EAU'listic : Évaluation intégrée de l'impact écologique de la saisonnalité des transferts de pesticides vers les cours d'eau dans un contexte de bassin versant agricole drainé - Premiers résultats

Léo Persat[1*], Hocine Henine[1], Julien Tournebize[1], Arnaud Blanchouin[1], Fatima Joly[1], Cédric Chaumont[1], Virginie Archaimbault[1], Sophie Guillon[2], Jérémie D. Lebrun[1]

[1] Université de Paris-Saclay, INRAE, UR HYCAR-Artemhys, 92761, Antony, France
[2] MINES Paris PSL, Fontainebleau, France

[*] jeremie.lebrun@inrae.fr ou leo.persat@inrae.fr

Résumé

Le drainage agricole par des réseaux de tuyaux enterrés, pratique largement utilisée pour cultiver les sols hydromorphes, est considéré comme une voie rapide de transfert des pesticides et des nutriments épandus sur les agrosystèmes vers les eaux de surfaces. Cette contamination massive altère la qualité de l'eau, et menace la biodiversité associée, agissant en synergie avec d'autres pressions anthropiques. L'objectif de cette étude est d'évaluer, in situ, la variabilité interspécifique de biomarqueurs entre deux espèces communes de gammares, l'impact des pesticides sur ces biomarqueurs et l'influence de paramètres environnementaux sur leurs réponses. Cette étude est menée sur le bassin versant de l'Orgeval (Observatoire ORACLE, Seine et Marne, 77) instrumenté depuis 1962 pour un suivi continu de la quantité et de la qualité de l'eau, dont 80% de la surface agricole est drainée. Six stations, ciblant deux confluences et leurs affluents respectifs, réparties sur les 40 km^2 et spatialement hétérogènes ont été instrumentées pour suivre en continu les paramètres hydrologiques et physico-chimiques, nécessaires à la mise en place, de campagnes de biosurveillance actives via l'encagement de gammares. Les premiers résultats montrent que les deux espèces diffèrent par la variabilité de leurs réponses aux contaminants, en particulier leur sensibilité aux métabolites de pesticides et aux métaux. Toutefois, les fluctuations de facteurs naturels, notamment la température et l'oxygène dissous, semblent exercer un impact plus marqué que les pressions chimiques sur les réponses biologiques. Ces premiers résultats, qui restent à consolider avec l'exploitation des données issues de campagnes de biosurveillance active supplémentaires, confirment la pertinence des biomarqueurs pour identifier des effets précoces d'écotoxicité en contexte agricole.

Points clefs

- ✓ *Variations saisonnières des concentrations en pesticides*
- ✓ *Impact in situ des pesticides et métabolites sur les biomarqueurs mesurés chez 2 espèces communes de gammares*
- ✓ *Influence des facteurs naturels sur la réponse des biomarqueurs des gammares encagés*

Abstract

The practice of agricultural drainage via underground pipe networks, a technique extensively used for hydromorphic soils, is recognized as a rapid route for the transfer of pesticides and nutrients from agrosystems to surface waters. This substantial contamination alters water quality and threatens associated biodiversity, operating in conjunction with other anthropogenic pressures. The objective of this study is to assess, *in situ*, the interspecific variability of biomarkers between two species of gammarids, the impact of pesticides on this variability, and the influence of environmental parameters on their responsiveness. The present study is being conducted in the Orgeval watershed (ORACLE Observatory, Seine-et-Marne, 77), which has continuously been monitored for water quantity and quality since 1962, and in which 80% of the agricultural land is drained. Six stations, *i.e.* two confluences and their respective tributaries, distributed over 40 km² and exhibiting spatial heterogeneity, have been instrumented for continuous monitoring of hydrological and physico-chemical parameters, required for the implementation of active biomonitoring campaigns by caging gammarids. The first results show that both species exhibit divergent variability in their responses to contaminants, particularly with regard to their sensitivity to pesticide metabolites and metals. However, natural factors, particularly temperature and dissolved oxygen, appear to have a greater impact than chemical pressures on biological responses. These preliminary results, which require further validation through data integration from supplementary active biomonitoring surveys, support the relevance of biomarkers in the detection of early events of ecotoxicity within an agricultural context.

Key points

- ✓ Seasonal variations in pesticide concentrations
- ✓ Impact of pesticides and metabolites on biomarkers in two gammarid species
- ✓ Influence of natural factors on the responsiveness of biomarkers in caged gammarids

Introduction

Chaque année, entre 55 000 et 70 000 tonnes de pesticides sont utilisées en France pour protéger les cultures contre les ravageurs et les maladies (Pesce et al., 2023). Leur utilisation intensive entraine une contamination de l'hydrosphère par ruissellement et lessivage lors des épisodes pluvieux. La technique du drainage souterrain est largement utilisée dans l'agriculture moderne pour éliminer l'excès d'eau dans le sol, permettant ainsi au sol de soutenir la croissance des cultures et d'améliorer sa productivité (Gurovich and Oyarce, 2015). Le drainage souterrain entraine toutefois une augmentation des taux de transfert des pesticides et des nitrates vers les cours d'eau (Billy et al., 2013).Ces transferts sont soumis à une forte saisonnalité, en lien avec les pratiques agricoles et l'hydrologie des bassins versants.

