↘	SA détectée en 2017-19 & 2020-21
Norflurazon	10	24	↗	SA détectée en 2017-19, pas en 2020-21
Prometryn	1	10.2	↗	SA détectée en 2017-19 & 2020-21
Propachlor	90	450	↗	SA non détectée en 2017-19, détectée en 2020-21
Propiconazole	1.8	1	↘	SA détectée en 2017-19 & 2020-21
Terbutylazine-desethyl (DET)	6 (PNEC terbutylazine)	3.6	↘	SA détectée en 2017-19 & 2020-21
Thiamethoxam	1000	4.8	↘	SA détectée en 2017-19, pas en 2020-21

2.4 Le Quotient de Risque (QR) : Indicateur du risque lié à la présence de pesticides dans les lagunes

Les travaux sur les mélanges de contaminants mettent aujourd'hui en lumière les effets cumulés des "cocktails" sur les organismes vivants (Deneer, 2000; Dupraz et al., 2019, 2018; Faust et al., 2001; Knauert et al., 2008; Koutsaftis and Aoyama, 2006), même à des doses individuelles jugées protectives pour l'environnement (i-e en-dessous de leur NQE)(Carvalho et al., 2014). L'Europe a proposé récemment d'utiliser la méthode basée sur le concept toxicologique théorique d'Addition des Concentrations (AC)(Loewe and Muischnek, 1926), pour dériver des valeurs seuils de qualité

lorsque des contaminants issus des mêmes familles chimiques, c'est-à-dire disposant des mêmes modes d'action toxicologiques, sont présents en mélanges dans les eaux (European Commission, 2018). Ce concept a été utilisé ci-après sous une forme adaptée proposée par Backhaus and Faust (2012) pour prendre en compte de manière plus générique et en première approximation les mélanges de pesticides présents dans les eaux des lagunes.

2.4.1 Fondements et définition du Quotient de Risque (QR)

2.4.1.1 Théorie de l'Addition des Concentrations

Le concept théorique d'Addition des Concentration (AC) utilisé pour décrire l'effet des mélanges de produits chimiques, fait d'abord l'hypothèse de l'absence d'interactions entre les composés (Loewe and Muischnek, 1926). Appelé parfois addition des doses ou encore additivité de Loewe, il indique que pour un mélange de n composés :

$$\sum_{i=1}^n \frac{C_i}{CE_{xi}} = 1 \quad (1)$$

où C_i est la concentration du $i^{\text{ème}}$ composé du mélange lorsque le mélange entraîne x% d'effet sur un organisme donné et CE_{xi} est la concentration individuelle de cette même substance qui provoque x% d'effet sur ce même organisme testé de manière isolée et dans les mêmes conditions pour tous les constituants du mélange. Chaque fraction (C_i/CE_{xi}) est appelée "unité toxique" et représente la concentration de chaque constituant du mélange pondérée par l'intensité de son effet individuel. Si la somme de l'ensemble des unités toxiques du mélange est égale à 1, lorsque le mélange provoque x% d'effet, alors ce mélange se comporte selon le concept d'addition des concentrations. C'est-à-dire que chaque constituant du mélange peut être échangé par un autre sans changer la toxicité totale du mélange. C'est pourquoi il est admis que ce concept d'AC décrit préférentiellement le comportement cumulatif des composés possédant les mêmes modes d'action, les mêmes récepteurs cibles, et qui n'induisent aucune interaction à un quelconque niveau physiologique, écotoxicologique ou physico-chimique. Fondamentalement, l'AC est basée sur la prise en compte de la toxicité des composés au regard des mêmes critères d'effet écotoxicologiques (CE_x) aigus ou chroniques évalués sur les mêmes espèces cibles.

2.4.1.2 Adaptation de l'AC : le Quotient de Risque

L'utilisation stricte de l'AC demande toutefois d'importants moyens pour générer un jeu de données écotoxicologiques conséquent sur une espèce cible, en testant un même critère d'effet sur un mélange, puis individuellement sur chacun des constituants de ce mélange. C'est pourquoi elle a été jusqu'à présent utilisée surtout en milieu aqueux continental, où les données sont généralement plus nombreuses (Bundschuh et al., 2014; Faust et al., 2001; Gustavsson et al., 2017; Knauert et al., 2008), et plus rarement en milieu marin (Claessens et al., 2015). Confrontés généralement à la problématique du manque de données écotoxicologiques disponibles, plusieurs auteurs ont développé des approches alternatives ou complémentaires au CA (Chèvre et al., 2006; Nowell et al., 2018, 2014; Schäfer et al., 2013), mais aucune dans le cadre d'un

environnement côtier ou lagunaire. Parmi ces auteurs, **Backhaus and Faust (2012) ont proposé une adaptation par rapport au concept initial de l'AC, permettant une étape préalable de screening général des risques, plus facilement utilisable lorsque les jeux de données écotoxicologiques sont limités ou hétérogènes**, puis éventuellement des étapes ultérieures plus ciblées, si les risques sont avérés. C'est cette adaptation qui a été utilisée dans le cadre de la présente étude et notamment cette première étape qui a été appliquée au contexte lagunaire. Pour cela, les NQE ou les PNEC ont été utilisées pour remplacer les CEx (espèces dépendantes). Toutes les substances considérées ont été comparées à des valeurs seuils en moyenne annuelle (NQE-MA ou PNEC-MA)⁸, aussi l'indicateur de risque a un caractère chronique, qu'on appellera le Quotient de Risque (QR), dérivé de l'équation (1) :

$$QR_{\text{cumulé}} = \sum_{i=1}^n QR_i = \sum_{i=1}^n \frac{C_i}{NQE_i \text{ ou } PNEC_i} \quad (2)$$

où QR_i est le Quotient de Risque individuel du i^{ème} composé du mélange (égal au rapport C_i/PNEC_i ou C_i/NQE_i), C_i est la concentration du composé i mesurée *in-situ* par POCIS ou par échantillonnage ponctuel en ng/L, NQE_i est la Norme de Qualité Environnementale de ce composé (utilisée s'il s'agit d'une substance prioritaire) et PNEC_i est la concentration n'entraînant aucun effet prévisible de ce composé pour le milieu aquatique, si ce n'est pas une substances prioritaire (toutes deux en ng/L).

Selon cette approche, si QR_{cumulé} < 1, aucun des n pesticides du mélange ne dépasse sa propre PNEC ou NQE et l'effet chronique du mélange n'est pas de nature à porter atteinte aux espèces du milieu considéré. Si QR_{cumulé} > 1, alors soit un des constituants du mélange dépasse sa PNEC ou sa NQE (il est donc susceptible d'entraîner un effet pour *a minima* une espèce), soit aucun des constituants ne dépasse sa PNEC ou sa NQE mais c'est l'effet du mélange (selon le concept de l'Addition des Concentrations) qui est de nature à porter atteinte aux espèces les plus fragiles de l'écosystème. **Cet indicateur est ainsi en accord avec la réglementation DCE (via l'utilisation des NQE pour les substances prioritaires), mais permet d'aller au-delà de l'évaluation classique molécule par molécule en prenant également en compte de manière simplifiée et pragmatique, l'effet chronique du mélange de pesticides présents dans l'eau.**

La différence majeure entre le concept théorique d'AC et le Quotient de Risque utilisé dans cette étude est le fait que ce dernier agrège des données provenant de différentes espèces pouvant appartenir à différents niveaux trophiques, et issues de critères d'effet écotoxicologiques pouvant également être différents. Au contraire de l'AC, l'approche QR n'a donc pas de réelle signification biologique, pour autant, lorsqu'elles ont pu être comparées sur les mêmes jeux de données et les mêmes écosystèmes, il a été montré qu'elle donnait toujours des résultats similaires ou plus conservatifs que l'approche AC stricte (Altenburger et al., 2013; Backhaus and Faust, 2012; Vighi et al., 2003; Vighi and Calamari, 1996). **Empiriquement, l'approche QR a donc tendance à surprotéger les écosystèmes. Il s'agit d'un proxy de la toxicité chronique des mélanges, qui n'est pas la réalité. Il doit être considéré comme un moyen pragmatique de priorisation du risque permettant la comparaison relative des échantillons, des périodes et des lagunes en fonction de leur risque potentiel vis-à-vis des mélanges de pesticides.** La mise en évidence d'un risque

⁸ le glyphosate et l'AMPA dosés aussi ponctuellement ont également été comparés à des valeurs seuils en concentrations maximales admissibles (CMA).

chronique avec cet indicateur appelle ainsi à la réalisation d'étapes supplémentaires décrites par Backhaus and Faust (2012) pour le préciser en utilisant cette fois les concepts originels de la toxicité des mélanges. Ces étapes ne sont pas décrites dans ce rapport, car non mises en œuvre dans le cadre de l'observation OBSLAG, mais ont fait l'objet d'une publication dans une revue scientifique à comité de lecture, actuellement en cours d'évaluation⁹.

L'indicateur QR est pragmatique. Il est basé sur le jeu de données écotoxicologiques disponible actuellement, avec ses forces et ses faiblesses, mais sans avoir recours à de nouvelles expérimentations de laboratoire. Il est donc susceptible d'évoluer en fonction de l'enrichissement futur de ce jeu de données. Aussi le jeu de données écotoxicologiques utilisé dans OBSLAG est-il passé de 101 références en 2019 à 215 en 2022 pour la présente étude. Cet important apport d'information est lié à différents facteurs : l'enrichissement de la liste des substances actives recherchées d'une part, et d'autre part, la mise à jour progressive de l'US-ECOTOX database qui vraisemblablement ne présentait pas l'intégralité des références disponibles lors des recherches effectuées dans le cadre du premier volet de OBSLAG (2017-19), en raison de la refonte complète de l'outil (aujourd'hui version 5) récemment réalisée par l'US-EPA (Olker et al., 2022). En effet de nombreuses références, pas uniquement récentes, sont venues depuis enrichir cette base.

2.4.2 Application du QR aux écosystèmes lagunaires : la grille de diagnostic

Pour chaque point de suivi et chaque leg, le QR_i a été calculé pour chacune des substances quantifiées puis le $QR_{cumulé}$ selon l'équation 2, en utilisant le jeu de données d'exposition (annexe 7.2) et le jeu de données écotoxicologiques (annexe 7.3) présentés ci-dessus. Les $QR_{cumulé}$ sont présentés ci-après par leg d'une part et par masse d'eau lagunaire d'autre part en appliquant la grille de diagnostic du risque pesticide en lagune (tableau 7) définie sur la base de l'équation 2 et des travaux menés en 2015-16 sur les lagunes de Thau et de l'Or (Munaron et al., 2017). Cette grille permet de synthétiser simplement l'information en vue de comparaisons saisonnières, inter-lagunes et interannuelles.

Tableau 7 : Grille de diagnostic du risque pesticide chronique en lagune

Classes de Risque Pesticide	QR _{cumulé}	Nbr de subs dont le QR _{indiv.} > 1
Faible	< 0,5	aucune
Modéré	entre 0,5 et 1	aucune
Fort (mélange seul)	>1	aucune
Fort (mélange+effet(s) indiv.)	>1	1 ou +

2.4.3 Analyses statistiques

Des analyses de variance à un facteur ont été réalisées pour déterminer les différences potentielles de risque moyen ($QR_{cumulé}$) et de nombre moyen de substances quantifiées en fonction de l'année, la saison (automne, hiver et printemps), le leg et la station. Pour effectuer cela, les PNEC 2020-21 ont été appliquées aux données 2017-19 et les QR individuels comme cumulés ont ainsi été remis à jour pour permettre une comparaison des campagnes à partir des

⁹ Dominique Munaron, Bastien Mérigot, Valérie Derolez, Nathalie Tapie, Hélène Budzinski, Annie Fiandrino, Evaluating pesticide mixtures risks in French Mediterranean coastal lagoons waters. Manuscrit soumis à STOTEN en 2022.

mêmes référentiels de dangerosité (tableau 6). En raison de la très faible fréquence de détection des 7 substances rajoutées en 2020-21 par rapport à celles de 2017-19, comme de leur faible conséquence en termes de risque, le choix a été fait de conserver toutes les substances dans l'analyse.

Lorsque des différences ont été détectées, des tests non paramétriques de Kruskal-Wallis ont été utilisés pour déterminer quelles médianes de $QR_{cumulé}$ étaient significativement différentes. Des tests de comparaison multiples LSD de Fisher ont été utilisés pour déterminer quelles moyennes étaient significativement différentes. Tous ces tests ont été considérés significatifs pour des p-value < 0.05. Ces analyses statistiques ont été réalisées avec le logiciel Statgraphics centurion XVI® v16.

En résumé...

L'exposition des lagunes aux pesticides a été caractérisée sur la base d'un suivi de 12 points, échantillonnés au cours de 3 campagnes réparties entre septembre 2020 et juillet 2021. Lors de chacune, 75 substances actives (SA) et leurs produits de dégradation d'intérêt pour les lagunes, y compris certaines substances prioritaires hydrophiles ont été recherchés à l'aide d'échantillonneurs intégratifs passifs (POCIS : Polar Organic Contaminant Integrative Sampler) et d'échantillons d'eau ponctuels (uniquement pour le glyphosate et l'AMPA). L'ensemble des concentrations en pesticides ainsi mesurées dans l'eau des lagunes constitue le jeu de donnée d'exposition du présent suivi OBSLAG Pesticides.

En parallèle, un travail bibliographique de synthèse des données écotoxicologiques actuellement disponibles (US-EPA, INERIS, EU-EFSA...) pour l'ensemble des substances non prioritaires recherchées, a permis de mettre à jour pour chacune une valeur seuil (une proto-NQE) en appliquant la démarche Européenne pour la définition des NQE en eaux de mer (European Commission, 2018). Ces valeurs seuils associées aux NQE réglementaires pour les substances prioritaires constituent le jeu de données d'écotoxicité (ou de dangerosité) de ce suivi OBSLAG Pesticides. Cette base s'est enrichie de 114 nouvelles références par rapport à 2019, portant le nombre de références bibliographiques utilisées dans la présente étude à 215. Ce complément apporté au jeu de données écotoxicologiques a permis de fournir de nouvelles valeurs seuils pour 7 SA (essentiellement des produits de transformation ou métabolites) qui n'en possédaient pas déjà (faute de données) ou d'augmenter leur valeur seuil par la diminution des facteurs d'extrapolation (c'est le cas pour 7 autres SA) (tableau 6).

Le risque est le croisement de ces deux jeux de données (exposition vs dangerosité). Le concept toxicologique théorique d'Addition des Concentrations (AC)(Loewe and Muischnek, 1926), a été utilisé sous une forme adaptée proposée par Backhaus and Faust (2012) pour prendre en compte l'effet des mélanges de pesticides présents dans les eaux des lagunes. Sur cette base, le Quotient de Risque (QR) individuel et cumulé a été défini. Cet indicateur est ainsi en accord avec la réglementation DCE (via l'utilisation des NQE pour les substances prioritaires), mais permet d'aller au-delà de l'évaluation classique molécule par molécule en prenant également en compte de manière simplifiée et pragmatique, l'effet chronique du mélange de pesticides présents dans l'eau des lagunes. Empiriquement, l'approche QR est un proxy de la toxicité chronique des mélanges additifs, mais elle ne représente pas la réalité. De nombreux facteurs et interactions possibles ne sont en effet pas pris en compte. Elle doit être considérée comme un moyen pragmatique de priorisation du risque permettant la comparaison relative des échantillons, des périodes et des lagunes sur la base d'un même jeu de données écotoxicologiques actualisé, et d'une même méthodologie de suivi des mélanges de pesticides.

3 Résultats & Discussion

3.1 Contexte météorologique

Le suivi météorologique des bassins versants lagunaires s'appuie sur les stations Météo-France de Perpignan, Narbonne, Sète, Montpellier (aéroport), Aigues-Mortes et Bastia (Poretta).

Année la plus chaude jamais enregistrée par Météo-France en France, l'année 2020 a globalement été une année déficitaire en eau sur les stations du littoral héraultais, avec un déficit plus marqué sur l'est héraultais (Montpellier) et le littoral gardois (Aigues-Mortes). La Station de Bastia, et les stations situées dans l'Aude et les Pyrénées-Orientales ont en revanche enregistré des cumuls pluviométriques supérieurs à leurs moyennes de ces douze dernières années (données Météo-France)(figure 5). Ces excédents sont surtout liés à des épisodes méditerranéens intenses survenus en début d'année (janvier et avril). Lors du leg n°7, c'est-à-dire au cours des mois de septembre et octobre 2020, la pluviométrie sur les stations littorales de suivi a été assez contrastée. Le mois de septembre a été relativement pluvieux aux stations de Perpignan, Narbonne et Sète (au-delà du 3eme quartile des données des douze dernières années). En revanche, il a été beaucoup moins arrosé aux stations situées plus à l'est, Montpellier, Aigues-Mortes, et Bastia (en-deçà du premier quartile des données des douze dernières années). En octobre, en revanche, toutes les stations enregistrent un déficit de pluviométrie marqué (toutes en-deçà du 1^{er} quartile des données de ces douze dernières années).

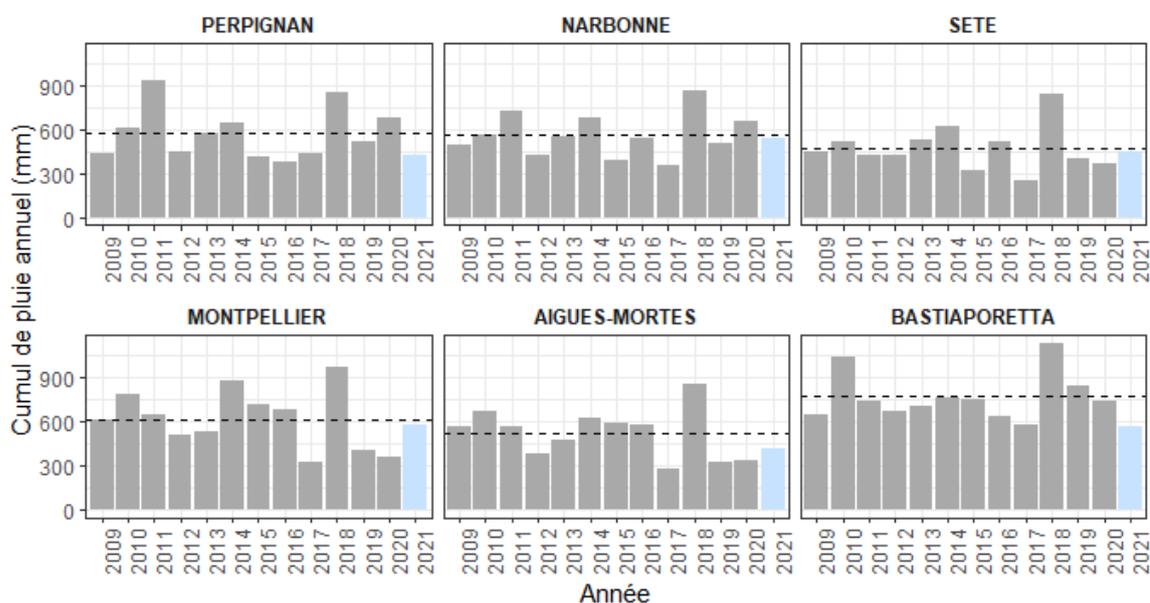


Figure 5 : Cumuls de précipitation annuels en mm par station météorologique de 2009 à 2021 (moyenne 2009-2021 de chaque station figure en pointillés).

L'année 2021 se poursuit sur la même tendance générale en matière de températures (parmi les 10 années les plus chaudes de tous les temps en France), et de sécheresse même si les stations les plus touchées changent par rapport à 2020. Ce déficit pluviométrique a atteint 20 à 30 % dans l'Hérault, ainsi que sur le Roussillon et la Camargue. Localement, Narbonne, Sète et Montpellier sont proches des cumuls moyens annuels de ces douze dernières années, tandis que Perpignan, Aigues-Mortes et Bastia présentent des déficits de précipitation marqués. Par exemple l'année

2021 est la plus sèche enregistrée à Bastia depuis 12 ans (malgré un cumul de 560.4 mm) (figure 5). Le déficit pluviométrique à Aigues-Mortes et Perpignan est respectivement de 17 et 28% par rapport à la moyenne de ces douze dernières années (les cumuls 2021 y sont respectivement de 414 et 421 mm). On observe ainsi un fort déficit pluviométrique en mars-avril sur toutes les stations littorales d'Occitanie, et en février-mars à Bastia, c'est-à-dire au cours du leg n°8 (figure 6). A l'inverse, le leg n°9 (juin-juillet 2021) a vu des précipitations de saison sur la plupart des stations suivies en juin, et des cumuls parmi les plus importants de ces douze dernières années pour un mois de juillet sur la plupart des stations sauf Perpignan (représentative des conditions météorologiques de l'étang de Canet).

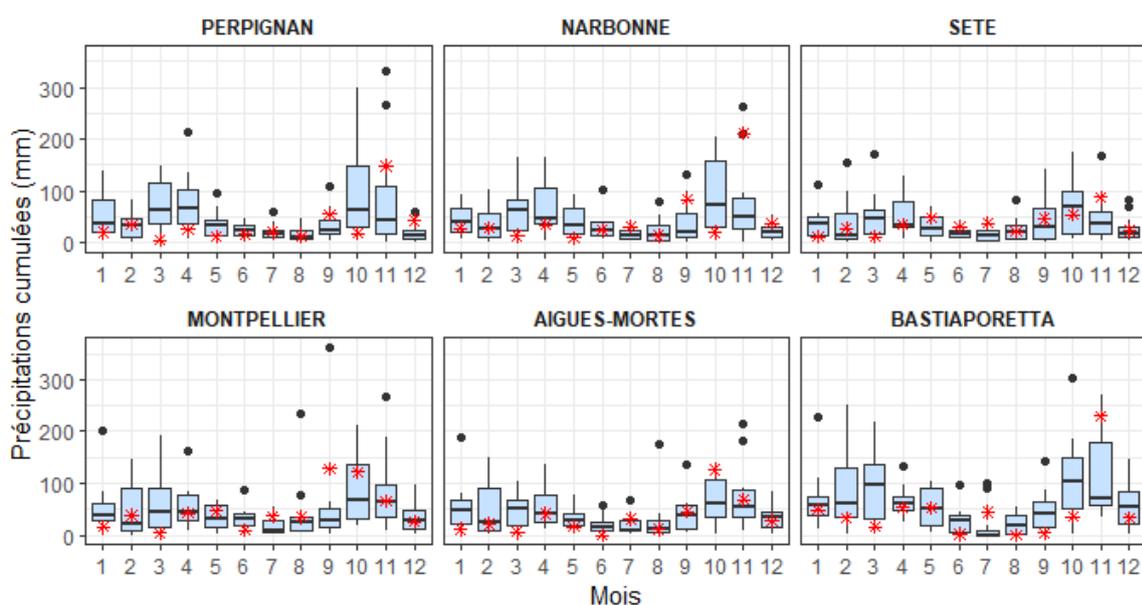


Figure 6 : Cumuls de précipitation mensuels en mm par station météorologique sur la période 2009-2021 (en rouge est figurée l'année 2021).

3.2 Pesticides & Risques

3.2.1 Nombre de pesticides quantifiés

Sur les 75 pesticides recherchés, **43 substances différentes ont été quantifiées au moins une fois au cours de l'étude (dont 7 substances prioritaires sur les 10 recherchées)**. Parmi celles-ci, **on retrouve en moyenne environ 19 substances différentes simultanément lors de chaque prélèvement** au cours des legs 7, 8 et 9 (tableau 8). L'année hydrologique 2020-21 a enregistré un nombre moyen significativement plus faible de substances quantifiées dans les échantillons que les deux années précédentes (19 vs respectivement 27.4 et 30.6 substances différentes en moyenne) (figure 7). **Au niveau saisonnier, c'est en hiver que le nombre de substances quantifiées est le plus important dans les échantillons** (29.5 substances différentes en moyenne) ($p = 0.0003$). Le printemps et l'automne n'étant pas significativement différents l'un de l'autre (respectivement 24.4 et 23.4 substances différentes) (tableau 8, figure 7). Il existe aussi une différence significative en termes de nombre de pesticides quantifiés en fonction de la campagne

($p = 0.0000$). En effet, les legs 7 et 9 ont une moyenne de substances retrouvées significativement plus faible que les legs 1 et 8, lesquels ont une moyenne significativement plus faible que l'ensemble des autres. La faible pluviométrie générale de l'année hydrologique 2020-21 a donc certainement impacté les apports aux lagunes au cours de ces derniers legs (7, 8 et 9), de même que cela avait été le cas lors de l'extrême sécheresse de la fin d'année 2017 en Occitanie (premier leg du suivi OBSLAG) (figure 7). **L'étang de Canet (CNS) est toujours la lagune où est quantifié le plus grand nombre de substances simultanément dans les eaux, entre 21 et 31 (min/max) et en moyenne 26 au cours du suivi 2020-21.** Sa moyenne n'est toutefois pas significativement différente du groupe composé des étangs de l'Ayrolle (AYR), l'Or (ORW), Bages (BGM et BGS), Berre (BER) et Méjean (MEW) dont le nombre de substances quantifiées au cours de cette étude est en moyenne compris entre 18.3 et 23.3 (tableau 8). Inversement, **l'étang de Biguglia (BIN) montre encore la plus faible variété de substances quantifiées** avec 13.3 substances retrouvées simultanément en moyenne dans les eaux en 2020-21, ce qui est non significativement différent du groupe formé par l'étang de Vic (VIC), de La Palme et des deux stations de l'étang de Thau (BOU et MAR)(tableau 8). Toutes ces substances participent à la construction de l'indicateur de risque.

Tableau 8 : Nombre de pesticides (ou substances actives : SA) quantifiés par lagune et par leg, classés par nombre moyen décroissant.

N°	Masse d'Eau	Station	Nbr SA quantifiées					
			LEG n°7	8	9	min	moy	max
			Sept-Oct 2020	Mars-Avril 2021	Juin-Juillet 2021			
FRDT01	Etang de Canet-St Nazaire	CNS	21	31		21	26.0	31
FRDT05	Complexe du Narbonnais Ayrolle	AYR	22	28	20	20	23.3	28
FRDT11a	Etang de l'Or	ORW	17	28	22	17	22.3	28
FRDT04	Complexe du Narbonnais Bages-Sigean	BGS		25	19	19	22.0	25
FRDT04	Complexe du Narbonnais Bages-Sigean	BGM	18	23	19	18	20.0	23
FRDT15a	Grand étang de Berre	BER	19		21	19	20.0	21
FRDT10	Etang de Thau	BOU	18	21	16	16	18.3	21
FRDT11b	Etangs palavasiens est	MEW	16	24	15	15	18.3	24
FRDT10	Etang de Thau	MAR	16	21	17	16	18.0	21
FRDT03	Etang de la Palme	LAP	11	23	13	11	15.7	23
FRDT11c	Etangs palavasiens ouest	VIC	7	23	13	7	14.3	23
FRET01	Etang de Biguglia	BIN	11	12	17	11	13.3	17
		Moyenne	16.0	23.5	17.5		19.3	

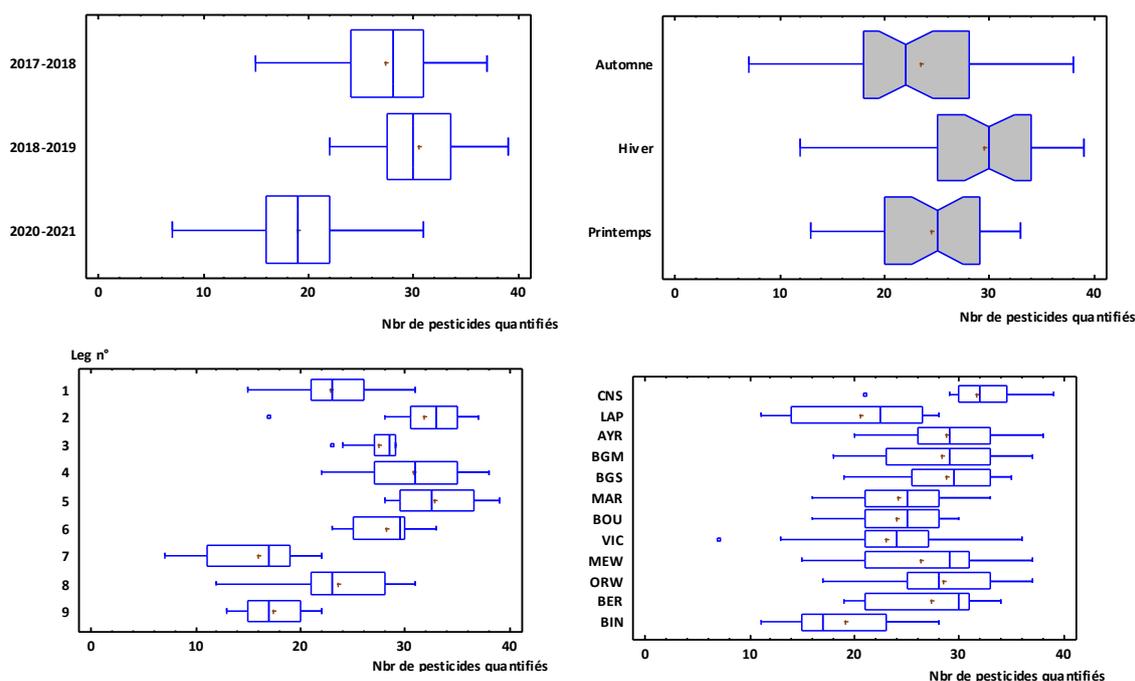


Figure 7 : Nombre de pesticides quantifiés en fonction de l'année hydrologique, de la saison, du leg et des stations échantillonnées.

3.2.2 Niveaux de concentration et fréquences de détection

Le tableau 9 fait le bilan des niveaux de concentration et des fréquences de détection des 43 substances détectées au cours du suivi 2020-21.

4 SA sont détectées dans 100% des legs. Il s'agit des herbicides diuron et terbutryn, deux substances prioritaires DCE, interdites pour tous usages phytosanitaires mais encore autorisés pour quelques usages biocides liés au bricolage et à la rénovation des bâtiments (protection des colles, enduits, mastics, papiers, peintures et vernis, et pour la protection des toitures, murs, façades, matériaux de construction, bétons, mortiers, plâtres, dallages, terrasses et sols), et deux fongicides, carbendazim et tebuconazole, le premier autorisé uniquement en usage biocide (pour les mêmes usages que les deux herbicides cités ci-dessus), et le second encore autorisé à la fois en usage biocide (pour la protection des bois et des ouvrages de maçonnerie) et phytosanitaire (comme fongicide multiusages sur les vignes, céréales, en maraichage, arboriculture, horticulture et gazons...).

19 SA sont retrouvées avec une fréquence de détection supérieure à 50%. Parmi les SA retrouvées avec les plus fortes teneurs dans les eaux, on note la présence d'AMPA (teneur de plus de 500 ng/L) et de glyphosate (~87 ng/L) obtenues par échantillonnages ponctuels, mais aussi de métolachlor (total)(~200 ng/L), et son métabolite OA (~60 ng/L), d'imazalil (fongicide sur pommes de terre et céréales, ~110 ng/L), d'AMPA (~40 ng/L), de carbendazim (~30 ng/L), obtenues par échantillonnage intégratif. 7 SA prioritaires ont été retrouvées avec des teneurs quantifiables dans les lagunes (tableau 9). Glyphosate et son produit de transformation l'AMPA ont été quantifiés aussi bien par l'échantillonnage ponctuel qu'intégratif. L'absence de composés de référence de la performance dans les POCIS MIP implique que les résultats intégratifs pour ces deux substances doivent être considérés avec précautions. Ce point sera abordé plus spécifiquement ci-après.

Tableau 9 : Fréquences de détection (%) des substances actives quantifiées au moins une fois au cours des legs 7, 8 et 9 du suivi OBSLAG 2020-21 par échantillonnage intégratif (POCIS), et concentrations moyenne (valeurs nulles incluses), minimale et maximale (en ng/L). AA-EQS : Norme de Qualité Environnementale en moyenne annuelle pour les substances prioritaires quantifiées (en ng/L). (ponctuel) : substances dosées directement dans l'eau par échantillonnage conventionnel. <ld : teneurs inférieures à la limite de détection du laboratoire. NB : les différents usages de ces substances sont rappelés en annexe 7.1.

Active substance	Code	Freq (%)	Conc. (ng/L)			AA-EQS
			Mean	Min	Max	
1 carbendazim	CAR	100	5.0	0.29	29.53	
2 diuron	DIU	100	0.9	0.14	3.2	200
3 tebuconazole	TZL	100	0.8	0.08	2.9	
4 terbutryn	TBY	100	0.4	0.01	1.5	6.5
5 atrazine-2-hydroxy	HA	97.0	2.0	<ld	7.2	
6 metalaxyl m	MTX	97.0	0.3	<ld	1.9	
7 simazine-hydroxy	HSMZ	93.9	2.8	<ld	22.8	
8 ametryn	AMY	90.9	0.2	<ld	0.5	
9 metolachlor total	MTO	84.8	7.3	<ld	200.1	
10 chlortoluron	CHL	78.8	1.6	<ld	20.78	
11 atrazine	ATZ	75.8	0.5	<ld	1.7	600
12 terbuthylazine	TBZ	75.8	0.3	<ld	2.5	
13 dimethomorph	DPH	66.7	0.5	<ld	6.6	
14 metolachlor OA	MTOoa	60.6	6.0	<ld	56.6	
15 isoproturon	ISO	60.6	0.03	<ld	0.2	300
16 bentazone	BEN	57.6	1.3	<ld	17.0	
17 DMSA	DMSA	57.6	0.3	<ld	1.9	
18 propyzamide	PZD	57.6	0.3	<ld	2.3	
19 DMST	DMST	51.5	0.11	<ld	0.7	
20 terbuthylazine-desethyl (DET)	DET	39.4	0.3	<ld	1.9	
21 metazachlor	MTA	39.4	0.02	<ld	0.1	
22 simazine	SMZ	36.4	0.3	<ld	3.4	1000
23 hexazinone	HEX	30.3	0.2	<ld	1.3	
24 metolachlor ESA	MTOea	27.3	3.4	<ld	28.1	
25 AMPA	AMP	27.3	3.0	<ld	40.1	
26 DIA	DIA	27.3	0.3	<ld	2.9	
27 irgarol	IRG	24.2	0.01	<ld	0.1	2.5
28 azoxystrobin	AZO	21.2	0.2	<ld	3.5	
29alachlor	ALA	21.2	0.11	<ld	0.8	300
30 AMPA_(ponctuel)	AMPw	19.4	27.6	<ld	500.6	
31 linuron	LIN	18.2	0.07	<ld	1.2	
32 propiconazole	PZL	18.2	0.07	<ld	0.9	
33 flazasulfuron	FLA	15.2	0.08	<ld	1.2	
34 imazalil	IMZ	6.1	3.6	<ld	111.4	
35 DEA	DEA	6.1	0.3	<ld	6.3	
36 boscalid	BOS	6.1	0.03	<ld	0.9	
37 prochloraz	PCL	6.1	0.02	<ld	0.5	
38 glyphosate_(ponctuel)	GLYw	5.6	3.6	<ld	87.1	
39 nicosulfuron	NIC	3.0	0.2	<ld	5.2	
40 imidacloprid	IMI	3.0	0.11	<ld	3.5	
41 glyphosate	GLY	3.0	0.10	<ld	3.2	
42 carbofuran	CBF	3.0	0.05	<ld	1.7	
43 prometryn	PRY	3.0	0.01	<ld	0.2	
44 propachlor	PRO	3.0	0.005	<ld	0.2	
45 dimetachlor	DIM	3.0	0.001	<ld	0.04	

3.2.3 Risques liés aux effets individuels : les "drivers" du risque

L'ensemble des $QR_{\text{individuels}}$ ont été calculés selon l'équation 2 et rassemblés en annexe 7.4. Outre l'effet du mélange qui sera abordé dans un deuxième temps, lorsque certaines substances dépassent leur propre valeur seuil ($QR_{\text{individuel}} > 1$), elles peuvent être considérées individuellement comme préoccupantes, pouvant présenter un risque pour la biodiversité des écosystèmes lagunaires. On les nommera dans la suite du document des « drivers » du risque. Le tableau 10 fait le bilan du nombre de dépassement de seuil individuel pour les substances quantifiées dans le cadre des suivis OBSLAG, et notamment au cours du suivi 2020-21 (legs 7, 8 et 9). Le tableau 11 présente les substances dépassant leur seuil individuel (drivers) par lagune et par leg.

93% des échantillons réalisés depuis le début du suivi OBSLAG présentent au moins un pesticide dépassant sa valeur seuil individuelle, et pouvant être considéré comme préoccupant pour la biodiversité des écosystèmes lagunaires. Aucune lagune n'est donc épargnée par la problématique des pesticides (tableau 11). Les dépassements individuels tendent toutefois à diminuer au cours des 3 derniers legs, parallèlement au nombre de pesticides détectés, sans doute plus en raison de conditions climatiques favorables (temps plus sec entraînant moins d'apports au cours des périodes de suivi) que de réelles mesures de gestion mises en œuvre sur les bassins versants (tableau 10). La réglementation n'a en effet pas évolué entre les premiers legs et cette dernière année de suivi pour les substances considérées dans ce travail.

Parmi les substances à l'origine de ces dépassements, il n'y a aucune substance prioritaire DCE (aucune n'a dépassé sa NQE au cours de l'étude). 13 substances présentent un risque individuel pour *a minima* un écosystème lagunaire lors du suivi 2020-21 (c'est du même ordre que l'année 2018-19, qui comptait 12 SA dans ce cas, et un peu en retrait par rapport à la première année de suivi 2017-18, avec 15 SA). On retrouve d'une part des substances similaires à celles retrouvées au cours des legs de 2017-19, à savoir : i) les 4 herbicides (**métolachlor-total-, hexazinone, flazasulfuron et chlorotoluron**) et certains de leurs produits de dégradation (**métolachlor OA, métolachlor ESA**) dont ceux de l'atrazine (**atrazine-2-hydroxy** et **DEA**), substance prioritaire interdite depuis le début des années 2000 mais toujours retrouvée à l'état de traces dans les eaux, ii) le fongicide **carbendazim** et iii) l'insecticide néonicotinoïde **imidacloprid**. Et d'autre part, on retrouve en tant que « nouveaux » drivers en 2020-21 les herbicides **glyphosate** et **nicosulfuron** ainsi que l'insecticide **carbofuran** (tableau 10). Chacun n'a dépassé sa valeur seuil qu'à une seule reprise, sur une lagune différente (respectivement, Canet, Berre et Biguglia) et pour la première fois depuis le début du suivi OBSLAG. A l'inverse, plusieurs drivers mis en évidence au cours des précédents legs (2017-19) n'ont pas été retrouvés en 2020-21, comme par exemple le produit de dégradation du diuron (34-DPMU), les herbicides chlorsulfuron et ametryn, et les fongicides propiconazole, tebuconazole et azoxystrobin.

Parmi les drivers du risque mis en évidence lors du suivi 2020-21, le métolachlor-total- et son métabolite OA (acide oxanilique), l'atrazine-2-hydroxy et le fongicide carbendazim sont de loin les plus préoccupants. Ils présentent en effet un risque généralisé, pour l'ensemble des legs et sur plus de 50% des prélèvements réalisés, comme c'était le cas lors des précédents suivis (tableau 10).

Hormis l'hexazinone et le carbofuran, interdits en France pour tous usages (depuis décembre 2007 pour le premier) (ANSES, 2020a), les 7 autres substances mères identifiées comme des drivers du risque en 2020-21, sont actuellement autorisées pour un usage phytosanitaire (s-métolachlor, flazasulfuron, chlorotoluron, glyphosate, nicosulfuron) ou biocide (carbendazim, imidacloprid) (annexe 7.1)(ANSES, 2020b, 2020a).

Ces substances peuvent être considérées comme des "drivers du risque pesticide" en lagune dans la mesure où sans tenir compte de l'effet lié au mélange, elles entraînent spécifiquement un risque chronique pour la biodiversité de ces écosystèmes (annexe 7.3). Des actions de gestion ciblées sur ces substances pourraient ainsi permettre de réduire considérablement le risque individuel et par voie de conséquence le risque lié aux mélanges de pesticides, même si celui-ci ne sera vraisemblablement pas écarté systématiquement. Parmi les actions possibles, on peut noter :

- la limitation des usages pour les 7 substances actives actuellement encore autorisées,
- la limitation des doses homologuées, en-deçà des limitations déjà opérées,
- la limitation du transfert vers le réseau hydrologique par des mesures agro-environnementales allant au-delà des mesures actuelles, par exemple extension de la zone non traitée au-delà de 5m autour des cours d'eau, rajout de haies et zones naturelles non traitées autour des parcelles pour limiter les dérives.
- leur inscription comme des substances Spécifiques de l'Etat Ecologique (PSEE) de la DCE voire comme substances prioritaires seraient également de nature à améliorer leur contrôle, le suivi de leurs impacts, le suivi de l'efficacité des mesures de gestion et leur visibilité pour la recherche écotoxicologique.
- l'acquisition de données d'effets sur des espèces marines permettant d'enrichir les jeux de données écotoxicologiques et ainsi limiter les facteurs d'extrapolation utilisés.

