



TARANIS

*Impact des crues et orages sur
la qualité de l'eau dans l'estuaire
de la Seine*

Menet Florence, Geffard Alain



RESUME EXECUTIF

La qualité des eaux de l'estuaire de la Seine (de Poses à l'embouchure) s'est nettement améliorée depuis 60 ans, mais la surveillance régulière montre que la contamination chimique tend à se stabiliser à des niveaux toujours insatisfaisants pour le bon état écologique de ces masses d'eau. Les données disponibles de l'Agence de l'Eau Seine-Normandie (AESN), montrent que le niveau ambiant actuel est alimenté de pics de pollution ponctuels pouvant être dus, à des situations exceptionnelles imprévisibles (ex accidents industriels), à des événements récurrents relativement prévisibles, comme en situation d'orages ou de crues. Les questions se posent donc de l'influence de ces événements sur l'évolution globale des concentrations en polluants dans la Seine et de leur éventuel impact toxique sur les organismes aquatiques. L'objectif global était donc de mieux définir les périodes et types de milieux à risque pour la qualité de l'eau de la Seine en s'appuyant sur une stratégie de suivi adaptée à ces problématiques hydrométéorologiques. En effet, l'évaluation de la qualité des milieux récepteurs repose essentiellement aujourd'hui sur les exigences de la directive cadre sur l'eau (DCE) [Directive 2000/60/CE] incluant l'élaboration de Normes de Qualité Environnementale (NQE) [Directive 2013/39/UE] pour la chimie, et pour l'écologie *via* diverses métriques biologiques basées sur les communautés d'invertébrés, de poissons et d'algues. Depuis plusieurs années, des développements méthodologiques ont été entrepris afin d'améliorer la surveillance et l'évaluation de la qualité des masses d'eau par des analyses directes de cette matrice, mais aussi à l'aide des échantillonneurs intégratifs passifs, et de la matrice biote, notamment sur la base d'une approche active.

Le projet TARANIS avait pour finalité d'améliorer la compréhension de la dynamique des micropolluants chimiques dans la Seine lors de ces événements hydrométéorologiques récurrents (crues, orages) dans les matrices eau, biote et particulaire. Pour cela, des outils intégrateurs (échantillonneurs passifs, moule zébrée, pièges à particules) et indicateurs d'effets (biomarqueurs, bioessais) ont été déployés le long du bassin versant aval de la Seine (entre Poses et le pont de Normandie) selon une stratégie de caractérisation du niveau ambiant et une stratégie événementielle. Les principales questions posées étaient les suivantes :

- 1) Lors des événements hydrométéorologiques (crue, orages), des contaminants chimiques sont-ils retrouvés dans les eaux de la Seine, et sont-ils écotoxiques pour les organismes aquatiques ?
- 2) La qualité de l'eau est-elle particulièrement « à risque » dans certains secteurs de l'estuaire de la Seine et/ou à certaines périodes de l'année afin d'aider à identifier des leviers de gestion ?
- 3) Quelle pourrait être l'évolution de l'organisation et l'articulation entre la surveillance régulière de la qualité de l'eau de l'estuaire de la Seine et une stratégie événementielle opérationnelle applicable à des événements extrêmes (exemple : hydrométéorologiques, accident naval ou industriel, déversement accidentel, etc.) ?

La méthodologie générale du projet a consisté à mobiliser différents outils d'évaluation de la qualité de l'eau dans différentes matrices sur des stations identiques, selon des stratégies spatiales et temporelles adaptées aux questions posées. Les outils mobilisés étaient les suivants :

- **Matrice eau** : échantillonneurs intégratifs passifs adaptés aux analyses des éléments traces métalliques (Diffusive Gradient in-Thin films, DGT), et des pesticides et substances pharmaceutiques (Polar Organic Chemical Integrative Sampler, POCIS) ;
- **Matrice biote** : encagement de moules zébrée (*Dreissena polymorpha*) pour l'analyse des contaminants chimiques bioaccumulés (éléments traces métalliques, hydrocarbures

aromatiques polycycliques HAP, polychlorobiphényles PCB, pesticides), pour l'analyse de la contamination virale d'origine fécale (indicateur bactériophages ARN-F spécifiques infectieux, FRNAPH), et de biomarqueurs (IBR-T) ;

- **Matrice particulière** : pièges à particules permettant de capter les matières en suspension (MES) en transit en subsurface dans la Seine, pour l'analyse des contaminant chimiques (éléments traces métalliques, hydrocarbures aromatiques polycycliques HAP, polychlorobiphényles PCB, organoétains, phtalate DEHP), et pour l'évaluation d'effets écotoxicologiques avec des bioessais de cytotoxicité, de génotoxicité, et de perturbations endocriniennes.

Deux stratégies d'échantillonnage ont été appliquées afin de pouvoir apporter des réponses aux questions posées, en déployant les outils ci-dessus :

- **Stratégie Crue** : des stations ont été sélectionnées dans le continuum de la Seine, en s'appuyant autant que possible sur les stations du réseau SYNAPSES, de l'amont vers l'aval : Poses, Rouen, Val-des-Leux, Rives-en-Seine, et Fatouville. Seule la station Fatouville n'a pas pu accueillir de moules encagées car celles-ci sont des espèces d'eau douce. Les campagnes Crue se sont déroulées de novembre 2023 à début avril 2024, en suivant les événements à l'aide du système d'alerte VIGICRUES ;
- **Stratégie Orage** : les stations ont été placées en amont et aval de la boucle Rouennaise de la Seine, de l'amont vers l'aval : Amfreville-la-Mi-Voie, Rouen, Petit-Couronne et Val-des-Leux. Les pièges à particules n'ont pas pu être déployés pendant les orages car le temps pour collecter des MES était trop court. Les campagnes Orage se sont déroulées entre début juin et fin août 2023 et 2024, en suivant les événements à l'aide d'un système d'alerte avec Météo-France mis en place spécifiquement pour le projet.

Ces stratégies ont aussi permis d'échantillonner à deux stations, Rouen et Val-des-Leux, systématiquement à chaque campagne, ce qui a permis d'y réaliser une étude temporelle complète des événements.

Ce projet a permis d'obtenir trois principaux résultats :

- 1) La stratégie du projet a permis d'échantillonner deux à trois orages et une à trois crues selon les matrices entre 2023 et 2024, ce qui a démontré l'utilité des systèmes d'alerte mobilisés afin de prévoir les événements. Des impacts des orages ont clairement pu être constatés à différents degrés selon les stations sur la contamination chimique en métaux traces, pesticides et substances pharmaceutiques dans l'eau, sur la contamination virale et la toxicité notamment génotoxique dans les moules encagées. Pour les crues, les impacts étaient moins contrastés, toutefois des signaux d'apports de pesticides dans l'eau, de contamination virale et de toxicité dans les moules ont été observés.
- 2) Des zones à risque pour la dégradation de la qualité de l'eau ont pu être identifiées dans le secteur de l'agglomération de Rouen, même si la stratégie d'échantillonnage du projet n'a pas permis de préciser l'origine des apports qui ne peut être que suggérée. Ainsi, les déversoirs d'orage des ruissellement urbains sont vraisemblablement les principaux vecteurs des apports entre Amfreville et Rouen, où les plus grands volumes de déversements ont été enregistrés. D'autres contributions sont suspectées entre Rouen et Petit-Couronne, en plus de celles d'autres déversoirs aux volumes plus modérés, probablement venant des rejets de la station d'épuration Emeraude qui a pu être surchargée notamment du fait de l'augmentation des concentrations en substances pharmaceutiques, et possiblement de l'affluent *Le Cailly* où la présence de pesticides avait été identifiée dans le cadre de la DCE. Enfin, alors que l'hypothèse initiale proposait une dilution des

contaminations à la station Val-des-Leux, des concentrations maximales y ont été enregistrées notamment en métaux traces lors des orages, et en pesticides lors des crues.

- 3) En comparant les concentrations obtenues dans les différentes matrices aux valeurs de référence existantes (normes de qualité environnementales NQE, valeurs guides environnementales VGE ou concentration prédite sans effet PNEC), il a été possible d'identifier des substances problématiques pour la qualité de l'eau de l'estuaire de la Seine, et de prioriser leur recherche. La liste compte notamment des pesticides non approuvés pour un usage agricole au moment de la rédaction de ce rapport (notamment le fipronil, imidaclopride, métolachlore), des herbicides (chlortoluron, métazachlore, nicosulfuron) et des fongicides actuellement approuvés (metconazole, tébuconazole, tétraconazole), deux substances pharmaceutiques (oxazépam et sulfaméthoxazole), et la déséthylatrazine (DEA), un métabolite de l'atrazine. Plusieurs de ces substances figurent parmi les neuf proposées comme candidates dans le projet EMERGENT'SEA [Amouroux et al, 2025], incluant l'ibuprofène et le diclofénac qui n'ont pas été recherchés dans ce projet.
- 4) Un des résultats majeurs de ce projet est aussi la validation des échantillonneurs passifs (POCIS, DGT) et encagement de moules dreissènes comme outils opérationnels afin de caractériser des événements plus ou moins brefs, météorologiques (*e.g.* orages) ou autres (*e.g.* accidents ou rejets), moyennant l'adaptation de leur protocole usuellement appliqué pour la surveillance. Des développements méthodologiques sont en cours ou à venir (*e.g.* taux d'échantillonnage pour les POCIS, normes de qualité environnementales adaptées aux DGT). Les échantillonneurs passifs permettent d'ores et déjà d'obtenir des résultats pour des substances dont les concentrations sont souvent inférieures aux limites de quantification des laboratoires dans des prélèvements d'eau ponctuels. En outre, l'encagement des moules est une méthode relativement simple à mettre en œuvre, permettant notamment d'identifier les apports urbains par la contamination virale d'origine fécale, et l'impact toxique des événements, et qui pourrait être appliqué à la recherche de substances émergentes bioaccumulables.