Des études ont démontré que les pesticides contribuent au déclin des espèces d'invertébrés aquatiques dans les milieux lotiques d'Europe (Beketov et al., 2013, 2008; Schäfer et al., 2012). Ces pressions chimiques agricoles sont même en mesure d'impacter les communautés et certaines fonctions écosystémiques comme la dégradation de la litière assurée par les communautés d'invertébrés aquatiques (Fernández et al., 2015). Dans ce contexte, il est essentiel de quantifier l'impact de cette dynamique chimique sur la biodiversité afin de prévenir des multiples altérations écologiques dans les cours d'eau. C'est dans ce cadre que s'inscrit l'action EAU'listic, dont l'objectif général est d'évaluer l'impact écologique de la saisonnalité des transferts de pesticides vers les milieux aquatiques, à travers une approche intégrée et multi-échelles.

1. Matériels et méthodes

1.1. Site d'étude et instrumentation des stations

L'étude de biosurveillance a été conduite sur l'observatoire ORACLE situé sur le bassin versant de l'Orgeval (France, Seine-et-Marne, 77). Dans notre étude, nous nous intéressons plus particulièrement à la partie Est du bassin versant, qui comprend l'axe du Rognon (ru du Fossé Rognon à Avenelles) et ses affluents (ru de l'Étang et ru de la Loge) (Figure 1). Le bassin versant de l'Orgeval est instrumenté pour le suivi hydrologique depuis 1962 et pour le suivi de la qualité de l'eau depuis 1975. Ce bassin versant est principalement agricole (81%) et est représentatif du principal assolement céréalier du bassin de la Seine (Loumagne and Tallec, 2013). De plus, 80 % de ce bassin est drainé, ce qui facilite le transfert rapide des pesticides vers les cours d'eau, une condition idéale pour notre étude.