Tableau 10 : Bilan du nombre de dépassement du seuil d'effet individuel ($QR_{indiv} > 1$) pour les pesticides quantifiés au cours des différents legs du suivi OBSLAG (legs 7, 8 et 9 = suivi 2020-21).

Active substance	Nbr de dépassement du seuil d'effet ($QR_{indiv} > 1$) au cours du leg n° :									
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	total
carbendazim	3	11	8	11	9	10	7	8	6	73
atrazine-2-hydroxy (HA)	11	11	8	4	2	9	8	8	5	66
metolachlor OA	9	8	6	7	5	6	2	10	4	57
metolachlor	0	9	7	2	7	8	4	10	8	55
hexazinone	7	8	6	11	9	3	3	3	4	54
flazasulfuron	0	10	2	3	6	1	0	4	0	26
imidacloprid	2	9	3	5	2	0	1	0	0	22
34-DPMU	5	8	2	4	1	1	0	0	0	21
metolachlor ESA	2	3	1	1	1	0	0	2	1	11
atrazine-déséthyl (DEA)	0	3	0	0	2	2	0	1	0	8
chlorotoluron	0	5	0	0	0	0	0	1	0	6
propiconazole	1	4	1	0	0	0	0	0	0	6
azoxystrobin	0	1	0	1	0	0	0	0	0	2
chlorsulfuron	0	0	0	2	0	0	0	0	0	2
ametryn	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1
carbofuran	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1
glyphosate	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1
tebuconazole	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1
nicosulfuron	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1
total	42	90	44	51	44	40	26	48	29	

Tableau 11 : Bilan des pesticides contribuant au risque chronique individuel au cours du suivi OBSLAG. Les drivers, substances dépassant leurs valeurs seuils individuelles ($QR_{individuel} > 1$), sont indiqués par leur code (cf légende sur le tableau 9). La coloration grise indique l'absence de diagnostic.

Lagune/Point	Année hydro : 2017-2018			2018-2019			2020-2021		
	LEF n° 1	2	3	4	5	6	7	8	9
	sept.-oct. 17	mars-avril 18	juin-juil. 18	sept.-oct. 18	mars-avril 19	juin-juil. 19	sept.-oct. 20	mars-avril 21	juin-juil. 21
Caneil/CNS	34-DPMU, HA, CAR, IMI	34-DPMU, HA, AZO, CAR, FLA, IMI, MTOOa	34-DPMU, HA, CAR, IMI, MTO	CAR, FLA, HEX, IMI	CAR, FLA, IMI	HA, CAR, FLA, MTO	HA, CAR, IMI	HA, CAR, FLA, GLY, MTOOa, MTO	
La Palme/LAP	HA, MTOOa	HA, CAR, FLA, IMI		CAR, FLA	FLA, IMI, MTO	HA, CAR, FLA, MTO	HA	HA, CAR, FLA, MTOOa, MTO	HA, CAR, MTO
Bages/BGS	HA, HEX, MTOOa	34-DPMU, HA, CAR, FLA, HEX, IMI, MTOOa, MTO	34-DPMU, HA, HEX, MTOOa, MTO	CAR, HEX, IMI, MTOOa	CAR, HEX, MTOOa, MTO	HA, CAR, HEX, MTOOa, MTO		HA, CAR, HEX, MTOOa, MTO	HEX, MTO
Bages/BGM	34-DPMU, HA, HEX, MTOOa	34-DPMU, HA, CAR, FLA, HEX, IMI, MTOOa, MTO	HA, CAR, MTOOa, MTO	HA, CAR, HEX, IMI, MTOOa, MTO	CAR, FLA, HEX, MTOOa, MTO	HA, CAR, MTOOa, MTO	HA, CAR, HEX, MTO	HA, CAR, FLA, HEX, MTOOa, MTO	HA, CAR, HEX, MTOOa, MTO
Ayrolle/AYR	HA, CAR, HEX, IMI, MTOOa	HA, CAR, CHL, FLA, HEX, IMI, MTOOa, MTOOa, MTO	HA, CAR, HEX, IMI, MTOOa, MTOOa, MTO	CAR, HEX, IMI, MTOOa, MTOOa, MTO	CAR, FLA, HEX, MTOOa, MTO	CAR, MTOOa, MTO	HA, CAR, HEX, MTOOa, MTO	HA, CAR, CHL, FLA, HEX, MTOOa, MTOOa, MTO	HA, CAR, HEX, MTOOa, MTO
Thau/MAR	HA, MTOOa	34-DPMU, HA, CAR, CHL, FLA, IMI, MTOOa, MTO	CAR, HEX, IMI, MTO	CAR, CHS, HEX	CAR, HEX	HA, CAR, MTO	HA, CAR	MTOOa, MTO	MTO
Thau/BOU	34-DPMU, HA, MTOOa	HA, CAR, CHL, FLA, MTO	HA, CAR, FLA, HEX, MTOOa, MTO	CAR, CHS, HEX	CAR, HEX	HA, CAR, MTO		MTOOa, MTO	MTO
Vic/VIC	HA, MTOOa	34-DPMU, HA, DEA, CAR, CHL, FLA, HEX, IMI, MTOOa, MTO, PZL	HA, CAR	HA, CAR, HEX, MTOOa	CAR, HEX, MTO	HA, CAR, MTOOa		HA, CAR, MTOOa, MTO	MTO
Mejean/MEW	HA, MTOOa, MTOOa	34-DPMU, HA, DEA, CAR, FLA, HEX, IMI, MTOOa, MTO, PZL	HA, CAR, FLA, MTOOa, MTO	HA, CAR, HEX, MTOOa	HA, DEA, CAR, FLA, HEX, MTOOa, MTO	HA, DEA, CAR, MTOOa, MTO	HA, CAR, MTO	HA, CAR, MTOOa, MTO	CAR, MTOOa, MTO
Oy/ORW	HA, CAR, HEX, MTOOa, MTOOa	34-DPMU, HA, DEA, CAR, CHL, FLA, HEX, IMI, MTOOa, MTOOa, MTO, PZL	HA, CAR, HEX, MTOOa	HA, AZO, CAR, HEX, IMI, MTOOa	HA, DEA, CAR, FLA, HEX, MTOOa, MTOOa, MTO	HA, DEA, CAR, HEX, MTOOa	HA, CAR, MTOOa, MTO	HA, DEA, CAR, MTOOa, MTOOa, MTO	HA, CAR, MTOOa, MTOOa, MTO
Berre/BER	34-DPMU, HA, HEX	34-DPMU, HA, HEX, MTOOa, MTO		FLA, HEX, MTOOa	HEX	HEX	HA, CAR, HEX, MTO, NIC		
Bigugliat/BIN	34-DPMU, AMV, HA, HEX, PZL, TZL	HA, CAR, HEX, PZL	HEX, PZL	CAR, HEX					HA, CAR, CBF, HEX

3.2.4 La question du glyphosate et de son métabolite AMPA

L'échantillonnage intégratif via POCIS pour doser ces deux substances est opérationnel depuis peu (Berho et al., 2017). C'est pourquoi celles-ci ont été dosées en parallèle dans des échantillons d'eau ponctuels et dans les nouveaux POCIS MIP au cours du suivi 2020-21. Si aucune des valeurs ponctuelles retrouvées ne dépasse sa valeur seuil en concentration maximale admissible, l'apport de l'échantillonnage intégratif a d'ores et déjà montré tout son potentiel puisqu'il souligne cette année un risque chronique potentiel pour le glyphosate qui n'aurait pas été mis en évidence autrement (pour l'étang de Canet au cours du leg n°8). Les données ponctuelles vs intégratives pour ces deux substances restent relativement cohérentes sans toutefois être exactement similaires, ce qui pouvait être attendu compte tenu de la différence de mode d'échantillonnage et du fait que seul un prélèvement ponctuel a été réalisé lors de chaque exposition de POCIS. Les résultats pour cette substance et son métabolite doivent cependant être considérés avec précautions car les « nouveaux » POCIS MIP utilisés pour les rechercher ne disposent pas (encore) de composés de référence de la performance (PRC) permettant de corriger le taux de transfert théorique (R_s) de ces composés de l'eau vers la phase absorbante. Ce taux de transfert est obtenu dans des conditions contrôlées de laboratoire (Berho et al., 2017), qui sont bien souvent différentes des conditions d'exposition *in-situ*, en particulier des conditions des écosystèmes lagunaires. L'utilisation d'un PRC permet de réajuster ce facteur à des conditions d'échange plus proches de celles de la réalité. Si les conditions de laboratoire (agitation, température et fouling notamment) sont très différentes de celles rencontrées *in-situ*, des différences peuvent être attendues dans les résultats. Cette méthode est d'ailleurs utilisée pour l'ensemble des autres substances.

Le glyphosate est donc bien considéré comme un driver du risque pour la lagune de Canet cette année. Lui et son métabolite, l'AMPA, pourront ainsi participer à la construction de l'indicateur de risque cumulé de la même manière que les autres substances, compte tenu du mode d'échantillonnage intégratif utilisé (POCIS), similaire avec celui des autres SA.

3.2.5 Risques liés aux effets cumulés : la problématique des mélanges de pesticides

Les $QR_{cumulés}$ issus des différents échantillons acquis ont été calculés selon l'équation 2 (annexe 7.5). Une synthèse par station et par leg est présentée ci-dessous (tableau 12), en reprenant le code couleur de la grille de lecture (tableau 7). Les graphiques des $QR_{cumulés}$ par leg sont également synthétisés en annexe 7.6.

Il existe un risque chronique fort d'atteinte à la biodiversité de tous les écosystèmes lagunaires étudiés, lié à la présence de mélanges de pesticide dans leurs eaux ($QR_{cumulés} > 1$), pour toutes les périodes suivies en 2020-21 (tableau 12). Les étangs de Thau, Vic et Biguglia sont les lagunes qui présentent les risques médians les plus faibles alors que les étangs de Canet, Bages, Ayrolle et Or présentent les risques médians les plus forts. Même si on supprimait l'effet individuel des substances dépassant leur valeur seuil (en considérant le $QR_{individuel}$ de ces drivers = 0)(tableau 11), l'effet des mélanges de pesticides présents dans les lagunes entraînerait encore un risque chronique potentiel pour $\frac{3}{4}$ des prélèvements réalisés dans le cadre de cette étude (75,9%). Ces résultats confirment ceux des précédents legs : **les mélanges de pesticides constituent une problématique à part entière pour les lagunes.**

Tableau 12 : Bilan du risque chronique global ($QR_{cumulé}$) lié à la présence de pesticides dans les lagunes du suivi OBSLAG 2020-21.

Station	LEG n°7	8	9	QR median 2020-21
	Sept-Oct 2020	Mars-Avril 2021	Juin-Juillet 2021	
CNS	127	53		90.0
BGM	76	85	72	76.0
AYR	39	50	40	39.9
ORW	38	1047	33	37.9
BGS		27	21	24.1
MEW	8.9	95	7.3	8.9
LAP	3.0	11	8.8	8.8
BER	11		2.9	6.8
MAR	3.4	8.7	2.6	3.4
VIC	1.3	48	2.8	2.8
BOU	1.9	5.2	2.1	2.1
BIN	1.6	1.6	9.0	1.6
QR median	8.9	48.4	8.8	

De fortes valeurs de $QR_{cumulés}$ obtenues cette année sont liées à des valeurs de $QR_{individuels}$ également très fortes (par exemple pour l'imidacloprid, l'hexazinone, la carbendazim, le métolachlor...) (annexe 7.4). Ces dernières pourraient souvent être réduites simplement en améliorant la connaissance des effets de ces substances sur des espèces marines, permettant ainsi d'enrichir la base de données écotoxicologiques et diminuer les facteurs de sécurité utilisés. Dans ce contexte, leur prise en compte pour évaluer l'effet des mélanges est complexe, car l'indicateur n'est pas construit pour prendre en considération de tels écarts. Par ailleurs, ne pas les considérer dans l'effet du mélange est non réaliste puisqu'ils sont bien présents.

L'indicateur lié aux mélanges sert à comparer chaque lagune ou période relativement aux autres. Dans l'absolu, dès lors qu'il dépasse 1, il y a lieu de considérer que le mélange de pesticides peut avoir un effet potentiel mais au-delà, compte tenu de l'importance des valeurs individuelles de certains drivers, il n'y a pas de proportionnalité entre ce dernier et le risque potentiel *in-situ*. Autrement dit, le mélange de pesticides de ORW lors du leg 8 (dont le $QR_{cumulé}$ est égal à 1000) n'est pas 500 fois plus dangereux que celui de BOU lors des legs 7 ou 9, dont la valeur est proche de 2.

3.2.5.1 Effet de l'année hydrologique

La moyenne des $QR_{cumulés}$ par année hydrologique n'est pas significativement différente entre les 3 années suivies, passant de 108.6 en 2017-18 à 43.2 en 2018-19, puis 58.8 en 2020-21 ($p = 0.19$)(figure 8). 2020-21 se place dans la même gamme de valeurs de risque cumulé que les autres années avec pourtant un nombre de SA recherchées plus important (75 contre 72 précédemment dont 7 SA différentes), et un nombre moyen de SA détectées largement moins important (19 SA détectées en moyenne par prélèvement contre environ 30 lors des deux précédentes années hydrologiques suivies) (figure 7). Ceci est lié à une valeur exceptionnelle de risque, de plus de 1000 pour le métolachlor (total) obtenue lors du leg 8 à ORW (concentration intégrée assez

exceptionnelle de 200 ng/L dans l'eau de cette lagune). Cette valeur tire ainsi la moyenne annuelle des QR vers le haut. Sans elle, le $QR_{\text{cumulé}}$ moyen pour 2020-21 serait de 27.9, soit le plus faible enregistré depuis les débuts du suivi OBSLAG, de manière assez logique compte tenu du faible nombre de SA détectées (annexe 7.2).

3.2.5.2 Effet de la saison

Contrairement aux résultats des deux premières années de suivi, il y a bien un effet lié à la saison sur le $QR_{\text{cumulé}}$ moyen lorsqu'on prend en compte les 3 années du suivi OBSLAG (c'est-à-dire qu'on rajoute les données 2020-21 aux précédentes). Le risque chronique moyen est significativement différent entre l'hiver ($QR_{\text{cumulé}}$ moyen = 117.9) et le printemps ($QR_{\text{cumulé}}$ moyen = 20.9), en revanche, l'automne n'est différent ni de l'une ni de l'autre des saisons ($QR_{\text{cumulé}}$ moyen = 67.9). **Le risque chronique lié à la présence de pesticides dans l'ensemble des lagunes considérées conjointement montre un caractère saisonnier, ce risque est significativement plus fort en hiver qu'au printemps. Cette différence de risque ne présume toutefois en rien d'une potentielle différence saisonnière d'impact sur les organismes lagunaires**, en effet la sensibilité des organismes n'entre pas en compte dans l'indicateur QR. Or cette sensibilité dépend de leur état physiologique et de leur maturité (par ex : faiblesse physiologique liée à la période de reproduction, sensibilité accrue des juvéniles...), et des conditions environnementales (pics de chaleurs, de salinité, présence d'autres polluants, stress multiples...) qui peuvent moduler l'impact théorique saisonnier de ces mélanges. Par ailleurs, ces résultats montrent des différences saisonnières de risque moyen qui ne tiennent pas compte de la composition qualitative des mélanges. Celle-ci est importante car elle peut entraîner un risque ciblé pour certaines espèces plutôt que d'autres, qui peut fluctuer en fonction des saisons alors que le QR moyen peut rester stable. L'ensemble de ces remarques confirment l'importance de suivre différentes saisons pour mieux évaluer le risque lié à la présence des mélanges de pesticides dans les lagunes, mais suggère de ne pas donner trop d'importance à l'indicateur « $QR_{\text{cumulé}}$ moyen saisonnier » qui ne considère que le niveau d'effet cumulé théorique sans considérer les cibles spécifiques potentielles liées à la composition même du mélange. Une manière d'aller au-delà de cette limite serait de mettre en œuvre l'étape 2 d'évaluation du risque proposée par Backhaus and Faust (2012), c'est-à-dire en utilisant le modèle CA de manière plus stricte, spécifiquement par niveau trophique. Cette méthode ne permettrait toutefois pas de pallier aux différences de sensibilité saisonnières des espèces qui ont été globalement peu étudiées.

3.2.5.3 Effet Station/Lagune

Il existe une différence significative de risque inter-station ou inter-lagune ($p = 0.0123$) (figure 8). **Les étangs de Canet et de l'Or possèdent à nouveau le risque chronique moyen le plus élevé sur l'ensemble de l'étude, tous legs et toutes années confondus ($QR_{\text{cumulé}}$ moyen > 209). Ils constituent un groupe homogène séparé des autres lagunes en termes de niveau de risque. L'ensemble des autres lagunes ne montrent pas de différences significatives de $QR_{\text{cumulé}}$ moyens, lesquels sont compris entre 7.6 et 69.7.** Globalement le risque est considéré comme fort systématiquement lors de chacun des legs suivis et sur chaque lagune, et il est autant lié à la présence de substances dépassant leur seuil individuel de qualité qu'à l'effet du mélange des substances dans les eaux (tableaux 11 et 12).

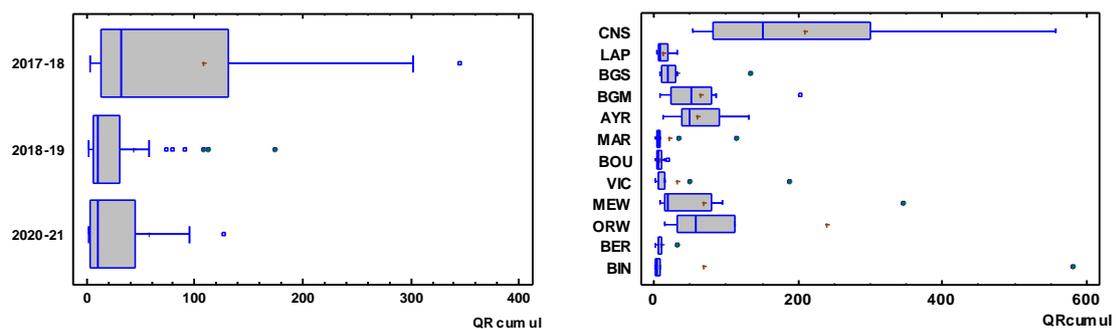


Figure 8 : Quotients de Risque cumulé présentés par année hydrologique (toutes lagunes et tous legs confondus)(à gauche) et par station (toutes années et tous legs confondus)(à droite).

En résumé...

Les pesticides constituent une problématique ubiquiste sur les lagunes. Quarante-trois substances différentes ont été quantifiées au moins une fois au cours du suivi 2020-21 (soit 19 substances en moyenne par prélèvement). C'est moins que les deux années précédentes (respectivement 27.4 et 30.6 SA en moyenne par prélèvement). Au niveau saisonnier, c'est toujours en hiver que le nombre de substances quantifiées est le plus important (29.5 substances différentes en moyenne au cours de l'hiver 2020-21). L'étang de Canet (CNS) est la lagune où est quantifié le plus grand nombre de substances simultanément dans les eaux, en moyenne 26 (avec un maximum de 31), et l'étang de Biguglia (BIN) la plus faible (en moyenne 13.3).

Quatre SA ont été détectées dans 100% des échantillons. Il s'agit des herbicides diuron et terbutryn, et deux fongicides, carbendazim et tebuconazole. Parmi les SA retrouvées avec les plus fortes teneurs dans les eaux, on note la présence d'AMPA (>500 ng/L) et de glyphosate (~87 ng/L) obtenues par échantillonnages ponctuels, mais aussi de métolachlor (total)(~200 ng/L), et son métabolite OA (~60 ng/L), d'imazalil (~110 ng/L), d'AMPA (~40 ng/L), de carbendazim (~30 ng/L), obtenues par échantillonnage intégratif. Sept SA prioritaires ont été retrouvées avec des teneurs quantifiables dans les lagunes.

93% des échantillons réalisés dans cette étude présentent un pesticide dépassant sa valeur seuil. Les dépassements individuels tendent toutefois à diminuer en 2020-21 par rapport aux suivis précédents, parallèlement au nombre de pesticides détectés, sans doute en raison de conditions climatiques favorables. Parmi les substances en cause, il n'y a aucune substance prioritaire DCE (aucune n'a dépassé sa NQE au cours de l'étude). En revanche, 13 substances présentent un risque individuel pour a minima un écosystème lagunaire lors du suivi 2020-21 (c'est du même ordre que l'année 2018-19, qui comptait 12 SA dans ce cas, et un peu en retrait par rapport à la première année de suivi 2017-18, avec 15 SA). Parmi ces « drivers du risque » 2020-21, le métolachlor-total- et son métabolite OA (acide oxanilique), l'atrazine-2-hydroxy et le fongicide carbendazim sont de loin les plus préoccupants. Ils présentent en effet un risque généralisé, pour l'ensemble des legs et sur plus de 50% des prélèvements réalisés, comme c'était le cas lors des précédents suivis. A noter que le glyphosate et l'AMPA ont fait l'objet cette année d'un double échantillonnage, ponctuel et intégratif. Ce dernier a montré sa pertinence car le glyphosate fait bien partie des 13 drivers du risque chronique lié à la présence de pesticides dans les lagunes. Même s'il est retrouvé assez peu fréquemment dans les lagunes (Freq de détection < 10%), il dépasse sa valeur seuil dans la lagune de Canet.

Outre les effets individuels, il existe un risque chronique d'atteinte à la biodiversité de tous les écosystèmes lagunaires étudiés, lié à la présence de mélanges de pesticide dans leurs eaux, pour toutes les périodes suivies en 2020-21. Les étangs de Thau, Vic et Biguglia sont les lagunes qui présentent les risques médians les plus faibles alors que les étangs de Canet, Bages, Ayrolle et Or présentent les risques les plus forts. Même si on supprimait l'effet individuel des substances dépassant leur valeur seuil, l'effet des mélanges de pesticides présents dans les lagunes entraînerait encore un risque chronique potentiel pour $\frac{3}{4}$ des prélèvements réalisés dans le cadre de cette étude (75,9%). Toutes les lagunes resteraient concernées par ce risque lié aux mélanges lors d'un prélèvement a minima. Ces résultats confirment ceux des précédents legs : les mélanges de pesticides constituent une problématique à part entière pour les écosystèmes lagunaires.

3.3 Quotient de Risque par lagune

3.3.1 Etang de Biguglia

La station de suivi BIN a été choisie sur l'Etang de Biguglia en raison de sa proximité avec le principal cours d'eau se jetant dans cette lagune, le Bevinco. Peu de données étaient disponibles avant ce suivi Obslag concernant la présence de pesticides sur cette lagune. L'étude PEPS-LAG, basée sur un suivi réalisé fin juin 2010 avec des POCIS, n'indiquait pas de pression particulière liée aux pesticides à cette époque (Munaron et al., 2013), conclusion validée par les suivis DCE 2015 et 2018, réalisés également au printemps (Bouchouca et al., 2019; Witkowski et al., 2017). **Ce suivi OBSLAG confirme que cette lagune est peu exposée aux pesticides, individuellement (tableau 11), et en mélanges (tableau 12, figure 8). Le risque chronique y est globalement le plus faible des lagunes suivies, mais il est très variable (tableau 13).** C'est encore le cas en 2020-21 avec l'un des plus petits risques cumulés enregistrés lors des legs 7 et 8 (1.6, soit le plus petit depuis le début du suivi OBSLAG sur cette lagune), mais qui s'élève à 9 lors du dernier leg printanier (tableaux 12, 13, figure 9). Cette valeur reste toutefois très éloignée de la valeur de risque enregistrée lors du premier leg sur cette lagune (580, valeur recalculée avec les données écotoxicologiques 2020-21) (tableau 13). Les mélanges retrouvés sur cette lagune se distinguent une fois de plus de ceux des lagunes métropolitaines par leur caractère tout à fait singulier, sans doute en lien avec des usages particuliers propres à cette lagune et son bassin versant. C'est par exemple la seule lagune où l'herbicide métolachlor (l'un des principaux drivers du risque sur les lagunes métropolitaines) et ses métabolites ne dépassent pas leurs valeurs seuils, et c'est aussi la seule lagune où l'insecticide carbofuran les dépasse (cf leg 9) (figure 9). Cet insecticide est interdit pour tous usages depuis 2008. De plus, on y retrouve toujours des niveaux assez importants de fongicides comme la carbendazim et des substances de la famille des triazoles (propiconazole par exemple), comme cela avait déjà été souligné lors du 1^{er} leg de ce suivi en 2017-18. Ces substances sont autorisées pour des usages biocides (traitement du bois et des façades) et seule la tebuconazole est également autorisée pour des usages phytosanitaires comme fongicide large spectre et multi-usages. Au niveau des herbicides participant le plus au risque sur cette lagune, l'hexazinone est retrouvé lors du leg 9, c'est une substance interdite depuis 2007 pour tous usages. L'hydroxy-atrazine, produit de transformation de l'atrazine, également interdite depuis 2003 contribue également à ¼ du risque annuel sur cette lagune en 2020-21.

Tableau 13 : Evolution du nombre de pesticides détectés et du quotient de risque chronique global ($QR_{cumulé}$) sur l'étang de Biguglia (BIN) au cours du suivi OBSLAG.

Station	Leg	Nbr_Pest	Saison	Année	QRcum
BIN	1	15	automne	2017-18	580.5
BIN	2	17	hiver	2017-18	9.4
BIN	3	23	printemps	2017-18	3.6
BIN	4	26	automne	2018-19	5.2
BIN	5	28	hiver	2018-19	1.9
BIN	6	23	printemps	2018-19	3.2
BIN	7	11	automne	2020-21	1.6
BIN	8	12	hiver	2020-21	1.6
BIN	9	17	printemps	2020-21	9.0

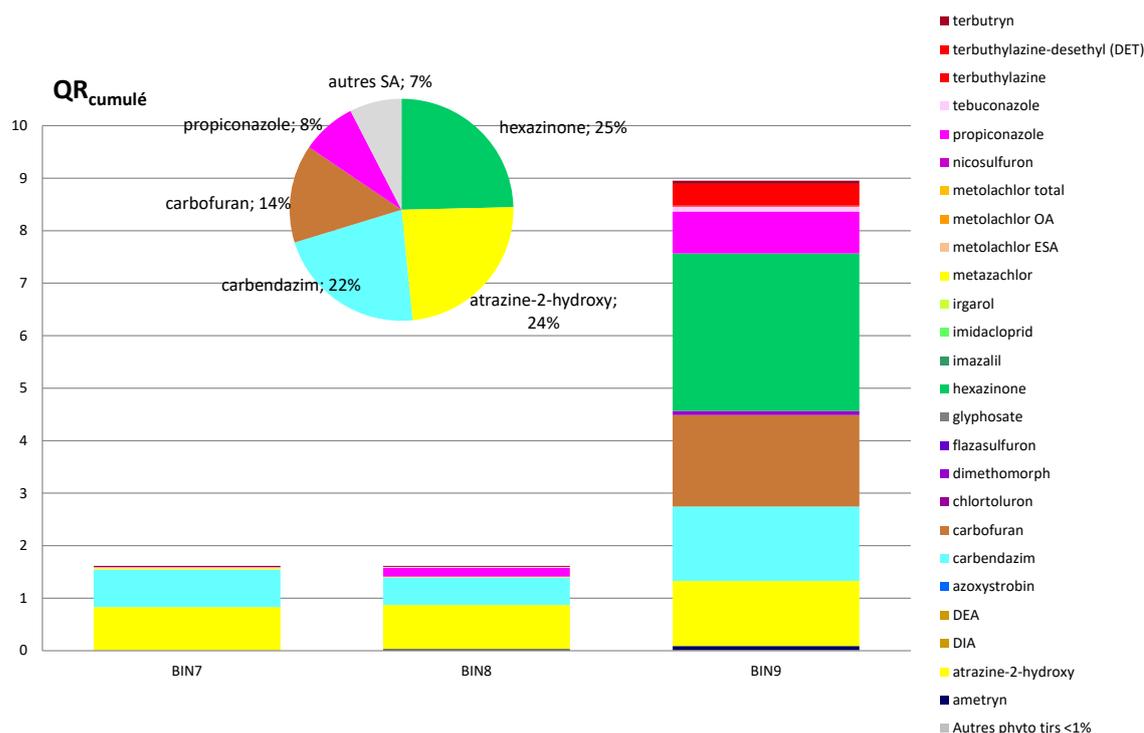


Figure 9 : Quotient de Risque (QR) cumulé à la station BIN sur l'étang de Biguglia au cours des 3 legs du suivi 2020-21, et répartition des principales substances contribuant au risque sur cette lagune.

3.3.2 Etang de Berre

Le risque pesticide chronique sur l'étang de Berre est modéré en 2020-21 (tableau 12, figure 8), et dans la gamme 2.9-31.8 depuis les débuts du suivi OBSLAG (tableau 14). Cette lagune obtient toutefois comme plusieurs autres lagunes sa plus faible valeur de QR_{cumulé} cette année lors du leg 9 (tableau 14).

Tableau 14 : Evolution du nombre de pesticides détectés et du quotient de risque chronique global (QR_{cumulé}) sur l'étang de Berre (BER) au cours du suivi OBSLAG.

Station	Leg	Nbr_Pest	Saison	Année	QRcum
BER	1	25	automne	2017-18	6.9
BER	2	31	hiver	2017-18	31.8
BER	3		printemps	2017-18	
BER	4	31	automne	2018-19	7.2
BER	5	34	hiver	2018-19	6.4
BER	6	30	printemps	2018-19	6.4
BER	7	19	automne	2020-21	10.8
BER	8		hiver	2020-21	
BER	9	21	printemps	2020-21	2.9

Dans l'absolu, ce risque est néanmoins considéré comme fort sur l'ensemble des legs où il a pu être mesuré, souvent à cause de l'effet du mélange de substances mais aussi à cause des herbicides métolachlor (total), hexazinone et du métabolite de l'atrazine, l'hydroxy-atrazine

individuellement (tableau 12, figure 10). Ces derniers sont interdits pour tous usages depuis respectivement 2003 et 2007. A noter que c'est la seule lagune où l'herbicide nicosulfuron, autorisé pour le désherbage des céréales et notamment du maïs, dépasse sa valeur seuil individuelle au cours du leg 7, contribuant ainsi à 11% du risque global sur cette lagune au cours de l'année 2020-21. C'est également la seule lagune où les échantillonneurs POCIS ont été perdus ou complètement détériorés deux fois sur les 9 expositions réalisées.

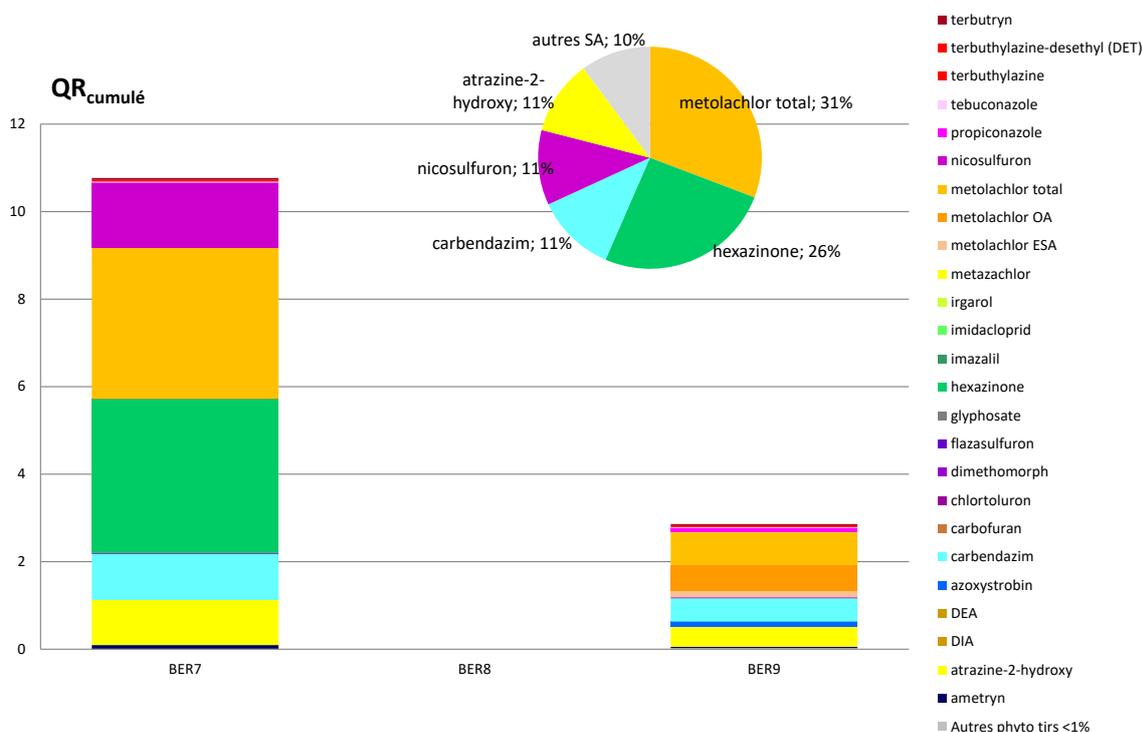


Figure 10 : Quotient de Risque (QR) cumulé à la station BER centre sur l'étang de Berre au cours des 3 legs du suivi 2020-21, et répartition des principales substances contribuant au risque sur cette lagune.

3.3.3 Etang de l'Or

L'étang de l'Or est sans doute l'une des lagunes les plus exposées à la problématique pesticides (Munaron, 2012; Munaron et al., 2020, 2017, 2013; Vollaire and Munaron, 2010; Witkowski et al., 2016). Au cours des précédents suivis OBSLAG, le risque chronique pour la lagune, lié à la présence de pesticides a été jugé fort toute l'année, ceci même si les substances composant ce risque évoluaient au fil des usages et des apports saisonniers (Munaron et al., 2020, 2017). Cela a également été le cas lors du présent suivi 2020-21 (figure 11). **L'étang de l'Or est la lagune considérée comme l'une des deux lagunes les plus à risque vis-à-vis de la problématique des pesticides parmi l'ensemble des lagunes suivies (vis-à-vis du QR_{cumulé} moyen, et elle arrive au 4^e rang cette année vis-à-vis du QR_{cumulé} médian) (tableau 12, figure 8). Ce risque chronique est systématiquement lié à l'effet du mélange et à l'effet de plusieurs substances dépassant individuellement leurs valeurs seuils (tableau 11).** Le risque maximal est une fois de plus obtenu à la fin de l'hiver lors du suivi 2020-21 (comme en 2017-18 et 2018-19) (tableau 15). **C'est d'ailleurs ce dernier hiver 2020-21 qui enregistre la valeur maximale de risque chronique (1046.9), toutes lagunes et tous legs confondus.** Cette valeur de risque est liée à la plus forte

teneur en métolachlor (total) mesurée dans un écosystème lagunaire depuis le début du suivi OBSLAG (200 ng/L, dans un échantillon situé au centre de la lagune -ORW-, et pour une salinité comprise entre 21 et 24 au cours de la période d'exposition des POCIS) (figure 11). Plusieurs cours d'eau instrumentés ou non apportent de nombreuses SA à cette lagune (EauFrance, 2020). La plupart des drivers du risque pesticides ont été quantifiés sur le Salaision à l'exception du métolachlor, lequel a été en revanche le seul (avec les incontournables glyphosate et AMPA) à être quantifié sur le Bérage. D'autres substances (non drivers) sont bien entendu aussi apportées par ces cours d'eau qui drainent un bassin versant aux usages variés. Cette variété des usages de pesticides doit être considérée comme une problématique majeure pour cette lagune car au-delà du métolachlor, carbendazim > HA > DEA > azoxystrobin > chlortoluron > DET > terbuthylazine > ametryn contribuent tous significativement aussi à l'effet du mélange.

Tableau 15 : Evolution du nombre de pesticides détectés et du quotient de risque chronique global (QR_{cumulé}) sur l'étang de l'Or (ORW) au cours du suivi OBSLAG.

Station	Leg	Nbr_Pest	Saison	Année	QRcum
ORW	1	25	automne	2017-18	57.9
ORW	2	37	hiver	2017-18	775.6
ORW	3	27	printemps	2017-18	14.4
ORW	4	33	automne	2018-19	58.0
ORW	5	37	hiver	2018-19	112.9
ORW	6	30	printemps	2018-19	26.2
ORW	7	17	automne	2020-21	37.9
ORW	8	28	hiver	2020-21	1046.9
ORW	9	22	printemps	2020-21	33.0

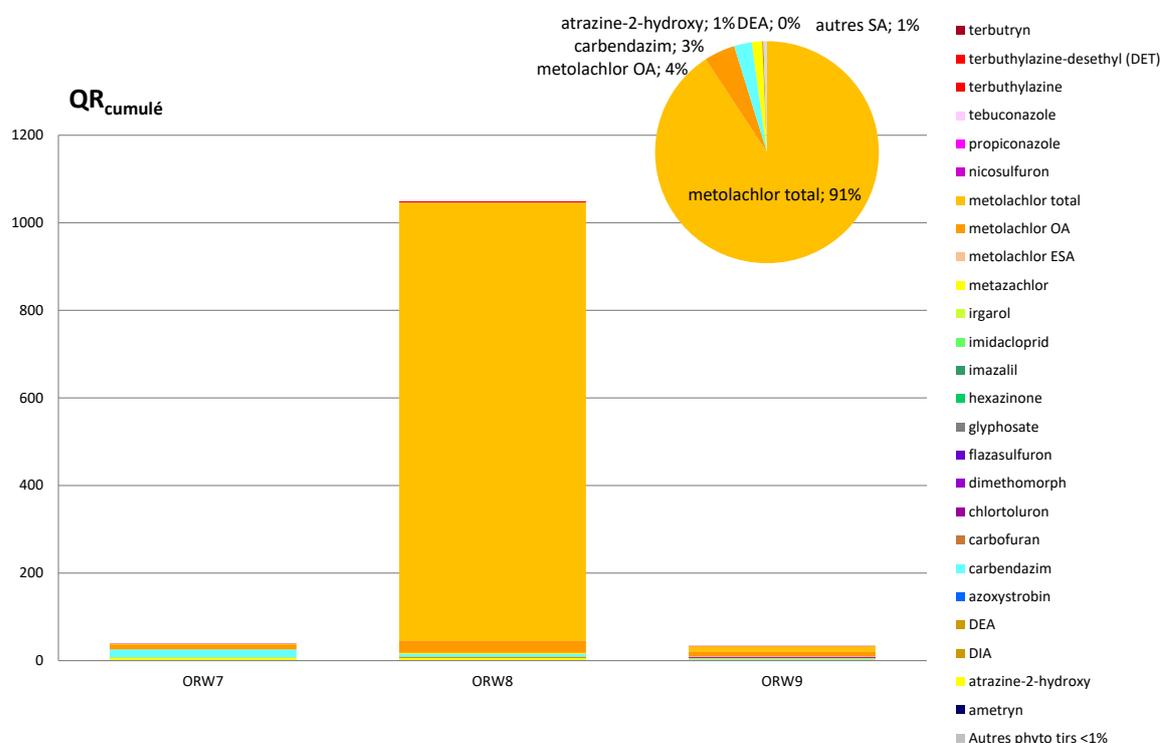


Figure 11 : Quotient de Risque (QR) cumulé à la station ORW à l'ouest de l'étang de l'Or au cours des 3 legs du suivi 2020-21, et répartition des principales substances contribuant au risque sur cette lagune.

3.3.4 Etang du Méjean

L'étude PEPS-LAG, basée sur un suivi réalisé fin juin 2010 avec des POCIS, avait montré une exposition aux pesticides assez importante dans la lagune, avec 31 substances actives différentes retrouvées (Munaron et al., 2013), pour seulement 21 retrouvées quelques années plus tard lors du suivi DCE 2015 (Witkowski et al., 2016). Les résultats du présent suivi confirment ce niveau d'exposition (de 15 à 37 substances différentes retrouvées entre 2017 et 2021), considéré comme moyen relativement aux autres lagunes suivies (tableau 8). Cela entraîne également **un risque qui est jugé fort (dans la gamme 7.3-345) mais situé dans la moyenne des lagunes suivies** (tableau 12, figure 8). **Ce risque est le plus bas enregistré sur cette lagune, comme pour plusieurs autres au cours du suivi 2020-21, au cours des legs 7 et 9 (tableau 16)**. Comme pour l'étang de l'Or, son voisin, ce risque chronique est systématiquement lié à la présence de mélanges de pesticides dans les eaux autant qu'à certaines substances individuelles qui dépassent leur valeurs seuils. La composition en pesticides des deux lagunes est d'ailleurs très similaire, de même que ceux contribuant le plus au risque global : métolachlor pour 74%, métolachlor OA, carbendazim et HA (figure 12). Leur évolution temporelle est également très similaire avec le risque maximum mesuré pour le leg 8, au cours de l'hiver 2021. Le Lez est la seule rivière qui alimente directement cette lagune et qui contribue probablement à y apporter de nombreuses substances (EauFrance, 2020). Parmi les drivers du risque pesticide retrouvés dans le Méjean au cours du suivi, le glyphosate, l'AMPA, le métolachlor et la propiconazole ont été quantifiés à plusieurs reprises sur ce cours d'eau entre 2015 et 2019, fréquemment pour les deux premiers (et jusqu'à 0.53 µg/L) et plus rarement et à plus faibles concentrations pour les deux autres (jusqu'à 0.071 µg/L).