Ce projet s'inscrit dans la 7^e phase du programme Seine-Aval, dont un des axes consiste à mettre en application des outils innovants de suivi de la qualité de l'eau afin d'améliorer l'évaluation des contaminations de l'estuaire de la Seine, et d'identifier des leviers d'amélioration prioritaires. Il a permis de valider l'utilisation d'outils habituellement déployés pour la surveillance régulière des milieux, pour caractériser des événements plus ou moins brefs. De plus, les résultats obtenus ont mis en évidence différents types d'impacts d'événements récurrents comme les crues et les orages, dont la fréquence et l'intensité vont probablement augmenter dans les prochaines années sous l'effet du changement climatique. Enfin, les secteurs et substances à risque identifiés dans le projet donnent des pistes pour des actions d'amélioration pour les gestionnaires de l'environnement.

SCIENTIFIQUES AYANT PARTICIPE

- **Equipe 1 : Ifremer, Laboratoire Environnement Ressources de Normandie (LER/N)**

Coordination scientifique : Florence MENET

Autres chercheurs (ou équivalents) : Michel ROPERT, Lotfi M'ZARI. Techniciens : Killian ANGEL, Frank MAHEUX, Benjamin SIMON, Wilfried LOUIS, Bruno FONTAINE.

- **Equipe 2 : UMR-I 02 SEBIO, Université Reims Champagne Ardenne,**

Coordination scientifique : Alain GEFFARD

Autres chercheurs (ou équivalents) : Marjorie Lortholarie, Julie Do Nascimento, Bérénice Renault, Isabelle Bonnard, Marc Bonnard, Laurence Delahaut, Odile Dedourge Geffard, Mélissa Palos Ladeiro, Audrey Catteau et Nicolas Boudaud.

REMERCIEMENTS

Les membre du projet TARANIS remercient :

- Le GIP Seine-Aval pour son aide pour identifier les pontons d'échantillonnage et obtenir les autorisations d'accès, et pour les informations météorologiques locales pendant le projet ;
- HAROPA Port, le Lamanage du Port de Rouen, Métropole Rouen Normandie et SLOP Normandie, Caux Seine Agglo, le service des bacs du Conseil Départemental de Seine-Maritime, Mr Langlois, et Mme Pincemin pour nous avoir autorisé à utiliser les pontons ;
- Métropole Rouen Normandie pour son expertise sur le fonctionnement des déversoirs d'orage et pour la transmission de leurs données de pluviométrie et volumes déversés ;
- Météo-France pour son soutien technique et expertise dans la mise en place du système d'alerte pour les orages ;
- Le laboratoire Ifremer de Nantes de l'unité Contamination Chimique des Ecosystèmes Marins (CCEM) pour l'analyse des éléments traces métalliques dans les DGT et les MES ;
- Le laboratoire d'analyse spécialisé TOXEM pour les bioessais sur MES, et l'entreprise AFFINISEP pour les POCIS.

Résumé exécutif.....	2
Scientifiques ayant participé	5
Remerciements	5
Introduction	8
Chapitre 1 - Méthodologie	10
I. Plan d'échantillonnage	10
1. Stratégie Crue	10
2. Stratégie Orage	11
II. Outils déployés pour évaluer l'impact des évènements	12
1. Matrice Eau.....	12
2. Matrice Biote	13
3. Matrice Particulaire	15
4. Stratégie de déploiement des outils.....	15
III. Organisation de systèmes d'alerte pour les évènements.....	16
1. Bilan interannuel	16
2. Système d'alerte pour les orages	18
3. Système d'alerte pour une crue	19
Chapitre 2 - Impact des évènements	20
I. Contexte hydrométéorologique et bilan des campagnes réalisées	20
1. Contexte général des années 2023 et 2024	20
2. Bilan général des campagnes réalisées	21
II. Impact des orages sur la qualité de l'eau de la Seine.....	23
1. Caractérisation physico-chimique des orages	23
2. Impact dans la matrice Eau	25
3. Dans la matrice Biote.....	30
III. Impact d'une crue sur la qualité de l'eau de la Seine.....	41
1. Caractérisation hydrométéorologique et physico-chimique de la crue	41
2. Dans la matrice Eau	43
3. Dans la matrice Particulaire.....	49
4. Dans la matrice Biote.....	55
IV. Suivi des sites communs à toutes les campagnes	62
Chapitre 3 - Risques et surveillance	66
I. Risques de dégradation de la qualité de l'eau de la Seine	66
1. Secteurs à risque lors des orages	66
2. Secteurs à risque lors d'une crue	68
3. Risques d'impact écotoxicologique des évènements.....	70

4. Risques liés au changement climatique	79
II. Surveillance actuelle vs stratégie « évènementielle ».....	80
1. Comparaison des mesures dans l'eau et priorisation	80
2. Bilan opérationnel des campagnes du projet.....	87
3. Réflexion sur une stratégie complémentaire au suivi pérenne	89
Conclusion	92
Bibliographie.....	93
ANNEXES.....	98
ANNEXE 1 - Substances recherchées par matrice et protocoles des bioessais.....	99
ANNEXE 2 - Contexte hydrométéorologique détaillé des campagnes.....	104
ANNEXE 3 - Représentation graphique des IBR-T par station et par temps de prélèvements.....	108

INTRODUCTION

La qualité des eaux de l'estuaire de la Seine (de Poses à l'embouchure) s'est nettement améliorée depuis 60 ans, mais la surveillance régulière montre que la contamination chimique tend à se stabiliser à des niveaux toujours insatisfaisants pour le bon état écologique de ces masses d'eau [AESN, 2019]. Les données actuellement disponibles de la surveillance de la Seine par l'AESN, montrent que le niveau ambiant actuel issu de la contamination chronique et diffuse du système, est alimenté de pics de pollution ponctuels pouvant être dû, soit à des situations exceptionnelles imprévisibles (ex accidents industriels), soit à des événements récurrents relativement prévisibles, comme en situation d'orages ou de crues [Flipo et al., 2018, Fisson et al., 2020]. Les questions se posent donc de l'influence de ces événements sur l'évolution globale des concentrations en polluants dans la Seine et de leur éventuel impact toxique sur les organismes aquatiques.

Aujourd'hui, l'évaluation de la qualité des milieux récepteurs repose essentiellement sur les exigences de la Directive Cadre sur l'Eau (DCE) [Directive 2000/60/CE] incluant l'élaboration de Normes de Qualité Environnementale (NQE) [Directive 2013/39/UE] pour la chimie, et pour l'écologie *via* diverses métriques biologiques basées sur les communautés d'invertébrés, de poissons et d'algues. Concernant le volet chimie, la surveillance et l'évaluation sont historiquement réalisées à partir d'analyses ponctuelles mensuelles dans la matrice eau. Cela pose des problèmes de : i) représentativité de ces analyses dans le temps, ii) limitations analytiques car beaucoup de contaminants sont à des concentrations faibles et donc difficilement mesurables, et iii) absence d'information sur la toxicité des contaminants en présence. La matrice biote est utilisée pour la surveillance de la qualité chimique des eaux littorales depuis plus de quarante ans dans le cadre du RNO-ROCCH [Menet-Nédélec et Grouhel-Pellouin, 2019]. En outre, des évolutions réglementaires pour les eaux continentales permettent désormais de mobiliser la matrice biote pour la surveillance et l'évaluation notamment des substances dites hydrophobes bioamplifiables [European Commission 2014, Directive 2013/39/UE, Note technique du 26 décembre 2017]. Ainsi pour plusieurs molécules, des NQE biote sont désormais disponibles avec deux matrices de rapportage : le poisson et/ou les invertébrés (crustacés/mollusques). De façon complémentaire, différentes espèces bio-accumulatrices sont également ciblées pour l'évaluation de la toxicité de masses d'eau à l'aide de biomarqueurs [Dedourge-Geffard et al., 2013 ; Palos-Ladeiro et al., 2017]. La matrice sédiment est aussi surveillée afin d'évaluer les tendances d'évolution de ces contaminants hydrophobes en tant que matrice intégratrice, mais aussi car il représente un risque lié à leur remobilisation [Menet-Nédélec et Grouhel-Pellouin, 2019]. En outre, suite au sinistre « Lubrizol - Normandie Logistique » du 26 septembre 2019, une surveillance environnementale a été réalisée dans les sédiments superficiels au niveau des banquettes latérales de la Seine, et a mis en évidence un niveau toxicologique « basal » qui présente cependant une variabilité aussi bien temporelle que géographique [Fisson et al., 2020]. Aussi, il est important de conforter ce niveau de réponse toxicologique « basal » afin de pouvoir discriminer des potentiels impacts toxicologiques, et d'évaluer ceux d'apports en cas d'événements extrêmes. Dans un contexte de changement global du climat où ces événements récurrents (crues, orages) pourraient augmenter en fréquence, la question de la résilience de l'estuaire vis-à-vis de ces phénomènes doit être adressée, notamment en évaluant l'origine et l'impact des pollutions afin d'aider à identifier les leviers de gestion pour leur réduction.