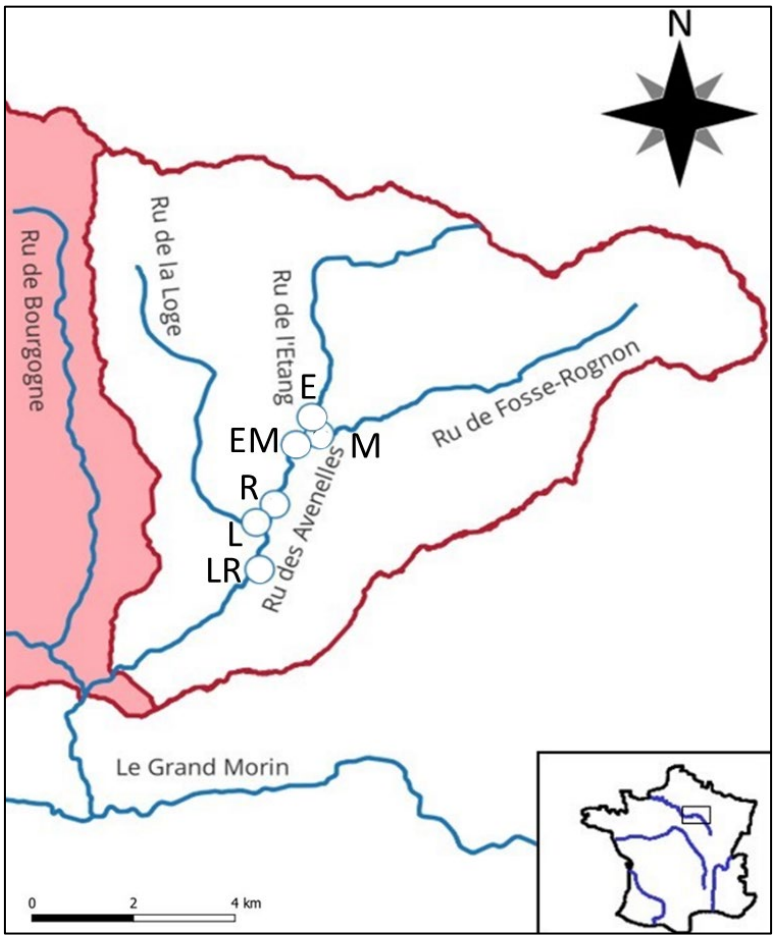

Figure 1. Carte du bassin versant de l'Orgeval et des 6 stations instrumentés

Les sites ont été sélectionnés en fonction de l'abondance des gammares, de la variabilité des paramètres physico-chimiques, des gradients de contamination et de l'état écologique du cours d'eau. En effet, 6 stations de mesure ont été identifiées et instrumentées pour permettre un suivi continu de la dynamique d'exposition des populations sauvages. Les 6 sites sont notés E (ru de l'Étang), M, EM, L (ru de la Loge), R et LR (Figure 1). Ils ont fait l'objet en parallèle de campagnes de biosurveillance active, tel que décrit en 1.2.
Des préleveurs automatiques permettent de collecter des échantillons d'eau composite pour chaque campagne et sur chaque site. Ainsi, ces eaux sont analysées afin de quantifier les concentrations en pesticides comprenant leurs métabolites (575 molécules analysés et 104 molécules détectées, voir en annexe les 20 molécules les plus fréquemment détectées ou quantifiées). La concentration des métaux dissous a également été analysée tout comme les anions/cations, le carbone organique et inorganique dissous. Parallèlement, des échantillons quotidiens ont été prélevés pour l'analyse de divers paramètres : concentration en nitrate, turbidité et MES. En plus des analyses de l'eau, des sondes sont déployées en continu pour caractériser les dynamiques physico-chimique et hydrologique de nos sites (suivi de la température, la conductivité, l'oxygène dissous et la hauteur de l'eau/débit).

1.2. Campagnes d'échantillonnage et biosurveillance active

Concernant le suivi écotoxicologique, deux espèces de gammares (*Gammarus pulex* et *Gammarus fossarum*) issus de population contrôle (identifiée et testée depuis 2014) sont encagées et déployées par période de 18 à 19 jours sur les 6 stations. *Gammarus pulex* (GP) et *Gammarus fossarum* (GF), sont retenues en tant qu'espèces communes du bassin versant de la Seine, ingénieures des écosystèmes et bioindicatrices des milieux aquatiques et de par leur présence sur le bassin versant de la Seine. Ces deux espèces occupent des niches écologiques différentes : GP est une espèce caractérisée par une grande plasticité aux pressions chimiques (Shahid et al., 2018; Siddique et al., 2024). À l'inverse, GF présente une tolérance écologique restreinte, avec une distribution en tête de bassin versant et une plus forte sensibilité aux pollutions organiques (Peeters et Gardeniers, 1998). Ce choix est renforcé par l'existence d'outils basés sur des réponses sub-létales déjà développés chez ces espèces. Ainsi, une approche de biomarqueurs multi-niveaux est alors utilisée, couplant des analyses de traits de vie (mortalité, alimentation, accouplement, mobilité et biomasse) et biochimiques (analyses d'activités enzymatiques liées à des fonctions vitales : digestion, mue, stress cellulaire...). La méthode d'encagement proposée a déjà fait l'objet de plusieurs études de terrain au sein de l'équipe. L'ensemble de ces biomarqueurs a été développé au laboratoire et a montré une sensibilité aux différents pesticides, pour lesquels nous disposons également de référentiels (niveaux physiologiques de base) (Lebrun et al., 2020; Letournel, 2021).
Concernant le suivi écologique, des sacs de litière (encagement de feuilles standardisées à une maille de 5 mm) sont déployés simultanément aux encagements de gammares, afin de caractériser les communautés de macroinvertébrés détritivores piégés. Ainsi, leurs traits structurels/fonctionnels seront utilisés afin d'établir des indices de bioindication (*e.g.* SPEcies At Risk for pesticides : $SPEAR_{pesticides}$) ou d'espèces (*e.g.* indice de Shannon). En effet, le ratio aselle/gammare peut être utilisé comme indicateur de pollution organique globale (Schäfer et al., 2007). Parallèlement, la récupération des feuilles permettra de suivre le taux de dégradation globale de la litière dans les milieux. Enfin, un suivi concernant la dégradation microbienne (encagement de feuilles standardisées à une maille de 0.5 mm) sera déployé simultanément aux encagements de gammares et aux sacs de litière. Ce suivi permettra de déterminer la contribution des communautés microbienne sur la dégradation globale des feuilles (dans les cages de gammares et dans les sacs de litière).
Afin d'intégrer la variabilité temporelle dans la compréhension des liens entre pressions chimiques et réponses biologiques, des campagnes de biosurveillance active ont été réalisées sur 3 années hydrologiques complètes. Chaque campagne de biosurveillance a une durée totale de 18 ou 19 jours.

- Pour l'année hydrologique 2022-2023, 5 campagnes ponctuelles ont été réalisées de janvier 2023 à juin 2023.
- Pour l'année hydrologique 2023-2024, 13 campagnes en continu ont été réalisées d'octobre 2023 à octobre 2024 permettant d'intégrer toutes les variabilités saisonnières.
- Pour l'année hydrologique 2024-2025, 3 campagnes en continu ont été réalisées entre avril 2025 et juin 2025 ciblant une période supposée critique en termes d'exposition aux fongicides.