Tableau 16 : Evolution du nombre de pesticides détectés et du quotient de risque chronique global ($QR_{cumulé}$) sur l'étang du Méjean (MEW) au cours du suivi OBSLAG.

Station	Leg	Nbr_Pest	Saison	Année	QRcum
MEW	1	21	automne	2017-18	41.9
MEW	2	37	hiver	2017-18	345.1
MEW	3	29	printemps	2017-18	18.6
MEW	4	31	automne	2018-19	16.0
MEW	5	36	hiver	2018-19	78.8
MEW	6	29	printemps	2018-19	16.1
MEW	7	15	automne	2020-21	8.7
MEW	8	24	hiver	2020-21	95.1
MEW	9	15	printemps	2020-21	7.3

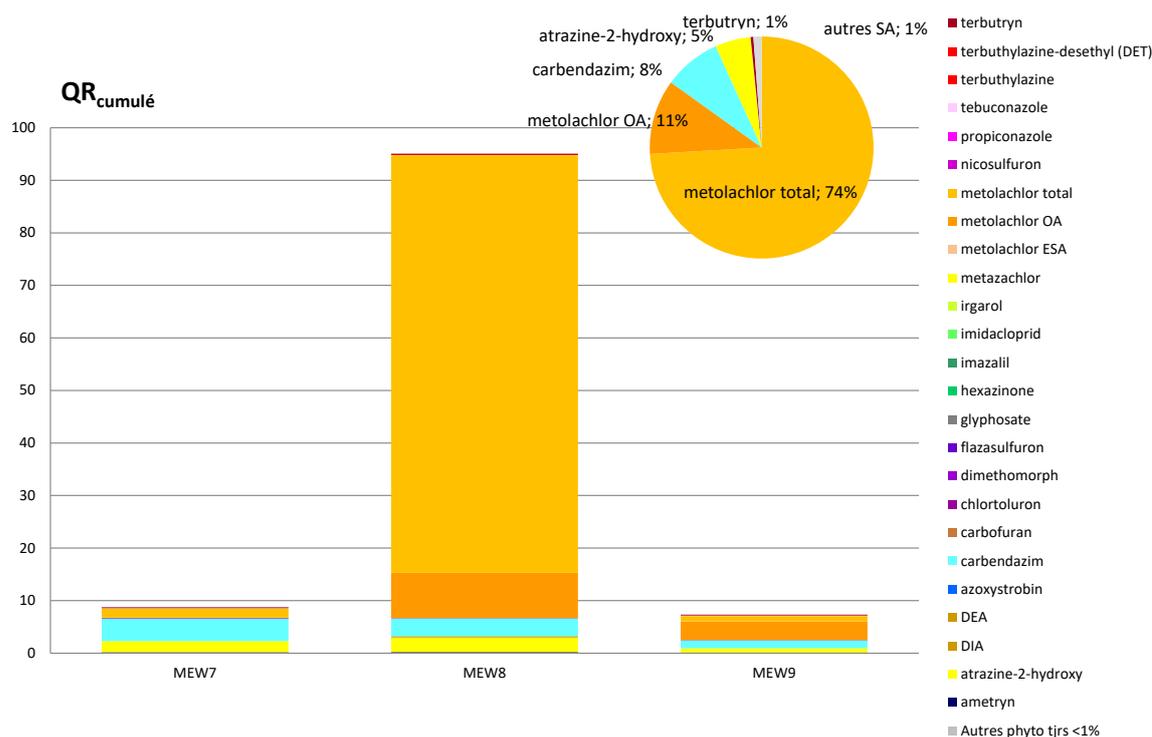


Figure 12 : Quotient de Risque (QR) cumulé à la station MEW à l'ouest de l'étang du Méjean au cours des 3 legs du suivi 2020-21, et répartition des principales substances contribuant au risque sur cette lagune.

3.3.5 Etang de Vic

Outre une source souterraine karstique qui alimente modestement cette lagune en eau douce, aucune rivière ne se jette directement dans l'étang. Situé à l'ouest du complexe des étangs palavasiens, plus loin des apports du Lez et de la Mosson que l'étang du Méjean, et disposant d'un bassin versant direct moins étendu, l'étang de Vic est aussi moins exposé que ce dernier aux pesticides. Si les premiers legs de OBSLAG situaient cette lagune plutôt dans la moyenne de l'exposition des lagunes (avec entre 7 et 36 substances retrouvées jusqu'à présent (tableau 17)). Le suivi 2020-21 replace Vic dans la fourchette basse avec en moyenne 4 substances de moins retrouvées par prélèvement par rapport au Méjean (14 SA en moy), ce qui la place au 2^e rang des lagunes les moins exposées cette année (tableau 8). En matière de risque, **Vic enregistre au cours du leg 7 le risque chronique le plus faible mesuré en 2020-21 sur l'ensemble des lagunes (QR_{cumulé} = 1.3) et également le plus faible enregistré sur Vic depuis le début des suivis OBSLAG (tableaux 12 et 17).** Cela place Vic en 3^e position des lagunes les moins à risque cette année. **Malgré tout et comme pour toutes les lagunes, ce risque est jugé fort sur chacun des legs suivis. Ce risque chronique est lié à la présence de mélanges de pesticides dans les eaux autant qu'à certaines substances individuelles dépassant leurs valeurs seuils (tableau 11) sauf lors du leg n°7 où seul l'effet du mélange à déclassé cette lagune.** La composition des mélanges de pesticides retrouvés sur cette lagune est très proche de celle de l'étang du Méjean, et également de celle de l'Or, ce qui semble assez logique compte tenu de leur communication hydrologique le long du canal du Rhône à Sète (ces deux lagunes étant situées en amont de l'étang de Vic). On ne note ainsi cette année aucune spécificité du point de vue de cette composition.

Tableau 17 : Evolution du nombre de pesticides détectés et du quotient de risque chronique global (QR_{cumulé}) sur l'étang de Vic (VIC) au cours du suivi OBSLAG.

Station	Leg	Nbr_Pest	Saison	Année	QRcum
VIC	1	21	automne	2017-18	13.6
VIC	2	36	hiver	2017-18	187.7
VIC	3	24	printemps	2017-18	5.8
VIC	4	27	automne	2018-19	14.1
VIC	5	30	hiver	2018-19	7.0
VIC	6	26	printemps	2018-19	6.3
VIC	7	7	automne	2020-21	1.3
VIC	8	23	hiver	2020-21	48.4
VIC	9	13	printemps	2020-21	2.8

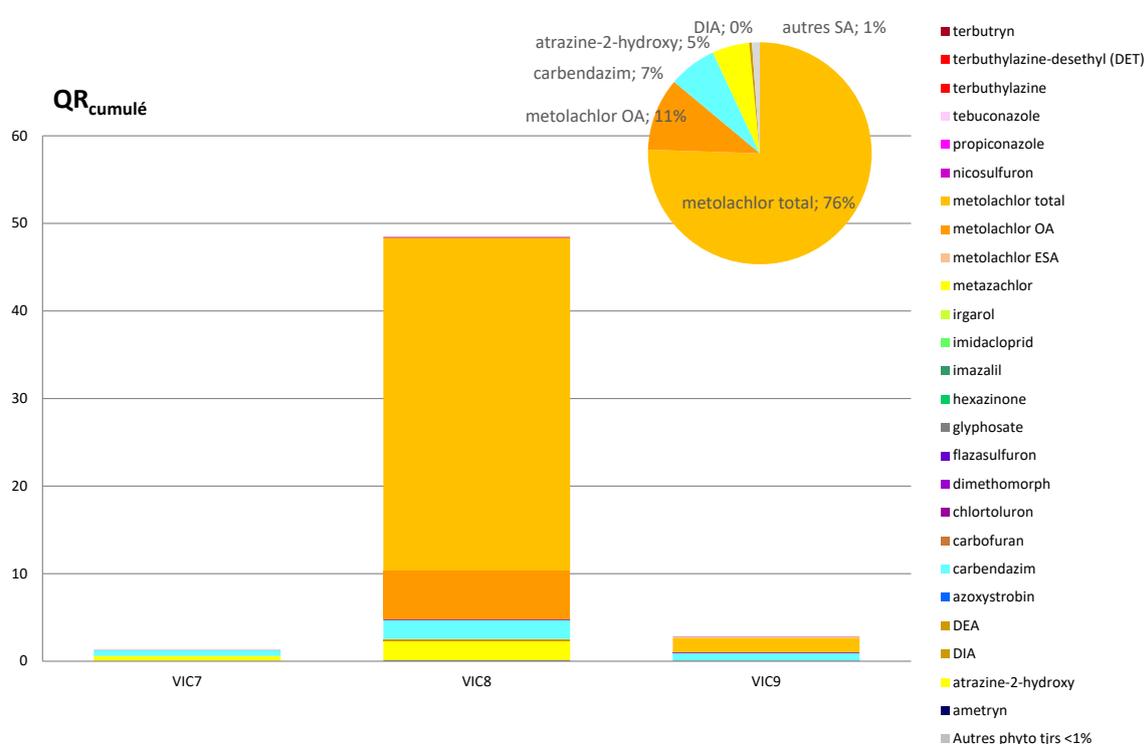


Figure 13 : Quotient de Risque (QR) cumulé à la station VIC sur l'étang éponyme au cours des 3 legs du suivi 2020-21, et répartition des principales substances contribuant au risque sur cette lagune.

3.3.6 Etang de Thau

L'étang de Thau fait partie des lagunes les moins exposées aux pesticides (entre 16 et 33 SA) (tableau 8). C'est aussi l'une des moins à risque au cours de ce suivi (2^e rang des lagunes les moins à risque pour le point BOU et 4^e pour MAR)(tableau 11). **Dans l'absolu, le risque chronique lié à la présence de pesticides y est néanmoins jugé fort au cours de chacun des legs suivis (QR_{cumulé}>1), et pour les deux stations de mesure, mais il est aussi le plus faible enregistré depuis les débuts du suivi OBSLAG sur ces deux stations (QR médian total = 2.1 et 3.4 respectivement pour BOU et MAR) (tableau 11, figure 8).** Comme pour plusieurs autres lagunes cette année, les legs 7 et 9 ont enregistré les plus faibles niveaux de risque chronique sur les deux points de l'étang

de Thau (tableau 18). MAR obtenant des valeurs un peu plus fortes que BOU, ce qui est assez régulièrement le cas sauf au cours des legs 1 et 5 (tableau 18). Il semble donc y avoir une réelle différence d'exposition entre ces deux points, malgré l'échantillonnage intégratif qui lisse l'information, probablement liée à la proximité avec des sources un peu différentes entre est et ouest du bassin versant. La partie ouest est en effet la plus variée en termes d'usages avec une activité de maraichage, céréales et culture de melons plus développée qu'elle ne l'est à l'est, où la viticulture domine encore plus fortement les surfaces cultivées (Envilys and SMBT, 2013). **Le risque pesticide sur Thau lors de l'année 2020-21, est autant le fait de substances dépassant individuellement leur valeur seuil que de l'effet du mélange de substances présent dans les eaux, sauf au cours du leg 7 où seul l'effet du mélange décline le point BOU et seul l'effet individuel décline le point MAR** (tableau 11). Malgré cette différence, la dynamique interannuelle du risque pesticide et même la composition globale des substances sont très similaires sur ces deux points (figure 14). Le métolachlor (total) et son métabolite OA contribuent majoritairement au risque sur cette lagune, de même que le produit de transformation hydroxy-atrazine et le fongicide carbendazim (figure 14), de manière similaire aux autres lagunes héraultaises suivies (Or, Méjean, Vic). La carbendazim n'est autorisée qu'en usage biocide pour le traitement des ouvrages de maçonnerie, des murs et façades, et a été interdite au plus tard depuis 2010 pour les autres usages. Les différences de composition notées les années précédentes entre les deux points de Thau n'ont pas été mises en évidence cette année sauf pour l'azoxystrobin. Ce fongicide autorisé pour divers usages phytosanitaires et biocides est retrouvé spécifiquement à BOU au cours du leg 7 à faible teneur, mais pas à MAR.

Tableau 18 : Evolution du nombre de pesticides détectés et du quotient de risque chronique global ($QR_{cumulé}$) sur l'étang de Thau aux points BOU et MAR au cours du suivi OBSLAG.

Station	Leg	Nbr_Pest	Saison	Année	QRcum
BOU	1	21	automne	2017-18	10.1
BOU	2	30	hiver	2017-18	13.9
BOU	3	28	printemps	2017-18	20.1
BOU	4	28	automne	2018-19	5.5
BOU	5	29	hiver	2018-19	5.6
BOU	6	25	printemps	2018-19	4.8
BOU	7	18	automne	2020-21	1.9
BOU	8	21	hiver	2020-21	5.2
BOU	9	16	printemps	2020-21	2.1
MAR	1	21	automne	2017-18	6.1
MAR	2	33	hiver	2017-18	113.8
MAR	3	28	printemps	2017-18	35.2
MAR	4	27	automne	2018-19	8.6
MAR	5	30	hiver	2018-19	4.6
MAR	6	25	printemps	2018-19	4.7
MAR	7	16	automne	2020-21	3.4
MAR	8	21	hiver	2020-21	8.7
MAR	9	17	printemps	2020-21	2.6

La spécificité de l'étang de Thau par rapport aux autres lagunes du suivi est la présence marquée d'irgarol (ou cybutryne). Ce biocide antifouling est une substance prioritaire DCE qui a été interdite en 2016 en Europe, et probablement un peu plus récemment en France. S'il contribuait de manière significative au risque chronique sur les deux points de l'étang au cours des 3 premiers legs du suivi OBSLAG en 2017-18 ($QR_{individuel}$ dans la gamme 0.1-0.94), il semble être en décroissance constante depuis, entraînant chaque année de moins en moins de risque en lien

avec des teneurs de plus en plus faibles dans les eaux (QR_{ind} 2018-19 dans la gamme 0.04-0.3 et 2020-21 dans la gamme 0.01-0.05). Son interdiction récente semble avoir un impact positif sur la qualité des eaux de l'étang de Thau, limitant ainsi les risques potentiels associés. C'est donc un bon exemple de mesure de gestion efficace vis-à-vis d'une substance active biocide.

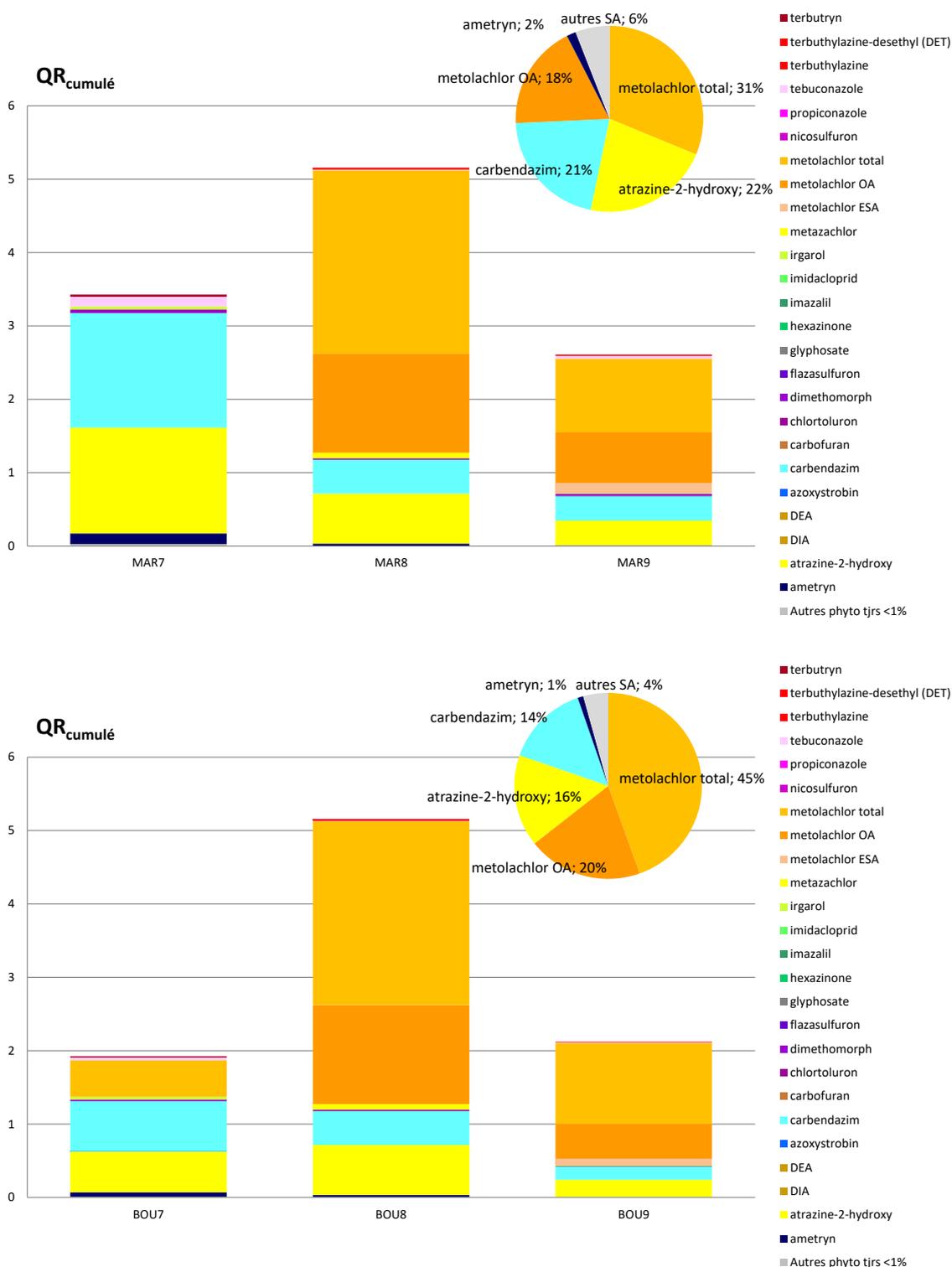


Figure 14 : Quotient de Risque (QR) cumulé aux stations MAR (zone de Marseillan) (graphe du haut) et BOU (zone de Bouzigues) (graphe du bas) sur l'étang de Thau au cours des 3 legs du suivi 2020-21, et répartition des principales substances contribuant au risque sur cette lagune.

Deux cours d'eau principaux alimentent l'étang de Thau, la Vène au nord-est et le Pallas plus à l'ouest. Ils font régulièrement l'objet de prélèvements par l'Agence de l'Eau Rhône Méditerranée et Corse (AERMC) pour la recherche de pesticides (EauFrance, 2020). Il a déjà été montré qu'ils apportaient du glyphosate et de l'AMPA lesquels n'ont pas été retrouvés cette année dans la lagune, et inversement, le métolachlor et ses métabolites n'avaient jamais été quantifiés avant 2019 sur ces cours d'eau, ce qui pose question compte tenu de leur présence systématique dans la lagune.

3.3.7 Etang de l'Ayrolle

L'étang de l'Ayrolle était l'une des rares lagunes à ne pas avoir été suivie dans le cadre de l'étude PEPS-LAG, en juin 2010 (Munaron et al., 2013). Les premières données de contamination en pesticides acquises par le PNR (Parc Naturel de la Narbonnaise), datent du printemps 2015 (mai/juin), en parallèle de la campagne DCE, avec le même type de protocole d'échantillonnage (POCIS). 25 substances avaient été retrouvées, indiquant une exposition modérée aux pesticides sur cette lagune, proche de celle de la lagune de Gruissan, et inférieure à celle de Campagnol (33 substances). Les suivis OBSLAG depuis 2017 révèlent une situation plus préoccupante et qui se confirme en 2020-21. Malgré un leg 9 qui a vu un minimum de SA retrouvées depuis les débuts du suivi OBSLAG sur cette lagune (soit 20 SA), **le nombre de substances retrouvées sur l'Ayrolle, compris entre 20 et 38, place cette lagune en 2^e position cette année parmi les lagunes les plus exposées aux pesticides (en moyenne 23.3 SA quantifiées par prélèvement) (tableau 8). Son QR_{cumulé} médian (39.9) la place également en 3^e position des lagunes les plus à risque vis-à-vis des pesticides cette année.** Plus préoccupant encore, alors que la plupart des lagunes ont montré un risque chronique en recul en 2020-21 par rapport aux précédentes années de suivi, **le risque chronique sur l'Ayrolle est du même ordre voire supérieur à celui de 2018-19 (tableau 19). C'est finalement l'une des lagunes où la problématique pesticide est la plus prégnante. Le risque chronique est jugé fort au cours de chaque campagne de mesure (tableau 19, figure 15).** Il est systématiquement composé à chaque leg, à la fois de substances dépassant individuellement leurs valeurs seuils (drivers du risque) et de l'effet des mélanges de substances présentes simultanément (tableau 11).

Tableau 19 : Evolution du nombre de pesticides détectés et du quotient de risque chronique global (QR_{cumulé}) sur l'étang de l'Ayrolle (AYR) au cours du suivi OBSLAG.

Station	Leg	Nbr_Pest	Saison	Année	QRcum
AYR	1	26	automne	2017-18	131.7
AYR	2	33	hiver	2017-18	99.4
AYR	3	29	printemps	2017-18	63.5
AYR	4	38	automne	2018-19	90.5
AYR	5	33	hiver	2018-19	12.3
AYR	6	30	printemps	2018-19	12.8
AYR	7	22	automne	2020-21	38.5
AYR	8	28	hiver	2020-21	50.1
AYR	9	20	printemps	2020-21	39.9

La composition des substances les plus à risque sur cette lagune, dominée par les herbicides hexazinone (44%) et métolachlor (15%), et par le fongicide carbendazim (22%) est assez proche de celle de l'étang de Bages, ce qui souligne des activités probablement très similaires à l'origine de ces apports, voire peut-être même des sources communes. L'hexazinone est interdite depuis 2007 et la carbendazim uniquement autorisée en usage biocide pour le traitement du bois et des façades. Le s-métolachlor reste autorisé pour les traitements herbicides sur céréales, pois, haricots, fèves et betteraves. Lagune au bassin versant relativement réduit, des apports indirects de pesticides doivent être envisagés via des échanges souterrains avec le canal de la robine (sur lequel a été quantifiée la majorité des drivers du risque pesticide entre 2017 et 2019 dans le cadre de suivis AERMC)(Données Naïades), ou bien via l'étang de Campagnol (également fortement exposé aux pesticides lors du suivi 2015), ou encore via des apports par des eaux souterraines issus du système karstique du massif de la Clape.

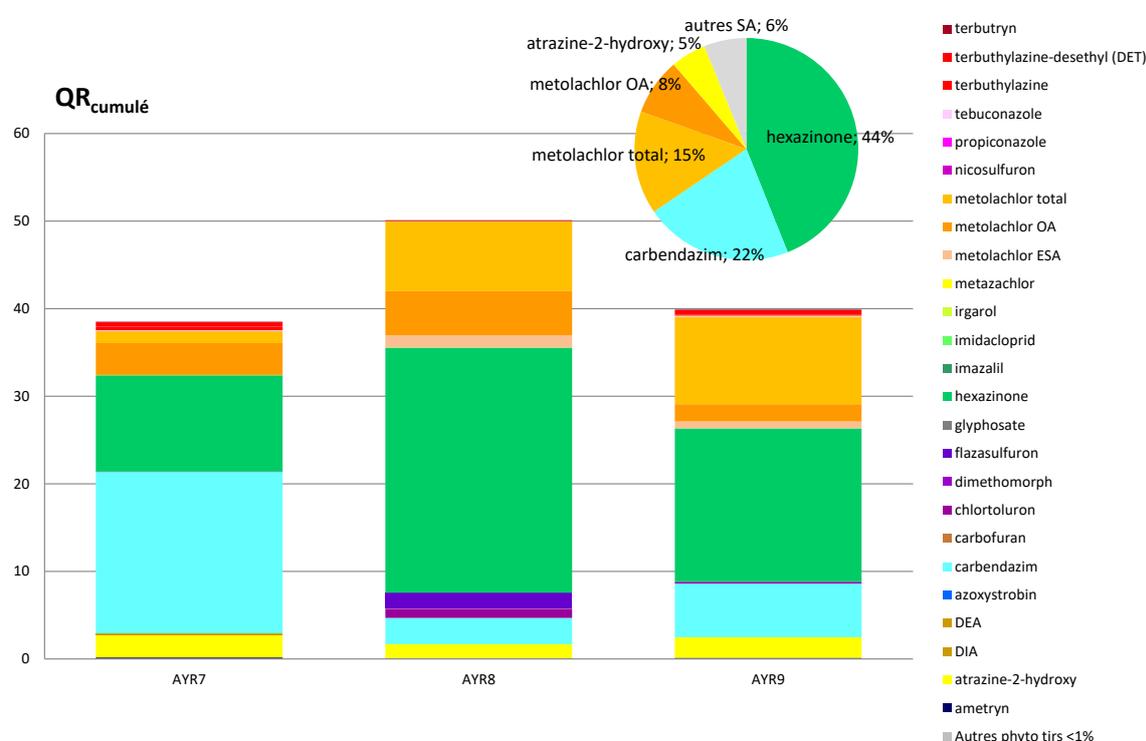


Figure 15 : Quotient de Risque (QR) cumulé à la station AYR sur l'étang de l'Ayrolle au cours des 3 legs du suivi 2020-21, et répartition des principales substances contribuant au risque sur cette lagune.

3.3.8 Etang de Bages-Sigean

L'étang de Bages présente une exposition aux pesticides qui peut être qualifiée de forte et variable. Arrivant parmi les lagunes les plus exposées lors du suivi PEPS-LAG en 2010, en terme de variété des substances actives (SA) retrouvées (35 différentes) (Munaron et al., 2013), cette lagune confirmait ce statut lors des premiers legs du suivi OBSLAG (jusqu'à 37 SA quantifiées simultanément au cours du leg 5 à BGM (tableau 20). En 2020-21, comme pour la majorité des autres lagunes, l'exposition a été plus limitée au cours des legs 7 et 9, probablement en lien avec un phénomène contextuel. Cependant, relativement aux autres lagunes, l'étang de Bages a eu une exposition modérée aux pesticides, caractérisée par 20 SA quantifiées en moyenne au point

BGM et 22 au point BGS (tableau 8). Malgré ces petites différences dans le nombre des SA détectées entre ces deux points, **la lagune est jugée en risque fort vis-à-vis de la problématique des pesticides sur ses deux stations et c'est bien au nord, dans la partie la plus confinée (BGM) que le risque est plus important (QR_{cumulé} médian = 76 et 24 respectivement pour BGM et BGS en 2020-21)** (tableau 12, figure 16). Ce gradient Nord-Sud de pression avait déjà été mis en évidence précédemment sur cette lagune pour des contaminants métalliques et organiques (Vouvé et al., 2014; Witkowski et al., 2016). **BGM est d'ailleurs au second rang des points les plus à risque vis-à-vis des pesticides au cours du suivi 2020-21** (tableau 12). Ce risque est à la fois constitué pour chacun des legs, par des substances dépassant leurs valeurs seuils et par l'effet du mélange de pesticides présents simultanément (tableau 11). Comme on pouvait s'y attendre sur cette lagune très cloisonnée et confinée, la station la plus au sud (BGS), plus proche du grau, est relativement moins impactée (tableau 20, figure 16). Si le canal de la Robine n'est sans doute pas étranger à la situation générale de l'étang (tous les drivers du risque pesticide mis en évidence dans cette étude y ont été quantifiés entre 2017 et 2019)(EauFrance, 2020), la Berre, rivière qui se jette dans la partie sud de la lagune, a également apporté les métabolites du métolachlor, du glyphosate et de l'AMPA au cours de cette même période (pour ne citer que les drivers lagunaires).

L'étang de Bages est surtout caractérisé, comme l'étang de l'Ayrolle, par la présence de l'herbicide hexazinone qui contribue à plus de 65% du risque chronique sur les 2 points, ainsi que par la présence de métolachlor (total) et son métabolite OA qui contribuent conjointement à plus de 11% du risque sur les 2 points. Malgré leur niveau de risque fort, qui semble écraser toute concurrence, cela ne signifie pas pour autant que ce sont les seules substances qui peuvent entraîner un risque pour les organismes vivants de cette lagune (au-delà du risque lié au mélange), en effet, plusieurs autres substances dépassent également individuellement leur valeur seuil mais soit de manière plus modérée soit plus ponctuellement : par exemple l'hydroxy-atrazine (produit de transformation de l'atrazine, herbicide interdit depuis 2003), la carbendazim (fongicide autorisé en usage biocide pour traiter le bois, les façades, murs et ouvrages de maçonnerie) ou l'herbicide flazasulfuron (autorisé en usage phytosanitaire sur les agrumes, vignes et oliviers et pour certains espaces verts et jardins), ce dernier n'est présent que lors du leg 8 (hiver 2021) .

Tableau 20 : Evolution du nombre de pesticides détectés et du quotient de risque chronique global (QR_{cumulé}) sur l'étang de Bages (BGS et BGM) au cours du suivi OBSLAG.

Station	Leg	Nbr_Pest	Saison	Année	QRcum
BGM	1	28	automne	2017-18	28.9
BGM	2	32	hiver	2017-18	203.3
BGM	3	29	printemps	2017-18	16.6
BGM	4	36	automne	2018-19	73.2
BGM	5	37	hiver	2018-19	9.2
BGM	6	33	printemps	2018-19	29.9
BGM	7	18	automne	2020-21	76.0
BGM	8	23	hiver	2020-21	85.4
BGM	9	19	printemps	2020-21	72.3
BGS	1	26	automne	2017-18	10.3
BGS	2	34	hiver	2017-18	133.8
BGS	3	29	printemps	2017-18	16.6
BGS	4	35	automne	2018-19	31.9
BGS	5	32	hiver	2018-19	7.9
BGS	6	30	printemps	2018-19	12.3
BGS	7		automne	2020-21	
BGS	8	25	hiver	2020-21	27.2
BGS	9	19	printemps	2020-21	21.0



Figure 16 : Quotient de Risque (QR) cumulé aux stations BGS (graphe du bas) et BGM (graphe du haut) sur l'étang de Bages-Sigean au cours des 3 legs du suivi 2020-21, et répartition des principales substances contribuant au risque sur cette lagune.

3.3.9 Etang de La Palme

29 SA différentes avaient été retrouvées au cours du suivi PEPS-LAG en juin 2010 sur cette lagune (Munaron et al., 2013), seulement 14 ont été retrouvées en 2015 lors du suivi DCE (Witkowski et al., 2016), et entre 15 et 28 au cours du suivi OBSLAG 2017-19 (tableau 21). En 2020-21, comme pour la majorité des autres lagunes, l'exposition aux pesticides a été moindre au cours des legs 7 et 9 et avec 15.7 SA quantifiées en moyenne par échantillon, **La Palme est la 3^e lagune la moins exposée aux pesticides du suivi. Le risque pesticide est fort dans l'absolu à tous les legs mais relativement aux autres lagunes suivies, on peut le considérer comme modéré (QR_{cumulé} médian = 8.8)** (tableau 11, figure 17).

Tableau 21 : Evolution du nombre de pesticides détectés et du quotient de risque chronique global (QR_{cumulé}) sur l'étang de La Palme (LAP) au cours du suivi OBSLAG.

Station	Leg	Nbr_Pest	Saison	Année	QRcum
LAP	1	15	automne	2017-18	6.8
LAP	2	28	hiver	2017-18	33.2
LAP	3		printemps	2017-18	
LAP	4	22	automne	2018-19	5.5
LAP	5	28	hiver	2018-19	27.1
LAP	6	25	printemps	2018-19	7.4
LAP	7	11	automne	2020-21	3.0
LAP	8	23	hiver	2020-21	11.0
LAP	9	13	printemps	2020-21	8.8

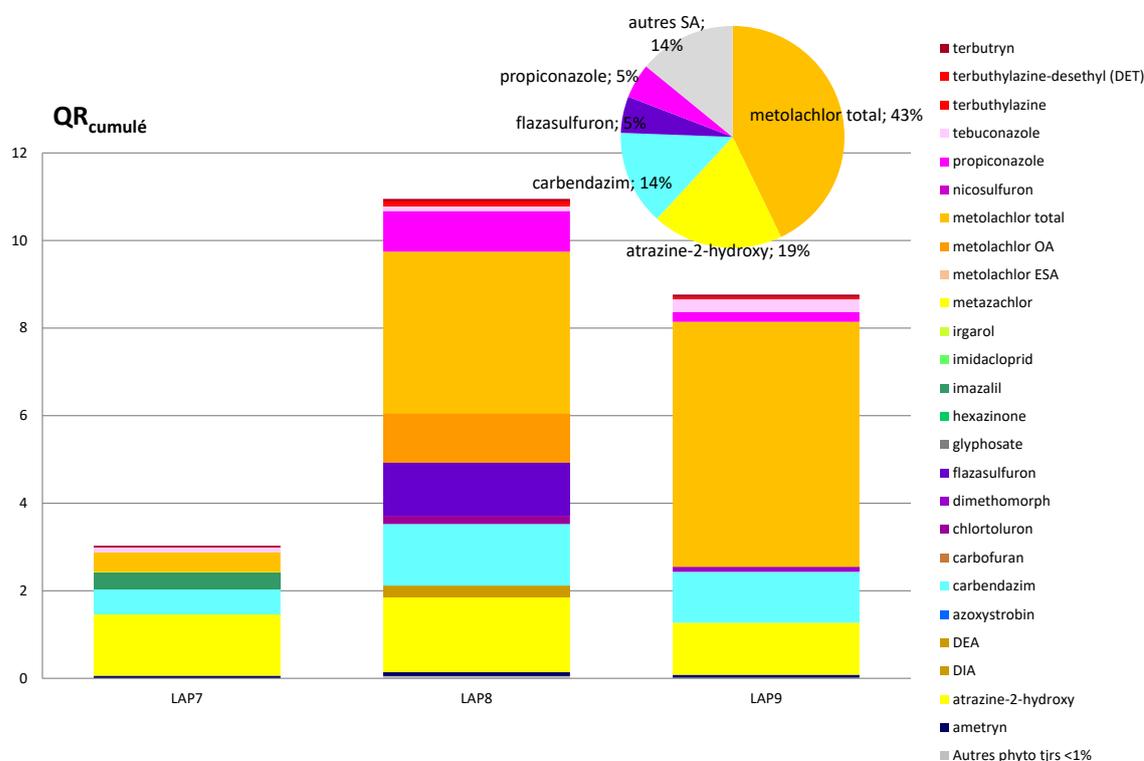


Figure 17 : Quotient de Risque (QR) cumulé à la station LAP sur l'étang de La Palme au cours des 3 legs du suivi 2020-21, et répartition des principales substances contribuant au risque sur cette lagune.

Le leg n°7 (automne 2020) enregistre le plus faible $QR_{\text{cumulé}}$ depuis les débuts du suivi OBSLAG sur l'étang de La Palme, sans doute en lien avec un phénomène contextuel. Contrairement à d'autres lagunes où 1 à 3 SA seulement écrasent les valeurs de risque cumulé, ici, c'est bien un groupe d'une dizaine de SA qui contribuent toutes sensiblement au même niveau, au risque lié au mélange (même sans être considérées comme des drivers). On retrouve évidemment, de manière assez similaire aux autres lagunes, le métolachlor et son produit de transformation OA, l'atrazine-hydroxy, la carbendazim, mais aussi plus spécifiquement, l'herbicide flazasulfuron, les fongicides imazalil, propiconazole et tebuconazole, le produit de transformation DIA ou les herbicides ametryn et terbutryn.

3.3.10 Etang de Canet

L'étang de Canet est connu pour être soumis à une importante pression anthropique, compte tenu d'un bassin versant extrêmement étendu comparativement à la surface et au volume de son plan d'eau. Par voie de conséquence, son exposition élevée aux pesticides et aux contaminants chimiques de manière plus large, avait déjà été soulignée à plusieurs reprises (Munaron et al., 2013; Vouvé et al., 2014; Witkowski et al., 2016). C'est encore le cas en 2020-21. **L'étang de Canet est en effet la lagune où la variété de pesticides retrouvés dans les eaux est la plus grande (entre 21 et 31 substances simultanément) (tableau 8). Contrairement aux précédents legs où le risque n'y était pas le plus fort, cette année, c'est bien l'étang de Canet qui arrive au 1^{er} rang des lagunes les plus à risque vis-à-vis de la problématique pesticides ($QR_{\text{cumulé}}$ médian total = 90) (tableau 12).** Malgré tout, il pâtit du fait que ses échantillons du leg 9 ont été perdus et n'ont pu contribuer au calcul du score de risque. En effet le printemps 2021 a été un leg relativement sec à Perpignan sur le bassin versant de l'étang de Canet, et ce contexte hydro-météorologique favorable aurait sans doute pu limiter les apports et ainsi le risque chronique.

En conséquence, le risque est jugé fort en 2020-21 sur cette lagune systématiquement à cause de l'effet du mélange et de l'effet de plusieurs substances dépassant individuellement leurs valeurs seuils (tableaux 11 et 22). Le métolachlor n'est surtout présent qu'au cours du leg 8 sur cette lagune où il dépasse sa valeur seuil ainsi que son produit de transformation OA (figure 18). Malgré cela, ce n'est pas cette substance qui contribue le plus au risque chronique global sur cette lagune. Il semble que spécifiquement sur ce bassin versant où de nombreuses parcelles de céréales jouxtent des zones de prélèvement d'eau potable dans des nappes peu profondes, les agriculteurs appliquent des mesures de gestion particulières ciblées sur le métolachlor, limitant son usage au-delà des recommandations nationales à proximité de ces zones sensibles (com. pers. UIPP). Ces mesures spécifiques semblent véritablement porter leurs fruits sur cette lagune où l'herbicide métolachlor (total) est finalement peu retrouvé depuis le début du suivi OBSLAG relativement aux autres lagunes, et n'est pas la SA la plus problématique pour la biodiversité de la lagune (tableau 11). Compte tenu de la problématique « métolachlor » bien plus prégnante sur d'autres lagunes du suivi, l'extension de ces mesures aux abords des écosystèmes lagunaires en général, et aux bassins versants lagunaires héraultais en particulier, pourrait être particulièrement bénéfique pour limiter le risque pour la biodiversité. Malgré cette spécificité, d'autres substances sont néanmoins très présentes dans la lagune et contribuent fortement au risque pesticide individuel et cumulé (figure 18). L'insecticide néonicotinoïde imidacloprid contribue ainsi à 65% du risque chronique cette année sur cette lagune, les herbicides glyphosate (17%) et flazasulfuron (2%), et le fongicide carbendazim à 8%. C'est en accord avec les suivis OBSLAG précédents au cours desquels ces substances avaient déjà été détectées et dépassaient également déjà leurs

valeurs seuils individuelles (tableau 11). Autre spécificité de la lagune de Canet, c'est la seule où le glyphosate dépasse sa valeur seuil d'effet chronique. Cette substance ainsi que son produit de transformation l'AMPA sont d'ailleurs retrouvées régulièrement sur l'Agulla de la Mar (EauFrance, 2020), de même que l'azoxystrobin, la carbendazim et l'imidacloprid. La variété des usages de pesticides sur le bassin versant de l'étang de Canet qui induit une grande variété de SA contribuant au risque lié au mélange dans la lagune (on peut citer aussi la tebuconazole, la terbutryn...) doit être considérée comme une problématique majeure pour cet étang. Toutes ces SA possèdent encore au moins un usage autorisé, phytosanitaire (métolachlor-s, glyphosate, flazasulfuron) ou biocide (imidacloprid, carbendazim, terbutryn), voire même les deux (tébuconazole, azoxystrobin).

Tableau 22 : Evolution du nombre de pesticides détectés et du quotient de risque chronique global (QR_{cumulé}) sur l'étang de Canet (CNS) au cours du suivi OBSLAG.