Depuis plusieurs années, des développements méthodologiques ont été entrepris afin d'améliorer la surveillance et l'évaluation de la qualité des masses d'eau par des analyses directes de cette matrice, mais aussi à l'aide des échantillonneurs passifs [Miège et al., 2015], et de la matrice biote, notamment sur la base d'une approche active [Hani et al., 2021].

Les échantillonneurs passifs (EIP) sont des outils basés sur le principe de l'accumulation par diffusion de contaminants présents dans le milieu aquatique vers la phase réceptrice de l'échantillonneur, permettant : i) d'éviter le prélèvement de grands volumes d'eau, ii) d'atteindre des limites de quantification plus faibles que pour les échantillons ponctuels, iii) de minimiser le risque de contamination des échantillons, et iv) d'obtenir une concentration moyenne, plus représentative dans le temps (de quelques jours à plusieurs semaines) [Rodríguez et al., 2021]. Ils ont fait l'objet de nombreux travaux de développement et de mises en œuvre locales ces dernières années [Menet-Nédélec et al., 2018], et sont identifiés dans la Directive 2013/39/UE comme des outils prometteurs pour la surveillance future des milieux aquatiques. Une récente étude à large échelle d'AQUAREF [Mathon et al., 2020] a permis de montrer la pertinence des EIP dans le cadre de la surveillance chimique des substances réglementées dans les milieux aquatiques. Même si des travaux sont en cours pour valider des NQE adaptées à ces outils [Belzunce Segarra et al., 2019], ceux-ci sont déjà largement utilisés pour analyser des contaminants dans l'eau.

Les intérêts d'une approche active dans le biote sont multiples et résident principalement sur : i) l'indépendance de la présence/accessibilité de l'espèce support des analyses sur les sites d'intérêt à diagnostiquer/suivre, et ii) l'amélioration de la lecture des résultats (chimiques, biomarqueurs) et de leur comparaison entre sites *via* l'utilisation d'individus provenant tous d'une population référence. Des travaux ont proposé cette approche active pour plusieurs espèces (mollusques, crustacés, poissons) continentales, d'eau de transition ou encore littorales [Xuereb et al, 2023a, Xuereb et al, 2023b]. Parmi celles-ci, l'espèce support *Dreissena polymorpha* (moule dreissène) a été sélectionnée pour le présent projet, grâce à sa capacité à se maintenir plusieurs semaines, voire mois, en encagement [Palais et al., 2012] sans engendrer de la mortalité. En outre, la méthodologie de caging de la dreissène pour le suivi toxicologique et écotoxicologique d'évènements exceptionnels a déjà été testée lors de l'arasement du barrage de Martot entraînant la remobilisation de sédiments en aval de la structure. Même si cet évènement était programmé, la méthodologie proposée permet d'envisager une utilisation sur des évènements dont le caractère est peu ou pas prévisible pouvant représenter une approche complémentaire aux analyses réalisées dans la matrice eau.

Le projet TARANIS a pour finalité d'améliorer notre compréhension de la dynamique des micropolluants chimiques dans la Seine lors de ces évènements hydrométéorologiques récurrents (crues, orages) dans les matrices eau, biote et particulaire. Pour cela, des outils intégrateurs (échantillonneurs passifs, moule zébrée (*Dreissena polymorpha*), pièges à particules) et indicateurs d'effets (biomarqueurs, bioessais) ont été déployés le long du bassin versant aval de la Seine (entre Poses et l'embouchure de la Seine) selon une stratégie de caractérisation du niveau ambiant et une stratégie évènementielle. Les principales questions posées étaient les suivantes :

- 1) Lors des évènements hydrométéorologiques (crue, orages), des contaminants chimiques sont-ils retrouvés dans les eaux de la Seine, et sont-ils écotoxiques pour les organismes aquatiques ?
- 2) La qualité de l'eau est-elle particulièrement « à risque » dans certains secteurs de l'estuaire de la Seine et/ou à certaines périodes de l'année afin d'aider à identifier des leviers de gestion ?
- 3) Quelle pourrait être l'évolution de l'organisation et l'articulation entre la surveillance régulière de la qualité de l'eau de l'estuaire de la Seine et une stratégie évènementielle opérationnelle applicable à des évènements extrêmes (exemple : hydrométéorologiques, accident naval ou industriel, déversement accidentel, etc.) ?

CHAPITRE 1 - METHODOLOGIE

I. Plan d'échantillonnage

Les deux types d'évènements ciblés dans le projet avaient, par définition, une spatialisation, une saisonnalité et une temporalité différente : les orages étant de courte durée et très localisés, et les crues étant de plus longue durée sur une zone plus étendue. En outre, afin de pouvoir comparer les résultats, des campagnes d'évaluation du niveau ambiant ont été réalisées pour les matrices Eau, Biot et Particulaire. Aussi, deux plans d'échantillonnages ont été déployés : une stratégie Crue, et une stratégie Orage.

1. Stratégie Crue

La stratégie Crue a été définie sur l'ensemble du continuum de l'estuaire de la Seine, du barrage de Poses à l'embouchure, de façon à prendre en compte les apports de micropolluants en fonction des activités de chaque secteur (ex. agricoles, industrialo-portuaires, urbains) [Figure 1]. Cette stratégie a été basée prioritairement sur les stations échantillonnées dans le cadre du réseau de suivi de la qualité de l'eau de la Seine coordonné par l'AESN et du réseau SYNAPSES : **ROUEN (ROU)**, sur un ponton flottant, caractérisant les apports urbains ; **VAL-DES-LEUX (VAL)**, sur un ponton fixe en hauteur, cumulant ceux de Rouen et de sa zone industrialo-portuaire ; et **FATOUVILLE (FAT)**, sur un ponton fixe en hauteur, en aval de l'estuaire de la Seine. A cela, la station de **POSES (POS)**, sur un ponton fixe surélevé, a permis de caractériser les apports venant du bassin versant amont de la Seine, et a été instrumentée pour un suivi haute-fréquence de la qualité de l'eau, au cours du projet par le GIP Seine-Aval à partir de mi-décembre 2023. Enfin, la station **RIVES-EN-SEINE (RIV)**, sur un ponton flottant, est intermédiaire et permet de caractériser les apports dans un secteur plutôt agricole avec des implantations industrielles clairsemées. Elle n'a cependant pas pu être instrumentée pour des mesures en haute-fréquence, la station SYNAPSES étant située légèrement en aval à Vatteville-la-Rue, mais des mesures ponctuelles à chaque campagne ont été effectuées. Chacune des autres stations était ainsi instrumentée pour enregistrer les paramètres physico-chimiques, et leur ponton ont servi de supports pour le déploiement des outils du projet.

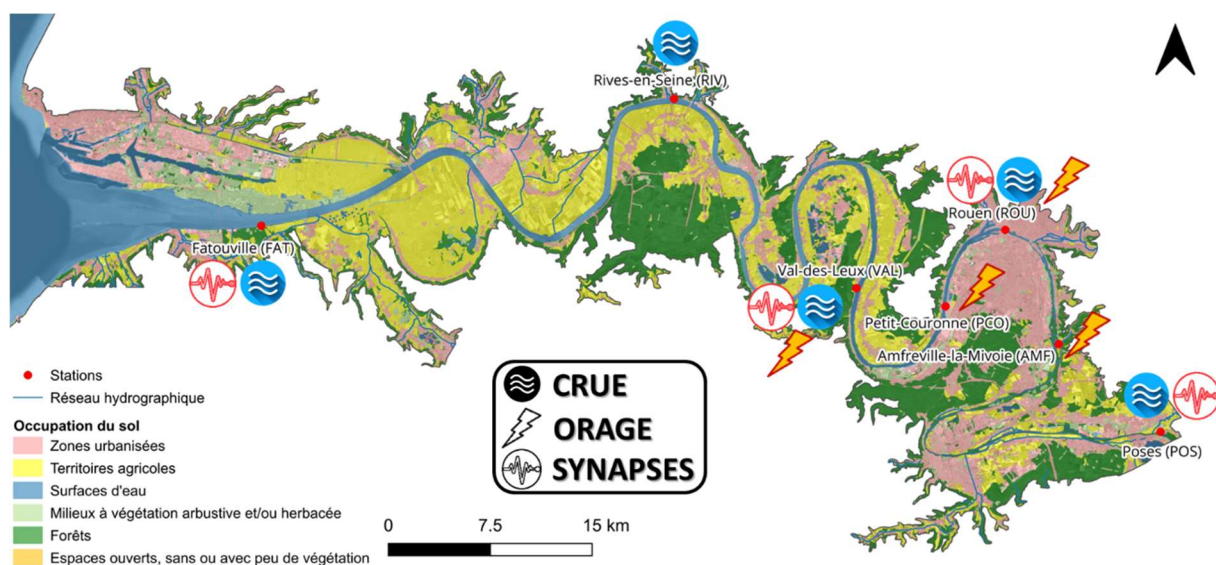


Figure 1 : Carte de positionnement des sites des stratégies Crue et Orage, avec l'indication si elles étaient aussi des stations SYNAPSES instrumentées en Haute-Fréquence.