2. Résultats et discussion :

Les résultats présentés ici portent sur les cinq premières campagnes de biosurveillance réalisées au cours de la première année hydrologique étudiée (2022-2023). Les résultats de la seconde année sont en cours de traitement.

2.1. Dynamique d'exposition

Pour évaluer l'impact de l'exposition des organismes, nous avons besoin de caractériser les différentes dynamiques : hydrologique et chimique (incluant les pesticides et les produits de dégradation, les nitrates et les métaux). La figure 2 montre les précipitations et le débit à l'exutoire du bassin de l'Orgeval pour l'année hydrologique 2022-2023. Les premiers débits de pointes ont commencé avant la première campagne, soit en décembre 2022. On constate donc que les campagnes de janvier et de juin (C1 et C5) sont les deux seules à présenter un pic de débit ou de ruissellement. La première campagne a été caractérisée par des débits élevés allant jusqu'à environ 1.500 L/s et de faibles précipitations (moins de 10 mm/j). La dernière campagne, en

revanche, a été caractérisée par des débits plus faibles (moins de 400 L/s) et des précipitations élevées (jusqu'à 65 mm/j). Les deuxième, troisièmes et quatrièmes campagnes se sont déroulées pendant des périodes d'étiage. La cinquième campagne, en raison de sa caractérisation (forte pluie et faible débit), est susceptible d'entraîner des transferts de pesticides par ruissellement, en particulier de fongicides épandus au printemps.

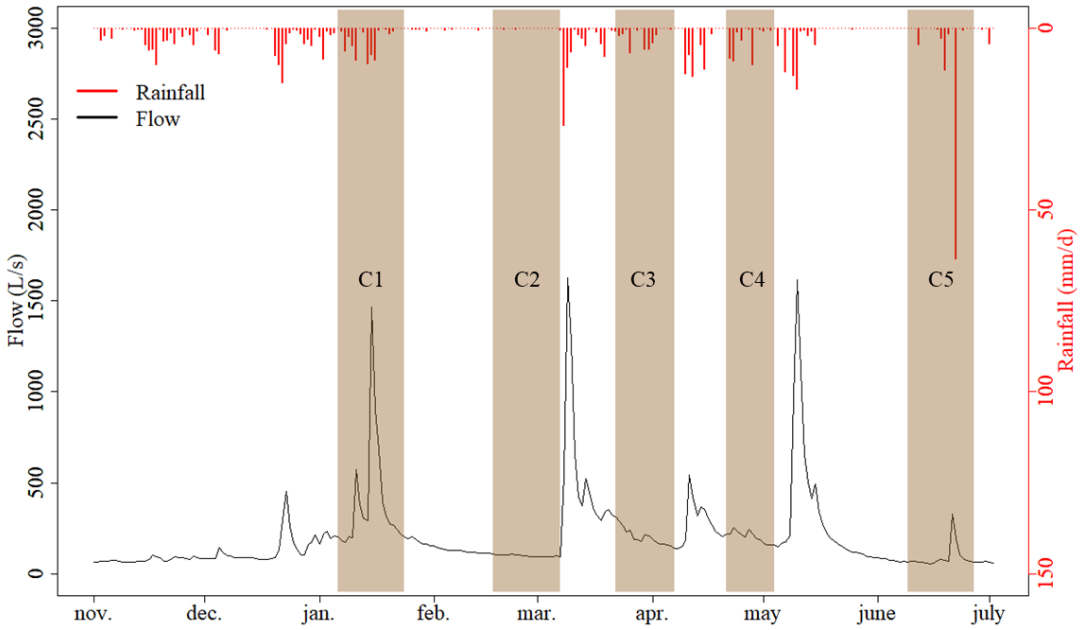

Figure 2. Débits (en noir) et précipitations (en rouge) à l'exutoire du bassin versant de l'Orgeval, pendant les périodes de transplantation de l'année hydrologique 2022-2023