Station	Leg	Nbr_Pest	Saison	Année	QRcum
CNS	1	31	automne	2017-18	301.5
CNS	2	34	hiver	2017-18	298.8
CNS	3	29	printemps	2017-18	55.4
CNS	4	35	automne	2018-19	556.0
CNS	5	39	hiver	2018-19	173.9
CNS	6	33	printemps	2018-19	107.6
CNS	7	21	automne	2020-21	126.9
CNS	8	31	hiver	2020-21	53.0
CNS	9		printemps	2020-21	

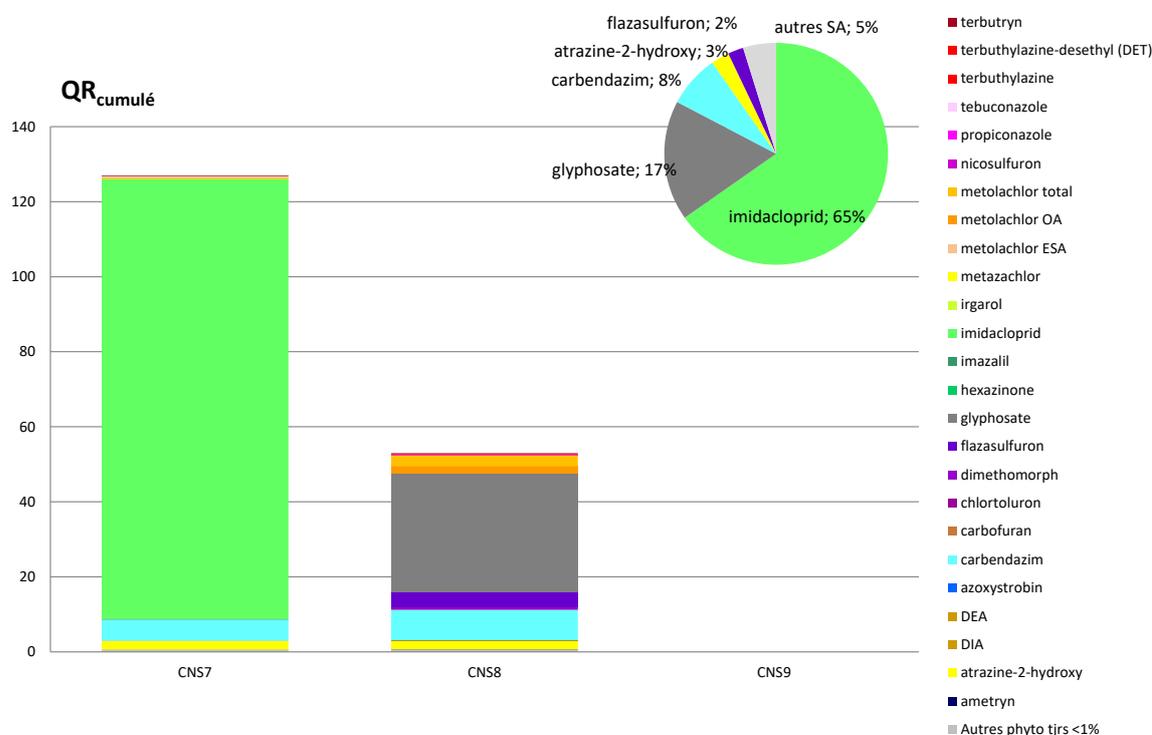


Figure 18 : Quotient de Risque (QR) cumulé à la station CNS sur l'étang de Canet au cours des 3 legs du suivi 2020-21, et répartition des principales substances contribuant au risque sur cette lagune.

4 Conclusions & Perspectives

Ces résultats OBSLAG permettent de dresser l'état des lieux 2020-21 du risque "pesticide" dans les milieux lagunaires méditerranéens, et son évolution depuis 2017. Cet état des lieux permet d'apporter une vision plus réaliste de la problématique des pesticides polaires dans les lagunes, et complémentaire à celle réglementaire de la DCE. Il met en évidence le caractère global et protéiforme de la contamination des lagunes par les pesticides, révélant les écosystèmes et les substances les plus à risque, et mettant en lumière l'intérêt de ne pas uniquement se focaliser sur des substances individuelles prioritaires (ce que fait à l'heure actuelle la DCE) mais aussi de prendre en compte les autres substances et le possible effet "cocktail" de l'ensemble.

93% des échantillons réalisés dans cette étude présentent au moins un pesticide dépassant sa valeur seuil. Les dépassements individuels tendent toutefois à diminuer en 2020-21 par rapport aux suivis précédents, parallèlement au nombre de pesticides détectés, sans doute en raison de conditions climatiques favorables. Parmi les substances en cause, il n'y a aucune substance prioritaire DCE (aucune n'a dépassé sa NQE au cours de l'étude). En revanche, 13 substances présentent un risque individuel pour a minima un écosystème lagunaire lors du suivi 2020-21 (c'est du même ordre que l'année 2018-19, et un peu en retrait par rapport à la première année de suivi 2017-18). Parmi ces « drivers du risque » 2020-21, le métolachlor-total- et son métabolite OA (acide oxanilique), l'atrazine-2-hydroxy et le fongicide carbendazim sont les substances actives les plus préoccupantes. Ils présentent en effet un risque généralisé, pour l'ensemble des legs et sur plus de 50% des prélèvements réalisés, comme c'était le cas lors des précédents suivis. Le glyphosate et l'AMPA ont fait l'objet cette année d'un double échantillonnage, ponctuel et intégratif. Ce dernier a montré sa pertinence car le glyphosate fait bien partie des 13 drivers du risque chronique lié à la présence de pesticides dans les lagunes. Même s'il est peu retrouvé dans les lagunes (freq de détection < 10%), il dépasse sa valeur seuil dans la lagune de Canet. Parmi les autres drivers figurent aussi les herbicides hexazinone, flazasulfuron, nicosulfuron et chlortoluron, les insecticides imidacloprid et carbofuran, les fongicides propiconazole et azoxystrobin, et les produits de transformation, métolachlor ESA et atrazine-deséthyl (DEA).

Outre les effets individuels, il existe un risque chronique d'atteinte à la biodiversité de tous les écosystèmes lagunaires étudiés, lié à la présence de mélanges de pesticide dans leurs eaux, pour toutes les périodes suivies en 2020-21. Les étangs de Thau, Vic et Biguglia sont les lagunes qui présentent les risques médians les plus faibles alors que les étangs de Canet, Bages, Ayrolle et Or présentent les risques les plus forts. Même si on supprimait l'effet individuel des substances dépassant leur valeur seuil, l'effet des mélanges de pesticides présents dans les lagunes entraînerait encore un risque chronique potentiel pour $\frac{3}{4}$ des prélèvements réalisés dans le cadre de cette étude (75,9%). Ces résultats confirment ceux des précédents legs : les mélanges de pesticides constituent une problématique à part entière pour les écosystèmes lagunaires.

Il faut néanmoins nuancer ces résultats, d'un côté, l'indicateur de risque QR ne représente pas la réalité, mais simplement une approche simplifiée permettant de prioriser le risque chronique lié aux pesticides sur les lagunes. De l'autre, i) l'ensemble des substances potentiellement présentes n'a pas été recherché (75 SA recherchées en 2020-21), et les effets évalués ne sont probablement pas exhaustifs, ii) les effets des formulations de pesticides ne sont pas non plus pris en compte (elles sont pourtant reconnues être plus nocives dans l'ensemble que les substances actives seules)(Nagy et al., 2020), iii) les interactions possibles entre pesticides ne sont pas considérées, alors que plusieurs études rapportent des synergies entre substances (Carvalho et al., 2014;

Dupraz et al., 2019, 2018; Koutsaftis and Aoyama, 2006), iv) les interactions possibles entre pesticides et d'autres contaminants ne le sont pas non plus (Gamain et al., 2018), ni avec des facteurs environnementaux (Fiori et al., 2013; Gamain et al., 2016; Holmstrup et al., 2010). Ces dernières questions au demeurant cruciales restent du domaine de la recherche, mais nécessitent d'être mises en avant car elles sont encore trop peu investiguées, souvent faute de financements.

A l'avenir, cette évaluation pourrait être améliorée en précisant sur quel(s) niveau(x) trophique(s) lagunaires le risque pesticide se porte, par exemple en mettant en œuvre les étapes supplémentaires de l'évaluation de risque proposées par Backhaus and Faust (2012), étapes plus réalistes d'un point de vue fondamental au niveau (éco)toxicologique. Si bien sûr il est utile de préciser ce risque pesticide, sa dynamique et ses déterminants, ces travaux montrent aussi qu'une limitation dès aujourd'hui des usages, par des actions législatives et de gestion simples pourrait améliorer rapidement la situation pour les lagunes. Les exemples de l'irgarol sur l'étang de Thau ou du métolachlor sur l'étang de Canet méritent d'être appliqués plus largement et durablement aux drivers du risque définis dans cette étude. Ceci milite pour une prise en compte globale, à l'échelle du continuum méditerranéen (bassin versant, cours d'eau, lagune et mer), de la problématique des pesticides.

5 Bibliographie

Les références listées ici sont uniquement celles citées dans le corps du document. Les références écotoxicologiques supplémentaires utilisées pour l'évaluation de la toxicité des pesticides sont rassemblées en fin d'annexe 7.3.

- Altenburger, R., Ait-Aissa, S., Antczak, P., Backhaus, T., Barceló, D., Seiler, T.B., Brion, F., Busch, W., Chipman, K., de Alda, M.L., de Aragão Umbuzeiro, G., Escher, B.I., Falciani, F., Faust, M., Focks, A., Hilscherova, K., Hollender, J., Hollert, H., Jäger, F., Jahnke, A., Kortenkamp, A., Krauss, M., Lemkine, G.F., Munthe, J., Neumann, S., Schymanski, E.L., Scrimshaw, M., Segner, H., Slobodnik, J., Smedes, F., Kughathas, S., Teodorovic, I., Tindall, A.J., Tollefsen, K.E., Walz, K.H., Williams, T.D., Van den Brink, P.J., van Gils, J., Vrana, B., Zhang, X., Brack, W., 2015. Future water quality monitoring - Adapting tools to deal with mixtures of pollutants in water resource management. *Sci. Total Environ.* 512–513, 540–551. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.12.057>
- Altenburger, R., Backhaus, T., Boedeker, W., Faust, M., Scholze, M., 2013. Simplifying complexity: Mixture toxicity assessment in the last 20 years. *Environ. Toxicol. Chem.* 32, 1685–1687. <https://doi.org/10.1002/etc.2294>
- ANSES, 2020a. E-PHY, The catalog of plant protection products and their uses, fertilizers and culture media approved in France [WWW Document]. URL <https://ephy.anses.fr/>
- ANSES, 2020b. Simmbad : inventory of biocidal products on the French market [WWW Document]. URL <https://simmbad.fr/public/servlet/accueilGrand>
- Backhaus, T., Faust, M., 2012. Predictive environmental risk assessment of chemical mixtures: A conceptual framework. *Environ. Sci. Technol.* 46, 2564–2573. <https://doi.org/10.1021/es2034125>
- Belles, A., 2012. Développement et applications environnementales des échantillonneurs passifs pour la surveillance des écosystèmes aquatiques. PhD Thesis, Univ. Bordeaux, Fr. 470p, <http://www.theses.fr/2012BOR14723>.
- Belles, A., Tapie, N., Pardon, P., Budzinski, H., 2014. Development of the performance reference compound approach for the calibration of “polar organic chemical integrative sampler” (POCIS). *Anal. Bioanal. Chem.* 406, 1131–1140. <https://doi.org/10.1007/s00216-013-7297-z>
- Berho, C., Claude, B., Coisy, E., Togola, A., Bayouhd, S., Morin, P., Amalric, L., 2017. Laboratory calibration of a POCIS-like sampler based on molecularly imprinted polymers for glyphosate and AMPA sampling in water. *Anal. Bioanal. Chem.* 409, 2029–2035. <https://doi.org/10.1007/s00216-016-0150-4>
- Bouchoucha, M., Derolez, V., Munaron, D., Gonzalez, J.-L., Cimiterra, N., Tomasino, C., 2019. Directive Cadre sur l’Eau. Bassin Rhône Méditerranée Corse - Année 2018. Ifremer Rep. n°RST.ODE/UL/LER-PAC/19-14. Dec 2019, 83p. <https://archimer.ifremer.fr/doc/00620/73224/>
- Bundschuh, M., Goedkoop, W., Kreuger, J., 2014. Evaluation of pesticide monitoring strategies in agricultural streams based on the toxic-unit concept - Experiences from long-term measurements. *Sci. Total Environ.* 484, 84–91. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.03.015>
- Carvalho, R.N., Arukwe, A., Ait-Aissa, S., Bado-Nilles, A., Balzamo, S., Baun, A., Belkin, S., Blaha, L.,

- Brion, F., Conti, D., Creusot, N., Essig, Y., Ferrero, V.E.V., Flander-Putrlle, V.V., Fürhacker, M., Grillari-Voglauer, R., Hogstrand, C., Jonáš, A., Kharlyngdoh, J.B., Loos, R., Lundebye, A.K., Modig, C., Olsson, P.E., Pillai, S., Polak, N., Potalivo, M., Sanchez, W., Schifferli, A., Schirmer, K., Sforzini, S., Stürzenbaum, S.R., Søfteland, L., Turk, V., Viarengo, A., Werner, I., Yagur-Kroll, S.S., Zounkova, R., Lettieri, T., 2014. Mixtures of chemical pollutants at European legislation safety concentrations: How safe are they? *Toxicol. Sci.* 141, 218–233. <https://doi.org/10.1093/toxsci/kfu118>
- Chèvre, N., Loepfe, C., Singer, H., Stamm, C., Fenner, K., Escher, B.I., 2006. Including mixtures in the determination of water quality criteria for herbicides in surface water. *Environ. Sci. Technol.* 40, 426–435. <https://doi.org/10.1021/es050239l>
- Claessens, M., Monteyne, E., Wille, K., Vanhaecke, L., Roose, P., Janssen, C.R., 2015. Passive sampling reversed: Coupling passive field sampling with passive lab dosing to assess the ecotoxicity of mixtures present in the marine environment. *Mar. Pollut. Bull.* 93, 9–19. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2015.02.028>
- Deneer, J.W., 2000. Toxicity of mixtures of pesticides in aquatic systems. *Pest Manag. Sci.* 56, 516–520. [https://doi.org/10.1002/\(SICI\)1526-4998\(200006\)56:6](https://doi.org/10.1002/(SICI)1526-4998(200006)56:6)
- Dupraz, V., Ménard, D., Akcha, F., Budzinski, H., Stachowski-Haberkorn, S., 2019. Toxicity of binary mixtures of pesticides to the marine microalgae *Tisochrysis lutea* and *Skeletonema marinoi*: Substance interactions and physiological impacts. *Aquat. Toxicol.* 211, 148–162. <https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2019.03.015>
- Dupraz, V., Stachowski-Haberkorn, S., Ménard, D., Limon, G., Akcha, F., Budzinski, H., Cedergreen, N., 2018. Combined effects of antifouling biocides on the growth of three marine microalgal species. *Chemosphere* 209, 801–814. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2018.06.139>
- EauFrance, 2020. Naiades, données sur la qualité des eaux de surface [WWW Document]. URL <http://www.naiades.eaufrance.fr/>
- Envilys, SMBT, 2013. Diagnostic des risques de transfert de produits phytosanitaires sur le bassin versant de l'étang de Thau. *Rapp. diagnostic Nov.* 2013, 127p.
- European Commission, 2018. Technical Guidance For Deriving Environmental Quality Standards (CIS Guidance Document No. 27). *Eur. Community Rep.* 11-12 June, 210p.
- European Commission, 2003. Technical Guidance Document on Risk Assessment. *ECB-JRC Rep.* EUR 20418E, 112p.
- Faust, M., Altenburger, R., Backhaus, T., Blanck, H., Boedeker, W., Gramatica, P., Hamer, V., Scholze, M., Vighi, M., Grimme, L.H., 2001. Predicting the joint algal toxicity of multi-component s-triazine mixtures at low-effect concentrations of individual toxicants. *Aquat. Toxicol.* 56, 13–32.
- Faust, M., Backhaus, T., Altenburger, R., Dulio, V., van Gils, J., Ginebreda, A., Kortenkamp, A., Munthe, J., Posthuma, L., Slobodnik, J., Tollefsen, K.E., van Wezel, A., Brack, W., 2019. Prioritisation of water pollutants: the EU Project SOLUTIONS proposes a methodological framework for the integration of mixture risk assessments into prioritisation procedures under the European Water Framework Directive. *Environ. Sci. Eur.* 31. <https://doi.org/10.1186/s12302-019-0239-4>
- Fiandrino, A., Ouisse, V., Dumas, F., Lagarde, F., Pete, R., Malet, N., Le Noc, S., de Wit, R., 2017. Spatial patterns in coastal lagoons related to the hydrodynamics of seawater intrusion. *Mar. Pollut. Bull.* 119, 132–144. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.03.006>

- Fiori, E., Mazzotti, M., Guerrini, F., Pistocchi, R., 2013. Combined effects of the herbicide terbuthylazine and temperature on different flagellates from the Northern Adriatic Sea. *Aquat. Toxicol.* 128–129, 79–90. <https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2012.12.001>
- Gamain, P., Feurtet-Mazel, A., Maury-Brachet, R., Auby, I., Pierron, F., Belles, A., Budzinski, H., Daffe, G., Gonzalez, P., 2018. Can pesticides, copper and seasonal water temperature explain the seagrass *Zostera noltei* decline in the Arcachon bay? *Mar. Pollut. Bull.* 134, 66–74. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.10.024>
- Gamain, P., Gonzalez, P., Cachot, J., Pardon, P., Tapie, N., Gourves, P.Y., Budzinski, H., Morin, B., 2016. Combined effects of pollutants and salinity on embryo-larval development of the Pacific oyster, *Crassostrea gigas*. *Mar. Environ. Res.* 113, 31–38. <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2015.11.002>
- Gustavsson, M., Kreuger, J., Bundschuh, M., Backhaus, T., 2017. Pesticide mixtures in the Swedish streams: Environmental risks, contributions of individual compounds and consequences of single-substance oriented risk mitigation. *Sci. Total Environ.* 598, 973–983. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.04.122>
- Hano, T., Ito, K., Ohkubo, N., Sakaji, H., Watanabe, A., Takashima, K., Sato, T., Sugaya, T., Matsuki, K., Onduka, T., Ito, M., Somiya, R., Mochida, K., 2019. Occurrence of neonicotinoids and fipronil in estuaries and their potential risks to aquatic invertebrates. *Environ. Pollut.* 252, 205–215. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.05.067>
- Holmstrup, M., Bindsbøl, A.M., Oostingh, G.J., Duschl, A., Scheil, V., Köhler, H.R., Loureiro, S., Soares, A.M.V.M., Ferreira, A.L.G., Kienle, C., Gerhardt, A., Laskowski, R., Kramarz, P.E., Bayley, M., Svendsen, C., Spurgeon, D.J., 2010. Interactions between effects of environmental chemicals and natural stressors: A review. *Sci. Total Environ.* 408, 3746–3762. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2009.10.067>
- IPBES, 2019. Résumé à l'intention des décideurs du rapport sur l'évaluation mondiale de la biodiversité et des services écosystémiques de la Plateforme intergouvernementale scientifique et politique sur la biodiversité et les services écosystémiques. Plénière IPBES Septième Sess. - Paris, 29 avril - 4 mai 2019 53p.
- Knauert, S., Escher, B., Singer, H., Hollender, J., Knauer, K., 2008. Mixture toxicity of three photosystem II inhibitors (atrazine, isoproturon, and diuron) toward photosynthesis of freshwater phytoplankton studied in outdoor mesocosms. *Environ. Sci. Technol.* 42, 6424–6430. <https://doi.org/10.1021/es072037q>
- Kortenkamp, A., Faust, M., Backhaus, T., Altenburger, R., Scholze, M., Müller, C., Ermler, S., Posthuma, L., Brack, W., 2019. Mixture risks threaten water quality: the European Collaborative Project SOLUTIONS recommends changes to the WFD and better coordination across all pieces of European chemicals legislation to improve protection from exposure of the aquatic environment to . *Environ. Sci. Eur.* 31. <https://doi.org/10.1186/s12302-019-0245-6>
- Koutsaftis, A., Aoyama, I., 2006. The Interactive Effects of Binary Mixtures of Three Antifouling Biocides and Three Heavy Metals Against the Marine Algae *Chaetoceros gracilis*. *Environ. Toxicol.* 21, 432–439. <https://doi.org/10.1002/tox.20202>
- Leenhardt, S., Mamy, L., Pesce, S., Sanchez, W., Achard, A.-L., Amichot, M., Artigas, J., Aviron, S., Barthélémy, C., Beaudouin, R., Bedos, C., Bérard, A., Berny, P., Bertrand, C., Bertrand, C., Betoulle, S., Bureau-Point, E., Charles, S., Chaumot, A., Chauvel, B., Coeurdassier, M., Corio-Costet, M.-F., Coutellec, M.-A., Crouzet, O., Doussan, I., Faburé, J., Fritsch, C., Gallai, N., Gonzalez, P., Gouy, V., Hedde, M., Langlais, A., Le Bellec, F., Leboulanger, C., Le Gall, M., Le

- Percec, S., Margoum, C., Martin-Laurent, F., Mongruel, R., Morin, S., Mougin, C., Munaron, D., Nélieu, S., Pelosi, C., Rault, M., Sabater, S., Stachowski-Haberkorn, S., Sucre, E., Thomas, M., Tournebize, J., 2022. Impacts des produits phytopharmaceutiques sur la biodiversité et les services écosystémiques. Synthèse Expert. Sci. Collect. ESCo, INRAE - Ifremer 136p.
- Loewe, S., Muischnek, H., 1926. Effect of combinations: mathematical basis of the problem. Arch. Exp. Pathol. Pharmacol. 114, 313–326.
- Mai, H., Gonzalez, P., Pardon, P., Tapie, N., Budzinski, H., Cachot, J.Ô., Morin, B., 2014. Comparative responses of sperm cells and embryos of Pacific oyster (*Crassostrea gigas*) to exposure to metolachlor and its degradation products. Aquat. Toxicol. 147, 48–56. <https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2013.11.024>
- Mai, H., Morin, B., Pardon, P., Gonzalez, P., Budzinski, H., Cachot, J.Ô., 2013. Environmental concentrations of irgarol, diuron and S-metolachlor induce deleterious effects on gametes and embryos of the Pacific oyster, *Crassostrea gigas*. Mar. Environ. Res. 89, 1–8. <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2013.04.003>
- Mathon, B., Dabrin, A., Mazzella, N., Ferreol, M., Dherret, L., Yari, A., Richard, L., Moreira, A., Eon, M., Delest, B., Miege, C., Allan, I., Gonzalez, J.-L., Tixier, C., Noel-Chery, E., Togola, A., Ghestem, J.-P., El Mossaoui, M., Lardy-Fontan, S., Alasonati, E., Staub, P.-F., 2022. Surveillance prospective – évaluation de la pertinence des échantillonneurs intégratifs passifs (EIP) pour la surveillance réglementaire des milieux aquatiques. AQUAREF Rep. 175p.
- Matozzo, V., Fabrello, J., Marin, M.G., 2020. The Effects of Glyphosate and Its Commercial Formulations to Marine Invertebrates: A Review. J. Mar. Sci. Eng. 8, 399. <https://doi.org/10.3390/jmse8060399>
- Miege, C., Mazzella, N., Allan, I., Dulio, V., Smedes, F., Tixier, C., Vermeirssen, E., Brant, J., O'Toole, S., Budzinski, H., Ghestem, J.-P., Staub, P.-F., Lardy-Fontan, S., Gonzalez, J.-L., Coquery, M., Vrana, B., 2015a. Position paper on passive sampling techniques for the monitoring of contaminants in the aquatic environment - Achievements to date and perspectives. Trends Environ. Anal. Chem. 8, 20–26. <https://doi.org/10.1016/j.teac.2015.07.001>
- Miege, C., Mazzella, N., Coquery, M., Tixier, C., Gonzalez, J.-L., Ghestem, J.-P., Togola, A., Lardy-Fontan, S., 2015b. Position du groupe AQUAREF sur la question de l'utilisation des échantillonneurs passifs intégratifs/passifs (EIP) pour le prochain cycle de surveillance (2015-2021). Note complémentaire au rapport 2014 - Volet eaux littorales et continentales. AQUAREF-IRSTEA Rep. 21p.
- Miege, C., Schiavone, S., Dabrin, A., Coquery, M., Mazzella, N., Berho, C., Ghestem, J.P., Togola, A., Gonzalez, C., Gonzalez, J.L., Lalere, B., Lardy-Fontan, S., Lepot, B., Munaron, D., Tixier, C., 2012. An in situ intercomparison exercise on passive samplers for monitoring metals, polycyclic aromatic hydrocarbons and pesticides in surface waters. TrAC - Trends Anal. Chem. 36, 128–143. <https://doi.org/10.1016/j.trac.2012.01.009>
- Ministère de la Transition Ecologique et Solidaire, 2018. Arrêté du 27 juillet 2018 modifiant l'arrêté du 25 janvier 2010 relatif aux méthodes et critères d'évaluation de l'état écologique, de l'état chimique et du potentiel écologique des eaux de surface. J. Off. la Repub. Française 30août2018, 76p.
- Mottier, A., Séguin, A., Devos, A., Pabic, C. Le, Voiseux, C., Lebel, J.M., Serpentine, A., Fievet, B., Costil, K., 2015. Effects of subchronic exposure to glyphosate in juvenile oysters (*Crassostrea gigas*): FROM molecular to individual levels. Mar. Pollut. Bull. 95, 665–677. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2014.10.026>

- Munaron, D., 2012. Calibration d'échantillonneurs passifs (POCIS) pour le suivi des contaminants hydrophiles de l'annexe X de la DCE. Rapp. Ifremer RST/LER-LR/12-01. Janv.2012, 76p.
- Munaron, D., Derolez, V., Foucault, E., Cimiterra, N., Tapie, N., Budzinski, H., Giraud, A., 2020. OBSLAG - Volet Pesticides : Suivi 2017-2019 des lagunes méditerranéennes. Rapport Final. Rapp. IFREMER ODE/UL/LER-LR/20.09 Juillet 20, 78p.
- Munaron, D., Hubert-Renard, C., Mortreux, S., Messiaen, G., Lagarde, F., Derolez, V., Tapie, N., Budzinski, H., Le Roux, G., Giraud, A., 2017. Mise en place d'un indicateur d'évaluation du risque lié à la présence de pesticides en milieu lagunaire méditerranéen. Rapp. Ifremer RST-ODE/LER-LR/17-06. Mars 2017, 99p.
- Munaron, D., Hubert, M., Gonzalez, J.-L., Tapie, N., Budzinski, H., Guyomarch, J., Andral, B., 2013. PEPS LAG : Projet échantillonneurs passifs pour la surveillance de la contamination chimique des lagunes Méditerranéennes. Ifremer Rep. Feb 2013, 79p. <https://archimer.ifremer.fr/doc/00134/24495/>
- Munaron, D., Tapie, N., Budzinski, H., Andral, B., Gonzalez, J.-L., 2012. Pharmaceuticals, alkylphenols and pesticides in Mediterranean coastal waters: Results from a pilot survey using passive samplers. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 114, 82–92. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2011.09.009>
- Nagy, K., Duca, R.C., Lovas, S., Creta, M., Scheepers, P.T.J., Godderis, L., Ádám, B., 2020. Systematic review of comparative studies assessing the toxicity of pesticide active ingredients and their product formulations. *Environ. Res.* 181, 108926. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2019.108926>
- Nowell, L.H., Moran, P.W., Schmidt, T.S., Norman, J.E., Nakagaki, N., Shoda, M.E., Mahler, B.J., Van Metre, P.C., Stone, W.W., Sandstrom, M.W., Hladik, M.L., 2018. Complex mixtures of dissolved pesticides show potential aquatic toxicity in a synoptic study of Midwestern U.S. streams. *Sci. Total Environ.* 613–614, 1469–1488. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.06.156>
- Nowell, L.H., Norman, J.E., Moran, P.W., Martin, J.D., Stone, W.W., 2014. Pesticide toxicity index—a tool for assessing potential toxicity of pesticide mixtures to freshwater aquatic organisms. *Sci. Total Environ.* 476–477, 144–157. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.12.088>
- Olker, J.H., Elonen, C.M., Pilli, A., Anderson, A., Kinziger, B., Erickson, S., Skopinski, M., Pomplun, A., LaLone, C.A., Russom, C.L., Hoff, D., 2022. The ECOTOXicology Knowledgebase: A Curated Database of Ecologically Relevant Toxicity Tests to Support Environmental Research and Risk Assessment. *Environ. Toxicol. Chem.* 41, 1520–1539. <https://doi.org/10.1002/etc.5324>
- Schäfer, R.B., Gerner, N., Kefford, B.J., Rasmussen, J.J., Beketov, M.A., De Zwart, D., Liess, M., Von Der Ohe, P.C., 2013. How to characterize chemical exposure to predict ecologic effects on aquatic communities? *Environ. Sci. Technol.* 47, 7996–8004. <https://doi.org/10.1021/es4014954>
- Séguin, A., Mottier, A., Perron, C., Lebel, J.M., Serpentine, A., Costil, K., 2017. Sub-lethal effects of a glyphosate-based commercial formulation and adjuvants on juvenile oysters (*Crassostrea gigas*) exposed for 35 days. *Mar. Pollut. Bull.* 117, 348–358. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.02.028>
- Vighi, M., Altenburger, R., Arrhenius, A., Backhaus, T., Bodeker, W., Blanck, H., Consolaro, F., Faust, M., Finizio, A., Froehner, K., 2003. Water quality objectives for mixtures of toxic chemicals: problems and perspectives. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 54, 139–150.

- Vighi, M., Calamari, D., 1996. Quality Objectives for Aquatic Life : the Problem of Mixture of Chemical Substances. *Hum. Ecol. Risk Assess.* 2, 412–418.
- Vollaire, Y., Munaron, D., 2010. Evaluation du risque lié à la présence de produits phytosanitaires dans les milieux lagunaires. *Rapp. AQUARID-Ifremer D10-001*. Janv.2010, 73p.
- Vouvé, F., Buscail, R., Aubert, D., Labadie, P., Chevreuil, M., Canal, C., Desmousseaux, M., Alliot, F., Amilhat, E., Faliex, E., Paris-Palacios, S., Biagianti-Risbourg, S., 2014. Bages-Sigean and Canet-St Nazaire lagoons (France): Physico-chemical characteristics and contaminant concentrations (Cu, Cd, PCBs and PBDEs) as environmental quality of water and sediment. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 21, 3005–3020. <https://doi.org/10.1007/s11356-013-2229-1>
- Vrana, B., Smedes, F., Prokeš, R., Loos, R., Mazzella, N., Miege, C., Budzinski, H., Vermeirssen, E., Ocelka, T., Gravell, A., Kaserzon, S., 2016. An interlaboratory study on passive sampling of emerging water pollutants. *TrAC - Trends Anal. Chem.* 76, 153–165. <https://doi.org/10.1016/j.trac.2015.10.013>
- Witkowski, F., Andral, B., Derolez, V., Tomasino, C., 2017. Campagne de surveillance DCE 2015 en Méditerranée française. Districts « Rhône & Cotiers Méditerranéens » et « Corse ». *Rapp. Ifremer RST.ODE/UL/LER-PAC/17-05* Avril 2017, 79p.
- Witkowski, F., Andral, B., Derolez, V., Tomasino, C., 2016. Campagne de surveillance 2015 (DCE et DCMM) en Méditerranée française. Districts «Rhône et côtiers méditerranéens » et «Corse». *Rapp. Ifremer RST.ODE/UL/LER-PAC/16-06* 221p.

6 Tables des illustrations

6.1 Liste des Figures

Figure 1 : Localisation des points de suivis sur le littoral d'Occitanie, en PO/Aude (bas) et en Hérault/Gard (haut).....	13
Figure 2 : Localisation des points de suivis sur le littoral des Bouches-du-Rhône (haut), et de Corse (bas).....	14
Figure 3 : Photo des mouillages (tables autonomes) utilisés pour l'exposition des POCIS au cours de la campagne OBSLAG (à Bages sud à gauche et La Palme à droite).....	16
Figure 4 : Durées d'exposition des POCIS (en jours) (à gauche) et salinités mesurées lors des poses/relèves (à droite) représentées par lagunes, tous legs confondus (en haut) et par legs (Leg 7 : Sept-Oct 2020 ; Leg 8 : Mars-avril 2021 ; Leg 9 : Juin-Juillet 2021), toutes lagunes confondues (en bas). Les lignes pointillées rouge et bleue représentent respectivement la médiane des durées d'exposition et des salinités sur l'ensemble de l'étude.....	17
Figure 5 : Cumuls de précipitation annuels en mm par station météorologique de 2009 à 2021 (moyenne 2009-2021 de chaque station figure en pointillés).....	29
Figure 6 : Cumuls de précipitation mensuels en mm par station météorologique sur la période 2009-2021 (en rouge est figurée l'année 2021).....	30
Figure 7 : Nombre de pesticides quantifiés en fonction de l'année hydrologique, de la saison, du leg et des stations échantillonnées.....	32
Figure 8 : Quotients de Risque cumulé présentés par année hydrologique (toutes lagunes et tous legs confondus)(à gauche) et par station (toutes années et tous legs confondus)(à droite).....	40
Figure 9 : Quotient de Risque (QR) cumulé à la station BIN sur l'étang de Biguglia au cours des 3 legs du suivi 2020-21, et répartition des principales substances contribuant au risque sur cette lagune.....	43
Figure 10 : Quotient de Risque (QR) cumulé à la station BER centre sur l'étang de Berre au cours des 3 legs du suivi 2020-21, et répartition des principales substances contribuant au risque sur cette lagune.....	44
Figure 11 : Quotient de Risque (QR) cumulé à la station ORW à l'ouest de l'étang de l'Or au cours des 3 legs du suivi 2020-21, et répartition des principales substances contribuant au risque sur cette lagune.....	45
Figure 12 : Quotient de Risque (QR) cumulé à la station MEW à l'ouest de l'étang du Méjean au cours des 3 legs du suivi 2020-21, et répartition des principales substances contribuant au risque sur cette lagune.....	47
Figure 13 : Quotient de Risque (QR) cumulé à la station VIC sur l'étang éponyme au cours des 3 legs du suivi 2020-21, et répartition des principales substances contribuant au risque sur cette lagune.....	48
Figure 14 : Quotient de Risque (QR) cumulé aux stations MAR (zone de Marseillan)(graphe du haut) et BOU (zone de Bouzigues)(graphe du bas) sur l'étang de Thau au cours des 3 legs du suivi 2020-21, et répartition des principales substances contribuant au risque sur cette lagune.....	50

Figure 15 : Quotient de Risque (QR) cumulé à la station AYR sur l'étang de l'Ayrolle au cours des 3 legs du suivi 2020-21, et répartition des principales substances contribuant au risque sur cette lagune..... 52

Figure 16 : Quotient de Risque (QR) cumulé aux stations BGS (graphe du bas) et BGM (graphe du haut) sur l'étang de Bages-Sigean au cours des 3 legs du suivi 2020-21, et répartition des principales substances contribuant au risque sur cette lagune. 54

Figure 17 : Quotient de Risque (QR) cumulé à la station LAP sur l'étang de La Palme au cours des 3 legs du suivi 2020-21, et répartition des principales substances contribuant au risque sur cette lagune..... 55

Figure 18 : Quotient de Risque (QR) cumulé à la station CNS sur l'étang de Canet au cours des 3 legs du suivi 2020-21, et répartition des principales substances contribuant au risque sur cette lagune..... 57

6.2 Liste des tableaux

Tableau 1 : Coordonnées GPS WGS84 (degrés décimaux) et profondeur (estivale) des points suivis. 12

Tableau 2 : Taux de réalisation des échantillonnages et des analyses. 16

Tableau 3 : Températures (°C) et salinités mesurées in-situ lors des poses et relèves des POCIS, durées d'exposition (jours) et constante de désorption *in-situ* du PRC POCIS (/ = non communiqué). 18

Tableau 4 : Facteurs d'extrapolation (ou Assessment Factor) devant être appliqués aux données de toxicité aquatique, en vue du calcul des NQE-MA marines, afin de protéger les écosystèmes marins pélagiques vis-à-vis de potentiels effets chroniques (European Commission, 2018). Se référer à ce rapport pour le détail des annotations, non reportées ici. 21

Tableau 5 : Facteurs d'extrapolation (ou Assessment Factor) devant être appliqués aux données de toxicité aquatique, en vue du calcul des NQE-CMA marines, afin de protéger les écosystèmes marins pélagiques vis-à-vis de potentiels effets aigus (European Commission, 2018). Se référer à ce rapport pour le détail des annotations, non reportées ici. 21

Tableau 6 : Evolutions des PNECs entre les campagnes 2017-19 et 2020-21 de OBSLAG. 23

Tableau 7 : Grille de diagnostic du risque pesticide chronique en lagune..... 26

Tableau 8 : Nombre de pesticides (ou substances actives : SA) quantifiés par lagune et par leg, classés par nombre moyen décroissant. 31

Tableau 9 : Fréquences de détection (%) des substances actives quantifiées au moins une fois au cours des legs 7, 8 et 9 du suivi OBSLAG 2020-21 par échantillonnage intégratif (POCIS), et concentrations moyenne (valeurs nulles incluses), minimale et maximale (en ng/L). AA-EQS : Norme de Qualité Environnementale en moyenne annuelle pour les substances prioritaires quantifiées. (ponctuel) : substances dosées directement dans l'eau par échantillonnage conventionnel. <ld : teneurs inférieures à la limite de détection du laboratoire. 33

Tableau 10 : Bilan du nombre de dépassement du seuil d'effet individuel ($QR_{indiv} > 1$) pour les pesticides quantifiés au cours des différents legs du suivi OBSLAG (legs 7, 8 et 9 = suivi 2020-21). 35

Tableau 11 : Bilan des pesticides contribuant au risque chronique individuel au cours du suivi OBSLAG. Les drivers, substances dépassant leurs valeurs seuils individuelles ($QR_{individuel} > 1$), sont indiqués par leur code (cf légende sur le tableau 9). La coloration grise indique l'absence de diagnostic. 36

<i>Tableau 12 : Bilan du risque chronique global ($QR_{cumulé}$) lié à la présence de pesticides dans les lagunes du suivi OBSLAG 2020-21.</i>	38
<i>Tableau 13 : Evolution du nombre de pesticides détectés et du quotient de risque chronique global ($QR_{cumulé}$) sur l'étang de Biguglia (BIN) au cours du suivi OBSLAG.</i>	42
<i>Tableau 14 : Evolution du nombre de pesticides détectés et du quotient de risque chronique global ($QR_{cumulé}$) sur l'étang de Berre (BER) au cours du suivi OBSLAG.</i>	43
<i>Tableau 15 : Evolution du nombre de pesticides détectés et du quotient de risque chronique global ($QR_{cumulé}$) sur l'étang de l'Or (ORW) au cours du suivi OBSLAG.</i>	45
<i>Tableau 16 : Evolution du nombre de pesticides détectés et du quotient de risque chronique global ($QR_{cumulé}$) sur l'étang du Méjean (MEW) au cours du suivi OBSLAG.</i>	46
<i>Tableau 17 : Evolution du nombre de pesticides détectés et du quotient de risque chronique global ($QR_{cumulé}$) sur l'étang de Vic (VIC) au cours du suivi OBSLAG.</i>	48
<i>Tableau 18 : Evolution du nombre de pesticides détectés et du quotient de risque chronique global ($QR_{cumulé}$) sur l'étang de Thau aux points BOU et MAR au cours du suivi OBSLAG.</i>	49
<i>Tableau 19 : Evolution du nombre de pesticides détectés et du quotient de risque chronique global ($QR_{cumulé}$) sur l'étang de l'Ayrolle (AYR) au cours du suivi OBSLAG.</i>	51
<i>Tableau 20 : Evolution du nombre de pesticides détectés et du quotient de risque chronique global ($QR_{cumulé}$) sur l'étang de Bages (BGS et BGM) au cours du suivi OBSLAG.</i>	53
<i>Tableau 21 : Evolution du nombre de pesticides détectés et du quotient de risque chronique global ($QR_{cumulé}$) sur l'étang de La Palme (LAP) au cours du suivi OBSLAG.</i>	55
<i>Tableau 22 : Evolution du nombre de pesticides détectés et du quotient de risque chronique global ($QR_{cumulé}$) sur l'étang de Canet (CNS) au cours du suivi OBSLAG.</i>	57