2. Stratégie Orage

La stratégie Orage a été localisée sur la boucle de la Seine autour de Rouen, de façon à prendre en compte les apports par temps de pluie de ce secteur urbain et industrialo-portuaire [Figure 2]. Ces stations ont été positionnées en fonction des informations sur les usages (zone urbaine, zone portuaire, station d'épuration, etc.) et les points de déversoirs d'orages et trop plein de postes de refoulement. Les sites sélectionnés étaient :

- **AMFREVILLE-LA-MI-VOIE (AMF)**, en tant que station amont de la zone à 5 km au sud de Rouen, dont le ponton flottant est situé chez un particulier qui a autorisé son accès. Pour simplifier la rédaction, la station sera nommée « Amfreville » dans la suite de ce rapport ;
- **ROUEN (ROU)**, station SYNAPSES commune aux 2 stratégies, située au droit du centre-ville de Rouen, sur le ponton flottant de la navette fluviale, en aval de l'affluent *Le Robec* ;
- **PETIT-COURONNE (PCO)** au ponton flottant du Lamanage de Rouen, en aval des bassins du port de Rouen, de l'affluent *Le Cailly*, et de la station d'épuration STEU Emeraude de Petit-Quevilly ;
- **VAL-DES-LEUX (VAL)**, station SYNAPSES commune aux 2 stratégies, située en aval de l'ensemble de la boucle de la Seine Rouennaise, à partir d'un ponton fixe en hauteur.

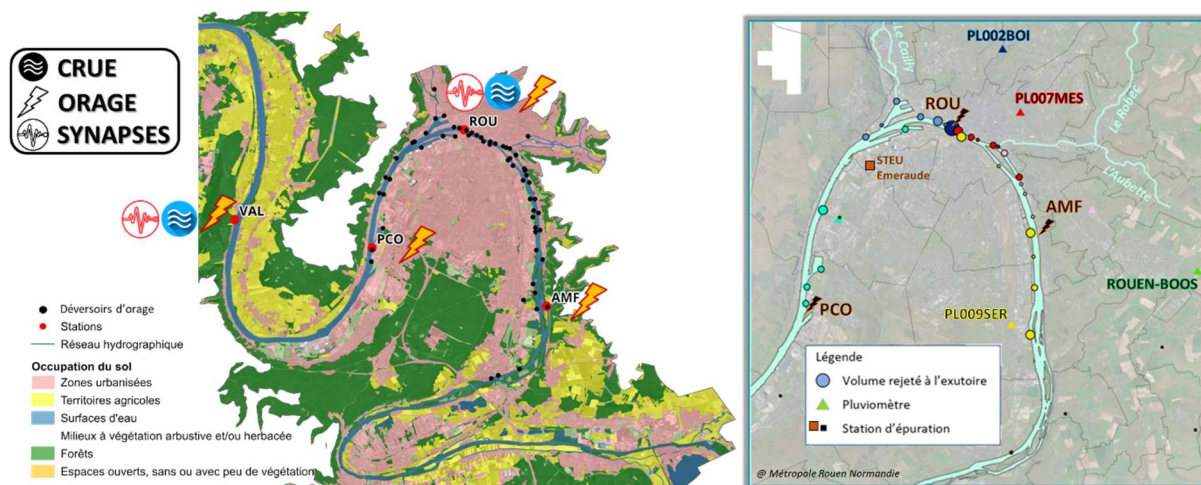


Figure 2 : Zone d'intérêt pour l'étude de l'impact des orages (à gauche, source GIP Seine-Aval), et positionnement des stations pluviométriques suivies par Météo-France et Métropole Rouen Normandie, et des déversoirs d'orage (à droite, source Métropole Rouen Normandie).

La zone d'étude des orages comprend 5 stations pluviométriques (ROUEN-BOOS suivie par Météo-France, et Le Houleme (PL006LEH), Bois-Guillaume (PL002BOI), Le Mesnil-Esnard (PL007MES), et Saint-Etienne-du-Rouvray (PL009SER) suivies par Métropole Rouen Normandie), et 28 déversoirs d'orage [Figure 2]. Les plus gros volumes déversés sont localisés au droit du centre-ville historique de Rouen, et dépendent du pluviomètre de Bois-Guillaume (PL002BOI).

Dans ce secteur, un déversoir présente les volumes les plus importants, avec un volume moyen déversé de plus de 990 000 m³ par an. De plus, il est à signaler la présence de la principale station de traitement des eaux usées (STEU) de l'agglomération rouennaise : la station Emeraude à Petit-Quevilly [Figure 2]. Elle assure le traitement des eaux usées de 36 communes de la Métropole Rouen Normandie, des eaux issues de certains sites industriels et des premières eaux de pluie. Elle a une capacité de traitement de 550 000 équivalent-habitants, avec une moyenne de traitement des eaux usées de 80 000 m³/jour, volume pouvant atteindre 150 000 m³ par fortes pluies [SUEZ, 2025].

Enfin, *Le Robec* et *Le Cailly* sont des petits cours d'eau affluents de la Seine (9 et 29 km de long respectivement), qui débouchent en amont des stations de Rouen et Petit-Couronne respectivement. Lors du cycle DCE 2022-2027, les deux cours d'eau ont été classés en mauvais état chimique avec les ubiquistes du fait d'hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP), et en bon état chimique sans les ubiquistes, sur la base de données 2015-2017

Il est à noter que les stations de Rouen et Val-des-Leux ont été échantillonnées à chaque campagne, ce qui permet un suivi spatial et temporel renforcé dans ce secteur.

II. Outils déployés pour évaluer l'impact des évènements

1. Matrice Eau

Des sondes multi-paramètres pour des mesures physico-chimiques (température, salinité, oxygène dissous, néphélométrie) en haute-fréquence sont déjà déployées dans le cadre du réseau SYNAPSES, et entretenues par HAROPA Port de Rouen. Pour les stations non instrumentées, des mesures ont été réalisées à chaque passage par les partenaires du projet à l'aide de sondes multi-paramètres.

Deux types d'échantillonneurs intégratifs passifs ont été déployés :

- DGT (Diffusive Gradients in Thin films) de type LSNM-NP, avec un gel de diffusion APA, une membrane filtrante en polyethersulphone et une résine Chelex pour l'analyse par ICP-MS des éléments traces métalliques [Annexe 1]. Ils ont été déployés en triplicats en subsurface sur des mouillages, avec l'exposition de blancs de terrain [Figure 3a].
- POCIS (Polar Organic Compound Integrative Sampler) pour les pesticides polaires et les résidus pharmaceutiques, fournis par AFFINISEP (France). Deux types de phases ont été déployés dans le projet en fonction des substances ciblées : « HLB » (Hydrophilic-Lipophilic Balance) permettant d'échantillonner les pesticides et les substances pharmaceutiques ; et « Glyphosate » permettant d'analyser le glyphosate et l'acide aminométhylphosphonique (AMPA). Les membranes HLB étaient dopées avec un PRC (performance reference compound), le déisopropyl atrazine D5, qui a permis d'évaluer qualitativement l'exposition des membranes. Ces échantillonneurs ont été fixés à un support maintenu dans une cage perforée de 20 cm de diamètre en inox, et accrochés en subsurface au même bout lesté, au-dessous des DGT [Figure 3a]. Au total, plus de 200 pesticides dont le glyphosate et l'AMPA, et plus de 90 substances pharmaceutiques ont été analysés [Annexe 1].

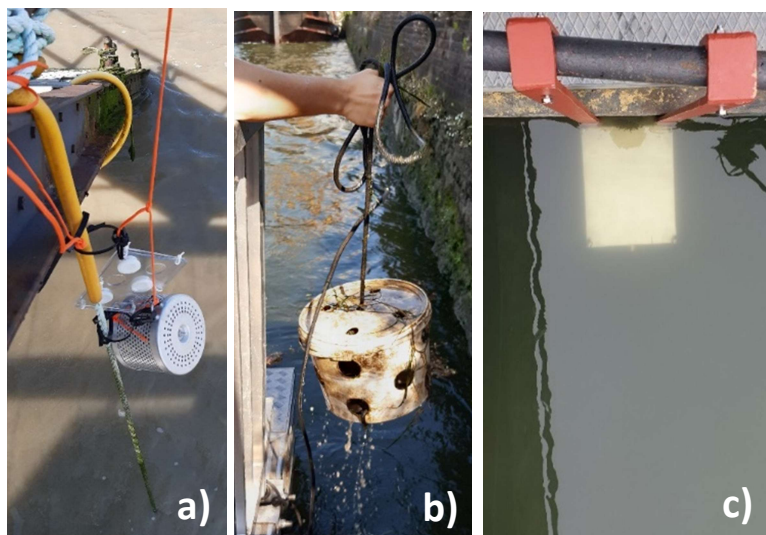


Figure 3 : Exemples de déploiement des différents outils a) DGT et POCIS ; b) cage de moules ; et c) piège à particule (Photos @Ifremer, 2023).