La figure 3 montre les concentrations de pesticides (composés parents et métabolites) sur les sites de pêche de nos 2 populations de gammares de référence (DOUE pour *Gammarus pulex* et GUE pour *Gammarus fossarum*) et sur les six stations suivies sur le bassin versant de l'Orgeval. Sur nos 6 sites, nous pouvons observer, au cours de la première campagne, un pic important de métabolites (entre 2 et 8 µg/L sur les différents sites). Lors des trois suivantes, des pics avec un maximum de 2,5 à 5 µg/L pour les campagnes 2,3 et 4 sont observés. Enfin, de manière générale, l'ensemble des sites est plus contaminé lors de la cinquième campagne, avec une somme de concentrations maximale de 16 µg/L. De plus, nous avons constaté que le pic de concentrations le plus élevé pour chaque campagne se produisait sur le site M, avec une concentration minimale de 2 µg/L pendant la campagne C2 et une concentration maximale de 16 µg/L pendant la campagne C5. Cette tendance est probablement liée à la couverture végétale du site M, qui se compose de 92 % de terres arables (données Corine Land Cover), soit la proportion la plus élevée de tous nos sites. En revanche, les sites E et L, en tant qu'affluents contributeurs, ont présenté les niveaux de contamination les plus faibles, avec des concentrations de 1 µg/L au cours de la campagne C2 et atteignant des valeurs de 6 et 4 µg/L, respectivement, au cours de la campagne C1. Cela peut être attribué à la localisation du site E situé en tête du bassin versant, où le transfert de pesticides vers les cours d'eau est réduit, et alimenté significativement par une source de nappe contribuant à sa stabilité physicochimique et à une dilution chimique. En outre, le site L, qui est boisé à 54,16 %, bénéficie d'une zone potentielle d'application de pesticides diminuée et donc un transfert vers les cours d'eau réduit. Les pics de contaminants les plus élevés ont été observés pour des molécules solubles, persistantes ou utilisées en quantité suffisante, comme la bentazone (valeur moyenne sur l'ensemble des campagnes : 0,74 µg/L), le métolachlore (valeur moyenne sur l'ensemble des campagnes : 0,17 µg/L), le propyzamide (valeur moyenne sur l'ensemble des campagnes : 0,1 µg/L), étant tous des herbicides.

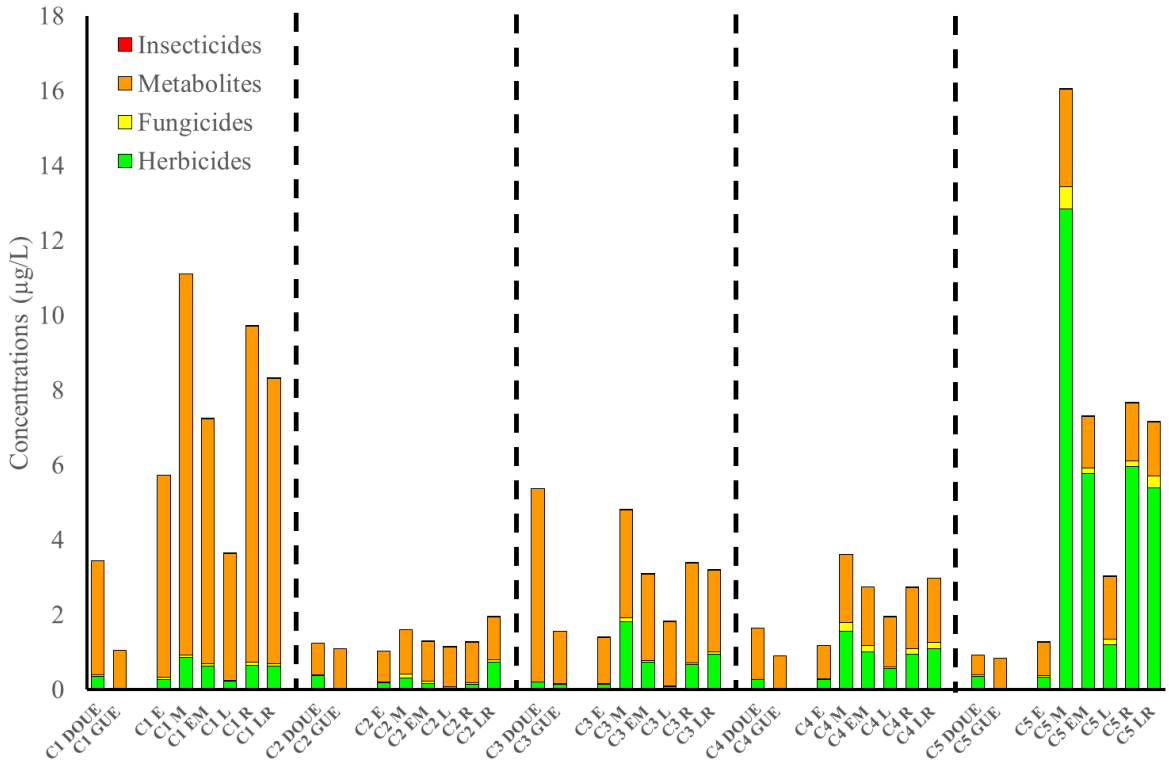

Figure 3 : Sommes des concentrations des herbicides (vert), des fongicides (jaune), des insecticides (rouge) et métabolites (orange) quantifiées sur les différents sites d'étude (2 sites d'échantillonnage de gammares et 6 sites étudiés) pour chaque campagne du suivi réalisé sur l'année hydrologique 2022-2023. Sites : DOU (site d'échantillonnage de Gammarus pulex), GUE (site d'échantillonnage de Gammarus fossarum), E, M, EM, L, R, LR.