7 Annexes

7.1 Liste des substances recherchées, mode d'échantillonnage et paramètres liés aux POCIS

Active Substance	CAS Number	Main use / secondary use ✓: approved for use x: prohibited	Chemical class	Sampling Strategy	POCIS parameters			Analytical LOQ (ng.g ⁻¹)	in-situ LOQ (ng.L ⁻¹)
					RS standard (L.d ⁻¹)	KE standard DIA-05	Ref		
1 1-(3,4-dichlorophenyl)-3-methylurea (34-DPMU)	3567-62-2	Metabolite (diuron)	Urea	POCIS	0.19	0.05	Belles, 2012	4.1	0.20
2 1-(2,4-dichlorophenyl)urea (24-DPU)	5428-50-2	Metabolite (diuron)	Urea	POCIS	0.05	0.05	Belles, 2012	4.3	0.80
3 1-(3,4-dichlorophenyl)urea (34-DPU)	2327-02-8	Metabolite (diuron)	Urea	POCIS	0.12	0.05	Belles, 2012	10.0	0.77
4 Acetochlor	34256-82-1	Herbicide (x)	Chloroacetamide	POCIS	0.36	0.05	Belles, 2012	3.3	0.09
5 Acetochlor ESA	187022-11-3	Metabolite (acetachlor)	Chloroacetamide	POCIS	0.04	0.05	Belles, 2012	3.8	0.89
6 Acetochlor OA	194992-44-4	Metabolite (acetachlor)	Chloroacetamide	POCIS	0.09	0.05	Belles, 2012	11.4	1.18
7 Alachlor	15972-60-8	Herbicide (x)	Chloroacetamide	POCIS	0.34	0.05	Belles, 2012	9.3	0.25
8 Ametryn	834-12-8	Herbicide (x)	Triazine	POCIS	0.09	0.05	Belles, 2012	0.4	0.04
9 AMPA	1066-51-9	Metabolite (glyphosate)	Amine Acid	POCIS	0.111		Berho et al, 2017	8.0	3
				Grab water	s/o	s/o		s/o	50
10 Atrazine	1912-24-9	Herbicide (x)	Triazine	POCIS	0.17	0.05	Belles, 2012	3.5	0.19
11 Atrazine-2-hydroxy	2163-68-0	Metabolite (atrazine)	Triazine	POCIS	0.1	0.05	Belles, 2012	4.0	0.37
12 Atrazine deisopropyl (DIA)	1007-28-9	Metabolite (atrazine)	Triazine	POCIS	0.1	0.05	Belles, 2012	5.3	0.50
13 Atrazine desethyl (DEA)	6190-65-4	Metabolite (atrazine)	Triazine	POCIS	0.015	0.05	Belles, 2012	2.6	1.59
14 Azoxystrobin	131860-33-8	Fungicide (✓) / Biocide (✓)	Strobilurin	POCIS	0.09	0.05	Belles, 2012	0.6	0.06
15 Bentazone	25057-89-0	Herbicide (✓)	Benzothiadiazinone	POCIS	0.07	0.032	Belles, 2012	0.37	0.03
16 Boscalid	188425-85-6	Fungicide (✓)	Carboxine	POCIS	0.5		Schreiner et al, 2020	2.9	0.04
17 Carbenazim	10605-21-7	Fungicide (x) / Biocide (✓)	Benzimidazole	POCIS	0.06	0.05	Belles, 2012	2.0	0.31
18 Carbetamide	16118-49-3	Herbicide (x)	Carbamate	POCIS	0.09	0.05	Belles, 2012	3.0	0.31
19 Carbofuran	1563-66-2	Insecticide (x) / Nematicide (x)	Carbamate	POCIS	0.018	0.05	Belles, 2012	0.8	0.41
20 Chlorfenvinphos	470-90-6	Insecticide (x)	Organophosphate	POCIS	0.238	0.04	Dufour, 2017	4.0	0.13
21 Chlorpyrifos ethyl	2921-88-2	Insecticide (x)	Organophosphate	POCIS	0.004	0.04	Dufour, 2017	3.0	5.58
22 Chlorsulfuron	64902-72-3	Herbicide (x)	Sulffonylurea	POCIS	0.07	0.05	Belles, 2012	1.3	0.17
23 Chlortoluron	15545-48-9	Herbicide (✓) / Biocide (x)	Urea	POCIS	0.11	0.05	Belles, 2012	0.5	0.04
24 Cyanazine	21725-46-2	Herbicide (x)	Triazine	POCIS	0.06	0.05	Belles, 2012	0.6	0.09
25 Cyprodinil	121552-61-2	Fungicide (✓)	Anilinoimidazole	POCIS	0.16		Ahrens et al, 2015	1.4	0.06
26 Diazinon	333-41-5	Insecticide (x)	Organophosphate	POCIS	0.237	0.04	Dufour, 2017	10.0	0.93
27 Dichlorvos (DDVP)	62-73-7	Insecticide (x)	Organophosphate	POCIS	0.297	0.073	Dufour, 2017	17.5	0.83
28 Diflufenican	83164-33-4	Herbicide (✓)	Pyridine Carboxamide	POCIS	0.01	0.04	Dufour, 2017	0.55	0.41
29 Dimethachlor	50563-36-5	Herbicide (✓)	Chloroacetamide	POCIS	0.4	0.05	Belles, 2012	1.5	0.04
30 Dimethoate	60-51-5	Insecticide / Acaricide	Organophosphate	POCIS	0.16	0.24	Belles, 2012	0.2	0.06
31 Dimethomorph	110488-70-5	Fungicide (✓)	Cinnamic Acid	POCIS	0.3	0.027	Desgrange, 2015	0.1	0.00
32 Diuron	330-54-1	Herbicide (x) / Biocide (✓)	Urea	POCIS	0.16	0.05	Belles, 2012	0.7	0.04
33 N,N-dimethyl-N'-phenylsulfamide (DMSA)	4710-17-2	Metabolite (dichlofluanid)	Sulfamide	POCIS	0.06	0.05	Belles, 2012	0.2	0.03
34 N,N-dimethyl-N'-p-tolylsulfamide (DMST)	66840-71-9	Metabolite (tolylfluanid)	Sulfamide	POCIS	0.12	0.05	Belles, 2012	0.13	0.01
35 Epoxiconazole	133855-98-8	Fungicide (x) / Biocide (x)	Triazole	POCIS	0.17		Ahrens et al, 2015	8.03	0.32
36 Fipronil	120068-37-3	Insecticide (x)	Phenylpyrazole	POCIS	0.4	0.06	Cruz, 2015	8.0	0.45
37 Fipronil Sulfone	120068-36-2	Metabolite (fipronil)	Phenylpyrazole	POCIS	0.27	0.06	Cruz, 2015	20.0	0.83
38 Flazasulfuron	104040-78-0	Herbicide (✓) / Biocide (x)	Sulfonylurea	POCIS	0.13	0.05	Belles, 2012	1.2	0.09
39 Fluazifop-P-butyl	83066-88-0	Herbicide	Aryloxyphenoxypropionate	POCIS	0.49	0.05	extrapolé d'après Belles, 2012	0.09	0.002
40 Flusilazole	85509-19-9	Fungicide (x)	Triazole	POCIS	0.37	0.05	Belles, 2012	1.4	0.04
41 Fosthiatate	98886-44-3	Insecticide (✓) / Nematicide (✓)	Organophosphate	POCIS	0.36	0.044	Desgrange, 2015	0.88	0.02
42 Glyphosate	1071-83-6	Herbicide (✓)	Amine Acid	POCIS	0.122		Berho et al, 2017	5.0	1.95
				Grab water	s/o	s/o		s/o	20
43 Hexazinone	51235-04-2	Herbicide (x) / Biocide (x)	Triazinone	POCIS	0.15	0.05	Belles, 2012	0.2	0.01
44 Imazalil	35554-44-0	Fungicide (✓)	Imidazole	POCIS	0.01		Ahrens et al, 2015	4.2	2.81
45 Imidacloprid	138261-41-3	Insecticide (x) / Biocide (✓)	Neonicotinoid	POCIS	0.08	0.05	Belles, 2012	3.3	0.38
46 Iprodione	36734-19-7	Fungicide (x)	Dicarboximide	POCIS	0.62		Ahrens et al, 2015	2.9	0.03
47 Irgarol / Cybutryn	28159-98-0	Biocide (x) / Herbicide (x)	Triazine	POCIS	0.18	0.05	Belles, 2012	0.1	0.01
48 Isoproturon	34123-59-6	Herbicide (x) / Biocide (✓)	Urea	POCIS	0.08	0.05	Belles, 2012	0.04	0.004
49 Isopropyl-methyl-phenylurée (IPMU)	34123-57-4	Metabolite (isoproturon)	Urea	POCIS	0.15	0.05	extrapolé d'après Belles, 2012	0.96	0.04
50 Linuron	330-55-2	Herbicide (x)	Urea	POCIS	0.17	0.05	Belles, 2012	1.3	0.07
51 Metalaxyl (total r+s)	57837-19-1	Fungicide (✓)	Phenylamide	POCIS	0.23	0.041	Desgrange, 2015	1.0	0.03
52 Metazachlor	67129-08-2	Herbicide (✓)	Chloroacetamide	POCIS	0.29	0.05	Belles, 2012	0.2	0.01
53 Metolachlor ESA	17118-09-5	Metabolite (metolachlor)	Chloroacetamide	POCIS	0.08	0.05	Belles, 2012	9.6	1.12
54 Metolachlor OA	152019-73-3	Metabolite (metolachlor)	Chloroacetamide	POCIS	0.1	0.05	Belles, 2012	8.2	0.77
55-56 Metolachlor (total r+s)	87392-12-9 + 178961-20-1	Herbicide (✓) / Biocide (x)	Chloroacetamide	POCIS	0.22	0.05	Belles, 2012	1.7	0.07
57 Metoxuron	19937-59-8	Herbicide (x)	Urea	POCIS	0.07	0.05	Belles, 2012	0.11	0.01
58 Nicosulfuron	111991-09-4	Herbicide (✓)	Sulfonylurea	POCIS	0.06	0.05	Belles, 2012	5.9	0.91
59 Norflurazon	27314-13-2	Herbicide (x)	Pyridazinone	POCIS	0.41	0.044	Desgrange, 2015	0.5	0.02
60 Prochloraz	67747-09-5	Fungicide (x)	Imidazole	POCIS	0.07	0.044	Desgrange, 2015	0.3	0.02
61 Prometryn	7287-19-6	Herbicide (x) / Biocide (x)	Triazine	POCIS	0.19	0.05	Belles, 2012	0.3	0.02
62 Propachlor	1918-16-7	Herbicide (x)	Chloroacetamide	POCIS	0.14	0.05	Belles, 2012	1.1	0.08
63 Propazine	139-40-2	Herbicide (x)	Triazine	POCIS	0.11	0.05	Belles, 2012	1.9	0.16
64 Propiconazole	60207-90-1	Fungicide (x) / Biocide (✓)	Triazole	POCIS	0.31	0.05	Belles, 2012	1.2	0.04
65 Propyzamid	23950-58-5	Herbicide (✓)	Benzonitrile	POCIS	0.17	0.027	Desgrange, 2015	1.6	0.05
66 Prosulfuron	94125-34-5	Herbicide	Sulfonylurea	POCIS	0.14	0.05	Belles, 2012	3.3	0.22
67 Pymetrozine	123312-89-0	Insecticide	Pyridine Azomethine	POCIS	0.08	0.05	Belles, 2012	1.9	0.22
68 Simazine	122-34-9	Herbicide (x)	Triazine	POCIS	0.06	0.05	Belles, 2012	1.9	0.29
69 Simazine-2-hydroxy	2599-11-3	Metabolite (simazine)	Triazine	POCIS	0.11	0.05	Belles, 2012	0.4	0.01
70 Spiroamine (totale)	118134-30-8	Fungicide (✓)	Morpholine	POCIS	0.41	0.013	Desgrange, 2015	0.1	0.001
71 Tebuconazole	107534-96-3	Fungicide (✓)	Triazole	POCIS	0.316	0.04	Desgrange, 2015	0.6	0.01
72 Terbutylazine	5915-41-3	Herbicide (x) / Biocide (x)	Triazine	POCIS	0.18	0.05	Belles, 2012	0.6	0.03
73 Terbutylazine-desethyl (DET)	30125-63-4	Metabolite (terbutylazine)	Triazine	POCIS	0.19	0.05	Belles, 2012	1.2	0.06
74 Terbutryn	886-50-0	Herbicide (x) / Biocide (✓)	Triazine	POCIS	0.16	0.05	Belles, 2012	0.1	0.01
75 Thiamethoxam	153719-23-4	Insecticide (x) / Biocide (✓)	Neonicotinoid	POCIS	0.1	0.05	Belles, 2012	2.4	0.22

7.3 Base de données écotoxicologiques & bibliographie associée

Les références utilisées sont listées à la suite de ce tableau.

Chemical name	CAS Number	Species Group	Species Common name	Species Scientific name	Media Type	Endpoint	Value (mg.L ⁻¹)	Reference	AF	Water Quality Criteria (ng.L ⁻¹) : EQS or PNEC
34-DPMU	3567-62-2	Algae	Blue-Green Algae	<i>Anabaena inaequalis</i>	Fresh water	LC/EC50	0.07	[102] US-EPA	50	0.04
34-DPMU	3567-62-2	Algae	Green Algae	<i>Scenedesmus acutus var. acutus</i>	Fresh water	LOEC	0.005	[103] US-EPA		
34-DPMU	3567-62-2	Fish	Nile Tilapia	<i>Oreochromis niloticus</i>	Fresh water	NOEC/EC10	0.0000165	[1] US-EPA		
34-DPMU	3567-62-2	Mollusca	Pacific Oyster	<i>Crassostrea gigas</i>	Sea water	NOEC/EC10	0.000002	[104] US-EPA		
24-DPU	5428-50-2									No data : cf EQS diuron
34-DPU	2327-02-8	Algae	Blue-Green Algae	<i>Anabaena inaequalis</i>	Fresh water	LC/EC50	50	[102] US-EPA	50	0.04
34-DPU	2327-02-8	Algae	Green Algae	<i>Scenedesmus acutus var. acutus</i>	Fresh water	NOEC/EC10	0.05	[103] US-EPA		
34-DPU	2327-02-8	Fish	Nile Tilapia	<i>Oreochromis niloticus</i>	Fresh water	LOEC	0.00002385	[1] US-EPA		
34-DPU	2327-02-8	Mollusca	Pacific Oyster	<i>Crassostrea gigas</i>	Sea water	NOEC/EC10	0.000002	[104] US-EPA		
Acetochlor	34256-82-1	Algae	Green Algae	<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>	Fresh water	LC/EC50	0.00031	[2] EU-EFSA	50	0.4
Acetochlor	34256-82-1	Crustaceans	Shrimp	<i>Penaeus japonicus</i>	Sea water	LC/EC50	0.128	[105] US-EPA		
Acetochlor	34256-82-1	Fish	Rainbow Trout	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	Fresh water	LC/EC50	0.36	[2] EU-EFSA		
Acetochlor	34256-82-1	Algae	Green Algae	<i>Raphidocelis subcapitata</i>	Fresh water	NOEC/EC10	0.00025	[214] US-EPA		
Acetochlor	34256-82-1	Crustaceans	Water Flea	<i>Daphnia pulex</i>	Fresh water	NOEC/EC10	0.001	[106] US-EPA		
Acetochlor	34256-82-1	Fish	Chinese Rare Minnow	<i>Gobiocypris rarus</i>	Fresh water	NOEC/EC10	0.00002	[107] US-EPA		
Acetochlor	34256-82-1	Mollusca	Oyster	<i>Crassostrea virginica</i>	Sea water	NOEC/EC10	2.5	[5] FR-INERIS		
Acetochlor ESA	187022-11-3									No data : cf PNEC acetochlor
Acetochlor OA	194992-44-4									No data : cf PNEC acetochlor
Alachlor	15972-60-8	Algae	Green Algae	<i>Raphidocelis subcapitata</i>	Fresh water	LC/EC50	0.006	[90] US-EPA		
Alachlor	15972-60-8	Crustaceans	Water Flea	<i>Ceriodaphnia sp.</i>	Fresh water	LC/EC50	0.00468	[112] US-EPA		
Alachlor	15972-60-8	Fish	Nile Tilapia	<i>Oreochromis niloticus</i>	Fresh water	LC/EC50	0.3819	[113] US-EPA		
Alachlor	15972-60-8	Algae	Green Algae	<i>Raphidocelis subcapitata</i>	Fresh water	NOEC/EC10	0.004	[90] US-EPA		
Alachlor	15972-60-8	Crustaceans	Shrimp	<i>Palaemonetes pugio</i>	Sea water	NOEC/EC10	0.0005	[115] US-EPA		
Alachlor	15972-60-8	Fish	Carp	<i>Cyprinus carpio</i>	Fresh water	NOEC/EC10	0.01	[114] US-EPA		
Ametryn	834-12-8	Algae	Dinoflagellate	<i>Symbiodinium sp.</i>	Sea water	LC/EC50	0.0022	[6] US-EPA	50	2
Ametryn	834-12-8	Algae	Green Algae	<i>Chlorella pyrenoidosa</i>	Fresh water	LC/EC50	0.0003	[108] US-EPA		
Ametryn	834-12-8	Crustaceans	Giant River Prawn	<i>Macrobrachium rosenbergii</i>	Fresh water	LC/EC50	6.25	[109] US-EPA		
Ametryn	834-12-8	Fish	Guppy	<i>Poecilia reticulata</i>	Fresh water	LC/EC50	0.3	[110] US-EPA		
Ametryn	834-12-8	Algae	Green Algae	<i>Chlorella fusca var. vacuolata</i>	Fresh water	NOEC/EC10	0.00048	[51] US-EPA		
Ametryn	834-12-8	Crustaceans	Jumbo Tiger Prawn	<i>Penaeus monodon</i>	Sea water	NOEC/EC10	0.188	[6] US-EPA		
Ametryn	834-12-8	Fish	Zebra Danio	<i>Danio rerio</i>	Fresh water	NOEC/EC10	0.0001	[7] US-EPA		
Ametryn	834-12-8	Mollusca	Oyster	<i>Crassostrea virginica</i>	Sea water	NOEC/EC10	1	[111] US-EPA		
AMPA	1066-51-9	Algae	Green Algae	<i>Scenedesmus subsppicatus</i>	Fresh water	LC/EC50	452		50	236 (AA-WQC)
AMPA	1066-51-9	Crustaceans	Water Flea	<i>Daphnia magna</i>	Fresh water	LC/EC50	691		500	81234 (MAC-WQC)
AMPA	1066-51-9	Fish	Guppy	<i>Poecilia reticulata</i>	Fresh water	LC/EC50	68.78	[80]		
AMPA	1066-51-9	Mollusca	Pacific Oyster	<i>Crassostrea gigas</i>	Sea water	LC/EC50	40.617	[73] US-EPA		
AMPA	1066-51-9	Algae	Green Algae	<i>Nitella microcarpa var. wrightii</i>	Fresh water	NOEC/EC10	0.03	[116] US-EPA		
AMPA	1066-51-9	Crustaceans	Water Flea	<i>Daphnia magna</i>	Fresh water	NOEC/EC10	15	[71] US-EPA		
AMPA	1066-51-9	Fish	Common Eel	<i>Anguilla anguilla</i>	Both	NOEC/EC10	0.0118	[72] US-EPA		
AMPA	1066-51-9	Mollusca	Pacific Oyster	<i>Crassostrea gigas</i>	Sea water	NOEC/EC10	10	[73] US-EPA		
Atrazine	1912-24-9	Algae	Green Algae	<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>	Fresh water	LC/EC50	0.0039	[8] US-EPA		
Atrazine	1912-24-9	Algae	Diatoms	<i>Skeletonema costatum</i>	Sea water	LC/EC50	0.052	[9] US-EPA		
Atrazine	1912-24-9	Crustaceans	Scud	<i>Gammarus pulex</i>	Fresh water	LC/EC50	4.4	[10] US-EPA		
Atrazine	1912-24-9	Crustaceans	Shrimp	<i>Neomysis integer</i>	Sea water	LC/EC50	0.048	[11] US-EPA		
Atrazine	1912-24-9	Fish	Sockeye Salmon	<i>Oncorhynchus nerka</i>	Fresh water	LC/EC50	0.0158	[12] US-EPA		
Atrazine	1912-24-9	Fish	Sheepshead minnow	<i>Cyprinodon variegatus</i>	Sea water	LC/EC50	2	[13] US-EPA		
Atrazine	1912-24-9	Macrophyta	Smooth Cordgrass	<i>Spartina alterniflora</i>	Sea water	LC/EC50	0.00231	[14] US-EPA		
Atrazine	1912-24-9	Mollusca	Hard Clam	<i>Mercenaria mercenaria</i>	Sea water	LC/EC50	5.608	[15] US-EPA		
Atrazine	1912-24-9	Algae	Green Algae	<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>	Fresh water	NOEC/EC10	0.000049	[8] US-EPA		
Atrazine	1912-24-9	Algae	Green Algae	<i>Dunaliella sp.</i>	Sea water	NOEC/EC10	0.0059	[6] US-EPA		
Atrazine	1912-24-9	Crustaceans	Water Flea	<i>Ceriodaphnia dubia</i>	Fresh water	NOEC/EC10	0.0058	[16] US-EPA		
Atrazine	1912-24-9	Crustaceans	Harpacticoid Copepod	<i>Amphiscyclus tenuiremis</i>	Sea water	NOEC/EC10	0.0035	[17] US-EPA		
Atrazine	1912-24-9	Fish	Guppy	<i>Poecilia reticulata</i>	Fresh water	NOEC/EC10	0.00026	[18] US-EPA		
Atrazine	1912-24-9	Fish	Red Drum	<i>Sciaenops ocellatus</i>	Sea water	NOEC/EC10	0.037	[19] US-EPA		
Atrazine	1912-24-9	Invertebrates	Bryozoan Phylum	<i>Bryozoa</i>	Sea water	NOEC/EC10	0.67	[20] US-EPA		
Atrazine	1912-24-9	Macrophyta	Sea Grass	<i>Zostera marina</i>	Sea water	NOEC/EC10	0.0007	[21] US-EPA		
Atrazine	1912-24-9	Mollusca	Hard Clam	<i>Mercenaria mercenaria</i>	Sea water	NOEC/EC10	0.5	[15] US-EPA		
Atrazine	1912-24-9	Worms	Nematodes	<i>Nematoda</i>	Sea water	NOEC/EC10	0.0248	[22] US-EPA		
Atrazine-2-hydroxy (HA)	2163-68-0	Algae	Green Algae	<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>	Fresh water	LC/EC50	10	[117] US-EPA	500	1
Atrazine-2-hydroxy (HA)	2163-68-0	Crustaceans	Water Flea	<i>Daphnia magna</i>	Fresh water	LC/EC50	4.08	[118] US-EPA		
Atrazine-2-hydroxy (HA)	2163-68-0	Crustaceans	Red Swamp Crayfish	<i>Procambarus clarkii</i>	Fresh water	LOEC	0.0005	[119] US-EPA		
Atrazine-2-hydroxy (HA)	2163-68-0	Fish	Carp	<i>Cyprinus carpio</i>	Fresh water	NOEC/EC10	0.00066	[120] US-EPA		
Atrazine Desethyl (DEA)	6190-65-4	Algae	Green Algae	<i>Nephrocladus pyriformis</i>	Fresh water	LC/EC50	0.216	[150] US-EPA	100	5
Atrazine Desethyl (DEA)	6190-65-4	Crustaceans	Amphipod	<i>Diporeia sp.</i>	Fresh water	LC/EC50	0.33	[151] US-EPA		
Atrazine Desethyl (DEA)	6190-65-4	Algae	Diatoms	<i>Phaeodactylum tricornutum</i>	Fresh water	LOEC	0.00788	[150] US-EPA		
Atrazine Desethyl (DEA)	6190-65-4	Crustaceans	Red Swamp Crayfish	<i>Procambarus clarkii</i>	Fresh water	LOEC	0.0005	[119] US-EPA		
Atrazine Desethyl (DEA)	6190-65-4	Fish	Zebra Danio	<i>Danio rerio</i>	Fresh water	NOEC/EC10	0.03	[152] US-EPA		
Atrazine Deisopropyl (DIA)	1007-28-9	Algae	Green Algae	<i>Raphidocelis subcapitata</i>	Fresh water	LC/EC50	0.002	[97] US-EPA	100	5
Atrazine Deisopropyl (DIA)	1007-28-9	Crustaceans	Amphipod	<i>Diporeia sp.</i>	Fresh water	LC/EC50	0.3	[151] US-EPA		
Atrazine Deisopropyl (DIA)	1007-28-9	Algae	Green Algae	<i>Raphidocelis subcapitata</i>	Fresh water	NOEC/EC10	0.0006	[97] US-EPA		
Atrazine Deisopropyl (DIA)	1007-28-9	Crustaceans	Red Swamp Crayfish	<i>Procambarus clarkii</i>	Fresh water	NOEC/EC10	0.0005	[119] US-EPA		
Atrazine Deisopropyl (DIA)	1007-28-9	Fish	Zebra Danio	<i>Danio rerio</i>	Fresh water	NOEC/EC10	0.03	[152] US-EPA		
Azoxystrobin	131860-33-8	Algae	Diatoms	<i>Skeletonema costatum</i>	Sea water	LC/EC50	0.3	[23] FR-INERIS	50	6.2
Azoxystrobin	131860-33-8	Crustaceans	Shrimp	<i>Myxidopsis bahia</i>	Sea water	LC/EC50	0.055	[23] FR-INERIS		
Azoxystrobin	131860-33-8	Fish	Carp	<i>Ctenopharyngodon idella</i>	Fresh water	LC/EC50	0.549	[121] US-EPA		
Azoxystrobin	131860-33-8	Algae	Green Algae	<i>Chlorella pyrenoidosa</i>	Fresh water	NOEC/EC10	0.00031	[24] US-EPA		
Azoxystrobin	131860-33-8	Crustaceans	Water Flea	<i>Daphnia longispina</i>	Fresh water	NOEC/EC10	0.00098	[24] US-EPA		
Azoxystrobin	131860-33-8	Fish	Zebra Danio	<i>Danio rerio</i>	Fresh water	LOEC	0.0005	[122] US-EPA		
Azoxystrobin	131860-33-8	Invertebrates			Sea water	LOEC	0.003	[123] US-EPA		
Bentazone	25057-89-0	Algae	Green Algae	<i>Raphidocelis subcapitata</i>	Fresh water	LC/EC50	0.0051	[124] US-EPA	10	240
Bentazone	25057-89-0	Crustaceans	Water Flea	<i>Daphnia magna</i>	Fresh water	LC/EC50	64	[26] FR-INERIS		
Bentazone	25057-89-0	Fish	Rainbow Trout	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	Fresh water	LC/EC50	>100	[26] FR-INERIS		
Bentazone	25057-89-0	Algae	Green Algae	<i>Raphidocelis subcapitata</i>	Sea water	NOEC/EC10	0.00567	[27] US-EPA		
Bentazone	25057-89-0	Crustaceans	Water Flea	<i>Daphnia magna</i>	Fresh water	NOEC/EC10	120	[26] FR-INERIS		
Bentazone	25057-89-0	Fish	Goldfish	<i>Carassius auratus</i>	Fresh water	NOEC/EC10	10			
Bentazone	25057-89-0	Mollusca	Pacific Oyster	<i>Crassostrea gigas</i>	Sea water	NOEC/EC10	0.00704	[28] US-EPA		
Bentazone	25057-89-0	Macrophyta	Sea Grass	<i>Zostera marina</i>	Sea water	NOEC/EC10	0.0024	[125] US-EPA		

Chemical name	CAS Number	Species Group	Species Common name	Species Scientific name	Media Type	Endpoint	Value (mg.L ⁻¹)	Reference	AF	Water Quality Criteria (ng.L ⁻¹) : EQS or PNEC
Boscalid	188425-85-6	Algae	Green Algae	<i>Chlorella vulgaris</i>	Fresh water	LC/EC50	7.53	[126]	US-EPA	500 2
Boscalid	188425-85-6	Fish	Zebra Danio	<i>Danio rerio</i>	Fresh water	LC/EC50	0.3891	[98]	US-EPA	
Boscalid	188425-85-6	Crustaceans	Scud	<i>Allorchestes compressa</i>	Sea water	LOEC	0.001	[127]	US-EPA	
Boscalid	188425-85-6	Fish	Zebra Danio	<i>Danio rerio</i>	Fresh water	NOEC/EC10	0.3432	[98]	US-EPA	
Carbendazim	10605-21-7	Algae	Green Algae	<i>Chlorella pyrenoidosa</i>	Fresh water	LC/EC50	0.34	[29]	US-EPA	100 1.6
Carbendazim	10605-21-7	Crustaceans	Water Flea	<i>Daphnia magna</i>	Fresh water	LC/EC50	0.0035	[128]	US-EPA	
Carbendazim	10605-21-7	Fish	Zebra Danio	<i>Danio rerio</i>	Fresh water	LC/EC50	0.239	[129]	US-EPA	
Carbendazim	10605-21-7	Algae	Diatoms	<i>Epithemia sp.</i>	Fresh water	NOEC/EC10	0.0033	[130]	US-EPA	
Carbendazim	10605-21-7	Crustaceans	Water Flea	<i>Daphnia magna</i>	Fresh water	NOEC/EC10	0.0015	[33]	FR-INERIS	
Carbendazim	10605-21-7	Fish	Zebra Danio	<i>Danio rerio</i>	Fresh water	LOEC	0.00016	[31]	US-EPA	
Carbetamid	16118-49-3	Algae	Haptophyte	<i>Isochrysis galbana</i>	Sea water	LC/EC50	0.037	[86]	US-EPA	1000 37
Carbetamid	16118-49-3	Mollusca	Pacific Oyster	<i>Crassostrea gigas</i>	Sea water	LC/EC50	9.3	[86]	US-EPA	
Carbetamid	16118-49-3	Mollusca	Pacific Oyster	<i>Crassostrea gigas</i>	Sea water	NOEC/EC10	4.2	[86]	US-EPA	
Carbofuran	1563-66-2	Algae	Green Algae	<i>Raphidocelis subcapitata</i>	Fresh water	LC/EC50	2.6	[131]	US-EPA	50 1
Carbofuran	1563-66-2	Crustaceans	Crab	<i>Cancer magister</i>	Sea water	LC/EC50	0.0015	[132]	US-EPA	
Carbofuran	1563-66-2	Fish	Rohu	<i>Labeo rohita</i>	Fresh water	LC/EC50	0.08	[133]	US-EPA	
Carbofuran	1563-66-2	Algae	Green Algae	<i>Scenedesmus acutus var. acutus</i>	Fresh water	NOEC/EC10	0.2	[135]	US-EPA	
Carbofuran	1563-66-2	Crustaceans	Crab	<i>Cancer magister</i>	Sea water	NOEC/EC10	0.001	[132]	US-EPA	
Carbofuran	1563-66-2	Fish	Carp	<i>Cyprinus carpio</i>	Fresh water	LOEC	0.00005	[134]	US-EPA	
Carbofuran	1563-66-2	Mollusca	Oyster	<i>Crassostrea gigas</i>	Sea water	LOEC	0.022	[136]	US-EPA	
Chlorfenvinphos	470-90-6	Crustaceans	Scud	<i>Gammarus fasciatus</i>	Fresh water	LC/EC50	0.0096	[61]	US-EPA	100 : AA-EQS from WFD (2015)
Chlorfenvinphos	470-90-6	Fish	Bluegill	<i>Lepomis macrochirus</i>	Fresh water	LC/EC50	0.0028	[61]	US-EPA	
Chlorfenvinphos	470-90-6	Algae	Green Algae	<i>Chlorella vulgaris</i>	Fresh water	LOEC	3.595	[137]	US-EPA	
Chlorfenvinphos	470-90-6	Fish	Carp	<i>Cyprinus carpio</i>	Fresh water	LOEC	0.00024	[134]	US-EPA	
Chlorfenvinphos	470-90-6	Mollusca	Mediterranean mussel	<i>Mytilus galloprovincialis</i>	Sea water	NOEC/EC10	7.6	[138]	US-EPA	
Chlorpyrifos-ethyl	2921-88-2	Algae	Blue-Green Algae	<i>Komvophoron minutum</i>	Sea water	LC/EC50	0.013	[139]	US-EPA	30 : AA-EQS from WFD (2015)
Chlorpyrifos-ethyl	2921-88-2	Crustaceans	Water Flea	<i>Ceriodaphnia dubia</i>	Fresh water	LC/EC50	0.000023	[140]	US-EPA	
Chlorpyrifos-ethyl	2921-88-2	Fish	Mesa Silverside	<i>Chirostoma jordani</i>	Fresh water	LC/EC50	0.00017	[141]	US-EPA	
Chlorpyrifos-ethyl	2921-88-2	Algae			Fresh water	NOEC/EC10	0.0001	[142]	US-EPA	
Chlorpyrifos-ethyl	2921-88-2	Crustaceans	Water Flea	<i>Daphnia magna</i>	Fresh water	NOEC/EC10	0.000001	[143]	US-EPA	
Chlorpyrifos-ethyl	2921-88-2	Fish	Mesa Silverside	<i>Chirostoma jordani</i>	Fresh water	NOEC/EC10	0.000004	[141]	US-EPA	
Chlorpyrifos-ethyl	2921-88-2	Invertebrates	Sea Urchin	<i>Paracentrotus lividus</i>	Sea water	NOEC/EC10	0.0008	[144]	US-EPA	
Chlorpyrifos-ethyl	2921-88-2	Mollusca	Zigzag Scallop	<i>Earloa ziczac</i>	Sea water	LOEC	0.0000001	[145]	US-EPA	
Chlorotoluron	15545-48-9	Algae	Green Algae	<i>Scenedesmus quadricauda</i>	Fresh water	LC/EC50	0.018	[34]	FR-INERIS	50 20
Chlorotoluron	15545-48-9	Crustaceans	Water Flea	<i>Daphnia magna</i>	Fresh water	LC/EC50	67	[35]	FR-INERIS	
Chlorotoluron	15545-48-9	Fish	Zebra Danio	<i>Danio rerio</i>	Fresh water	LC/EC50	4.57	[146]	US-EPA	
Chlorotoluron	15545-48-9	Algae			Sea water	NOEC/EC10	0.000978	[93]	US-EPA	
Chlorotoluron	15545-48-9	Crustaceans	Water Flea	<i>Daphnia magna</i>	Fresh water	NOEC/EC10	16.7	[35]	FR-INERIS	
Chlorotoluron	15545-48-9	Fish	Rainbow Trout	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	Fresh water	NOEC/EC10	0.4	[35]	FR-INERIS	
Chlorotoluron	15545-48-9	Mollusca	Pacific Oyster	<i>Crassostrea gigas</i>	Sea water	NOEC/EC10	0.6	[86]	US-EPA	
Chlorsulfuron	64902-72-3	Algae	Green Algae	<i>Chlorella fusca var. vacuolata</i>	Fresh water	LC/EC50	0.016	[88]	US-EPA	500 2
Chlorsulfuron	64902-72-3	Crustaceans	Water Flea	<i>Daphnia pulex</i>	Fresh water	LC/EC50	0.01	[147]	US-EPA	
Chlorsulfuron	64902-72-3	Fish	Brown trout	<i>Salmo trutta</i>	Fresh water	LC/EC50	40	[89]	US-EPA	
Chlorsulfuron	64902-72-3	Algae	Cryptomonad	<i>Rhodomonas lacustris</i>	Fresh water	LOEC	0.001	[148]	US-EPA	
Chlorsulfuron	64902-72-3	Crustaceans	Water Flea	<i>Daphnia magna</i>	Fresh water	NOEC/EC10	0.001	[149]	US-EPA	
Dichlofluanid	1085-98-9	Algae	Green Algae	<i>Raphidocelis subcapitata</i>	Fresh water	LC/EC50	0.13	[153]	US-EPA	100 26.5
Dichlofluanid	1085-98-9	Crustaceans	Water Flea	<i>Daphnia magna</i>	Fresh water	LC/EC50	0.42	[36]		
Dichlofluanid	1085-98-9	Fish	Rainbow Trout	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	Fresh water	LC/EC50	0.01	[36]		
Dichlofluanid	1085-98-9	Algae	Green Algae	<i>Selenastrum capricornutum</i>	Fresh water	NOEC/EC10	0.05	[154]	US-EPA	
Dichlofluanid	1085-98-9	Crustaceans	Water Flea	<i>Daphnia magna</i>	Fresh water	NOEC/EC10	0.00265	[36]		
Dichlofluanid	1085-98-9	Fish	Fathead minnow	<i>Pimephales promelas</i>	Fresh water	NOEC/EC10	0.00407	[36]		
Dichlorvos	62-73-7	Algae	Green Algae	<i>Raphidocelis subcapitata</i>	Fresh water	LC/EC50	0.737	[155]	US-EPA	0.06 : AA-EQS from WFD (2015)
Dichlorvos	62-73-7	Crustaceans	Water Flea	<i>Daphnia pulex</i>	Fresh water	LC/EC50	0.00007	[61]	US-EPA	
Dichlorvos	62-73-7	Fish	Striped Catfish	<i>Mystus vittatus</i>	Fresh water	LC/EC50	0.0025	[156]	US-EPA	
Dichlorvos	62-73-7	Algae	Green Algae	<i>Raphidocelis subcapitata</i>	Fresh water	NOEC/EC10	0.106	[155]	US-EPA	
Dichlorvos	62-73-7	Crustaceans	Water Flea	<i>Daphnia magna</i>	Fresh water	LOEC	0.00002	[157]	US-EPA	
Dichlorvos	62-73-7	Fish	Zebra Danio	<i>Danio rerio</i>	Fresh water	LOEC	0.00000283	[158]	US-EPA	
Dichlorvos	62-73-7	Mollusca	Pacific Oyster	<i>Crassostrea gigas</i>	Sea water	LOEC	0.0221	[136]	US-EPA	
Diflufenican	83164-33-4	Algae			Fresh water	LC/EC50	0.00045		FR-INERIS	100 1
Diflufenican	83164-33-4	Crustaceans			Fresh water	LC/EC50	>0.24		FR-INERIS	
Diflufenican	83164-33-4	Fish			Fresh water	LC/EC50	0.098		FR-INERIS	
Diflufenican	83164-33-4	Algae			Fresh water	NOEC/EC10	0.0001		FR-INERIS	
Diflufenican	83164-33-4	Crustaceans			Fresh water	NOEC/EC10	0.052		FR-INERIS	
Diflufenican	83164-33-4	Fish			Fresh water	NOEC/EC10	0.015		FR-INERIS	
Dimethachlor	50563-36-5	Algae	Green Algae	<i>Desmodesmus subspicatus</i>	Fresh water	LC/EC50	0.091	[37]		100 4.6
Dimethachlor	50563-36-5	Crustaceans	Water Flea	<i>Daphnia magna</i>	Fresh water	LC/EC50	24	[37]		
Dimethachlor	50563-36-5	Fish	Rainbow Trout	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	Fresh water	LC/EC50	3.9	[37]		
Dimethachlor	50563-36-5	Algae	Green Algae	<i>Chlorella pyrenoidosa</i>	Fresh water	LOEC	0.00256	[159]	US-EPA	
Dimethachlor	50563-36-5	Macrophyta		<i>Lemma gibba</i>	Fresh water	NOEC/EC10	0.00046	[37]		
Dimethachlor	50563-36-5	Crustaceans	Water Flea	<i>Daphnia magna</i>	Fresh water	NOEC/EC10	0.81	[37]		
Dimethachlor	50563-36-5	Fish	Rainbow Trout	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	Fresh water	NOEC/EC10	>0.85	[37]		
Dimethomorph	110488-70-5	Algae	Blue-Green Algae	<i>Microcystis aeruginosa</i>	Fresh water	LC/EC50	5.23	[91]	US-EPA	100 10
Dimethomorph	110488-70-5	Fish	Rainbow Trout	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	Fresh water	LC/EC50	3.4		FR-INERIS	
Dimethomorph	110488-70-5	Algae	Green Algae	<i>Scenedesmus subspicatus</i>	Fresh water	NOEC/EC10	10		FR-INERIS	
Dimethomorph	110488-70-5	Crustaceans	Water Flea	<i>Daphnia magna</i>	Fresh water	LOEC	0.001	[160]	US-EPA	
Dimethomorph	110488-70-5	Fish	Zebra Danio	<i>Danio rerio</i>	Fresh water	LOEC	0.001	[160]	US-EPA	
Diuron	330-54-1	Algae	Diatoms	<i>Navicula forcipata</i>	Sea water	LC/EC50	0.00027	[38]		200 : AA-EQS from WFD (2015)
Diuron	330-54-1	Crustaceans	Copepod	<i>Mesocyclops aspericornis</i>	Fresh water	LC/EC50	>0.677	[39]	US-EPA	
Diuron	330-54-1	Macrophyta	Eel Grass	<i>Halodule uninervis</i>	Sea water	LC/EC50	0.00235	[40]	US-EPA	
Diuron	330-54-1	Mollusca	Pacific Oyster	<i>Crassostrea gigas</i>	Sea water	LC/EC50	2.332	[42]		
Diuron	330-54-1	Algae	Dinoflagellate	<i>Symbiodinium sp.</i>	Sea water	NOEC/EC10	0.00017	[6]	US-EPA	
Diuron	330-54-1	Crustaceans	Copepod	<i>Mesocyclops aspericornis</i>	Fresh water	NOEC/EC10	0.338	[39]	US-EPA	
Diuron	330-54-1	Crustaceans	Jumbo Tiger Prawn	<i>Penaeus monodon</i>	Sea water	NOEC/EC10	0.034	[6]	US-EPA	
Diuron	330-54-1	Fish	Nile Tilapia	<i>Oreochromis niloticus</i>	Fresh water	NOEC/EC10	0.00005735	[1]	US-EPA	
Diuron	330-54-1	Macrophyta	Sea Grass	<i>Zostera muelleri</i>	Sea water	NOEC/EC10	0.00034	[40]	US-EPA	
Diuron	330-54-1	Invertebrates	Coral	<i>Acropora tenuis</i>	Sea water	NOEC/EC10	0.00091	[41]	US-EPA	
Diuron	330-54-1	Mollusca	Pacific Oyster	<i>Crassostrea gigas</i>	Sea water	NOEC/EC10	0.000004	[42]		
DMSA	4710-17-2	Fish	Rainbow Trout	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	Fresh water	LC/EC50	>100	[36]		500 20000
DMSA	4710-17-2	Algae	Green Algae	<i>Scenedesmus subspicatus</i>	Fresh water	NOEC/EC10	>97.7	[36]		
DMSA	4710-17-2	Fish	Rainbow Trout	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	Fresh water	NOEC/EC10	10	[36]		
DMST	66840-71-9	Algae	Green Algae	<i>Raphidocelis subcapitata</i>	Fresh water	LC/EC50	>71.2	[50]		500 20000
DMST	66840-71-9	Crustaceans	Water Flea	<i>Daphnia magna</i>	Fresh water	LC/EC50	31	[50]		
DMST	66840-71-9	Fish	Rainbow Trout	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	Fresh water	LC/EC50	35	[50]		
DMST	66840-71-9	Algae	Green Algae	<i>Raphidocelis subcapitata</i>	Fresh water	NOEC/EC10	10	[50]		
DMST	66840-71-9	Fish	Fathead minnow	<i>Pimephales promelas</i>	Fresh water	NOEC/EC10	>10	[50]		