Ces échantillonneurs passifs peuvent être déployés un maximum de 20 jours, même si pour les DGT ce temps devrait être réduit afin d'éviter le biofouling et leur saturation. Pour des questions d'organisation, il n'a cependant pas été possible de changer les DGT toutes les semaines, aussi ceux-ci sont restés toute la durée des campagnes. La stratégie de déploiement de ces outils consiste à réaliser un déploiement juste avant le début de l'évènement à échantillonner puis dès sa fin, de façon à pouvoir isoler son signal chimique propre. Aussi, cela demande la mise en place d'un système d'alerte pour les orages et la crue afin de pouvoir capter au mieux ces évènements.

Pour les POCIS, les résultats d'analyse sont initialement exprimés en quantité de substance (en ng) par POCIS. Afin de les convertir en concentration dans l'eau (en ng/L), il est important de disposer du temps d'immersion et du taux d'échantillonnage R_s (en L/jour) déterminé en laboratoire ou *in situ*. Or, peu de valeurs de R_s sont aujourd'hui disponibles, et celles-ci varient en fonction du milieu (eau du robinet, eau de rivière, eau marine) et de la vélocité (*i.e.* vitesse des courants). Aussi, afin d'étudier l'impact des évènements sur la qualité de l'eau de la Seine, les résultats sont présentés dans le Chapitre II en ng/g par jour pour comparer les campagnes de durées différentes. Dans le Chapitre III, les résultats des substances disposant de valeurs de R_s provenant de publications scientifiques et de rapports d'AQUAREF [Togola et Budzinski, 2007 ; Morin et al., 2013 ; Ahrens et al., 2015 ; Guibal et al., 2020 ; AQUAREF, 2023 ; Amouroux et al, 2025], sont présentés en concentration (en ng/L) pour comparaison à des valeurs de référence écotoxicologique et à d'autres données.

2. Matrice Biote

Pour évaluer l'influence d'évènements météorologiques (orage, crue) sur la qualité (chimique, toxique et microbiologique) de la Seine au niveau de Rouen, il a été proposé une stratégie basée sur l'utilisation d'une matrice biologique comme support des analyses, le mollusque bivalve, *Dreissena polymorpha*. De façon plus précise, des organismes les plus calibrés possible ont été déployés sur les différentes stations d'intérêt et suivis dans le temps sur la séquence d'un évènement (sur une période maximale de 3 mois) [Figure 3b].

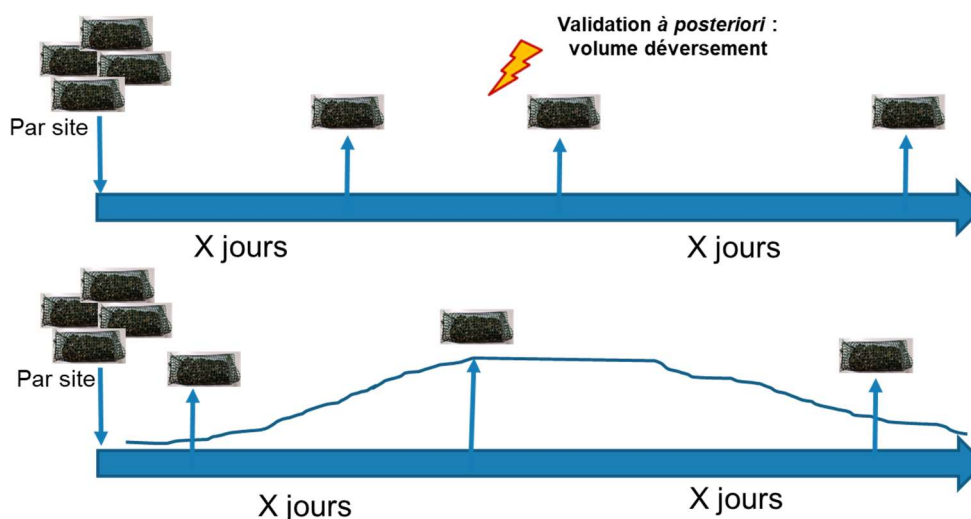


Figure 4 : Schématisation de la stratégie d'échantillonnage Biote pour les dreissènes calibrées dans le cas des campagnes Orage (en haut), et de la campagne Crue (en bas).

Cette stratégie, en partant d'organismes tous identiques entre les stations, permet une comparaison des résultats dans l'espace (entre les stations) et le temps (entre les campagnes de récupération) et ainsi avoir l'empreinte spatiale et temporelle de l'évènement suivi. Les campagnes d'encagement et de prélèvements se sont déroulées comme décrit ci-dessous [Figure 4] :

- Dépôt sur chaque station d'un stock de dreissènes « références » (calibrées) issues de la même population à « J0 ».
- En amont d'événements, un prélèvement de dreissènes, dit « T0 » est réalisé sur chaque station afin de renseigner le niveau ambiant des différentes cibles (chimie, biomarqueurs et indicateur de contamination virale d'origine fécale).
- Réalisation d'une série de deux ou trois prélèvements durant/après l'événement, selon l'événement (rapprochés pour un orage, plus éloignés pour une crue) et sur la base des conditions hydrologiques (débit pour la crue) ou météorologiques (orage).

Les résultats des différentes campagnes s'axent autour de quatre grands éléments : paramètres physico-chimiques de l'eau en haute-fréquences aux stations instrumentées du réseau SYNAPSES, et *a minima* au moment des prélèvements des organismes pour les autres stations, contaminants chimiques et microbiologiques accumulés par les dreissènes et biomarqueurs [Figure 5].

Pour la contamination chimique, un total de 13 éléments traces métalliques (ETM), de 18 Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques (HAP), de 8 Polychlorobiphényles (PCB) et de 4 pesticides ont été recherchés dans les tissus des organismes [Annexe 1].

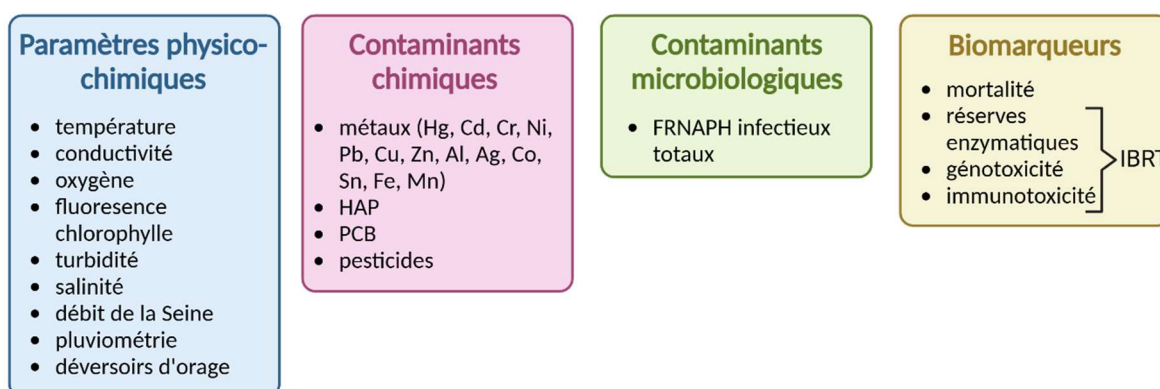


Figure 5 : Détail des paramètres analysés dans les dreissènes.

Concernant la contamination microbiologique un seul paramètre a été analysé, il s'agit de l'indicateur de contamination virale d'origine fécale que sont les bactériophages à ARN F-spécifique infectieux totaux (FRNAPH). La concentration en FRNAPH mesurée dans les glandes digestives de dreissènes a été réalisée selon le titrage décrit dans la norme **NF EN ISO 10705-1 (2001)** et adapté à la dreissène par **Do Nascimento et al. (2024)**.

Pour les biomarqueurs, la mortalité des organismes a été relevée à chaque temps de récupération, et plusieurs marqueurs ont été mesurés : 9 marqueurs concernant le métabolisme énergétique, 3 en lien avec l'immunité des organismes, ainsi que 2 liés à la génotoxicité selon des protocoles décrit dans **Catteau et al. (2022)**. L'ensemble de ces mesures a permis de calculer un IBR-T (Index of Biological Response-Threshold), un indice synthétisant ces biomarqueurs et permettant d'évaluer la réponse biologique des organismes à la qualité de leur milieu de vie [Catteau et al., 2023]. Un IBR-T élevé signale une forte réponse biologique des organismes à un milieu dégradé. A l'inverse, un IBR-T faible indique une faible réponse biologique, suggérant un environnement meilleur pour l'organisme.