2.2. Écotoxicité des pesticides à l'échelle individuelle et populationnelle et variabilité interspécifique chez les gammares

Tableau 1. Résultats de la régression des moindres carrés partiels (PLS) entre les biomarqueurs individuels et populationnels et les variables abiotiques explicatives. Les valeurs en gras indiquent une relation significative

Variables	Species	Physicochemistry			Hydrology		Physiography	Chemistry								R^2Y
		F1	F2	F3	F1	F2	F1	Nitrates	Pesticides F1	Pesticides F2	Metabolites F1	Metabolites F2	Metals F1	Metals F2		
Mortality	*G. pulex*	**7.3**	3.7	-0.6	**6.1**	-1.6	1.1	0.0	6.8	**4.0**	-1.5	**5.3**	**6.9**	1.8		*47.0*
	G. fossarum	**11.1**	4.8	**-6.6**	**11.2**	4.8	1.7	2.2	4.5	**6.9**	-2.7	**3.6**	**7.3**	0.0		*67.4*
Amplexus	*G. pulex*	**6.6**	-2.3	-2.2	4.1	**11.5**	-2.0	-3.3	-1.8	2.1	**-7.8**	0.8	-1.8	-4.9		*51.2*
	G. fossarum	-2.7	**-10.0**	2.8	**-6.2**	-1.2	1.3	-2.8	**-4.8**	1.3	**-6.4**	**-4.2**	-3.3	**-7.1**		*54.2*
Locomotion	*G. pulex*	**9.2**	-4.3	**8.1**	1.0	6.2	-3.8	**-10.6**	**5.9**	0.8	**-13.0**	**8.3**	0.7	-4.1		*76.1*
	G. fossarum	**7.7**	-3.3	0.0	3.6	**13.8**	-3.5	-6.0	-1.3	1.2	**-10.4**	2.3	-2.9	**-5.7**		*61.6*
Ingestion Rate	*G. pulex*	**14.0**	4.0	-1.7	**10.8**	0.8	1.6	-1.3	**9.9**	**7.8**	**-6.0**	**8.2**	**10.6**	0.3		*76.9*
	G. fossarum	**13.2**	2.4	-2.9	**10.1**	7.7	-0.3	-2.3	5.6	**6.1**	**-7.6**	**6.1**	**6.0**	-1.9		*72.3*
Biomass	*G. pulex*	3.2	0.3	-2.2	2.9	**14.4**	-4.3	-2.9	-3.7	-2.1	-4.1	0.1	**-5.5**	-2.4		*48.2*
	G. fossarum	-5.5	-4.6	0.3	-5.1	-2.1	1.0	0.8	**-4.9**	-1.0	0.6	**-4.9**	-3.5	-2.5		*36.8*

Concernant la variabilité des différents biomarqueurs au regard des multiples paramètres environnementaux dans le cadre de la biosurveillance active, nous observons que les biomarqueurs semblent être modulés en premier lieu par la physicochimie (données intégrées et simplifiées par ACP), notamment la F1 regroupant les paramètres suivants : température, oxygène dissous et pH. L'effet de ces paramètres sur la biologie des gammares n'est pas surprenant, mais souligne la nécessité de les intégrer pour déterminer la part attribuable aux pressions chimiques. En effet, ces biomarqueurs sont également modulés par la chimie, notamment les métabolites, les métaux, et enfin par les pesticides (molécules mères).

Concernant la variabilité interspécifique, des sensibilités contrastées sont à noter, par exemple la locomotion pour *G. pulex* est modulée à -13% par les métabolites de pesticides contre -10% pour *G. fossarum*, et l'alimentation est modulée à -6% pour *G. pulex* et -8% pour *G. fossarum* également par les métabolites (Tableau 1). De manière globale, les biomarqueurs de *Gammarus fossarum* sont davantage modulés par les paramètres environnementaux (physicochimie, hydrologie et physiographie) que par la chimie, contrairement à *Gammarus pulex*. Cette observation peut être partiellement expliquée par les niches écologiques de l'espèce et par sa transposition dans un bassin versant non colonisé par *G. fossarum*. Dans ce cas particulier, *G. pulex* semble être un sujet plus approprié pour l'étude de l'impact des pesticides sur la biodiversité.

Cependant, cette étude présente deux limites majeures. Tout d'abord, 3 campagnes ont été réalisées principalement en période d'étiage (C2, C3, C4), ce qui a limité le transfert des pesticides vers les cours d'eau. Ainsi, à l'exception de la campagne C1 et C5, seuls de faibles pics de concentration en pesticides ont été observés ne permettant pas une véritable discrimination des effets de pesticides sur les organismes.