Chemical name	CAS Number	Species Group	Species Common name	Species Scientific name	Media Type	Endpoint	Value (mg.L ⁻¹)	Reference	AF	Water Quality Criteria (ng.L ⁻¹) : EQS or PNEC
Epoxiconazole	133855-98-8	Algae	Diatoms	<i>Chaetoceros calcitrans</i>	Sea water	LC/EC50	0.00263	[161] US-EPA	50	14
Epoxiconazole	133855-98-8	Fish	Chinese Rare Minnow	<i>Gobiocypris rarus</i>	Fresh water	LC/EC50	7.99	[162] US-EPA		
Epoxiconazole	133855-98-8	Algae	Diatoms	<i>Chaetoceros calcitrans</i>	Sea water	NOEC/EC10	0.0007	[161] US-EPA		
Epoxiconazole	133855-98-8	Fish	Chinese Rare Minnow	<i>Gobiocypris rarus</i>	Fresh water	NOEC/EC10	0.2	[162] US-EPA		
Epoxiconazole	133855-98-8	Mollusca	Pacific Oyster	<i>Crassostrea gigas</i>	Sea water	NOEC/EC10	0.00704	[28] US-EPA		
Fipronil	120068-37-3	Algae	Green Algae	<i>Scenedesmus acutus var. acutus</i>	Fresh water	LC/EC50	0.54	[163] US-EPA	50	0.1
Fipronil	120068-37-3	Crustaceans	Jumbo Tiger Prawn	<i>Penaeus monodon</i>	Sea water	LC/EC50	0.0002	[164] US-EPA		
Fipronil	120068-37-3	Fish	Zebra Danio	<i>Danio rerio</i>	Fresh water	LC/EC50	0.056	[165] US-EPA		
Fipronil	120068-37-3	Algae	Green Algae	<i>Scenedesmus acutus var. acutus</i>	Fresh water	LOEC	0.2	[163] US-EPA		
Fipronil	120068-37-3	Crustaceans	Jumbo Tiger Prawn	<i>Penaeus monodon</i>	Sea water	NOEC/EC10	0.00002	[164] US-EPA		
Fipronil	120068-37-3	Fish	Catfish	<i>Rhamdia quelen</i>	Fresh water	NOEC/EC10	0.00005	[166] US-EPA		
Fipronil	120068-37-3	Invertebrates	Shrimp	<i>Farfantepenaeus aztecus</i>	Sea water	NOEC/EC10	0.000005	[167] US-EPA		
Flazasulfuron	104040-78-0	Algae	Green Algae	<i>Scenedesmus acutus var. acutus</i>	Fresh water	LC/EC50	0.00029	[168] US-EPA	1000	0.29
Flazasulfuron	104040-78-0	Algae	Green Algae	<i>Scenedesmus acutus var. acutus</i>	Fresh water	NOEC/EC10	0.001	[168] US-EPA		
Fluazifop-P-butyl	79241-46-6	Crustaceans	Scud	<i>Allorchestes compressa</i>	Sea water	LC/EC50	5.37	[169] US-EPA	10	1000
Fluazifop-P-butyl	79241-46-6	Fish	Zebra Danio	<i>Danio rerio</i>	Fresh water	LC/EC50	1.965	[98] US-EPA		
Fluazifop-P-butyl	79241-46-6	Algae			Sea water	NOEC/EC10	2.112	[170] US-EPA		
Fluazifop-P-butyl	79241-46-6	Crustaceans	Scud	<i>Allorchestes compressa</i>	Sea water	LOEC	2	[169] US-EPA		
Fluazifop-P-butyl	79241-46-6	Fish	Zebra Danio	<i>Danio rerio</i>	Fresh water	NOEC/EC10	1.816	[98] US-EPA		
Fluazifop-P-butyl	79241-46-6	Mollusca		<i>Tatea rifilabris</i>	Sea water	NOEC/EC10	20	[169] US-EPA		
Fluazifop-P-butyl	79241-46-6	Worms		<i>Annelida sp.</i>	Sea water	NOEC/EC10	2.112	[170] US-EPA		
Fluazifop-P-butyl	79241-46-6	Macrophyta	Eel Grass	<i>Zostera nigricaulis</i>	Sea water	NOEC/EC10	0.01	[171] US-EPA		
Fluzilazole	85509-19-9	Algae			Fresh water	LC/EC50	6.4	FR-INNERIS	100	33
Fluzilazole	85509-19-9	Crustaceans			Fresh water	LC/EC50	3.4	FR-INNERIS		
Fluzilazole	85509-19-9	Fish			Fresh water	LC/EC50	1.2	FR-INNERIS		
Fluzilazole	85509-19-9	Algae			Fresh water	NOEC/EC10	2	FR-INNERIS		
Fluzilazole	85509-19-9	Crustaceans			Fresh water	NOEC/EC10	0.27	FR-INNERIS		
Fluzilazole	85509-19-9	Fish			Fresh water	NOEC/EC10	0.0033	FR-INNERIS		
Fosthiazate	98886-44-3	Crustaceans	Water Flea	<i>Daphnia magna</i>	Fresh water	LC/EC50	0.66	US-EPA		not enough data to derive a PNEC
Glyphosate	1071-83-6	Algae	Diatoms	<i>Gomphonema sp.</i>	Fresh water	LC/EC50	0.0053	[74] US-EPA	10	0.1 (AA-WQC)
Glyphosate	1071-83-6	Crustaceans	Water Flea	<i>Daphnia magna</i>	Fresh water	LC/EC50	0.01	[147] US-EPA		530 (MAC-WQC)
Glyphosate	1071-83-6	Fish	Zambezi Barbel	<i>Clarias gariepinus</i>	Fresh water	LC/EC50	0.53	[75] US-EPA		
Glyphosate	1071-83-6	Invertebrates	Sea Urchin	<i>Glyptocidaris erenularis</i>	Sea water	LC/EC50	1.0736	[76] US-EPA		
Glyphosate	1071-83-6	Mollusca	Pacific Oyster	<i>Crassostrea gigas</i>	Sea water	LC/EC50	1.672	[73] US-EPA		
Glyphosate	1071-83-6	Algae	Diatoms	<i>Gomphonema sp.</i>	Fresh water	NOEC/EC10	0.000001	[74] US-EPA		
Glyphosate	1071-83-6	Crustaceans	Water Flea	<i>Daphnia pulex</i>	Fresh water	NOEC/EC10	0.0069	[4] US-EPA		
Glyphosate	1071-83-6	Fish	Nile Tilapia	<i>Oreochromis niloticus</i>	Fresh water	NOEC/EC10	0.00169	[77] US-EPA		
Glyphosate	1071-83-6	Macrophyta	Eel Grass	<i>Zostera marina</i>	Sea water	NOEC/EC10	16.9	[125] US-EPA		
Glyphosate	1071-83-6	Mollusca	Pacific Oyster	<i>Crassostrea gigas</i>	Sea water	NOEC/EC10	0.0001	[78] US-EPA		
Glyphosate	1071-83-6	Invertebrates	Coral	<i>Acropora formosa</i>	Sea water	NOEC/EC10	6	[79] US-EPA		
Hexazinone	51235-04-2	Algae	Diatoms	<i>Gomphonema sp.</i>	Fresh water	LC/EC50	0.000001	[74] US-EPA	50	0.02
Hexazinone	51235-04-2	Crustaceans	Water Flea	<i>Holopedium sp.</i>	Fresh water	LC/EC50	0.004	[172] US-EPA		
Hexazinone	51235-04-2	Fish	Fathead minnow	<i>Pimephales promelas</i>	Fresh water	LC/EC50	0.55	[173] US-EPA		
Hexazinone	51235-04-2	Algae	Diatoms	<i>Gomphonema sp.</i>	Fresh water	NOEC/EC10	0.000001	[74] US-EPA		
Hexazinone	51235-04-2	Crustaceans	Water Flea	<i>Holopedium sp.</i>	Fresh water	NOEC/EC10	0.01	[172] US-EPA		
Hexazinone	51235-04-2	Fish	Zebra Danio	<i>Danio rerio</i>	Fresh water	NOEC/EC10	0.0075	[3] US-EPA		
Hexazinone	51235-04-2	Macrophyta	Eel Grass	<i>Halodule wrightii</i>	Sea water	NOEC/EC10	0.00037	[40] US-EPA		
Imazalil	35554-44-0	Fish	Zebra Danio	<i>Danio rerio</i>	Fresh water	LC/EC50	0.7259	[98] US-EPA	1000	297.1
Imazalil	35554-44-0	Fish	Zebra Danio	<i>Danio rerio</i>	Fresh water	NOEC/EC10	0.2971	[174] US-EPA		
Imidacloprid	138261-41-3	Algae	Green Algae	<i>Desmodesmus subspicatus</i>	Fresh water	LC/EC50	116	[82] US-EPA	10	0.03
Imidacloprid	138261-41-3	Crustaceans	Copepod	<i>Diaptomus sp.</i>	Fresh water	LC/EC50	0.0000386	[175] US-EPA		
Imidacloprid	138261-41-3	Fish	Nile Tilapia	<i>Oreochromis niloticus</i>	Fresh water	LC/EC50	0.000109	[176] US-EPA		
Imidacloprid	138261-41-3	Algae	Diatoms	<i>Planothidium lanceolatum</i>	Fresh water	NOEC/EC10	0.005	[177] US-EPA		
Imidacloprid	138261-41-3	Crustaceans	Water Flea	<i>Daphnia magna</i>	Fresh water	NOEC/EC10	0.0000003	[178] US-EPA		
Imidacloprid	138261-41-3	Fish	Nile Tilapia	<i>Oreochromis niloticus</i>	Fresh water	NOEC/EC10	0.00001	[176] US-EPA		
Imidacloprid	138261-41-3	Invertebrates	Shrimp	<i>Farfantepenaeus aztecus</i>	Sea water	NOEC/EC10	0.0005	[167] US-EPA		
Imidacloprid	138261-41-3	Mollusca	Oyster	<i>Saccostrea glomerata</i>	Sea water	NOEC/EC10	0.01	[179] US-EPA		
Imidacloprid	138261-41-3	Worms	Polychaete	<i>Ameltd Subphylum</i>	Sea water	NOEC/EC10	0.5	[180] US-EPA		
Irgarol / Cybutryn	28159-98-0	Algae	Stonewort	<i>Chara vulgaris</i>	Fresh water	LC/EC50	0.0000118	[25] US-EPA	2.5	AA-EQS from WFD (2015)
Irgarol / Cybutryn	28159-98-0	Crustaceans	Copepod	<i>Cyclopoida</i>	Fresh water	LC/EC50	0.00009	[30] US-EPA		
Irgarol / Cybutryn	28159-98-0	Fish	Rainbow Trout	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	Fresh water	LC/EC50	0.88	[32] US-EPA		
Irgarol / Cybutryn	28159-98-0	Algae	Stonewort	<i>Chara vulgaris</i>	Fresh water	NOEC/EC10	0.0000005	[25] US-EPA		
Irgarol / Cybutryn	28159-98-0	Crustaceans	Copepod	<i>Cyclopoida</i>	Sea water	NOEC/EC10	0.00001	[30] US-EPA		
Irgarol / Cybutryn	28159-98-0	Fish	Atlantic Cod	<i>Gadus morhua</i>	Fresh water	NOEC/EC10	0.0065	[43] US-EPA		
Irgarol / Cybutryn	28159-98-0	Invertebrates	Coral	<i>Acropora tumida</i>	Sea water	NOEC/EC10	0.44	[44] US-EPA		
Irgarol / Cybutryn	28159-98-0	Mollusca	Pacific Oyster	<i>Crassostrea gigas</i>	Sea water	NOEC/EC10	0.000001	[42] US-EPA		
Irgarol / Cybutryn	28159-98-0	Worms	Tubeworm	<i>Hydroides elegans</i>	Sea water	NOEC/EC10	1.8	[44] US-EPA		
Isoprotruron	34123-59-6	Algae	Diatoms	<i>Phaeodactylum tricornutum</i>	Sea water	LC/EC50	0.0037	[45] US-EPA	300	AA-EQS from WFD (2015)
Isoprotruron	34123-59-6	Crustaceans			Sea water	LC/EC50	0.25	FR-INNERIS		
Isoprotruron	34123-59-6	Fish			Fresh water	LC/EC50	18	FR-INNERIS		
Isoprotruron	34123-59-6	Algae	Diatoms	<i>Chaetoceros gracilis</i>	Sea water	NOEC/EC10	0.0119	[46] US-EPA		
Isoprotruron	34123-59-6	Crustaceans			Fresh water	NOEC/EC10	0.12	FR-INNERIS		
Isoprotruron	34123-59-6	Fish			Fresh water	NOEC/EC10	1	FR-INNERIS		
Isoprotruron	34123-59-6	Mollusca	Oyster	<i>Crassostrea gigas</i>	Sea water	NOEC/EC10	0.25	[86] US-EPA		
Isoprotruron-monomethyl (I 34123-57-4)										No data : cf PNEC isoprotruron
Linuron	330-55-2	Algae	Blue-Green Algae	<i>Synechococcus sp.</i>	Fresh water	LC/EC50	0.002	[60] US-EPA	100	5
Linuron	330-55-2	Crustaceans	Water Flea	<i>Daphnia magna</i>	Fresh water	LC/EC50	0.21	[61] US-EPA		
Linuron	330-55-2	Fish	Sockeye Salmon	<i>Oncorhynchus nerka</i>	Fresh water	LC/EC50	0.0127	[62] US-EPA		
Linuron	330-55-2	Algae	Diatoms	<i>Cocconeis sp.</i>	Fresh water	NOEC/EC10	0.0005	[63] US-EPA		
Linuron	330-55-2	Crustaceans	Copepod	<i>Calanoida</i>	Fresh water	NOEC/EC10	0.015	[64] US-EPA		
Linuron	330-55-2	Fish	Fathead minnow	<i>Pimephales promelas</i>	Fresh water	NOEC/EC10	0.001	[65] US-EPA		
Metaxyl	57837-19-1	Algae	Green Algae	<i>Raphidocelis subcapitata</i>	Fresh water	LC/EC50	6.249	[97] US-EPA	100	1000
Metaxyl	57837-19-1	Crustaceans	Water Flea	<i>Daphnia magna</i>	Fresh water	LC/EC50	411.06	[92] US-EPA		
Metaxyl	57837-19-1	Fish	Zebra Danio	<i>Danio rerio</i>	Fresh water	LC/EC50	241.98	[92] US-EPA		
Metaxyl	57837-19-1	Algae	Green Algae	<i>Raphidocelis subcapitata</i>	Fresh water	NOEC/EC10	0.4	[97] US-EPA		
Metaxyl	57837-19-1	Crustaceans	Water Flea	<i>Daphnia magna</i>	Fresh water	NOEC/EC10	0.1	[215] US-EPA		
Metaxyl	57837-19-1	Fish	Zebra Danio	<i>Danio rerio</i>	Fresh water	NOEC/EC10	70	[92] US-EPA		
Metaxyl-M	70630-17-0	Algae	Green Algae	<i>Scenedesmus quadricauda</i>	Fresh water	LC/EC50	19.95	[92] US-EPA	100	1000
Metaxyl-M	70630-17-0	Crustaceans			Sea water	LC/EC50	9.7	FR-INNERIS		
Metaxyl-M	70630-17-0	Fish			Fresh water	LC/EC50	>121	FR-INNERIS		
Metaxyl-M	70630-17-0	Algae			Fresh water	NOEC/EC10	<3	FR-INNERIS		
Metaxyl-M	70630-17-0	Crustaceans	Water Flea	<i>Daphnia magna</i>	Fresh water	NOEC/EC10	0.1	[92] US-EPA		
Metaxyl-M	70630-17-0	Fish	Zebra Danio	<i>Danio rerio</i>	Fresh water	NOEC/EC10	10	[92] US-EPA		
Metazachlor	67129-08-2	Macrophyta		<i>Lemma gibba</i>	Fresh water	LC/EC50	0.0071	[48] FR-INNERIS	100	1.9
Metazachlor	67129-08-2	Crustaceans	Water Flea	<i>Daphnia magna</i>	Fresh water	LC/EC50	33	[48] FR-INNERIS		
Metazachlor	67129-08-2	Fish	Rainbow Trout	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	Fresh water	LC/EC50	4	[48] FR-INNERIS		
Metazachlor	67129-08-2	Macrophyta		<i>Lemma gibba</i>	Fresh water	NOEC/EC10	0.000193	[48] FR-INNERIS		
Metazachlor	67129-08-2	Crustaceans	Water Flea	<i>Daphnia magna</i>	Fresh water	NOEC/EC10	0.1	[48] FR-INNERIS		
Metazachlor	67129-08-2	Fish	Rainbow Trout	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	Fresh water	NOEC/EC10	2.15	[48] FR-INNERIS		

Chemical name	CAS Number	Species Group	Species Common name	Species Scientific name	Media Type	Endpoint	Value (mg.L ⁻¹)	Reference	AF	Water Quality Criteria (ng.L ⁻¹) : EQS or PNEC
Metolachlor	51218-45-2	Algae	Green Algae	<i>Raphidocelis subcapitata</i>	Fresh water	LC/EC50	0.0509	[81] US-EPA	500	90
Metolachlor	51218-45-2	Crustaceans	Water Flea	<i>Ceriodaphnia dubia</i>	Fresh water	LC/EC50	1.1	[83] US-EPA		
Metolachlor	51218-45-2	Fish	Fathead minnow	<i>Pimephales promelas</i>	Fresh water	LC/EC50	8	[61] US-EPA		
Metolachlor	51218-45-2	Algae	Green Algae	<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>	Fresh water	NOEC/EC10	0.045	[49]		
Metolachlor	51218-45-2	Crustaceans	Water Flea	<i>Daphnia magna</i>	Fresh water	NOEC/EC10	0.1	[149] US-EPA		
Metolachlor-S	87392-12-9	Algae	Green Algae	<i>Chlorella pyrenoidosa</i>	Fresh water	LC/EC50	0.068	[84] US-EPA	50	0.2
Metolachlor-S	87392-12-9	Crustaceans	Scud	<i>Gammarus pulex</i>	Sea water	LC/EC50	8.47	[85] US-EPA		
Metolachlor-S	87392-12-9	Fish	Zebra Danio	<i>Danio rerio</i>	Fresh water	LC/EC50	29.4	[181] US-EPA		
Metolachlor-S	87392-12-9	Algae	Yellow Green Algae	<i>Nannochloropsis oculata</i>	Fresh water	NOEC/EC10	0.1	[100] US-EPA		
Metolachlor-S	87392-12-9	Crustaceans	Scud	<i>Gammarus fossarum</i>	Fresh water	NOEC/EC10	0.64	[101] US-EPA		
Metolachlor-S	87392-12-9	Fish	Fathead minnow	<i>Pimephales promelas</i>	Fresh water	NOEC/EC10	0.5	[181] US-EPA		
Metolachlor-S	87392-12-9	Mollusca	Pacific Oyster	<i>Crassostrea gigas</i>	Sea water	LOEC	0.00001	[47]		
Metolachlor ESA	171118-09-5	Mollusca	Pacific Oyster	<i>Crassostrea gigas</i>	Sea water	LOEC		[47]		Not enough data : cf PNEC metolachlor-S x100
Metolachlor OA	152019-73-3	Mollusca	Pacific Oyster	<i>Crassostrea gigas</i>	Sea water	LOEC		[47]		Not enough data : cf PNEC metolachlor-S x10
Metoxuron	19937-59-8	Algae	Green Algae		Sea water	LC/EC50	0.02973	[93] US-EPA	500	10
Metoxuron	19937-59-8	Fish	Carp	<i>Cyprinus carpio</i>	Fresh water	LC/EC50	>10000	[94] US-EPA		
Metoxuron	19937-59-8	Algae	Green Algae		Sea water	NOEC/EC10	0.00503	[93] US-EPA		
Metoxuron	19937-59-8	Mollusca	Pacific Oyster	<i>Crassostrea gigas</i>	Sea water	NOEC/EC10	9	[86] US-EPA		
Nicosulfuron	111991-09-4	Algae	Green Algae	<i>Raphidocelis subcapitata</i>	Fresh water	LC/EC50	1	[182] US-EPA	100	3.5
Nicosulfuron	111991-09-4	Crustaceans	Water Flea	<i>Daphnia magna</i>	Fresh water	LC/EC50	90	FR-INNERIS		
Nicosulfuron	111991-09-4	Fish	Rainbow Trout	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	Fresh water	LC/EC50	65.7	FR-INNERIS		
Nicosulfuron	111991-09-4	Macrophyta		<i>Lemma gibba</i>	Fresh water	NOEC/EC10	0.00035	FR-INNERIS		
Nicosulfuron	111991-09-4	Crustaceans	Water Flea	<i>Daphnia magna</i>	Fresh water	NOEC/EC10	5.2	FR-INNERIS		
Nicosulfuron	111991-09-4	Fish	Goldfish	<i>Carassius auratus</i>	Fresh water	NOEC/EC10	0.01	[96] US-EPA		
Norflurazon	27314-13-2	Algae	Green Algae	<i>Chlorella fusca var. vacuolata</i>	Fresh water	LC/EC50	0.0024	[183] US-EPA	100	24
Norflurazon	27314-13-2	Crustaceans	Scud		Fresh water	LC/EC50	>15	FR-INNERIS		
Norflurazon	27314-13-2	Fish			Fresh water	LC/EC50	8.1	FR-INNERIS		
Norflurazon	27314-13-2	Algae	Green Algae	<i>Chlamydomonas reinhardtii</i>	Fresh water	LOEC	0.379589	[95] US-EPA		
Norflurazon	27314-13-2	Crustaceans			Fresh water	NOEC/EC10	1	FR-INNERIS		
Norflurazon	27314-13-2	Fish			Fresh water	NOEC/EC10	0.77	FR-INNERIS		
Prochloraz	67747-09-5	Crustaceans	Water Flea	<i>Daphnia magna</i>	Fresh water	LC/EC50	0.004143	[184] US-EPA	100	30
Prochloraz	67747-09-5	Fish	Zebra Danio	<i>Danio rerio</i>	Fresh water	LC/EC50	1.68	[98] US-EPA		
Prochloraz	67747-09-5	Algae			Fresh water	NOEC/EC10	0.09	[185] US-EPA		
Prochloraz	67747-09-5	Crustaceans	Water Flea	<i>Cladocera</i>	Fresh water	NOEC/EC10	0.09	[185] US-EPA		
Prochloraz	67747-09-5	Fish	Oryzias latipes	<i>Japanese Medaka</i>	Fresh water	NOEC/EC10	0.003	[186] US-EPA		
Prometryn	7287-19-6	Algae	Green Algae		Fresh water	LC/EC50	0.001448	[187] US-EPA	50	10.2
Prometryn	7287-19-6	Crustaceans	Marbled Crayfish	<i>Procambarus fallax f. virginalis</i>	Fresh water	LC/EC50	0.04	[188] US-EPA		
Prometryn	7287-19-6	Fish	Spot	<i>Leiostomus xanthurus</i>	Sea water	LC/EC50	1	[189] US-EPA		
Prometryn	7287-19-6	Algae	Green Algae	<i>Chlorella pyrenoidosa</i>	Fresh water	NOEC/EC10	0.002413	[190] US-EPA		
Prometryn	7287-19-6	Crustaceans	Marbled Crayfish	<i>Procambarus fallax f. virginalis</i>	Fresh water	NOEC/EC10	0.00051	[188] US-EPA		
Prometryn	7287-19-6	Fish	Carp	<i>Carassius sp.</i>	Fresh water	NOEC/EC10	0.00051	[52] US-EPA		
Prometryn	7287-19-6	Macrophyta	Frog's Bit	<i>Halophila ovalis</i>	Sea water	NOEC/EC10	0.0016	[191] US-EPA		
Propachlor	1918-16-7	Algae	Green Algae	<i>Chlorella pyrenoidosa</i>	Fresh water	LC/EC50	10	[192] US-EPA	100	450
Propachlor	1918-16-7	Crustaceans	Scud	<i>Gammarus roeselii</i>	Fresh water	LC/EC50	0.65	[193] US-EPA		
Propachlor	1918-16-7	Fish	Catfish	<i>Ictalurus punctatus</i>	Fresh water	LC/EC50	0.23	[61] US-EPA		
Propachlor	1918-16-7	Algae	Blue-Green Algae	<i>Nostoc commune</i>	Fresh water	LOEC	100	[194] US-EPA		
Propachlor	1918-16-7	Crustaceans	Water Flea	<i>Daphnia magna</i>	Fresh water	NOEC/EC10	0.612	[53] US-EPA		
Propachlor	1918-16-7	Fish	Fathead minnow	<i>Pimephales promelas</i>	Fresh water	NOEC/EC10	0.045	[53] US-EPA		
Propazine	139-40-2	Algae	Green Algae	<i>Chlorella fusca var. vacuolata</i>	Fresh water	LC/EC50	0.0711	[51] US-EPA	1000	6.5
Propazine	139-40-2	Crustaceans	Water Flea	<i>Daphnia magna</i>	Fresh water	LC/EC50	8.6	[195] US-EPA		
Propazine	139-40-2	Fish	Guppy	<i>Poecilia reticulata</i>	Fresh water	LC/EC50	3.7	[196] US-EPA		
Propazine	139-40-2	Algae	Green Algae	<i>Chlorella fusca var. vacuolata</i>	Fresh water	NOEC/EC10	0.0065	[51] US-EPA		
Propiconazole	60207-90-1	Algae	Diatoms	<i>Skeletonema costatum</i>	Sea water	LC/EC50	0.021	FR-INNERIS	100	1
Propiconazole	60207-90-1	Crustaceans	Water Flea	<i>Daphnia magna</i>	Fresh water	LC/EC50	0.18	[54] US-EPA		
Propiconazole	60207-90-1	Fish	Rainbow Trout	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	Fresh water	LC/EC50	0.85	FR-INNERIS		
Propiconazole	60207-90-1	Algae	Green Algae	<i>Raphidocelis subcapitata</i>	Fresh water	NOEC/EC10	0.0068	[54] US-EPA		
Propiconazole	60207-90-1	Crustaceans	Water Flea	<i>Daphnia magna</i>	Fresh water	NOEC/EC10	0.0027	[54] US-EPA		
Propiconazole	60207-90-1	Fish	Zebra Danio	<i>Danio rerio</i>	Fresh water	NOEC/EC10	0.0001	[55] US-EPA		
Propyzamide	23950-58-5	Algae	Green Algae	<i>Raphidocelis subcapitata</i>	Fresh water	LC/EC50	0.287	[97] US-EPA	100	500
Propyzamide	23950-58-5	Crustaceans	Scud		Fresh water	LC/EC50	0.54	FR-INNERIS		
Propyzamide	23950-58-5	Fish			Fresh water	LC/EC50	>4.7	FR-INNERIS		
Propyzamide	23950-58-5	Algae	Green Algae	<i>Raphidocelis subcapitata</i>	Fresh water	NOEC/EC10	0.05	[97] US-EPA		
Propyzamide	23950-58-5	Crustaceans			Fresh water	NOEC/EC10	0.08	FR-INNERIS		
Propyzamide	23950-58-5	Fish			Fresh water	NOEC/EC10	0.94	FR-INNERIS		
Pymetrozin	123312-89-0	Fish	Zebra Danio	<i>Danio rerio</i>	Fresh water	LC/EC50	3.789	[98] US-EPA	500	330
Pymetrozin	123312-89-0	Crustaceans	Water Flea	<i>Daphnia pulex</i>	Fresh water	LOEC	0.165	[99] US-EPA		
Pymetrozin	123312-89-0	Fish	Zebra Danio	<i>Danio rerio</i>	Fresh water	NOEC/EC10	1.851	[98] US-EPA		
Simazine	122-34-9	Algae	Green Algae	<i>Raphidocelis subcapitata</i>	Fresh water	LC/EC50	0.00224	[198] US-EPA	1000	AA-EQS from WFD (2015)
Simazine	122-34-9	Algae	Blue-Green Algae	<i>Cyanobium sp.</i>	Sea water	LC/EC50	0.0337	[56] US-EPA		
Simazine	122-34-9	Crustaceans	Copepod	<i>Heliodiaptomus viduus</i>	Fresh water	LC/EC50	1	[197] US-EPA		
Simazine	122-34-9	Fish	Striped Bass	<i>Morone saxatilis</i>	Fresh water	LC/EC50	0.25	[199] US-EPA		
Simazine	122-34-9	Algae	Diatoms	<i>Gomphonema gracile</i>	Fresh water	NOEC/EC10	0.000001	[74] US-EPA		
Simazine	122-34-9	Algae	Diatoms	<i>Skeletonema marinoi</i>	Sea water	NOEC/EC10	0.005	[200] US-EPA		
Simazine	122-34-9	Crustaceans			Fresh water	NOEC/EC10	0.04	FR-INNERIS		not used
Simazine	122-34-9	Fish	Carp	<i>Cyprinus carpio</i>	Fresh water	LOEC	0.00006	[201] US-EPA		
Simazine	122-34-9	Fish	Gilthead Seabream	<i>Sparus aurata</i>	Sea water	NOEC/EC10	2.25	[202] US-EPA		
Simazine	122-34-9	Macrophyta	Frog's Bit	<i>Halophila ovalis</i>	Sea water	NOEC/EC10	0.003	[191] US-EPA		
Simazine-2-hydroxy	2599-11-3									No data : cf PNEC simazine
Spiroxamine	118134-30-8	Algae	Diatoms	<i>Skeletonema costatum</i>	Sea water	LC/EC50	0.0013	[203] EU-EFSA	500	2.6
Spiroxamine	118134-30-8	Crustaceans	Water Flea	<i>Daphnia magna</i>	Fresh water	LC/EC50	3	[203] EU-EFSA		
Spiroxamine	118134-30-8	Fish	Zebra Danio	<i>Danio rerio</i>	Fresh water	LC/EC50	2.41	[203] EU-EFSA		
Spiroxamine	118134-30-8	Macrophyta		<i>Lemma gibba</i>	Fresh water	LC/EC50	3.02	[203] EU-EFSA		
Spiroxamine	118134-30-8	Crustaceans	Water Flea	<i>Daphnia magna</i>	Fresh water	NOEC/EC10	0.034	[203] EU-EFSA		
Spiroxamine	118134-30-8	Fish	Zebra Danio	<i>Danio rerio</i>	Fresh water	NOEC/EC10	0.002	[203] EU-EFSA		
Sulfamethoxazole	723-46-6	Algae	Green Algae	<i>Raphidocelis subcapitata</i>	Fresh water	LC/EC50	0.52	[204] US-EPA	50	200
Sulfamethoxazole	723-46-6	Crustaceans	Water Flea	<i>Ceriodaphnia dubia</i>	Fresh water	LC/EC50	0.21	[204] US-EPA		
Sulfamethoxazole	723-46-6	Fish	Rainbow Trout	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	Fresh water	LC/EC50	27.35	[205] US-EPA		
Sulfamethoxazole	723-46-6	Algae	Green Algae	<i>Selenastrum capricornutum</i>	Fresh water	NOEC/EC10	0.5	[206] US-EPA		
Sulfamethoxazole	723-46-6	Crustaceans	Water Flea	<i>Daphnia magna</i>	Fresh water	NOEC/EC10	0.12	[207] US-EPA		
Sulfamethoxazole	723-46-6	Fish	Goldfish	<i>Carassius auratus</i>	Fresh water	LOEC	0.016	[208] US-EPA		
Sulfamethoxazole	723-46-6	Invertebrates	Rotifer	<i>Brachionus koreanus</i>	Sea water	NOEC/EC10	0.01	[209] US-EPA		
Tebuconazole	107534-96-3	Algae	Green Algae	<i>Raphidocelis subcapitata</i>	Fresh water	LC/EC50	3.2	[54] US-EPA	100	9.9
Tebuconazole	107534-96-3	Crustaceans	Water Flea	<i>Daphnia longispina</i>	Fresh water	LC/EC50	0.0043	[67] US-EPA		
Tebuconazole	107534-96-3	Fish	Carp	<i>Cyprinus carpio</i>	Fresh water	LC/EC50	2.37	[68] US-EPA		
Tebuconazole	107534-96-3	Algae			Fresh water	NOEC/EC10	0.021	[69] US-EPA		
Tebuconazole	107534-96-3	Crustaceans	Water Flea	<i>Daphnia longispina</i>	Fresh water	NOEC/EC10	0.000987	[67] US-EPA		
Tebuconazole	107534-96-3	Fish	Zebra Danio	<i>Danio rerio</i>	Fresh water	NOEC/EC10	0.005	[70] US-EPA		

Chemical name	CAS Number	Species Group	Species Common name	Species Scientific name	Media Type	Endpoint	Value (mg.L ⁻¹)	Reference	AF	Water Quality Criteria (ng.L ⁻¹) : EQS or PNEC
Terbutylazine	5915-41-3	Algae	Green Algae	<i>Raphidocelis subcapitata</i>	Fresh water	LC/EC50	0.0032	FR-INERIS	100	6
Terbutylazine	5915-41-3	Crustaceans	Shrimp	<i>Americamysis bahia</i>	Sea water	LC/EC50	0.109	FR-INERIS		
Terbutylazine	5915-41-3	Fish	Guppy	<i>Poecilia reticulata</i>	Fresh water	LC/EC50	1.6	[110] US-EPA		
Terbutylazine	5915-41-3	Algae	Green Algae	<i>Raphidocelis subcapitata</i>	Fresh water	NOEC/EC10	0.0006	FR-INERIS		
Terbutylazine	5915-41-3	Crustaceans	Water Flea	<i>Daphnia magna</i>	Fresh water	NOEC/EC10	0.00204	[57] US-EPA		
Terbutylazine	5915-41-3	Fish	Rainbow Trout	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	Fresh water	LOEC	0.035	[58] US-EPA		
Terbutylazine-desethyl (DE130125-63-4)	DE130125-63-4	Algae	Diatoms	<i>Skeletonema marinoi</i>	Sea water	NOEC/EC10	0.005	[200] US-EPA	500	3.6
Terbutylazine-desethyl (DE130125-63-4)	DE130125-63-4	Fish	Carp	<i>Cyprinus carpio</i>	Fresh water	NOEC/EC10	0.0018	[120] US-EPA		
Terbutryn	886-50-0	Algae	Green Algae	<i>Chlamydomonas geitleri</i>	Fresh water	LC/EC50	0.0024	[66] US-EPA	not used	6.5 : AA-EQS from WFD (2015)
Terbutryn	886-50-0	Crustaceans	Water Flea	<i>Daphnia magna</i>	Fresh water	LC/EC50	7.1	[195] US-EPA		
Terbutryn	886-50-0	Fish	Rainbow Trout	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	Fresh water	LC/EC50	0.82	[61] US-EPA		
Terbutryn	886-50-0	Algae	Green Algae	<i>Chlorella fusca var. vacuolata</i>	Fresh water	NOEC/EC10	0.0016	[51] US-EPA		
Thiamethoxam	153719-23-4	Crustaceans	Scud	<i>Hyaella azteca</i>	Fresh water	LC/EC50	0.2	[210] US-EPA	100	4.8
Thiamethoxam	153719-23-4	Fish	Zambezi Barbel	<i>Clarias gariepinus</i>	Fresh water	LC/EC50	10	[211] US-EPA		
Thiamethoxam	153719-23-4	Algae			Fresh water	NOEC/EC10	0.0005	[212] US-EPA		
Thiamethoxam	153719-23-4	Crustaceans			Fresh water	LOEC	0.0005	[212] US-EPA		
Thiamethoxam	153719-23-4	Fish	Chinese Rare Minnow	<i>Gobiocypris rarus</i>	Fresh water	LOEC	0.00048	[213] US-EPA		
Tolyfluanid	731-27-1	Algae	Green Algae	<i>Raphidocelis subcapitata</i>	Fresh water	LC/EC50	0.4	[50]	1000	11.1
Tolyfluanid	731-27-1	Crustaceans	Water Flea	<i>Daphnia magna</i>	Fresh water	LC/EC50	0.19	[50]		
Tolyfluanid	731-27-1	Fish	Rainbow Trout	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	Fresh water	LC/EC50	0.016	[50]		
Tolyfluanid	731-27-1	Macrophyta	Green Algae	<i>Uva lactuca</i>	Sea water	LC/EC50	0.02777	[59] US-EPA		
Tolyfluanid	731-27-1	Algae	Green Algae	<i>Raphidocelis subcapitata</i>	Fresh water	NOEC/EC10	0.04	[50]		
Tolyfluanid	731-27-1	Macrophyta	Green Algae	<i>Uva lactuca</i>	Sea water	NOEC/EC10	0.01111	[59] US-EPA		

Références de la base Ecotoxicologique :

- [1] Felicio,A.A., J.S. Freitas, J.B. Scarin, L.S. Ondeí, F.B. Teresa, D. Schlenk, and E.A. De Almeida., 2018. Isolated and Mixed Effects of Diuron and Its Metabolites on Biotransformation Enzymes and Oxidative Stress Response of Nile Tilapia (*Oreochromis niloticus*). *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 149:248-256.
- [2] EFSA, 2011. Conclusion on the peer review of the pesticide risk assessment of the active substance acetochlor. *EFSA Journal* 2011 9(5): 109.
- [3] Elskus,A.A., 2007. Pilot Study of Sublethal Effects on Fish of Pesticides Currently Used and Proposed for Use on Maine Blueberries. U. S. Geological Survey Open File Report 2007-1110, U. S. Geological Survey, Reston, VA:14 p.
- [4] Relyea,R.A., 2009. A Cocktail of Contaminants: How Mixtures of Pesticides at Low Concentrations Affect Aquatic Communities. *Oceanologia (Wroc.)*159:363-376.
- [5] Reed D. et Swigert J.P., 1992. Acetochlor: A 96-Hour Shell Deposition Test with the Eastern Oyster (*Crassostrea virginica*). Project No. 139A-132. Prepared by Wildlife International Ltd., Easton, MD. Submitted by Acetochlor Registration Partnership. EPA MRID No. 427131-03.
- [6] Mercurio,P., G. Eaglesham, S. Parks, M. Kenway, V. Beltran, F. Flores, J.F. Mueller, and A.P. Negri., 2018. Contribution of Transformation Products Towards the Total Herbicide Toxicity to Tropical Marine Organisms. *Sci. Rep.*8(4808): 20 p.
- [7] Botelho,R.G., S.H. Monteiro, C.A. Christofoletti, G.C.R. Moura-Andrade, and V.L. Tornisiolo., 2015. Environmentally Relevant Concentrations of Atrazine and Ametryne Induce Micronuclei Formation and Nuclear Abnormalities in Erythrocytes of Fish. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.*69(4): 577-585.
- [8] Hoberg,J.R., 1991. Atrazine Technical - Toxicity to the Freshwater Green Alga *Selenastrum capricornutum*. Final SLI Rep.No.91-1-3600, Springborn Lab.Inc., Environ.Sci.Div., Wareham, MA:50 p.
- [9] Hoberg,J.R., 1998. Toxicity to the Marine Diatom, *Skeletonema costatum*. Study No.93-4-4753, Springborn Lab.Inc., Wareham, MA:63 p.
- [10] Taylor,E.J., S.J. Maund, and D. Pascoe., 1991. Toxicity of Four Common Pollutants to the Freshwater Macroinvertebrates *Chironomus riparius* Meigen (Insecta: Diptera) and *Gammarus pulex* (L.). *Arch. Environ. Contam. Toxicol.*21:371-376.
- [11] Noppe,H., A. Ghekiere, T. Verslycke, E. De Wulf, K. Verheyden, E. Monteyne, K. Polfliet, P. Van Caeter, C.R. Janssen, 2007. Distribution and Ecotoxicity of Chlorotriazines in the Scheldt Estuary (B-NI). *Environ. Pollut.*147(3): 668-676.
- [12] Du Gas,L.M., P.S. Ross, J. Walker, V.L. Marlatt, and C.J. Kennedy, 2017. Effects of Atrazine and Chlorothalonil on the Reproductive Success, Development, and Growth of Early Life Stage Sockeye Salmon (*Oncorhynchus nerka*). *Environ. Toxicol. Chem.*36(5): 1354-1364.
- [13] Hall,L.W., Jr., M.C. Ziegenfuss, R.D. Anderson, T.D. Spittler, and H.C. Leichtweis, 1994. Influence of Salinity on Atrazine Toxicity to a Chesapeake Bay Copepod (*Eurytemora affinis*) and Fish (*Cyprinodon variegatus*). *Estuaries*17(1B): 181-186.
- [14] Scott,C.H., 2011. A Comparison of Vegetation Indices and Conventional Ecotoxicological Plant Growth Metrics to Assess the Lethal and Sublethal Effects of Atrazine in Smooth Cordgrass, *Spartina alterniflora*. M.S. Thesis, University of South Carolina:168 p.
- [15] Lawton,J.C., P.L. Pennington, K.W. Chung, and G.I. Scott., 2006. Toxicity of Atrazine to the Juvenile Hard Clam, *Mercenaria mercenaria*. *Ecotoxicol. Environ. Saf.*65(3): 388-394.
- [16] Bouldin,J.L., J.L. Farris, M.T. Moore, S.Jr. Smith, W.W. Stephens, and C.M. Cooper, 2005. Evaluated Fate and Effects of Atrazine and lambda-Cyhalothrin in Vegetated and Unvegetated Microcosms. *Environ. Toxicol.*20(5): 487-498.
- [17] Bejarano,A.C., and G.T. Chandler, 2003. Reproductive and Developmental Effects of Atrazine on the Estuarine Meiobenthic Copepod *Amphiscus tenuiremis*. *Environ. Toxicol. Chem.*22(12): 3009-3016.