Au cours de ces campagnes, des analyses ont été menées sur des organismes en sortie de stabulation et avant encagement. Les résultats pour les éléments discutés dans la suite de ce rapport sont pour les ETM : 0,039 ; 8,7 ; 0,015 et 4,5 mg/kg (poids frais) pour le cadmium, zinc, plomb et aluminium respectivement ; 2,4 µg/kg (poids frais) pour la somme des HAP et 0,8 µg/kg (poids frais) pour la somme des PCB.

3. Matrice Particulaire

Une vision dynamique de la contamination transportée par les particules de matières en suspension (MES) a été proposée en déployant des pièges à particules (PAP) adaptés à ce contexte pour des analyses de micropolluants [Figure 3c]. Le modèle de piège choisi a été initialement développé et utilisé par le réseau allemand German Specimen Bank depuis 20 ans, et est actuellement mis en œuvre par l'INRAE dans le cadre de l'Observatoire des Sédiments du Rhône (OSR) depuis 2010 [Masson et al., 2018], qui a produit des protocoles [Le Bescond et al., 2020a et 2020b] et a transmis les plans de construction des pièges. Leur fonctionnement est unidirectionnel : l'eau chargée de MES entrant dans le piège est ralentie par des panneaux ce qui permet la sédimentation des MES dans des paniers pour leur échantillonnage [Figure 6]. Ces pièges nécessitent un dispositif propre à chaque station pour son déploiement [par exemple Figure 3c], et une durée d'immersion suffisamment longue pour permettre la collecte de la quantité de MES nécessaire aux analyses [Figure 6].

A partir des échantillons collectés, des analyses chimiques ont été réalisées pour les éléments traces métalliques (ETM), 24 HAPs, les 7 PCB indicateurs, 3 organoétains (TBT, MBT, DBT), et le phtalate DEHP [Annexe 1], ainsi que des paramètres généraux (carbone organique total, carbonate de calcium), et de granulométrie laser.

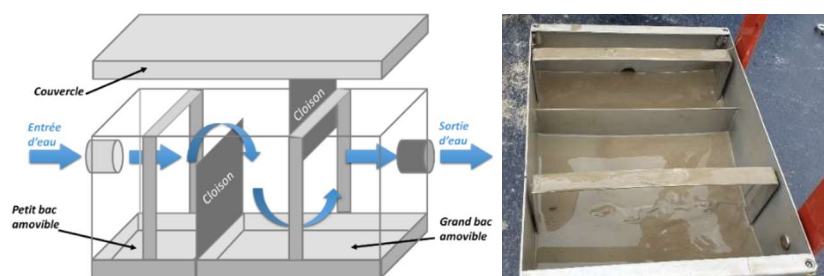


Figure 6 : Fonctionnement du piège à particule (à gauche) (d'après OSR, 2020), et exemple de piège rempli (à droite) (@lfremer, 2023)

Les bioessais sur les MES ont été réalisés par TOXEM, qui les avait appliqués lors de la surveillance de l'impact de l'incendie de « Lubrizol - Normandie Logistique » en 2019 (génotoxicité : SOS-Chromotest et test des comètes ; activités endocrines : Test YES/YAS, Anti-YES et Anti-YAS, Test HELN et le test UALH-hAR ; toxicité globale : cytotoxicité sur cellules de poisson RTgill-W1 - OCDE TG 249) [Fisson et al, 2020]. Chaque échantillon sédimentaire a été analysé sous forme d'élutriat dans de l'eau ultrapure représentant ce qui pourrait être biodisponible dans l'environnement aquatique, ainsi que sous forme d'un extrait organique de type ASE (Accelerated Solvent Extraction) qui concentre les composés hydrophobes ou semi-hydrophobes. Les tests de génotoxicité (SOS Chromotest et Test des comètes) sont réalisés avec et sans activation métabolique mammalienne (S9), afin de détecter les contaminants qui nécessitent une activation métabolique pour devenir génotoxiques. Le principe général de chaque bioessai est présenté dans l'Annexe 1.

4. Stratégie de déploiement des outils

Pour les campagnes Crue et Ambiant, l'ensemble des outils a été déployé (DGT, POCIS, PAP, moules encagées) sur toutes les stations, excepté à FATOUVILLE où l'encagement de moules n'était pas possible, car les moules dreissènes étant des moules d'eau douce, elles n'auraient pas survécu aux conditions saumâtres de ce site [Tableau 1]. Pour les POCIS, deux membranes destinées à l'analyse des pesticides ont été déployées partout, et une troisième membrane pour la recherche du glyphosate et AMPA a été installée sur toutes les stations de ces campagnes, excepté à la station ROUEN où les substances pharmaceutiques ont été recherchées.

Pour les campagnes Orage, celles-ci étant de courte durée, il n'a pas été possible de déployer les pièges à particules [Tableau 1]. Aussi, les outils déployés sur les quatre stations comprenaient les DGT, POCIS et moules. Pour les POCIS, deux membranes destinées à l'analyse des pesticides ont été déployées partout, et une troisième membrane pour la recherche des substances pharmaceutiques a été installée sur toutes les stations de ces campagnes, excepté à la station VAL-DES-LEUX où le glyphosate et AMPA ont été recherchés pour comparaison avec les campagnes Ambient.

Tableau 1 : Stratégie de déploiement des différents outils sur les stations selon les types de campagnes.

Code station	ID station	Campagnes	Déploiements			
			Sondes multi-paramètres	Echantillonneurs passifs (DGT, POCIS)	Pièges à particules (PAP)	Encagement de moules
POS	Poses		Ponctuelle / HF SYNAPSES	  Pest & Gly		
AMF	Amfreville		Ponctuelle	  Pest & Pharm		
ROU	Rouen	 	Ponctuelle / HF SYNAPSES	  Pest & Pharm		
PCO	Petit-Couronne		Ponctuelle	  Pest & Pharm		
VAL	Val-des-Leux	 	Ponctuelle / HF SYNAPSES	  Pest & Gly		
RIV	Rives-en-Seine		Ponctuelle	  Pest & Gly		
FAT	Fatouville		Ponctuelle / HF SYNAPSES	  Pest & Gly		

 Crue et Ambient  Orage. POCIS Pest = pesticides, Gly = glyphosate/AMPA, Pharm = pharmaceutiques

III. Organisation de systèmes d'alerte pour les évènements

1. Bilan interannuel

L'objectif de ce bilan était d'évaluer la tendance de la fréquence des orages autour de la boucle rouennaise de la Seine, et donc des risques de dégradation de la qualité de l'eau de la Seine. Pour cela, une étude a été réalisée par Météo-France sur la fréquence d'occurrence des précipitations intenses sur cinq bassins versants autour de la métropole de Rouen, dont un résumé est présenté ci-dessous [Sanchez et al, 2024].

Cette étude a été menée à partir des données de lames d'eau spatialisées à l'aide du modèle ANTILOPE (Analyse par spatiaLisation hOraire des PrEcipitations) de Météo-France à une résolution de 1 km², sur 15 ans entre 2009 et 2023. Les lames d'eau produites présentent une extension spatiale des précipitations héritée de celle des lames d'eau radar et des valeurs ajustées aux cumuls observés par les pluviomètres. Cinq bassins versants élémentaires ont été sélectionnés, d'une surface totale d'environ 862 km² : la Seine du confluent de l'Aubette au confluent du Cailly (*i.e.* Rouen, 18 km²), le Cailly (246 km²), l'Aubette (152 km²), la Seine aval (207 km²), et la Seine Oison (239 km²) [Figure 7].

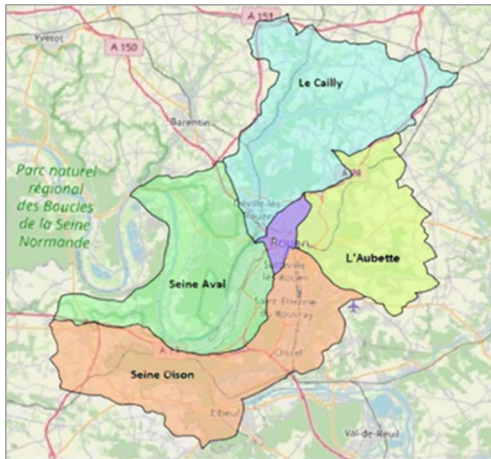


Figure 7 : Bassins versants sélectionnés pour l'étude Météo-France.

La taille d'une cellule orageuse varie d'une dizaine de kilomètres carrés pour des orages isolés à plus d'une centaine de kilomètres carrés pour les systèmes convectifs de méso-échelle intenses, aussi appelés super cellules. A l'échelle du territoire complet de l'étude (862 km²), un orage isolé représente alors environ 1 % de la superficie, 4 % à l'échelle du plus grand bassin versant, Le Cailly, et 50 % à l'échelle du plus petit bassin versant centré sur Rouen. Afin de détecter les événements significatifs, un événement a été défini spatialement comme le dépassement du seuil de 10 % et plus des pixels composant le territoire complet ou le bassin versant, et temporellement comme le dépassement des seuils de 10 mm/1h, 10 mm/2h et 15 mm/3h. L'interprétation des résultats a permis d'identifier le seuil de 10 mm en 2 heures comme le plus adéquate pour cette étude, car cette « tolérance » temporelle permet de capter l'intégralité des événements convectifs intenses.