Conclusion

Les premiers résultats de l'action EAU'listic, dont le sous-objectif est d'évaluer l'effet des pesticides et des paramètres environnementaux sur les biomarqueurs individuels ou populationnels chez les gammaridés dans un contexte *in situ*, nous ont confirmé la pertinence et l'utilité de ces biomarqueurs. Ainsi, ces biomarqueurs se sont révélés sensibles aux variations abiotiques, en particulier les paramètres physicochimiques et les contaminants agricoles, à savoir les pesticides (y compris les métabolites). Ces effets sublétaux mettent en lumière la nocivité des multicontaminations, incluant pesticides et de métaux, sur les populations sauvages d'eau douce dans l'environnement naturel. Enfin, nous avons mis en évidence une différence dans la variabilité et la sensibilité des biomarqueurs face aux facteurs environnementaux entre les deux espèces de gammaridés majeurs du bassin de la Seine : *Gammarus fossarum* et *Gammarus pulex*. Selon les premiers constats, *Gammarus pulex* semble l'espèce la plus appropriée pour incriminer l'impact lié aux pesticides, en raison d'une physiologie adaptée aux niches écologiques des sites de transplantation. Cependant, ces résultats reposent sur un pic isolé de pesticides au cours de la dernière campagne (C5) et de nombreuses de crues entre les campagnes, limitant la portée statistique attribuable aux pressions chimiques. Par conséquent, la capacité à intégrer la variabilité saisonnière réelle grâce à la mise en œuvre d'une surveillance renforcée (mise en place de campagnes de biosurveillance en continu) faciliterait une évaluation plus précise de l'impact de la saisonnalité sur les transferts de pesticides sur les gammaridés (analyse en cours de la saison hydrologique 2023-2024).

Au cours de l'année à venir, les travaux présentés seront complétés par l'intégration des suivis réalisés sur les années hydrologiques 2023 et 2024. Cette extension temporelle permettra de prendre en compte les variations interannuelles de la multi-contamination associée aux pratiques agricoles et aux conditions climatiques. Les analyses multivariées envisagées devraient affiner l'identification de relations robustes entre pressions environnementales et réponses biologiques, en tenant compte des facteurs potentiellement confondants. Il s'agira aussi d'évaluer la sensibilité des biomarqueurs comportementaux — ainsi que de biomarqueurs biochimiques actuellement en cours d'analyse — face aux fluctuations temporelles des niveaux de contamination. Parallèlement, les analyses des communautés colonisant les sacs à litière se poursuivront. La confrontation des modifications structurelles observées au niveau des communautés avec les réponses infra-individuelles mesurées chez le gammare encagé devrait permettre d'évaluer la pertinence de ces indicateurs en tant qu'outils de diagnostic précoce de l'écotoxicité des pesticides.

Au cours de la seconde moitié de la phase 9, de nouveaux encagements sont prévus. En 2027, le déploiement des indicateurs multi-niveaux sera réalisé à la confluence des deux principaux sous-bassins de l'Orgeval ainsi qu'à son exutoire, afin d'élargir la portée spatiale de l'approche à l'ensemble du bassin versant. En 2028, nous proposons d'élargir la compréhension des relations entre pressions chimiques et réponses biologiques le long du continuum bassin versant–rivière, en intégrant des pressions non agricoles dans l'évaluation. Il s'agira notamment de quantifier la contribution chimique de l'exutoire du bassin de l'Orgeval sur le réseau hydrographique du Grand Morin, et celle issue de l'activité urbaine (en aval de la ville de Coulommiers), et d'en examiner la manière dont ces contraintes multiples façonnent les réponses du vivant.

Enfin, ces travaux proposés contribueront à améliorer les connaissances sur la dynamique temporelle des multi-contaminations et du devenir des pesticides dans des compartiments interconnectés (sol, eau,

sédiment, y compris le biote), tels que proposés dans le Bloc 1 de l'axe 4. Par ailleurs, les suivis continus multi-paramètres (hydrologique, physiques, chimiques…) proposés dans cette action sur le Bassin d'Orgeval constitue une base de données biogéochimiques et écotoxicologiques disponibles pour alimenter des questions soulevées dans d'autres axes, tel que les travaux collaboratifs déjà engagés dans le cade de C-Fluxes (Axe 5, Action 2.1, Sophie Guillon) ou Evaluation Multi-échelles de Marqueurs chez la Dreissène (Axe 4, Action 2.2., Marc Bonnard).