- [18] Shenoy, K., 2012. Environmentally Realistic Exposure to the Herbicide Atrazine Alters Some Sexually Selected Traits in Male Guppies. *PLoS One* 7(2): 1-10.
- [19] Del carmen Alvarez, M., and L.A. Fuiman, 2005. Environmental Levels of Atrazine and Its Degradation Products Impair Survival Skills and Growth of Red Drum Larvae. *Aquat. Toxicol.* 74(3): 229-241.
- [20] E.G. and G. Bionomics, 1979. Effect of Atrazine on Developing Communities of Benthic Macroinvertebrate Estuarine Organisms. Rep.No.BP-79-11-163R, Submitted to CIBA-Geigy Corp., Greensboro, NC, by the EG&G Bionomics, Mar.Res.Lab., Pensacola, FL:21 p.
- [21] Hershner, C., K. Ward, J. Illowsky, D. Delistraty, and J. Martorana, 1982. Effects of Atrazine on *Zostera marina* in Chesapeake Bay, Virginia. EPA-600/3-88/050, U.S.EPA, Annapolis, MD:286 p.
- [22] Bejarano, A.C., P.L. Pennington, M.E. Delorenzo, and G.T. Chandler, 2005. Atrazine Effects on Meiobenthic Assemblages of a Modular Estuarine Mesocosm. *Mar. Pollut. Bull.* 50:1398-1404.
- [23] EFSA, 2009. Council Directive 91/414/EEC - Azoxystrobin - Report and Proposed Decision of the United Kingdom made to the European Commission under Commission Regulation 737/2007.
- [24] Van Wijngaarden, R.P.A., D.J.M. Belgers, M.I. Zafar, A.M. Matser, M.C. Boerwinkel, and G.H.P. Arts, 2014. Chronic Aquatic Effect Assessment for the Fungicide Azoxystrobin. *Environ. Toxicol. Chem.* 33(12): 2775-2785.
- [25] Lambert, S.J., K.V. Thomas, and A.J. Davy, 2006. Assessment of the Risk Posed by the Antifouling Booster Biocides Irgarol 1051 and Diuron to Freshwater Macrophytes. *Chemosphere* 63(5): 734-743.
- [26] E.C., 2000. Review report for the active substance bentazone. Finalised in the Standing Committee on Plant Health at its meeting on 13 July 2000 in view of the inclusion of bentazone in Annex I of Directive 91/414/EEC., Directorate Generale Health and Consumer Protection.
- [27] De la Broise, D., and S. Stachowski-Haberkorn, 2012. Evaluation of the Partial Renewal of In Situ Phytoplankton Microcosms and Application to the Impact Assessment of Bentazon and Dimethenamid. *Mar. Pollut. Bull.* 64(11): 2480-2488.
- [28] Stachowski-Haberkorn, S., F. Quiniou, M. Nedelec, R. Robert, G. Limon, and D. De la Broise, 2008. In-Situ Microcosms, a Tool for Assessment of Pesticide Impacts on Oyster Spat (*Crassostrea gigas*). *Ecotoxicology* 17(4): 235-245.
- [29] Canton, J.H., 1976. The Toxicity of Benomyl, Thiophanate-Methyl, and BCM to Four Freshwater Organisms. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 16(2): 214-218.
- [30] Mohr, S., H. Schroder, M. Feibicke, R. Berghahn, W. Arp, and A. Nicklisch, 2008. Long-Term Effects of the Antifouling Booster Biocide Irgarol 1051 on Periphyton, Plankton and Ecosystem Function in Freshwater Pond Mesocosms. *Aquat. Toxicol.* 90(2): 109-120.
- [31] Andrade, T.S., J.F. Henriques, A.R. Almeida, A.L. Machado, O. Koba, P.T. Giang, A.M.V.M. Soares, and I. Domingues, 2016. Carbendazim Exposure Induces Developmental, Biochemical and Behavioural Disturbance in Zebrafish Embryos. *Aquat. Toxicol.* 170:390-399.
- [32] Okamura, H., T. Watanabe, I. Aoyama, and M. Hasobe, 2002. Toxicity Evaluation of New Antifouling Compounds Using Suspension-Cultured Fish Cells. *Chemosphere* 46(7): 945-951.
- [33] E.C., 2007. Review report for the active substance Carbendazim. Finalised in the Standing Committee in the Food Chain and Animal Health at its meeting on 3 March 2006 in view of the inclusion of Carbendazim in Annex I of Directive 91/414/EEC, European Commission - General Health & Consumer Protection
Directorate-General. Directorate D - Food Safety : Production and distribution chain. Unit D.3 - Chemicals, contaminants and pesticides.
- [34] Ma J., Lin F., Wang S. et Xu L., 2003. Toxicity of 21 herbicides to the green alga *Scenedesmus quadricauda*. *Bull Environ Contam Toxicol* 71: 594 - 601.
- [35] DG SANCO, 2005. Review report for the active substance Chlorotoluron. Finalised in the Standing Committee in the Food Chain and Animal Health at its meeting on 15 February 2005 in view of the inclusion of Chlorotoluron in Annex I of Directive 91/414/EEC. European Commission - General Health & Consumer Protection - Unit E1 Plant Health, SANCO/4329/200 final
http://ec.europa.eu/food/plant/protection/evaluation/existactive/list_chlortoluron.pdf.
- [36] E.C., 2006. Assessment report for the active substance Dichlofluanid (PT8) Finalised in the Standing Committee on Biocidal Products at its meeting on 28 November 2006 in view of its inclusion in Annex I to Directive 98/8/EC. November 2006. 62p.
- [37] Spycher S., S. Mangold, T. Doppler, M. Junghans, I. Wittmer, C. Stamm, and H. Singer, 2018. Pesticide Risks in Small Streams - How to Get as Close as Possible to the Stress Imposed on Aquatic Organisms. *Environ. Sci. Technol.*, 52, 4526–4535.
- [38] Gatidou, G., and N. Thomaidis, 2007. Evaluation of single and joint toxic effects of two antifouling biocides, their main metabolites and copper using phytoplankton bioassays. *Aquatic Toxicology* 85: 184–191.
- [39] Leboulanger, C., C. Schwartz, P. Somville, A.O. Diallo, and M. Pagano, 2011. Sensitivity of Two Mesocyclops (Crustacea, Copepoda, Cyclopidae), from Tropical and Temperate Origins, to the Herbicides, Diuron and Paraquat, and the Insecticides, Temephos and Fenitrothion. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 87(5): 487-493.
- [40] Flores, F., C.J. Collier, P. Mercurio, and A.P. Negri, 2013. Phytotoxicity of Four Photosystem II Herbicides to Tropical Seagrasses. *PLoS One* 8(9): 12 p.
- [41] Cantin, N.E., A.P. Negri, and B.L. Willis, 2007. Photoinhibition from Chronic Herbicide Exposure Reduces Reproductive Output of Reef-Building Corals. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 344:81-93.
- [42] Mai, H., B. Morin, P. Pardon, P. Gonzalez, H. Budzinski, J. Cachot, 2013. Environmental concentrations of irgarol, diuron and S-metolachlor induce deleterious effects on gametes and embryos of the Pacific oyster, *Crassostrea gigas*. *Marine Environmental Research* 89: 1-8
- [43] Granmo, A., R. Ekelund, J.A. Sneli, M. Berggren, and J. Svavarsson, 2002. Effects of Antifouling Paint Components (TBTO, Copper and Triazine) on the Early Development of Embryos in Cod (*Gadus morhua* L.). *Mar. Pollut. Bull.* 44(10): 1142-1148.

- [44] Bao, V.W.W., K.M.Y. Leung, J.W. Qiu, and M.H.W. Lam, 2011. Acute Toxicities of Five Commonly Used Antifouling Booster Biocides to Selected Subtropical and Cosmopolitan Marine Species. *Mar. Pollut. Bull.*62(5): 1147-1151.
- [45] Sjollem, S.B., G. MartinezGarcia, H.G. Van der Geest, M.H.S. Kraak, P. Booij, A.D. Vethaak, and W. Admiraal, 2014. Hazard and Risk of Herbicides for Marine Microalgae. *Environ. Pollut.*187:106-111.
- [46] Arzul, G., F. Quiniou, and C. Carrie, 2006. In Vitro Test-Based Comparison of Pesticide-Induced Sensitivity in Marine and Freshwater Phytoplankton. *Toxicol. Mech. Methods*16(8): 431-437.
- [47] Mai, H., P. Gonzalez, P. Pardon, N. Tapie, H. Budzinski, J. Cachot and B. Morin, 2014. Comparative responses of sperm cells and embryos of Pacific oyster (*Crassostrea gigas*) to exposure to metolachlor and its degradation products, *Aquatic Toxicology* 147: 48– 56.
- [48] EFSA, 2008. Conclusion regarding the peer review of the pesticide risk assessment of the active substance. Metazachlor. Finalised: 14 April 2008 EFSA Scientific Report 145, 1-132.
- [49] Machado, M.D., E.V. Soares, 2019. Sensitivity of freshwater and marine green algae to three compounds of emerging concern. *Journal of Applied Phycology* 31:399–408.
- [50] E.C., 2009. Assessment report for the active substance tolylfluanid (PT8) Finalised in the Standing Committee on Biocidal Products at its meeting on 15 May 2009 in view of its non-inclusion in Annex I to Directive 98/8/EC. 25 March 2009. 56p.
- [51] Faust, M., R. Altenburger, T. Backhaus, H. Blanck, W. Boedeker, P. Gramatica, V. Hamer, M. Scholze, M. Vighi, and L.H. G., 2001. Predicting the Joint Algal Toxicity of Multi-Component s-Triazine Mixtures at Low-Effect Concentrations of Individual Toxicants. *Aquat. Toxicol.*56(1): 13-32.
- [52] Velisek, J., A. Stara, E. Zuskova, and Z. Svobodova, 2013. Use of Biometric, Hematologic, and Plasma Biochemical Variables, and Histopathology to Assess the Chronic Effects of the Herbicide Prometryn on Common Carp. *Vet. Clin. Pathol.*42(4): 508-515.
- [53] Sauter, S., G.A. LeBlanc, S.J. Ells, and K.S. Buxton, 1977. Acute and Chronic Toxicity of Propachlor, Methomyl, Baygon, and Baytex to the Water Flea (*Daphnia magna*) and the Fathead Minnow (*Pimephales promelas*). Submitted to Environmental Research Laboratory, U.S. Environmental Protection Agency, Duluth, MN by E G & G Bionomics, Wareham, MA:63 p.
- [54] Ochoa-Acuna, H.G., W. Bialkowski, G. Yale, and L. Hahn, 2009. Toxicity of Soybean Rust Fungicides to Freshwater Algae and *Daphnia magna*. *Ecotoxicology*18(4): 440-446.
- [55] Teng, M., X. Chen, C. Wang, M. Song, J. Zhang, and S. Bi, 2020. Life Cycle Exposure to Propiconazole Reduces Fecundity by Disrupting the Steroidogenic Pathway and Altering DNA Methylation in Zebrafish (*Danio rerio*). *Environ. Int.*135:10 p.
- [56] Yamagishi, T., M. Katsumata, H. Yamaguchi, Y. Shimura, M. Kawachi, H. Koshikawa, Y. Horie, and N. Tatarazako, 2016. Rapid Ecotoxicological Bioassay Using Delayed Fluorescence in the Marine Cyanobacterium *Cyanobium* sp. (NIES-981). *Ecotoxicology*25(10): 1751-1758.
- [57] Schrama, M., S.H. Barmiento, E.R. Hunting, R.S.P. Van Logtestijn, M.G. Vijver, and P.M. Van Bodegom, 2017. Pressure-Induced Shifts in Trophic Linkages in a Simplified Aquatic Food Web. *Front. Environ. Sci.*5:10 p.
- [58] Tarja, N., E. Kirsti, L. Marja, and E. Kari, 2003. Thermal and Metabolic Factors Affecting Bioaccumulation of Triazine Herbicides by Rainbow Trout (*Oncorhynchus mykiss*). *Environ. Toxicol.*18(4): 219-226.
- [59] Wendt, I., A. Arrhenius, T. Backhaus, A. Hilvarsson, K. Holm, K. Langford, T. Tunovic, and H. Blanck, 2013. Effects of Five Antifouling Biocides on Settlement and Growth of Zoospores from the Marine Macroalga *Ulva lactuca* L.. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.*91(4): 426-432.
- [60] Aslim, B., and S. Ozturk, 2009. Toxicity of Herbicides to Cyanobacterial Isolates. *J. Environ. Biol.*30(3): 381-384.
- [61] Mayer, F.L., Jr., and M.R. Ellersieck, 1986. Manual of Acute Toxicity: Interpretation and Data Base for 410 Chemicals and 66 Species of Freshwater Animals. USDI Fish and Wildlife Service, Publication No.160, Washington, DC:505 p.
- [62] Tierney, K.B., P.S. Ross, and C.J. Kennedy, 2007. Linuron and Carbaryl Differentially Impair Baseline Amino Acid and Bile Salt Olfactory Responses in Three Salmonids. *Toxicology*231(2/3): 175-187.
- [63] Van den Brink, P.J., 2002. Ecological and Statistical Evaluation of Effects of Pesticides in Freshwater Model Ecosystems. Ph.D. Thesis., Agricultural Univ., Wageningen, Netherlands:178 p.
- [64] Daam, M.A., A.M.F. Rodrigues, P.J. Van den Brink, and A.J.A. Nogueira, 2009. Ecological Effects of the Herbicide Linuron in Tropical Freshwater Microcosms. *Ecotoxicol. Environ. Saf.*72(2): 410-423.
- [65] Crago, J., and R. Klaper, 2012. A Mixture of an Environmentally Realistic Concentration of a Phthalate and Herbicide Reduces Testosterone in Male Fathead Minnow (*Pimephales promelas*) Through a Novel Mechanism of Action. *Aquat. Toxicol.*110/111:74-83.
- [66] Francois, D.L., and G.G.C. Robinson, 1990. Indices of Triazine Toxicity in *Chlamydomonas geitleri* Ettl. *Aquat. Toxicol.*16(3): 205-228.
- [67] Cuco, A.P., J.I. Santos, N. Abrantes, F. Goncalves, J. Wolinska, and B.B. Castro, 2017. Concentration and Timing of Application Reveal Strong Fungistatic Effect of Tebuconazole in a *Daphnia*-Microparasitic Yeast Model. *Aquat. Toxicol.*193:144-151.
- [68] Toni, C., D. Ferreira, L.C. Kreutz, V.L. Loro, and L.J.G. Barcellos, 2011. Assessment of Oxidative Stress and Metabolic Changes in Common Carp (*Cyprinus carpio*) Acutely Exposed to Different Concentrations of the Fungicide Tebuconazole. *Chemosphere*83(4): 579-584.
- [69] Artigas, J., N. Pascault, A. Bouchez, J. Chastain, D. Debroas, J.F. Humbert, J. Leloup, R.D. Tadonleke, A. Halle, and S., 2014. Comparative Sensitivity to the Fungicide Tebuconazole of Biofilm and Plankton Microbial Communities in Freshwater Ecosystems. *Sci. Total Environ.*468:326-336.

- [70] Macirella,R., M. Tripepi, and E. Brunelli, 2018. Morphological and Immunohistochemical Modifications in Zebrafish (*Danio rerio*) Gills After Short-Term Exposure to the Fungicide Tebuconazole. *Zebrafish*00:12 p.
- [71] Levine,S.L., G. Merey, T. Minderhout, P. Manson, and P. Sutton, 2015. Aminomethylphosphonic Acid has Low Chronic Toxicity to *Daphnia magna* and *Pimephales promelas*. *Environ. Toxicol. Chem.*34(6): 1382-1389.
- [72] Guilherme,S., M.A. Santos, I. Gaivao, and M. Pacheco, 2014. DNA and Chromosomal Damage Induced in Fish (*Anguilla anguilla* L.) by Aminomethylphosphonic Acid (AMPA) - the Major Environmental Breakdown Product of Glyphosate. *Environ. Sci. Pollut. Res. Int.*21(14): 8730-8739.
- [73] Mottier,A., V. Kientz-Bouchart, A. Serpentine, J.M. Lebel, A.N. Jha, and K. Costil, 2013. Effects of Glyphosate-Based Herbicides on Embryo-Larval Development and Metamorphosis in the Pacific Oyster, *Crassostrea gigas*. *Aquat. Toxicol.*128/129:67-78.
- [74] Wood,R.J., S.M. Mitrovic, R.P. Lim, and B.J. Kefford, 2016. How Benthic Diatoms Within Natural Communities Respond to Eight Common Herbicides with Different Modes of Action. *Sci. Total Environ.*557-558:636-643.
- [75] Ayanda,O.I., J. Oniye Sonnie, and J. Auta, 2017. Behavioural and Some Physiological Assessment of Glyphosate and Paraquat Toxicity to Juveniles of African Catfish, *Clarias gariepinus*. *Pak. J. Zool.*49(1): 183-190.
- [76] Xu,X., X. Wang, Y. Li, Y. Wang, and Y. Wang, 2011. Acute Toxicity and Synergism of Binary Mixtures of Antifouling Biocides with Heavy Metals to Embryos of Sea Urchin *Glyptocidaris crenularis*. *Hum. Exp. Toxicol.*30(8): 1009-1021.
- [77] El-Gendy,K.S., N.M. Aly, and A.H. El-Sebae, 1998. Effects of Edifenphos and Glyphosate on the Immune Response and Protein Biosynthesis of Bolti Fish (*Tilapia nilotica*). *J. Environ. Sci. Health Part B Pestic. Food Contam. Agric. Wastes*33(2): 135-149.
- [78] Mottier,A., A. Seguin, A. Devos, C. Le Pabic, C. Voiseux, J.M. Lebel, A. Serpentine, B. Fievet, and K. Costil, 2015. Effects of Subchronic Exposure to Glyphosate in Juvenile Oysters (*Crassostrea gigas*): From Molecular to Individual Levels. *Mar. Pollut. Bull.*95(2): 665-677.
- [79] Amid,C., M. Olstedt, J.S. Gunnarsson, H.L. Lan, H.T.T. Minh, P.J.V.D. Brink, M. Hellstrom, and M. Tedengren, 2018. Additive Effects of the Herbicide Glyphosate and Elevated Temperature on the Branched Coral *Acropora formosa* in Nha Trang, Vietnam. *Environ. Sci. Pollut. Res. Int.*25:13360-13372.
- [80] Antunes,A.M., T.L. Rocha, F.S. Pires, M.A. De Freitas, V.R.M.C. Leite, S. Arana, P.C. Moreira, and S.M.T. Saboia-Morais, 2017. Gender-Specific Histopathological Response in Guppies *Poecilia reticulata* Exposed to Glyphosate or Its Metabolite Aminomethylphosphonic Acid. *J. Appl. Toxicol.*37:1098-1107.
- [81] St.Laurent,D., C. Blaise, P. MacQuarrie, R. Scroggins, and B. Trottier, 1992. Comparative Assessment of Herbicide Phytotoxicity to *Selenastrum capricornutum* Using Microplate and Flask Bioassay Procedures. *Environ. Toxicol. Water Qual.*7(1): 35-48.
- [82] Tisler,T., A. Jemec, B. Mozetic, and P. Trebse, 2009. Hazard Identification of Imidacloprid to Aquatic Environment. *Chemosphere*76(7): 907-914.
- [83] Foster,S., M. Thomas, and W. Korth, 1998. Laboratory-Derived Acute Toxicity of Selected Pesticides to *Ceriodaphnia dubia*. *Australas. J. Ecotoxicol.*4(1): 53-59.
- [84] Liu,H., and M. Xiong, 2009. Comparative Toxicity of Racemic Metolachlor and S-Metolachlor to *Chlorella pyrenoidosa*. *Aquat. Toxicol.*93(2-3): 100-106.
- [85] Maazouzi,C., C. Coureau, C. Piscart, M. Saplaïroles, N. Baran, and P. Marmonier, 2016. Individual and Joint Toxicity of the Herbicide S-Metolachlor and a Metabolite, Deethylatrazine on Aquatic Crustaceans: Difference Between Ecological Groups. *Chemosphere*165:118-125.
- [86] His,E., and M.N.L. Seaman, 1993. Effects of Twelve Pesticides on Larvae of Oysters (*Crassostrea gigas*) and on Two Species of Unicellular Marine Algae (*Isochrysis galbana* and *Chaetoceros Calcitrans*). *Int.Counc.for the Exploration of the Sea, ICES-CM-1993/E, Copenhagen, Denmark*:22 p.
- [87] Tooby,T.E., P.A. Hursey, and J.S. Alabaster, 1975. The Acute Toxicity of 102 Pesticides and Miscellaneous Substances to Fish. *Chem. Ind. (Lond.)*21:523-526.
- [88] Fahl,G.M., L. Kreft, R. Altenburger, M. Faust, W. Boedeker, and L.H. Grimme, 1995. pH-Dependent Sorption, Bioconcentration and Algal Toxicity of Sulfonylurea Herbicides. *Aquat. Toxicol.*31(2): 175-187.
- [89] Grande,M., S. Andersen, and D. Berge, 1994. Effects of Pesticides on Fish Experimental and Field Studies. *Norw. J. Agric. Sci.Suppl.*13:195-209.
- [90] Fairchild,J.F., D.S. Ruessler, P.S. Haverland, and A.R. Carlson, 1997. Comparative Sensitivity of *Selenastrum capricornutum* and *Lemna minor* to Sixteen Herbicides. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.*32(4): 353-357.
- [91] Yu,X.B., K. Hao, F. Ling, and G.X. Wang, 2014. Aquatic Environmental Safety Assessment and Inhibition Mechanism of Chemicals for Targeting *Microcystis aeruginosa*. *Ecotoxicology*23(9): 1638-1647.
- [92] Yao,K., L. Zhu, Z. Duan, Z. Chen, Y. Li, and X. Zhu, 2009. Comparison of R-Metalaxyl and rac-Metalaxyl in Acute, Chronic, and Sublethal Effect on Aquatic Organisms: *Daphnia magna*, *Scenedesmus quadricauda*, and *Danio rerio*. *Environ. Toxicol.*24(2): 148-156.
- [93] Arrhenius,A., F. Gronvall, M. Scholze, T. Backhaus, and H. Blanck, 2004. Predictability of the Mixture Toxicity of 12 Similarly Acting Congeneric Inhibitors of Photosystem II in Marine Periphyton and Epipsammon Communities. *Aquat. Toxicol.*68(4): 351-367.
- [94] Mansour,S.A., and E.R. Mohsen, 1985. Pesticides and Beneficial Organisms II. The Response of Two Fish Species to Certain Herbicides. *Pesticides* 19(4): 43-44.
- [95] Chalifour,A., M.T. Arts, M.J. Kainz, and P. Juneau, 2014. Combined Effect of Temperature and Bleaching Herbicides on Photosynthesis, Pigment and Fatty Acid Composition of *Chlamydomonas reinhardtii*. *Eur. J. Phycol.*49(4): 508-515.

- [96] Saglio, P., K.H. Olsen, and S. Bretaud, 2001. Behavioral and Olfactory Responses to Prochloraz, Bentazone, and Nicosulfuron-Contaminated Flows in Goldfish. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.*41(2): 192-200.
- [97] Sbrilli, G., B. Bimbi, F. Cioni, L. Pagliai, F. Luchi, and E. Lanciotti, 2005. Surface and Ground Waters Characterization in Tuscany (Italy) by Using Algal Bioassay and Pesticide Determinations: Comparative Evaluation of the Results and Hazard Assessment of the Pesticides Impact on Primary Product. *Chemosphere*58(5): 571-578.
- [98] Padilla, S., D. Corum, B. Padnos, D.L. Hunter, A. Beam, K.A. Houck, N. Sipes, N. Kleinstreuer, T. Knudsen, D.J. Dix, 2012. Zebrafish Developmental Screening of the ToxCast Phase I Chemical Library. *Reprod. Toxicol.*33(2): 174-187.
- [99] Stark, J.D., 2005. How Closely do Acute Lethal Concentration Estimates Predict Effects of Toxicants on Populations?. *Integr. Environ. Assess. Manag.*1(2): 109-113.
- [100] Deng, L.P., S.A. Senseman, T.J. Gentry, D.A. Zuberer, E.R. Camargo, T.L. Weiss, and T.P. Devarenne, 2015. Effect of Selected Herbicides on Growth and Lipid Content of *Nannochloris oculata*. *J. Aquat. Plant Manag.*53:28-35.
- [101] Rossi, F., S. Pesce, C. Mallet, C. Margoum, A. Chaumot, M. Masson, and J. Artigas, 2018. Interactive Effects of Pesticides and Nutrients on Microbial Communities Responsible of Litter Decomposition in Streams. *Front. Microbiol.*9:13 p.
- [102] Stratton, G.W., A.L. Huber, and C.T. Corke, 1980. The Effect of Pesticides and Their Metabolites, Alone and in Combination, on Algal Processes. *Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci.*975:131-139.
- [103] Eullaffroy, P., and G. Vernet, 2003. The F684/F735 Chlorophyll Fluorescence Ratio: A Potential Tool for Rapid Detection and Determination of Herbicide Phytotoxicity in Algae. *Water Res.*37(9): 1983-1990.
- [104] Behrens, D., J. Rouxel, T. Burgeot, and F. Akcha, 2016. Comparative Embryotoxicity and Genotoxicity of the Herbicide Diuron and Its Metabolites in Early Life Stages of *Crassostrea gigas*: Implication of Reactive Oxygen Species Production. *Aquat. Toxicol.*175:249-259.
- [105] Zhou, Q., Y. Cheng, Q. Zhang, and J. Liang, 2004. Quantitative Analyses of Relationships Between Ecotoxicological Effects and Combined Pollution. *Sci. China Ser. C, Life Sci.*47(4): 332-339.
- [106] Lokhanskaya, V.I., and E.P. Shcherban, 2010. Study of Toxicity of the Herbicide "Genius" in Acute and Chronic Experiments on Cladocera. *Hydrobiol. J.*46(3): 92-102.
- [107] Li, W., J. Zha, Z. Li, L. Yang, and Z. Wang, 2009. Effects of Exposure to Acetochlor on the Expression of Thyroid Hormone Related Genes in Larval and Adult Rare Minnow (*Gobiocypris rarus*). *Aquat. Toxicol.*94(2): 87-93.
- [108] Ma, J., W. Liang, L. Xu, S. Wang, Y. Wei, and J. Lu, 2001. Acute Toxicity of 33 Herbicides to the Green Alga *Chlorella pyrenoidosa*. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.*66(4): 536-541.
- [109] Lombardi, J.V., J.G. Machado-Neto, A.L. Brossi-Garcia, H.L.A. Marques, and E. Kubo, 2001. Acute Toxicity of the Pesticides Endosulfan and Ametryne to the Freshwater Prawn *Macrobrachium rosenbergii* De Man. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.*67(5): 665-671.
- [110] Bathe, R., K. Sachsse, L. Ullmann, W.D. Hormann, F. Zak, and R. Hess, 1975. The Evaluation of Fish Toxicity in the Laboratory. *Proc. Eur. Soc. Toxicol.*16:113-124.
- [111] Butler, P.A., 1965. Effects of Herbicides on Estuarine Fauna. *Proc. South. Weed Conf.*18:576-580.
- [112] Blackburn, R.A., 1985. The Effects of Single and Joint Toxicity of Atrazine and Alachlor on Three Non-Target Aquatic Organisms. M.S. Thesis, University of Kansas, Lawrence, KS:163 p.
- [113] Peebua, P., M. Kruatrachue, P. Pokethiyoook, and S. Singhakaew, 2008. Histopathological Alterations of Nile Tilapia, *Oreochromis niloticus* in Acute and Subchronic Alachlor Exposure. *J. Environ. Biol.*29(3): 325-331.
- [114] Chang, L.W., G.P. Toth, D.A. Gordon, D.W. Graham, J.R. Meier, C.W. Knapp, F.J., Jr. DeNoyelles, S. Campbell, and D.L. Lat, 2005. Responses of Molecular Indicators of Exposure in Mesocosms: Common Carp (*Cyprinus carpio*) Exposed to the Herbicides Alachlor and Atrazine. *Environ. Toxicol. Chem.*24(1): 190-197.
- [115] Wilson, J.E.H., 1997. The Grass Shrimp Embryo-Larval Toxicity Test: A Short-Term Predictive Bioassay. *Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci.*53:65-65.
- [116] Oliveira, R.D., L.K.V. Boas, and C.C.Z. Branco, 2016. Assessment of the Potential Toxicity of Glyphosate-Based Herbicides on the Photosynthesis of *Nitella microcarpa* var. *wrightii* (Charophyceae). *Phycologia*55(5): 577-584.
- [117] Stratton, G.W., 1984. Effects of the Herbicide Atrazine and Its Degradation Products, Alone and in Combination, on Phototrophic Microorganisms. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.*13(1): 35-42.
- [118] Choi, H.J., D. Kim, and T.J. Lee, 2013. Photochemical Degradation of Atrazine in UV and UV/H₂O₂ Process: Pathways and Toxic Effects of Products. *Sci. Agric. Bohemica*48:927-934
- [119] Starkey, C.B., 2014. Subthreshold Toxic Effects of Atrazine and Three Degradates on Behavior in *Procambarus clarkii*. M.S. Thesis, Marshall University, Huntington, WV:139 p.
- [120] Velisek, J., A. Stara, and E. Zuskova, 2016. Effect of Single and Combination of Three Triazine Metabolites at Environmental Concentrations on Early Life Stages of Common Carp (*Cyprinus carpio* L.). *Environ. Sci. Pollut. Res.*23:24289-24297.
- [121] Liu, L., C. Jiang, Z.Q. Wu, Y.X. Gong, and G.X. Wang, 2013. Toxic Effects of Three Strobilurins (Trifloxystrobin, Azoxystrobin and Kresoxim-Methyl) on mRNA Expression and Antioxidant Enzymes in Grass Carp (*Ctenopharyngodon idella*) Juveniles. *Ecotoxicol. Environ. Saf.*98:297-302.
- [122] Bony, S., I. Gaillard, and A. Devaux, 2010. Genotoxicity Assessment of Two Vineyard Pesticides in Zebrafish. *Int. J. Environ. Anal. Chem.*90(3-6): 421-428.
- [123] Gustafsson, K., E. Blidberg, I.K. Elfgrén, A. Hellström, H. Kylin, and E. Gorokhova, 2010. Direct and Indirect Effects of the Fungicide Azoxystrobin in Outdoor Brackish Water Microcosms. *Ecotoxicology*19(2): 431-444.
- [124] Munkegaard, M., M. Abbaspoor, and N. Cedergreen, 2008. Organophosphorous Insecticides as Herbicide Synergists on the Green Algae *Pseudokirchneriella subcapitata* and the Aquatic Plant *Lemna minor*. *Ecotoxicology*17(1): 29-35.

- [125] Nielsen, L.W., and I. Dahllof, 2007. Direct and Indirect Effects of the Herbicides Glyphosate, Bentazone and MCPA on Eelgrass (*Zostera marina*). *Aquat. Toxicol.* 82(1): 47-54.
- [126] Gokce, S., and M.T. Sacan, 2019. Assessments of Algal Toxicity and PBT Behaviour of Pesticides with No Eco-Toxicological Data: Predictive Ability of QSA/(T)R Models. *Mol. Inform.* 38:11 p.
- [127] Vu, H.T., M.J. Keough, S.M. Long, and V.J. Pettigrove, 2016. Effects of the Boscalid Fungicide Filan on the Marine Amphipod *Allorchestes compressa* at Environmentally Relevant Concentrations. *Environ. Toxicol. Chem.* 35(5): 1130-1137.
- [128] Ferreira, A.L.G., S. Loureiro, and A.M.V.M. Soares, 2008. Toxicity Prediction of Binary Combinations of Cadmium, Carbendazim and Low Dissolved Oxygen on *Daphnia magna*. *Aquat. Toxicol.* 89:28-39.
- [129] Schmidt, S., W. Busch, R. Altenburger, and E. Kuster, 2016. Mixture Toxicity of Water Contaminants-Effect Analysis Using the Zebrafish Embryo Assay (*Danio rerio*). *Chemosphere* 152:503-512.
- [130] Van den Brink, P.J., J. Hattink, F. Bransen, E. Van Donk, and T.C.M. Brock, 2000. Impact of the Fungicide Carbendazim in Freshwater Microcosms. II. Zooplankton, Primary Producers and Final Conclusions. *Aquat. Toxicol.* 48(2-3): 251-264.
- [131] Iesce, M.R., M. Della Greca, F. Cermola, M. Rubino, M. Isidori, and L. Pascarella, 2006. Transformation and Ecotoxicity of Carbamic Pesticides in Water. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 13(2): 105-109.
- [132] Caldwell, R.S., 1977. Biological Effects of Pesticides on the Dungeness Crab. EPA-600/3-77-131, U.S.EPA, Gulf Breeze, FL:143 p.
- [133] Verma, V. Kumar, R. Chand, and I.P. Tonk, 1984. Use of Static Bioassays Procedure for the Evaluation of the Relative Toxicity of Pesticides and Relative Resistance of Fishes. In: S.K. Kulshrestha, V. Kumar and M.C. Bhatnagar (Eds.), *Effects of Pesticides on Aquatic Fauna*, Indian Academy of Environmental Biologists:115-127.
- [134] Dembele, K., E. Haubruge, and C. Gaspar, 2000. Concentration Effects of Selected Insecticides on Brain Acetylcholinesterase in the Common Carp (*Cyprinus carpio* L.). *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 45(1): 49-54.
- [135] Ma, J., N. Lu, W. Qin, R. Xu, Y. Wang, and X. Chen, 2006. Differential Responses of Eight Cyanobacterial and Green Algal Species, to Carbamate Insecticides. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 63(2): 268-274.
- [136] Anguiano, G.A., A. Amador, M. Moreno-Legorreta, F. Arcos-Ortega, and C. Vazquez-Boucard, 2010. Effects of Exposure to Oxamyl, Carbofuran, Dichlorvos, and Lindane on Acetylcholinesterase Activity in the Gills of the Pacific Oyster *Crassostrea gigas*. *Environ. Toxicol.* 25(4): 327-332.
- [137] Jena, S., S. Acharya, and P.K. Mohapatra, 2012. Variation in Effects of Four OP Insecticides on Photosynthetic Pigment Fluorescence of *Chlorella vulgaris* Beij. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 80:111-117.
- [138] Serrano, R., F. Hernandez, J.B. Pena, V. Dosda, and J. Canales, 1995. Toxicity of Bioconcentration of Selected Organophosphorus Pesticides in *Mytilus galloprovincialis* and *Venus gallina*. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 29(3): 284-290.
- [139] Shoaib, N., P.J.A. Siddiqui, and H. Khalid, 2012. Toxicity of Chlorpyrifos on Some Marine Cyanobacteria Species. *Pak. J. Bot.* 44(3): 1131-1133.
- [140] Deanovic, L.A., D. Markiewicz, M. Stillway, S. Fong, and I. Werner, 2013. Comparing the Effectiveness of Chronic Water Column Tests with the Crustaceans *Hyaella azteca* (Order: Amphipoda) and *Ceriodaphnia dubia* (Order: Cladocera) in Detecting Toxicity of Current-Use Insecticides. *Environ. Toxicol. Chem.* 32:707-712.
- [141] Dzul-Caamal, R., M.L. Dominguez-Lopez, E. Garcia-Latorre, and A. Vega-Lopez, 2012. Implications of Cytochrome 450 Isoenzymes, Aryl-Esterase and Oxonase Activity in the Inhibition of the Acetylcholinesterase of *Chirostoma jordani* Treated with Phosphorothionate Pesticides. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 84:199-206.
- [142] Vinogradov, G.A., F. Stay, P.P. Umoren, A.S. Mavrin, A.K. Klerman, E.I. Koreneva, S.A. Kurbatova, I.O. Solntseva, and G., 1996. The Effect of Heavy Metals and Chlorpyrifos, Separately and in Combination, on a Continuous Flow Mesocosm Aquatic System. In: EPA-600/R-96/090, Proc. USA-Russia Symp. on the Problems of Aquatic Toxicology, Biotesting and Water Quality Management, Jul.21-23, 1992, Borok, Jaroslavl Oblast, Ecosyst. Res. Div., Athens, GA:148-161.
- [143] Ha, M.H., and J. Choi, 2009. Effects of Environmental Contaminants on Hemoglobin Gene Expression in *Daphnia magna*: A Potential Biomarker for Freshwater Quality Monitoring. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 57(2): 330-337.
- [144] Buono, S., S. Manzo, G. Maria, and G. Sansone, 2012. Toxic Effects of Pentachlorophenol, Azinphos-Methyl and Chlorpyrifos on the Development of *Paracentrotus lividus* Embryos. *Ecotoxicology* 21(3): 688-697.
- [145] Owen, R., L. Buxton, S. Sarkis, M. Toasperm, A. Knap, and M. Depledge, 2002. An Evaluation of Hemolymph Cholinesterase Activities in the Tropical Scallop, *Euvola (Pecten) ziczac*, for the Rapid Assessment of Pesticide Exposure. *Mar. Pollut. Bull.* 44(10): 1010-1017.
- [146] Weil, M., S. Scholz, M. Zimmer, F. Sacher, and K. Duis, 2009. Gene Expression Analysis in Zebrafish Embryos: A Potential Approach to Predict Effect Concentrations in the Fish Early Life Stage Test. *Environ. Toxicol. Chem.* 28(9): 1970-1978.
- [147] Hessen, D.O., T. Kallqvist, M.I. Abdel-Hamid, and D. Berge, 1994. Effects of Pesticides on Different Zooplankton Taxa in Mesocosm Experiments. *Norw. J. Agric. Sci. Suppl.* 13:153-161.
- [148] Abdel-Hamid, M.I., T. Kallqvist, D.O. Hessen, and D. Berge, 1996. The Use of Field Enclosure Experiments to Study the Effect of Pesticides on Lake Phytoplankton. *Lakes Reserv. Res. Manag.* 2(3/4): 199-209.
- [149] Kashian, D.R., and S.I. Dodson, 2002. Effects of Common-Use Pesticides on Developmental and Reproductive Processes in *Daphnia*. *Toxicol. Ind. Health* 18(5): 225-235.
- [150] Magnusson, M., K. Heimann, P. Quayle, and A.P. Negri, 2010. Additive Toxicity of Herbicide Mixtures and Comparative Sensitivity of Tropical Benthic Microalgae. *Mar. Pollut. Bull.* 60(11): 1978-1987.