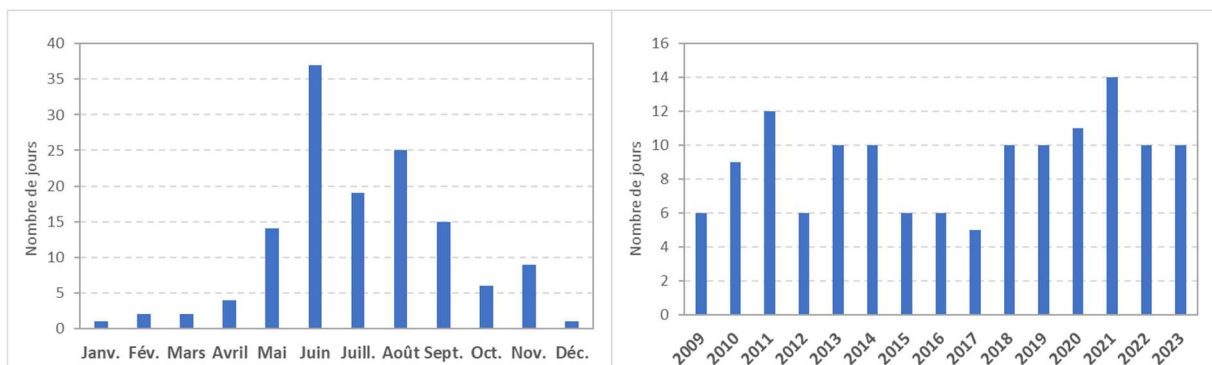


Figure 8 : Répartition mensuelle (à gauche) et annuelle (à droite) des journées concernées par un dépassement de seuil à 10 mm/2h sur 2009-2023, avec une extension spatiale de l'évènement supérieure ou égale à 10 % du territoire complet.

Ces résultats ont montré que le mois le plus favorable aux événements intenses est le mois de juin, suivi par les mois d'août, juillet, mai et septembre en fréquence décroissante [Figure 8]. Deux à trois journées de juin par an sont généralement concernées par de tels épisodes, le record étant de 8 journées en juin 2021. Les occurrences de dépassement de seuil sont rares en automne et en hiver, mais ont tout de même été observées au cours des quinze dernières années [Figure 8]. De plus, en cohérence avec la climatologie et le relief de la zone, les grands bassins versants du Cailly au nord, et de L'Aubette à l'est, sont un peu plus souvent concernés par les événements intenses que les trois autres bassins. Sur la période la plus favorable (mai - septembre), des dépassements de seuil sont observés en moyenne 7 journées sur le territoire complet, et 9 journées sur l'année civile. La courte période d'étude ne permet pas de dégager statistiquement parlant une tendance en augmentation sur la période 2009-2023 [Figure 8].

La période la plus favorable aux événements intenses sur la région rouennaise se situe donc de mai à septembre avec un pic d'occurrences en juin. Le niveau de risque en automne et hiver est réduit mais reste non négligeable en particulier au passage de perturbations très actives. Le bilan des événements par bassin versant confirme la répartition géographique des précipitations présentant un gradient sud-est à nord-ouest sur la zone d'étude en accord avec la climatologie. Aucune tendance n'est observée dans la fréquence des événements intenses sur la période 2009-2023.

2. Système d'alerte pour les orages

Il n'existe pas de correspondance officielle entre l'appréciation « qualitative » d'une précipitation (« faible », « modérée » ou « forte ») et son intensité chiffrée qui peut s'exprimer en millimètres par minute ou millimètres par heure, car le caractère des précipitations dépend de la climatologie locale. L'objectif étant de caractériser l'impact des orages sur la qualité de l'eau, il était donc important de pouvoir les relier aux écoulements par les déversoirs d'orage dans la Seine, et de les cibler en période estivale, de juin à septembre, lorsque la Seine est en étiage.

A partir des données transmises par Météo-France et Métropole Rouen Normandie pour 2021 et 2022, deux types d'événements pluvieux estivaux avec des impacts sur les déversements ont été identifiés :

- **Evènements longs d'intensité moyenne (les plus fréquents) (Type 1)** : intensité moyenne 7 mm/h (maximum 11 mm/h) avec un cumul moyen sur 3 heures de 19 mm (maximum 29 mm), durée 2 - 6h (maximum 12h), retour moyen de 2,2 mois (maximum 4,3 mois) ;
- **Evènements courts & intenses (moins fréquents) (Type 2)** : cumul moyen de 16 mm/h, durée inférieure à 2h, retour moyen de 1,4 ans (1 - 5 ans).

Ces informations peuvent être déduites de données fournies par Métropole Rouen Normandie *a posteriori* des événements. Afin de pouvoir établir un système d'alerte, il fallait pouvoir disposer de données en temps réel *a priori* de l'événement, suffisamment à l'avance afin de pouvoir déclencher une opération terrain et donc d'établir des seuils d'alerte. Pour cela, les données pluviométriques des stations suivies par Métropole Rouen Normandie ont été étudiées en relation avec les volumes mesurés aux exutoires des déversoirs d'orage pour les événements recensés en 2021 et 2022, afin d'identifier à partir de quelles pluviométries ces déversements ont lieu et sont donc susceptibles d'affecter la qualité de l'eau de la Seine.

Ces données ont permis de fixer deux seuils d'alerte :

- ✓ **≥ à 5 mm pendant 1 heure et 10 mm pendant 3 heures** pour les événements de Type 1, et
- ✓ **≥ 10 mm pendant 1 heure et 15 mm pendant 3 heures** pour les événements de Type 2.

A partir de ces seuils, un système d'alerte a été mis en place *via* une prestation avec Météo-France. Cela a consisté à ouvrir un portail d'accès dédié au projet TARANIS dans l'extranet de Météo-France avec : une page de visualisation des prévisions météorologiques et un tableau de surveillance des alertes pour les prochaines 24h, les 2 prochains jours et la tendance à 9 jours centrées sur Rouen ; une page de visualisation de la lame d'eau prévue selon le modèle Antilope avec un pas de temps de 15 minutes et une anticipation de 3 heures ; et une page de visualisation de la lame d'eau réelle avec un pas de temps de 5 minutes. A cela, Météo-France avait mis à disposition un numéro de téléphone afin de joindre un prévisionniste pour aider à confirmer / infirmer les prévisions affichées sur la plateforme, et un courriel et message SMS était envoyé aux partenaires afin de les informer des alertes selon les seuils définis. Ce système d'alerte a été mis en service du 04/07/2023 après la première campagne Orage, au 15/10/2024.

3. Système d'alerte pour une crue

Pour la crue, l'augmentation du débit de la Seine peut avoir un effet « abrasif » du sédiment déposé au fond du lit de la Seine et sur ses banquettes, et les débordements peuvent lessiver les sols et surfaces immergées. Les mesures de débit de la Seine et de sa hauteur d'eau étaient donc précieuses afin d'établir ce système d'alerte pour les opérations terrain du projet. Ces données sont téléchargeables sur le site de l'HydroPortail [www.hydro.eaufrance.fr].

Divers facteurs influencent l'hydrologie de l'estuaire : le débit de la Seine, la marée, les apports provenant des affluents, des écoulements souterrains et du ruissellement, et les paramètres météorologiques (vent, pression atmosphérique, précipitations) [Fisson et Lemoine, 2016, GIP Seine-Aval, 2023]. La combinaison de ces facteurs peut conduire à des événements hydrologiques extrêmes. On distingue plusieurs types d'événements menant à des débordements de la Seine dans sa portion estuarienne [GIP Seine-Aval, 2023] : type « fluviaux », type « marins », et type « fluviomaritimes ». Ainsi, les événements visés par le projet sont de type fluviaux ou fluviomaritimes, car ce sont ceux pouvant avoir le plus d'impacts sur la qualité de l'eau de la Seine.