Bibliographie

Beketov, M.A., Kefford, B.J., Schäfer, R.B., Liess, M., 2013. Pesticides reduce regional biodiversity of stream invertebrates. Proc. Natl. Acad. Sci. U.S.A. 110, 11039–11043. https://doi.org/10.1073/pnas.1305618110

Beketov, M.A., Schäfer, R.B., Marwitz, A., Paschke, A., Liess, M., 2008. Long-term stream invertebrate community alterations induced by the insecticide thiacloprid: Effect concentrations and recovery dynamics. Science of The Total Environment 405, 96–108. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2008.07.001

Billy, C., Birgand, F., Ansart, P., Peschard, J., Sebilo, M., Tournebize, J., 2013. Factors controlling nitrate concentrations in surface waters of an artificially drained agricultural watershed. Landscape Ecol.

Fernández, D., Voss, K., Bundschuh, M., Zubrod, J.P., Schäfer, R.B., 2015. Effects of fungicides on decomposer communities and litter decomposition in vineyard streams. Science of The Total Environment 533, 40–48. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.06.090

Gurovich, L., Oyarce, P., 2015. New Approaches to Agricultural Land Drainage: A Review. Irrigat Drainage Sys Eng 04. https://doi.org/10.4172/2168-9768.1000135

Lebrun, J.D., Uher, E., Urien, N., Tales, E., 2020. Ecological factors governing distribution of gammarid species and their metal bioaccumulation abilities at the Seine basin scale. Ecological Indicators 118, 106726. https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.106726

Letournel, G., 2021. Qualité de l'eau et écotoxicologie des zones tampons humides artificielles de Rampillon (Seine-et-Marne).

Loumagne, C., Tallec, G., 2013. L'observation long terme en environnement: Exemple du bassin versant de l'Orgeval. Editions Quae.

Peeters, E.T.H.M., Gardeniers, A.J.J.P., 1998. Logistic regression as a tool for defining habitat requirements of two common gammarids. Freshwater Biology 39, 605–615. https://doi.org/10.1046/j.1365-2427.1998.00304.x

Pesce, S., Mamy, L., Sanchez, W., Amichot, M., Artigas, J., Aviron, S., Barthélémy, C., Beaudouin, R., Bedos, C., Bérard, A., Berny, P., Bertrand, Cédric, Bertrand, Colette, 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., Margoum, C., Martin-Laurent, F., Mongruel, R., Morin, S., Mougin, C., Munaron, D., Nélieu, S., Pelosi, C., Rault, M., Sabater, S., Stachowski-Haberkorn, S., Sucré, E., Thomas, M., Tournebize, J., Leenhardt, S., 2023. Main conclusions and perspectives from the collective scientific assessment of the effects of plant protection products on biodiversity and ecosystem services along the land–sea continuum in France and French overseas territories. Environ Sci Pollut Res. https://doi.org/10.1007/s11356-023-26952-z

Schäfer, R.B., Caquet, T., Siimes, K., Mueller, R., Lagadic, L., Liess, M., 2007. Effects of pesticides on community structure and ecosystem functions in agricultural streams of three biogeographical regions in Europe. Science of The Total Environment 382, 272–285. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2007.04.040

Schäfer, R.B., von der Ohe, P.C., Rasmussen, J., Kefford, B.J., Beketov, M.A., Schulz, R., Liess, M., 2012. Thresholds for the Effects of Pesticides on Invertebrate Communities and Leaf Breakdown in Stream Ecosystems. Environ. Sci. Technol. 46, 5134–5142. https://doi.org/10.1021/es2039882

Shahid, N., Becker, J.M., Krauss, M., Brack, W., Liess, M., 2018. Adaptation of Gammarus pulex to agricultural insecticide contamination in streams. Science of The Total Environment 621, 479–485. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.11.220

Siddique, A., Shahid, N., Liess, M., 2024. Revealing the cascade of pesticide effects from gene to community. Science of The Total Environment 917, 170472. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.170472

Annexe

Annexe 2. Tableau des concentrations (en µg/L) des molécules de pesticides et métabolites les plus quantifiées et classées par famille

Familles	Molécules	Concentrations moyennes	Concentrations maximales
Herbicides	Prosulfocarbe	0.14	1.8
Herbicides	Chlortoluron	0.14	1
Herbicides	Métolachlore	0.24	5.2
Herbicides	Propyzamide	0.21	1.9
Herbicides	Diméthénamid	0.15	2.6
Fongicides	Tébuconazole	0.03	0.48
Fongicides	Azoxystrobine	0.04	1.1
Fongicides	Fluxapyroxad	0.03	0.075
Insecticides	Flonicamid	0.01	0.37
Métabolites	Métolachlore OXA	0.31	1.2
Métabolites	Métolachlore ESA	0.94	3.3
Métabolites	Métazachlore OXA	0.23	1.8
Métabolites	Métazachlore ESA	0.33	1.5
Métabolites	S-Métolachlore NOA	0.23	0.51