- [151] Ralston-Hooper, K., J. Hardy, L. Hahn, H. Ochoa-Acuna, L.S. Lee, R. Mollenhauer, and M.S. Sepulveda, 2009. Acute and Chronic Toxicity of Atrazine and Its Metabolites Deethylatrazine and Deisopropylatrazine on Aquatic Organisms. *Ecotoxicology* 18(7): 899-905.
- [152] Liu, Z.Z., Y.Y. Wang, Z.H. Zhu, E.L. Yang, X.Y. Feng, Z.W. Fu, and Y.X. Jin, 2016. Atrazine and Its Main Metabolites Alter the Locomotor Activity of Larval Zebrafish (*Danio rerio*). *Chemosphere* 148:163-170.
- [153] Fernandez-Alba, A.R., L. Piedra, M. Mezcuca, and M.D. Hernando, 2002. Toxicity of Single and Mixed Contaminants in Seawater Measured with Acute Toxicity Bioassays. *Sci. World J.* 2:1115-1120.
- [154] Hernando, M.D., A.R. Fernandez-Alba, R. Tauler, and D. Barcelo, 2005. Toxicity Assays Applied to Wastewater Treatment. *Talanta* 65(2): 358-366.
- [155] Yeh, H.J., and C.Y. Chen, 2006. Toxicity Assessment of Pesticides to *Pseudokirchneriella subcapitata* Under Air-Tight Test Environment. *J. Hazard. Mater.* 131(1-3): 6-12.
- [156] Arasta, T., V.S. Bais, and P. Thakur, 1996. Effect of Nuvan on Some Biochemical Parameters of Indian Cat Fish, *Mystus vittatus*. *J. Environ. Biol.* 17(2): 167-169.
- [157] Ren, Z., X. Zhang, X. Wang, P. Qi, B. Zhang, Y. Zeng, R. Fu, and M. Miao, 2015. AChE Inhibition: One Dominant Factor for Swimming Behavior Changes of *Daphnia magna* Under DDVP Exposure. *Chemosphere* 120:252-257.
- [158] Stengel, D., S. Wahby, and T. Braunbeck, 2018. In Search of a Comprehensible Set of Endpoints for the Routine Monitoring of Neurotoxicity in Vertebrates: Sensory Perception and Nerve Transmission in Zebrafish (*Danio rerio*) Embryos. *Environ. Sci. Pollut. Res. Int.* 25(5): 4066-4084.
- [159] Pillai, C.G.P., and D.E. Davis, 1975. Mode of Action of CGA-18762, CGA-17020, and CGA-24705. *Proc. South. Weed Sci. Soc.* 28:308-314.
- [160] Hussain, A., G. Audira, N. Malhotra, B. Uapipatanakul, J.R. Chen, Y.H. Lai, J.C. Huang, K.H.C. Chen, H.T. Lai, and C.D., 2020. Multiple Screening of Pesticides Toxicity in Zebrafish and *Daphnia* Based on Locomotor Activity Alterations. *Biomolecules* 10(9): 21 p.
- [161] Amara, A., F. Quiniou, G. Durand, M. El Bour, A. Boudabous, and A. Hourmant, 2013. Toxicity of Epoxiconazole to the Marine Diatom *Chaetoceros calcitrans*: Influence of Growth Conditions and Algal Development Stage. *Water Air Soil Pollut.* 224(1417): 1-9.
- [162] Zhu, B., L. Liu, Y.X. Gong, F. Ling, and G.X. Wang, 2014. Triazole-Induced Toxicity in Developing Rare Minnow (*Gobiocypris rarus*) Embryos. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 21:13625-13635.
- [163] Qu, H., R.X. Ma, D.H. Liu, P. Wang, L.D. Huang, X.X. Qiu, and Z.Q. Zhou, 2014. Enantioselective Toxicity and Degradation of the Chiral Insecticide Fipronil in *Scenedesmus obliquus* Suspension System. *Environ. Toxicol. Chem.* 33(11): 2516-2521.
- [164] Hook, S.E., H. Doan, D. Gonzago, D. Musson, J. Du, R. Kookana, M.J. Sellars, and A. Kumar, 2018. The Impacts of Modern-Use Pesticides on Shrimp Aquaculture: An Assessment for North Eastern Australia. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 148:770-780.
- [165] Moreira, R.A., C.V.M. Araujo, T.J.D.S. Pinto, L.C.M. Da Silva, B.V. Goulart, N.P. Viana, C.C. Montagner, M.N. Fernandes, 2021. Fipronil and 2,4-D Effects on Tropical Fish: Could Avoidance Response Be Explained by Changes in Swimming Behavior and Neurotransmission Impairments?. *Chemosphere* 263:10 p.
- [166] Ghisi, N.C., W.A. Ramsdorf, M.V.M. Ferraro, M.I.M. De Almeida, C.A. De Oliveira Ribeiro, and M.M. Cestari, 2011. Evaluation of Genotoxicity in *Rhamdia quelen* (Pisces, Siluriformes) After Sub-Chronic Contamination with Fipronil. *Environ. Monit. Assess.* 180(1-4): 589-599.
- [167] Al-Badran, A.A., M. Fujiwara, and M.A. Mora, 2019. Effects of Insecticides, Fipronil and Imidacloprid, on the Growth, Survival, and Behavior of Brown Shrimp *Farfantepenaeus aztecus*. *PLoS One* 14(10): 20 p.
- [168] Couderchet, M., and G. Vernet, 2003. Pigments as Biomarkers of Exposure to the Vineyard Herbicide Flazasulfuron in Freshwater Algae. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 55(3): 271-277.
- [169] Kleinhenz, L.S., D. Nugegoda, E.R. Verspaandonk, D.C. Coombes, S. Howe, and J. Shimeta, 2016. Toxicity of an Herbicide and Adjuvant to Saltmarsh Invertebrates in the Management of Invasive Grass; Comparative Laboratory and Field Tests. *Mar. Pollut. Bull.* 109(1): 334-343.
- [170] Shimeta, J., L. Saint, E.R. Verspaandonk, D. Nugegoda, and S. Howe, 2016. Long-Term Ecological Consequences of Herbicide Treatment to Control the Invasive Grass, *Spartina anglica*, in an Australian Saltmarsh. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 176:58-66.
- [171] Carve, M., T.L. Coggan, J.H. Myers, B. Clarke, D. Nugegoda, and J. Shimeta, 2018. Impacts on the Seagrass, *Zostera nigricaulis*, from the Herbicide Fusilade Forte Used in the Management of *Spartina anglica* Infestations. *Aquat. Toxicol.* 195:15-23.
- [172] Thompson, D.G., S.B. Holmes, D.G. Pitt, K.R. Solomon, and K.L. Wainio-Keizer, 1990. Applying Concentration-Response Theory to Aquatic Enclosure Studies. In: R.L. Graney, J.H. Kennedy, and J.H. Rodgers (Eds.), *Aquatic Mesocosm Studies in Ecological Risk Assessment*, Lewis Publishers, Boca Raton, FL 11:129-156.
- [173] Tatum, V.L., D.L. Borton, W.R. Streblov, J. Louch, and J.P. Shepard, 2012. Acute Toxicity of Commonly Used Forestry Herbicide Mixtures to *Ceriodaphnia dubia* and *Pimephales promelas*. *Environ. Toxicol.* 27(12): 671-684.
- [174] Kalasekar, S.M., E. Zacharia, N. Kessler, N.A. Ducharme, J.A. Gustafsson, I.A. Kakadiaris, and M. Bondesson, 2015. Identification of Environmental Chemicals that Induce Yolk Malabsorption in Zebrafish Using Automated Image Segmentation. *Reprod. Toxicol.* 55:20-29.
- [175] Sumon, K.A., A.K. Ritika, E.T.H.M. Peeters, H. Rashid, R.H. Bosma, M.S. Rahman, M.K. Fatema, and P.J. Van Den Brink, 2018. Effects of Imidacloprid on the Ecology of Sub-Tropical Freshwater Microcosms. *Environ. Pollut.* 236:432-441.

- [176] NaieI,M.A.E., N.E.M. Ismael, S.A.A. Abd El-Hameed, and M.S. Amer, 2020. The Antioxidative and Immunity Roles of Chitosan Nanoparticle and Vitamin C-Supplemented Diets Against Imidacloprid Toxicity on *Oreochromis niloticus*. *Aquaculture*523:11 p.
- [177] Neury-Ormanni,J., J. Vedrenne, and S. Morin, 2020. Benthic Diatom Growth Kinetics under Combined Pressures of Microalgal Competition, Predation and Chemical Stressors. *Sci. Total Environ.*734:1-9.
- [178] Papchenkova,G.A., and A.V. Makrushin, 2013. Effect of the Insecticide Tanrec on Reproduction and Vital Activity of *Daphnia magna* Straus in a 15-Day Test. *Inland Water Biol.*6(4): 344-350.
- [179] Ewere,E.E., A. Reichelt-Brushett, and K. Benkendorff, 2020. The Neonicotinoid Insecticide Imidacloprid, but Not Salinity, Impacts the Immune System of Sydney Rock Oyster, *Saccostrea glomerata*. *Sci. Total Environ.*742:12 p.
- [180] Booth,S.R., K. Patten, and L. New, 2019. Response of Estuarine Benthic Invertebrates to Field Applications of Insecticide. *Estuar. Coast. Shelf Sci.*218:86-94.
- [181] Quintaneiro,C., D. Patricio, S.C. Novais, A.M.V.M. Soares, and M.S. Monteiro, 2017. Endocrine and Physiological Effects of Linuron and S-Metolachlor in Zebrafish Developing Embryos. *Sci. Total Environ.*586:390-400.
- [182] Mohammad,M., T. Kishimoto, K. Itoh, K. Suyama, and H. Yamamoto, 2005. Comparative Sensitivity of *Pseudokirchneriella subcapitata* vs. *Lemna* sp. to Eight Sulfonyleurea Herbicides. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.*75(5): 866-872.
- [183] Vogs,C., N. Bandow, and R. Altenburger, 2013. Effect Propagation in a Toxicokinetic/Toxicodynamic Model Explains Delayed Effects on the Growth of Unicellular Green Algae *Scenedesmus vacuolatus*. *Environ. Toxicol. Chem.*32(5): 1161-1172.
- [184] Dalhoff,K., M. Gottardi, A. Kretschmann, and N. Cedergreen, 2016. What Causes the Difference in Synergistic Potentials of Propiconazole and Prochloraz Toward Pyrethroids in *Daphnia magna*?. *Aquat. Toxicol.*172:95-102.
- [185] Bjergager,M.B.A., M.L. Hanson, L. Lissmore, N. Henriquez, K.R. Solomon, and N. Cedergreen, 2011. Synergy in Microcosms with Environmentally Realistic Concentrations of Prochloraz and Esfenvalerate. *Aquat. Toxicol.*101(2): 412-422.
- [186] Zhang,X., M. Hecker, P.D. Jones, J. Newsted, D. Au, R. Kong, R.S.S. Wu, and J.P. Giesy,2008. Responses of the Medaka HPG Axis PCR Array and Reproduction to Prochloraz and Ketoconazole. *Environ. Sci. Technol.*42(17): 6762-6769.
- [187] Rotter,S., R. Gunold, S. Mothes, A. Paschke, W. Brack, R. Altenburger, and M. Schmitt-Jansen, 2015. Pollution-Induced Community Tolerance to Diagnose Hazardous Chemicals in Multiple Contaminated Aquatic Systems. *Environ. Sci. Technol.*49:10048-10056.
- [188] Velisek,J., A. Stara, D. Koutnik, E. Zuskova, and A. Kouba, 2014. Effect of Prometryne on Early Life Stages of Marbled Crayfish (*Procambarus fallax* f. *virginialis*). *Neuroendocrinol. Lett.*35(2): 93-98.
- [189] Mayer,F.L., Jr., 1987. *Acute Toxicity Handbook of Chemicals to Estuarine Organisms*. EPA 600/8-87-017, U.S.EPA, Gulf Breeze, FL:274 p.
- [190] Davis,D.E., C.G.P. Pillai, and B. Truelove, 1976. Effects of Prometryn, Diuron, Fluometuron, and MSMA on *Chlorella* and Two Fungi. *Weed Sci.*24(6): 587-593.
- [191] Wilkinson,A.D., C.J. Collier, F. Flores, and A.P. Negri, 2015. Acute and Additive Toxicity of Ten Photosystem-II Herbicides to Seagrass. *Sci. Rep.*5:11 p.
- [192] Kratky,B.A., and G.F. Warren, 1971. The Use of Three Simple, Rapid Bioassays on Forty-Two Herbicides. *Weed Res.*11:257-262.
- [193] Ponyi,J.E., and I. Bankos, 1985. The Effect of Different Pesticides on the Amphipod *Gammarus roeseli* Gervais. *Misc. Zool. Hung.*3:83-90.
- [194] Dwivedi,G.K., A.K. Pandey, and K.N. Mishra, 2007. Screening of Herbicides for Possible Mutagenicity in the Cyanobacterium *Nostoc linckia* and Isolation of Antibiotic Resistant Strains. *Biosci. Biotechnol. Res. Asia*4(1): 337-340.
- [195] Marchini,S., L. Passerini, D. Cesareo, and M.L. Tosato, 1988. Herbicidal Triazines: Acute Toxicity on *Daphnia*, Fish, and Plants and Analysis of its Relationships with Structural Factors. *Ecotoxicol. Environ. Saf.*16(2): 148-157.
- [196] Tschou-Schluter,M., 1976. On the Acute Toxicity of Herbicides to Selected Aquatic Organisms. Part 2. Triazine Herbicides and Amitrole (Zur akuten Toxizitat von Herbiziden Gegenuber Ausgewahlten Wasserorganismen Teil 2: Triazinherbizide und Amitr. *Acta Hydrochim. Hydrobiol.*4(2): 153-170.
- [197] George,J.P., H.G. Hingorani, and K.S. Rao, 1982. Herbicide Toxicity to Fish-Food Organisms. *Environ. Pollut. A.*28(3): 183-188.
- [198] Turbak,S.C., S.B. Olson, and G.A. McFeters, 1986. Comparison of Algal Assay Systems for Detecting Waterborne Herbicides and Metals. *Water Res.*20(1): 91-96.
- [199] Wellborn,T.L., Jr., 1969. The Toxicity of Nine Therapeutic and Herbicidal Compounds to Striped Bass. *Prog. Fish-Cult.*31(1): 27-32.
- [200] Fiori,E., and R. Pistocchi, 2014. *Skeletonema marinoi* (Bacillariophyceae) Sensitivity to Herbicides and Effects of Temperature Increase on Cellular Responses to Terbutylazine Exposure. *Aquat. Toxicol.*147:112-120.
- [201] Velisek,J., A. Stara, J. Machova, and Z. Svobodova, 2012. Effects of Long-Term Exposure to Simazine in Real Concentrations on Common Carp (*Cyprinus carpio* L.). *Ecotoxicol. Environ. Saf.*76(1): 79-86.
- [202] Arufe,M.I., J. Arellano, M.J. Moreno, and C. Sarasquete, 2004. Comparative Toxic Effects of Formulated Simazine on *Vibrio fischeri* and Gilthead Seabream (*Sparus aurata* L.) Larvae. *Chemosphere*57(11): 1725-1732.
- [203] European Food Safety Authority, 2010. Conclusion on the peer review of the pesticide risk assessment of the active substance spiroxamine. *EFSA Journal* 2010;8(10)1719. [102 pp.]. doi:10.2903/j.efsa.2010.1719. Available online: www.efsa.europa.eu
- [204] Isidori,M., M. Lavorgna, A. Nardelli, L. Pascarella, and A. Parrella, 2005. Toxic and Genotoxic Evaluation of Six Antibiotics on Non-Target Organisms. *Sci. Total Environ.*346(1-3): 87-98.
- [205] Laville,N., S. Ait-Aissa, E. Gomez, C. Casellas, and J.M. Porcher, 2004. Effects of Human Pharmaceuticals on Cytotoxicity, EROD Activity and ROS Production in Fish Hepatocytes. *Toxicology*196:41-55.

- [206] Liu, B., W. Liu, X. Nie, C. Guan, Y. Yang, Z. Wang, and W. Liao, 2011. Growth Response and Toxic Effects of Three Antibiotics on *Selenastrum capricornutum* Evaluated by Photosynthetic Rate and Chlorophyll Biosynthesis. *J. Environ. Sci.*23(9): 1558-1563.
- [207] Lu, G., Z. Li, and J. Liu, 2013. Effects of Selected Pharmaceuticals on Growth, Reproduction and Feeding of *Daphnia magna*. *Fresenius Environ. Bull.*22(9): 2583-2589.
- [208] Li, Z., G. Lu, X. Yang, and C. Wang, 2012. Single and Combined Effects of Selected Pharmaceuticals at Sublethal Concentrations on Multiple Biomarkers in *Carassius auratus*. *Ecotoxicology*21(2): 353-361.
- [209] Rhee, J.S., C.B. Jeong, B.M. Kim, and J.S. Lee, 2012. P-Glycoprotein (P-gp) in the Monogonont Rotifer, *Brachionus koreanus*: Molecular Characterization and Expression in Response to Pharmaceuticals. *Aquat. Toxicol.*114/115:104-118.
- [210] Bartlett, A.J., A.M. Hedges, K.D. Intini, L.R. Brown, F.J. Maisonneuve, S.A. Robinson, P.L. Gillis, and S.R. De Solla, 2019. Acute and Chronic Toxicity of Neonicotinoid and Butenolide Insecticides to the Freshwater Amphipod, *Hyalella azteca*. *Ecotoxicol. Environ. Saf.*175:215-223.
- [211] El Euony, O.I., S.S. Elblehi, H.M. Abdel-Latif, M.M. Abdel-Daim, and Y.S. El-Sayed, 2020. Modulatory Role of Dietary *Thymus vulgaris* Essential Oil and *Bacillus subtilis* Against Thiamethoxam-Induced Hepatorenal Damage, Oxidative Stress, and Immunotoxicity in African Catfish (*Clarias garipenus*). *Environ. Sci. Pollut. Res. Int.*27(18): 23108-23128.
- [212] Finnegan, M.C., S. Emburey, U. Hommen, L.R. Baxter, P.F. Hoekstra, M.L. Hanson, H. Thompson, and M. Hamer, 2018. A Freshwater Mesocosm Study into the Effects of the Neonicotinoid Insecticide Thiamethoxam at Multiple Trophic Levels. *Environ. Pollut.*242:1444-1457.
- [213] Zhu, L.F., L. Wei, J.M. Zha, L. Na, and Z.J. Wang, 2019. Chronic Thiamethoxam Exposure Impairs the HPG and HPT Axes in Adult Chinese Rare Minnow (*Gobiocypris rarus*): Docking Study, Hormone Levels, Histology, and Transcriptional Responses. *Ecotoxicol. Environ. Saf.*185:109683-109683.
- [214] Kusk, K.O., A.M. Christensen, and N. Nyholm, 2018. Algal Growth Inhibition Test Results of 425 Organic Chemical Substances. *Chemosphere*204:405-412.
- [215] Chen, S., and W. Liu, 2008. Toxicity of Chiral Pesticide Rac-Metalaxyl and R-Metalaxyl to *Daphnia magna*. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.*81(6): 531-534.

7.4 Tableau des QR_{individuels} pour les principaux pesticides quantifiés

En rouge/orangé : les QR_{indiv} > 1.

Station LEG n°	7 CNS	7 LAP	7 AYR	7 BGM	7 BGS	7 MAR	7 BOU	7 VIC	7 MEW	7 ORW	7 BER	7 BIN	8 CNS	8 LAP	8 AYR	8 BGM	8 BGS	8 MAR	8 BOU	8 VIC	8 MEW	8 ORW	8 BER	8 BIN	9 CNS	9 LAP	9 AYR	9 BGM	9 BGS	9 MAR	9 BOU	9 VIC	9 MEW	9 ORW	9 BER	9 BIN					
ΣQR _{ind} des autres pesticides dont la contribution au QR total est faible (< 1%)	0.53	0.00	0.03	0.06	0.00	0.03	0.01	0.00	0.04	0.10	0.01	0.01	0.54	0.05	0.05	0.02	0.01	0.00	0.00	0.03	0.07	0.21	0.00	0.00	0.00	0.00	0.02	0.01	0.00	0.00	0.00	0.00	0.11	0.02	0.02	0.01					
terbutryn	0.21	0.04	0.07	0.03	0.00	0.03	0.00	0.01	0.16	0.11	0.04	0.02	0.22	0.05	0.02	0.05	0.02	0.00	0.00	0.03	0.13	0.14	0.00	0.00	0.00	0.00	0.06	0.01	0.00	0.00	0.00	0.00	0.06	0.02	0.03	0.06	0.01				
terbuthylazine-desethyl	0.00	0.00	0.49	0.03	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.26	0.08	0.06	0.14	0.02	0.00	0.00	0.00	0.09	0.31	0.00	0.00	0.00	0.00	0.06	0.01	0.00	0.00	0.00	0.00	0.02	0.04	0.03	0.04	0.06				
terbuthylazine	0.00	0.00	0.41	0.13	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.05	0.00	0.00	0.13	0.10	0.04	0.04	0.00	0.01	0.01	0.00	0.05	0.10	0.00	0.00	0.00	0.00	0.05	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.03	0.06	0.01	0.02	0.04				
tebuconazole	0.19	0.11	0.11	0.00	0.00	0.00	0.00	0.02	0.00	0.07	0.03	0.02	0.13	0.05	0.00	0.00	0.00	0.01	0.01	0.00	0.05	0.10	0.00	0.00	0.00	0.00	0.29	0.05	0.00	0.00	0.00	0.01	0.06	0.03	0.06	0.01	0.02				
propiconazole	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.22	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.10	0.02	0.00				
nicosulfuron	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00			
metolachlor (total)	0.50	0.45	1.35	1.60	0.00	0.00	0.50	0.00	1.75	2.45	3.45	1.49	2.85	3.70	7.95	7.05	2.88	2.75	2.50	3.50	37.95	79.50	1000.5	0.00	0.00	0.00	5.60	10.00	10.65	3.35	1.00	1.10	1.70	12.16	11.70	0.75	0.00	0.00			
metolachlor OA	0.00	0.00	3.64	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	9.77	2.45	0.00	1.95	1.13	5.04	5.40	0.00	0.00	1.35	2.50	5.57	8.59	106.28	0.00	0.00	0.00	0.00	1.97	1.98	0.91	0.27	0.48	3.52	12.16	0.58	0.00	0.00	0.00			
metolachlor ESA	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00		
metazachlor	0.04	0.02	0.03	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.07	0.00	0.00	0.03	0.01	0.00	0.02	0.00	0.00	0.01	0.01	0.03	0.00	0.01	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	
irgarol	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	
imidacloprid	117.33	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	
imazail	0.00	0.38	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	
hexazinone	0.00	11.00	66.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	3.50	0.02	0.00	0.00	28.00	63.00	17.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	17.50	53.00	14.50	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	3.00	0.00
glyphosate	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	31.50	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	
flazasulfuron	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	4.07	1.21	1.83	0.41	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
dimethomorph	0.02	0.00	0.02	0.04	0.00	0.00	0.00	0.00	0.14	0.00	0.02	0.00	0.66	0.19	0.02	0.25	0.03	0.00	0.02	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
chlorotoluron	0.02	0.00	0.03	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.01	0.00	0.09	0.04	1.04	0.25	0.12	0.00	0.02	0.00	0.08	0.27	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.16	0.07	0.03	0.01	0.06	0.01	0.03	0.06	0.01	0.01	0.00	0.00	0.00	
carbofuran	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	
carbendazim	5.62	0.58	18.46	2.63	0.00	1.56	0.68	0.65	4.28	17.78	1.05	0.71	8.06	1.41	3.01	2.61	1.23	0.46	0.46	2.14	3.38	7.19	0.53	0.00	0.00	0.00	1.15	6.14	2.14	0.84	0.33	0.18	0.87	1.56	3.68	0.53	1.42	1.74	0.00	0.00	
azoxystrobin	0.04	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.56	0.00	0.00	0.03	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.05	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.07	0.13	0.00	0.00	0.00	0.00		
dea	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	1.25	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.91	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00		
dia	0.00	0.00	0.58	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.12	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00		
atrazine-2-hydroxy	2.37	1.40	2.62	4.46	0.00	1.44	0.55	0.59	2.12	6.77	1.03	0.82	2.36	1.72	1.58	4.94	2.34	0.68	0.68	2.23	2.80	7.19	0.84	0.00	0.00	0.00	1.19	2.36	3.26	0.84	0.34	0.24	0.05	0.82	2.61	0.45	1.24	0.00	0.00		
ametryn	0.08	0.06	0.13	0.20	0.00	0.15	0.06	0.00	0.11	0.23	0.09	0.00	0.08	0.09	0.04	0.12	0.09	0.03	0.03	0.07	0.19	0.19	0.03	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	

7.5 Tableaux des QR_{cumulés} par legs : bilan de l'indicateur de risque pesticide en lagune

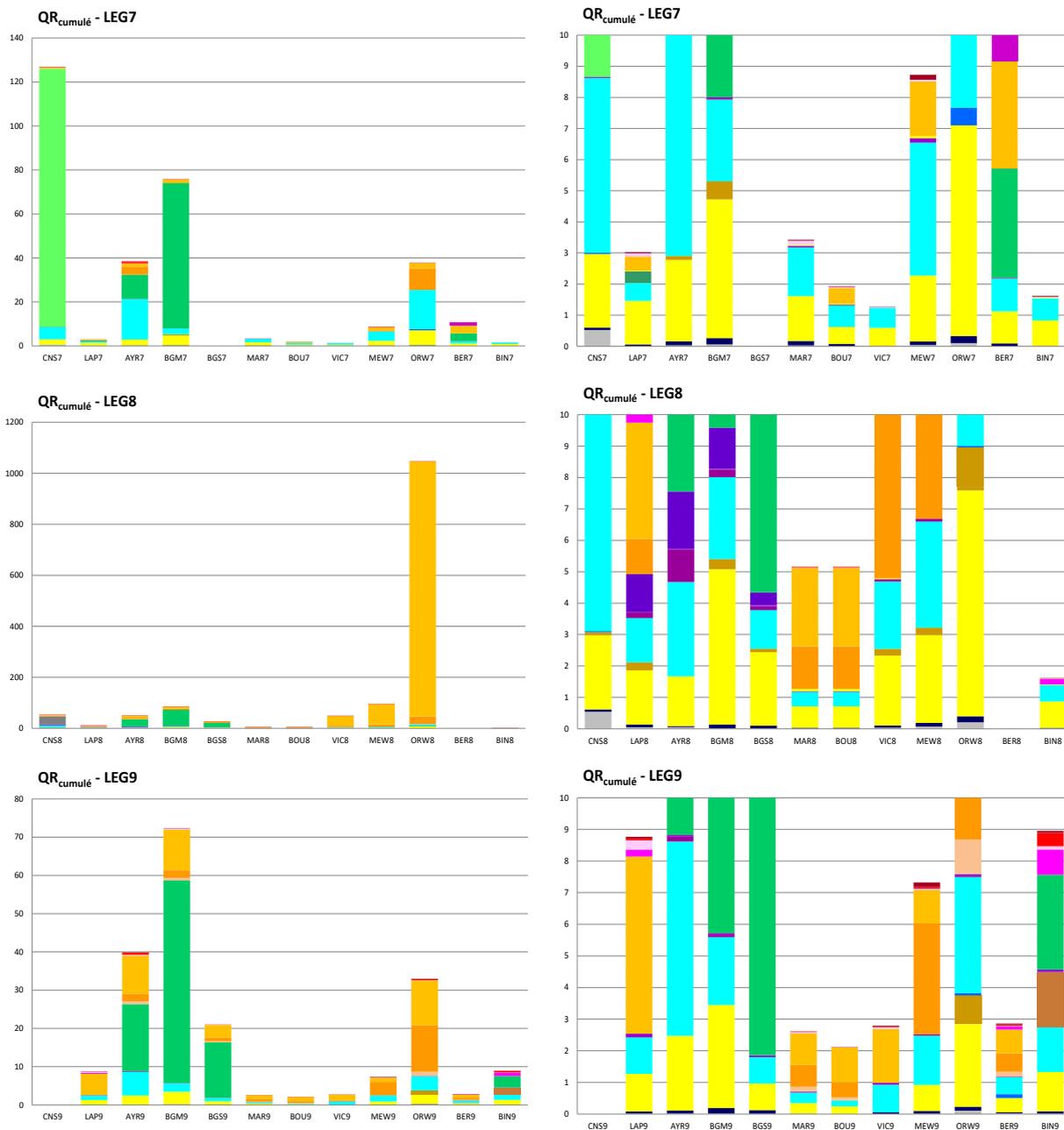
LEG n°	Station	QR _{cumulé}	Nbr de QR _{indiv. > 1}	Nbr Subs quantifiées contribuant au QR
7	CNS	127	3	21
7	LAP	3	1	11
7	AYR	39	5	22
7	BGM	76	4	18
7	BGS	non évalué		
7	MAR	3	2	16
7	BOU	2	0	18
7	VIC	1.3	0	7
7	MEW	9	3	15
7	ORW	38	4	17
7	BER	11	5	19
7	BIN	1.6	0	11
QR moyen		9.37		
QR median		3.43		

LEG n°	Station	QR _{cumulé}	Nbr de QR _{indiv. > 1}	Nbr Subs quantifiées contribuant au QR
8	CNS	53	6	31
8	LAP	11	5	23
8	AYR	50	8	28
8	BGM	85	6	23
8	BGS	27	5	25
8	MAR	9	2	21
8	BOU	5	2	21
8	VIC	48	4	23
8	MEW	95	4	24
8	ORW	1047	6	28
8	BER	non évalué		
8	BIN	1.6	0	12
QR moyen		200.99		
QR median		28.59		

LEG n°	Station	QR _{cumulé}	Nbr de QR _{indiv. > 1}	Nbr Subs quantifiées contribuant au QR
9	CNS	non évalué		
9	LAP	9	3	13
9	AYR	40	5	20
9	BGM	72	5	19
9	BGS	21	2	19
9	MAR	2.6	0	17
9	BOU	2	1	16
9	VIC	3	1	13
9	MEW	7	3	15
9	ORW	33	5	22
9	BER	2.9	0	21
9	BIN	9	4	17
QR moyen		8.52		
QR median		2.86		

7.6 Graphiques de QR_{cumulés} par leg

Les graphes de droite sont des zooms sur l'axe des ordonnées de ceux de gauche



Légende des graphes :

- | | | |
|-------------------------|-------------------|---------------------------------|
| ■ chlortoluron | ■ metolachlor ESA | ■ terbutryn |
| ■ carbofuran | ■ metazachlor | ■ terbuthylazine-desethyl (DET) |
| ■ carbendazim | ■ irgarol | ■ terbuthylazine |
| ■ azoxystrobin | ■ imidacloprid | ■ tebuconazole |
| ■ DEA | ■ imazalil | ■ propiconazole |
| ■ DIA | ■ hexazinone | ■ nicosulfuron |
| ■ atrazine-2-hydroxy | ■ glyphosate | ■ metolachlor total |
| ■ ametryn | ■ flazasulfuron | ■ metolachlor OA |
| ■ Autres phyto tjrs <1% | ■ dimethomorph | |

7.7 Liste des substances prioritaires DCE

Arrêté du 27 juillet 2018 modifiant l'arrêté du 25 janvier 2010 relatif aux méthodes et critères d'évaluation de l'état écologique, de l'état chimique et du potentiel écologique des eaux de surface pris en application des articles R. 212-10, R. 212-11 et R. 212-18 du code de l'environnement. NOR : TREL181938A

30 août 2018

JOURNAL OFFICIEL DE LA RÉPUBLIQUE FRANÇAISE

Texte 14 sur 112

Tableau 87 : liste des polluants et normes de qualité environnementale correspondantes

No	Code Sambre	Nom de la substance	Nom CAS (1)	NOEMA (2) Eaux de surface intérieures (3)	NOEMA (2) Eaux côtières et de transition	NOEMA (4) Eaux de surface intérieures (3)	NOEMA (4) Eaux côtières et de transition	NOE Biote (12)	NOE mollusques (17)
(1)	1101	Alcobore	1597460-8	0,3	0,3	0,7	0,7		
(2)	1458	Anthracène	120-12-7	0,1	0,1	0,1	0,1		173
(3)	1197	Atrazine	1912-24-9	0,6	0,6	2,0	2,0		
(4)	1114	Berzoline	71-43-2	10	8	50	50		
(5)	7705	Diphényl éthers bromés (5)	3233-431-9			0,14	0,014	0,016	
(6)	1333	Codrina et ses composés (sauf les classes de durée de l'eau 6)	7409-43-9	< 0,08 (classe 1) 0,08 (classe 2) 0,09 (classe 3) 0,15 (classe 4) 0,25 (classe 5)	0,2	< 0,45 (classe 1) 0,45 (classe 2) 0,6 (classe 3) 0,9 (classe 4) 1,5 (classe 5)	< 0,45 (classe 1) 0,45 (classe 2) 0,6 (classe 3) 0,9 (classe 4) 1,5 (classe 5)		572
(6 bis)	1276	Tétrachlore de carbone (7)	56-23-5	12	12	sans objet	sans objet		
(7)	1855	Chlorocanes C10-13 (8)	8533-94-6	0,4	0,4	1,4	1,4	1800	
(8)	1454	Chlorovinylphos	470-91-6	0,1	0,1	0,3	0,3		30,9
(9)	1883	Chlorpyrifos (éthylchlorpyrifos)	230-108-2	0,03	0,03	0,1	0,1		10,32
(9 bis)	5304	Psitticides cycloalcoylés: Aldrine (7) Dieldrine (7) Endrine (7) Isodrine (7)	309-99-2, 80-57-1 72-208 466-736	$\Sigma = 0,01$	$\Sigma = 0,005$	sans objet	sans objet		
(9 ter)	7146	DDT total (7), (8)	sans objet	0,025	0,025	sans objet	sans objet		1,82
(10)	1148	para-para DDT (7)	50-29-3	0,01	0,01	sans objet	sans objet		
(11)	1161	1,2-dichloroéthane	107-06-2	10	10	sans objet	sans objet		
(11)	1168	Dibromométhane	75-09-2	20	20	sans objet	sans objet		
(12)	6616	Di(2-éthyl-hexyle)-phtalate (DEHP)	117-81-7	1,3	1,3	sans objet	sans objet	3000	2900
(13)	1177	Duron	330-54-1	0,2	0,2	1,8	1,8		
(14)	1743	Endosulfan	115-28-7	0,05	0,006	0,01	0,004		
(15)	1181	Fluoranthène	206-44-0	0,0063	0,0063	0,12	0,12	30	

N°	Code Sander	Nom de la substance	Numéro CAS (1)	NOE-MA (2) Eaux de surface litueuses (3)	NOE-MA (2) Eaux côtières et de transition	NOE-OMA (4) Eaux de surface litueuses (3)	NOE-OMA (4) Eaux côtières et de transition	NOE Blote (12)	NOE mollusques (17)
(16)	1189	Hexachlorobenzène	118-74-1			0,05	0,05	10	
(17)	1162	Hexachlorobutadiène	87-68-3			0,6	0,6	55	
(18)	5537	Hexachlorocyclohexane	608-73-1	0,02	0,002	0,04	0,02		0,20
(19)	1208	Isoproturon	34123-59-6	0,3	0,3	1,0	1,0		
(20)	1302	Plomb et ses composés	7439-92-1	1,2(13)	1,3	14	14		
(21)	1307	Mercure et ses composés	7439-97-6			0,07	0,07	20	
(22)	1517	Naphtalène	91-20-3	2	2	130	130		214
(23)	1306	Nickel et ses composés	7440-02-0	4(13)	8,6	34	34		
(24)	1968	Nonylphénols (4-nonylphénol)	8456-215-3	0,3	0,3	2,0	2,0		344
(25)	1969	Octylphénols (4(1),1',3,3'-tétraméthylbutyl)phénol	140-66-9	0,1	0,01	sans objet	sans objet		2,29
(26)	1888	Pentachlorobenzène	608-93-5	0,007	0,007	sans objet	sans objet	367	2,29
(27)	1235	Pentachlorophénol	87-86-5	0,4	0,4	1	1		41,6
(28)		Hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) (11)	sans objet	sans objet	sans objet	sans objet	sans objet		
	1115	Benzol(a)pyrène	50-32-8	1,7 x 10-4	1,7 x 10-4	0,27	0,027	5	
	1116	Benzol(b)fluoranthène	205-99-2	voir note 11	voir note 11	0,017	0,017	voir note 11	
	1117	Benzol(k)fluoranthène	207-48-9	voir note 11	voir note 11	0,017	0,017	voir note 11	
	1118	Benzol(g,h,i)perylene	191-34-2	voir note 11	voir note 11	8,2 x 10-3	8,2 x 10-4	voir note 11	
	1204	Indeno(1,2,3-cd)pyrène	180-39-5	voir note 11	voir note 11	sans objet	sans objet	voir note 11	
(29)	1263	Simazine	122-34-9	1	1	4	4		
(29 bis)	1272	Tétrachloroéthylène (7)	127-18-4	10	10	sans objet	sans objet		
(29 ter)	1266	Trichloroéthylène (7)	79-01-6	10	10	sans objet	sans objet		
(30)	2679	Composés du tributylétain (tributylétain-cation)	36643-28-4	0,0002	0,0002	0,0015	0,0015		
(31)	1774	Trichlorobenzène	12072-48-1	0,4	0,4	sans objet	sans objet		100,4

No	Code S anide	Nom de la substance	Numéro CAS (1)	NOEMA (2) Eaux de surface (3)	NOEMA (2) Eaux côtières et de transition (3)	NOE-MA (2) Eaux côtières et de transition	NOE-OMA (4) Eaux de surface inférieures (3)	NOE-OMA (4) Eaux côtières et de transition	NOE Biote (12)	NOE mollusques (17)
(32)	1105	Trichlorométhane	67-663	2,5	2,5	2,5	sans objet	sans objet		
(33)	1289	Trifluraline	1582-08-0	0,10	0,03	0,03	sans objet	sans objet	33	116
(34)	1172	Dicofol	115-32-2	1,3 x 10 ⁻³	3,2 x 10 ⁻⁵	3,2 x 10 ⁻⁵	sans objet(10)	sans objet(10)		
(35)	6561	Acide perfluorooctanesulfonique et ses dérivés (perfluorocanesulfonate PFOS)	45298-90-6	6,5 x 10 ⁻⁴	1,3 x 10 ⁻⁴	1,3 x 10 ⁻⁴	36	7,2	9,1	
(36)	2028	Quinoxaline	12-493-18-7	0,15	0,015	0,015	2,7	0,54		
(37)	7707	Dioxines et composés de type dioxine (6)					sans objet	sans objet	Somme de PCDD + PCDF + PCB-TD 0,0065 µg.kg ⁻¹ TEQ (14)	
(38)	1688	Acétonitrile	74070-46-5	0,12	0,012	0,012	0,12	0,012		
(39)	1119	Bifénox	42576-02-3	0,012	0,0012	0,0012	0,04	0,004		
(40)	1985	Cybutyne	28159-98-0	0,0025	0,0025	0,0025	0,016	0,016		
(41)	1140	Cyperméthrine	52315-07-8	8 x 10 ⁻⁵	8 x 10 ⁻⁶	8 x 10 ⁻⁶	6 x 10 ⁻⁴	6 x 10 ⁻⁵		
(42)	1170	Dichlorvos	62-73-7	6 x 10 ⁻⁴	6 x 10 ⁻⁵	6 x 10 ⁻⁵	7 x 10 ⁻⁴	7 x 10 ⁻⁵		
(43)	7128	Hexabromocyclodécane (HBCDD) (18)		0,0016	0,0008	0,0008	0,5	0,05	167	
(44)	7706	Hepta-More et époxyde d'hep-technone	76-44-8/1024-57-3	2 x 10 ⁻⁷	1 x 10 ⁻⁸	1 x 10 ⁻⁸	3 x 10 ⁻⁴	3 x 10 ⁻⁵	6,7 x 10 ⁻³	
(45)	1269	Tenbutryne	886-50-0	0,065	0,0065	0,0065	0,34	0,004		

(1) CAS: Chemical Abstracts Service.

(2) Ce paramètre est la norme de qualité environnementale exprimée en valeur moyenne annuelle (NOE-MA). Sauf indication contraire, il s'applique à la concentration totale de tous les isomères.

(3) Les eaux de surface inférieures comprennent les rivières et les lacs et les masses d'eau artificielles ou fortement modifiées qui y sont reliées.

(4) Ce paramètre est la norme de qualité environnementale exprimée en concentration maximale admissible (NOE-OMA). Lorsque les NOE-OMA sont indiquées comme étant "sans objet", les valeurs retenues pour les NOE-MA sont considérées comme assurant une protection contre les pics de pollution à court terme dans les rejets continus, dans la mesure où elles sont nettement inférieures à celles de fines sur la base de la toxicité aiguë.

(5) Pour le groupe de substances prioritaires dénommé "Diphénylétans bromés" (n°5), les NCE renvoient à la somme des concentrations des congénères portant les numéros 28, 47, 89, 100, 153 et 154.

(6) Pour le cadmiuret ses composés (n° 6), les valeurs retenues pour les NOE varient en fonction de la dureté de l'eau telle que définies suivant les cinq classes suivantes: classe 1: < 40 mg CaCO₃/l; classe 2: 40 à < 60 mg CaCO₃/l; classe 3: 60 à < 100 mg CaCO₃/l; classe 4: 100 à < 200 mg CaCO₃/l et classe 5: ≥ 200 mg CaCO₃/l.

(7) Cette substance n'est pas une substance prioritaire mais un des autres polluants pour lesquels les NCE sont identiques à celles de fines dans la législation qui s'appliquait avant le 13 janvier 2008.

(8) Aucun paramètre indicatif n'est prévu pour ce groupe de substances. Les paramètres indicatifs doivent être déterminés par la méthode d'analyse.

(9) Le DDT total comprend la somme des isomères suivants: 1,1,1-trichloro-2,2 bis (p-chlorophényl)éthane (n° CAS: 50-29-3; n° UE: 200-0243); 1,1,1-trichloro-2,2 bis (o-chlorophényl)éthane (n° CAS: 789-02-8; n° UE: 212-322-5); 1,1-dichloro-2,2 bis (p-chlorophényl)éthylène (n° CAS: 72-56-9; n° UE: 200-794-6); et 1,1-dichloro-2,2 bis (p-chlorophényl)éthane (n° CAS: 72-54-8; n° UE: 200-783-0).

(10) Les informations disponibles ne sont pas suffisantes pour établir une NOE-OMA pour ces substances.

(11) Pour le groupe de substances prioritaires dénommé "hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP)" (n° 28), la NCE pour le biote et la NCE-MA dans l'eau correspondent se rapportent à la concentration de benz(a)pyrène, sur la toxicité d'quelles sont fondées. Le benz(a)pyrène peut être considéré comme un marqueur des autres HAP et, donc, seul le benz(a)pyrène doit faire l'objet d'une surveillance aux fins de la comparaison avec la NCE pour le biote ou la NCE-MA dans l'eau correspondante.