Un bilan des débits maximums de la Seine et des crues observées à Rouen depuis les années 1990 a été réalisé [Figure 9], et montre que la période d'occurrence des crues en Seine au niveau de Rouen, est de 30 % en Janvier, 24 % en février, 21 % en mars et 6 % entre novembre et décembre. La durée moyenne d'une crue décennale est approximativement de 50 jours, dont 26 jours avec un débit supérieur à 1000 m³/s et 7 jours avec un débit de l'ordre de 1500 m³/s [El Abida et al, 2010]. D'après ces informations, il a été décidé de **définir un seuil d'alerte pour la campagne Crue à un débit de 1200 m³/s.**

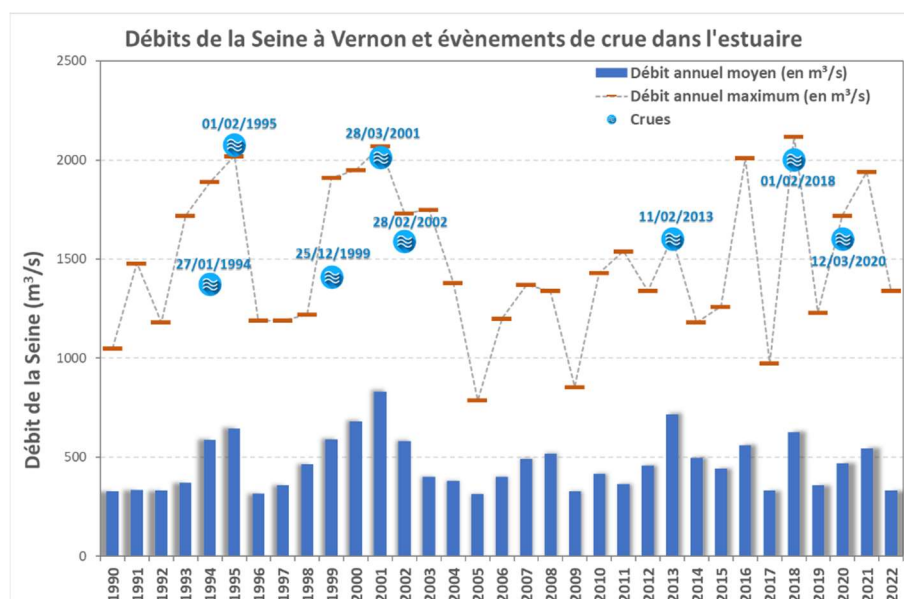


Figure 9 : Débit annuel moyen et maximum (en m³/s) de la Seine à Vernon, et dates de crues dans l'estuaire de la Seine depuis 1990 (à gauche, source HydroPortail)

Pour les crues, il a été décidé d'utiliser le système d'information existant via le site internet de Vigicrues [www.vigicrues.gouv.fr], qui fournit en temps réel le débit et hauteur d'eau des cours d'eau suivis. Dans le cadre du projet, l'intérêt se portait sur la Seine en priorité, or aucune station de mesure du débit n'est située dans l'estuaire (à partir de Poses). Ce suivi a donc été réalisé à partir de la station en amont du barrage de Poses, à Vernon. En complément, des alertes sur les hauteurs d'eau dans la Seine à l'aval du barrage de Poses ont été paramétrées sur le site, ce qui permettait de recevoir des courriels d'alertes détaillés sur les événements en cours et les tendances à venir.

CHAPITRE 2 - IMPACT DES EVENEMENTS

I. Contexte hydrométéorologique et bilan des campagnes réalisées

1. Contexte général des années 2023 et 2024

Pour les données hydrométéorologiques du débit à Vernon, des précipitations à Rouen-Boos et des quantités déversées par les déversoirs de la zone de Rouen, les mesures proviennent de bases de données (HydroPortail, Métropole Rouen Normandie) et ne sont pas disponibles par station.

En 2023, le cumul des précipitations annuelles à la station de Rouen-Boos était moyen (819,5 mm), et celui de 2024 légèrement plus faible (756,4 mm). Les cumuls de précipitations mensuels étaient exceptionnellement bas en février 2023 et en octobre 2024. Les autres mois, les bilans oscillent autour de la moyenne interannuelle de - 28 mm en décembre 2024 (et - 25 mm en juin 2024), à + 46 mm en septembre 2024 (et + 40 mm en février 2024) [Figure 10].

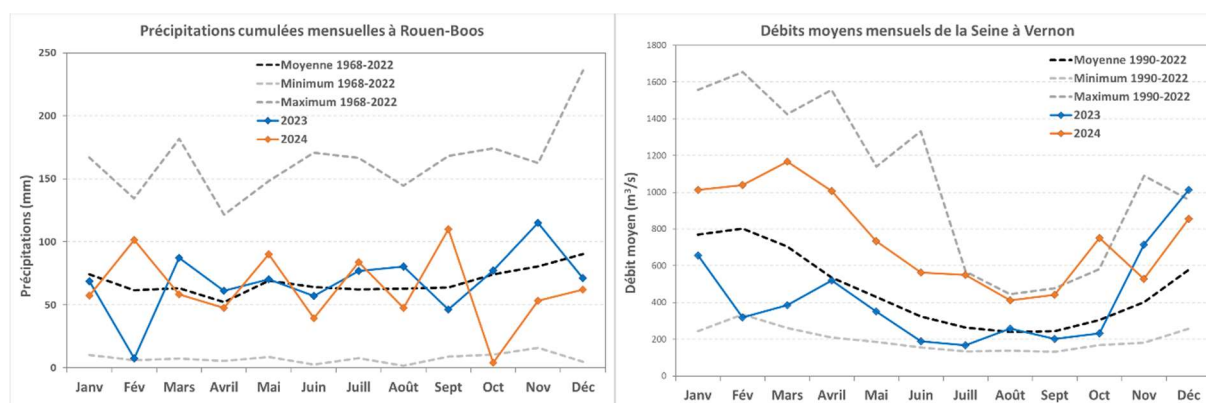


Figure 10 : Evolution des précipitations cumulées mensuelles par rapport à la moyenne, minimum et maximum interannuel à la station de Rouen-Boos (à gauche) (source Météo-France) et du débit moyen mensuel par rapport aux minimum, moyenne et maximum interannuels (à droite) de la Seine à Vernon entre 1990 et 2024 (à droite) (source HydroPortail).

Le bilan du débit journalier de la Seine entre 1990 et 2024 montre que les deux années étudiées ont présenté des profils très différents [Figure 10]. L'année 2023 (en bleu) se trouve dans la partie inférieure du nuage de points interannuels, avec des débits relativement faibles au premier semestre, un étiage assez important pendant l'été atteignant son minimum mi-juillet avec un rebond début août. La fin de l'année 2023 présente des débits beaucoup plus importants qui le restent en 2024. L'analyse des débits mensuels montre effectivement que les débits mensuels de 2023 restent majoritairement inférieurs à la moyenne interannuelle, puis en novembre et décembre, ils la dépassent de + 312 et + 435 m³/s respectivement [Figure 10]. En 2024, les débits mensuels varient de + 172 en août à + 472 m³/s en avril par rapport à la moyenne interannuelle. A noter que les débits moyens mensuels estivaux sont parmi les plus élevés depuis 1990, et est le plus élevé pour octobre 2024.

Ainsi, de légers débordements de la Seine ont été signalés entre les 10 et 12 février 2024 sur les quais de Rouen, mais aussi à La Bouille, du fait de l'action conjuguée du fort débit de la Seine suite aux importantes précipitations sur le bassin de la Seine, de forts coefficients de marée (supérieurs à 100) et un fort vent d'ouest. Un pic de débit a aussi été atteint le 06/03/2024 avec 1610 m³/s. Cela s'est reproduit entre les 8 et 10 avril 2024 dans des conditions similaires (forts débits, forts coefficients de marée, passage d'une tempête), avec des débordements entre Rouen et Caudebec-en-Caux, et un pic de débit atteint le 07/04/2024 à 1510 m³/s [GIP Seine-Aval, 2024].

Pour les différentes matrices, l'objectif était d'échantillonner les mêmes événements afin de pouvoir comparer les résultats entre eux. Cependant la stratégie temporelle des campagnes pour évaluer l'impact dans l'eau et les matières en suspension (MES) diffère légèrement de celles pour évaluer l'impact dans le biote de par la nature des outils déployés pendant le projet (cf. § II). Un bilan général des campagnes réalisées est présenté dans le **Tableau 2**.

		2023																																																			
Mois		Juin					Juillet					Août					Septembre					Octobre					Novembre					Décembre																					
Semaines		22	23	24	25	26	27	28	29	30	31	32	33	34	35	36	37	38	39	40	41	42	43	44	45	46	47	48	49	50	51	52																					
Eau / MES																																																					
Ambiant																																																					
Eau / MES																																																					
Evènement																																																					
Biote																																																					

Le projet visait à échantillonner au moins deux événements orageux et une crue lors des campagnes pour les trois matrices (Eau, Matières en suspension (MES), et Biote). De plus, deux campagnes ont été dédiées au niveau ambiant pour les matrices Eau et MES, alors que celui-ci est évalué au début de chaque campagne événementielle après quelques jours de mise à l'eau pour le Biote (T_0). Les campagnes Ambiant pour l'eau et les MES ont eu lieu en juillet-août 2023 (A1) et en juillet 2024 (A2) [Tableau 2]. Les campagnes Orage pour les deux matrices (Eau et Biote) ont eu lieu entre juin et juillet 2023 (O1), et entre juin et fin août 2024 (O2 et O3). Les campagnes Crue ont eu lieu entre novembre 2023 et février 2024 pour le Biote, et en novembre 2023 (C1), mars 2024 (C2) et mars-avril 2024 (C3) pour l'Eau et les MES. Le Tableau 3 permet de comparer les campagnes entre elles concernant les conditions hydrométéorologiques.

- 21 -

lors des campagnes Orage correspondent à des mesures semi-intégrées car l'immersion était courte mais plus longue que pour un prélèvement « ponctuel », alors que celles des campagnes Ambiant correspondent à une moyenne sur plusieurs jours. Les résultats présentés prennent en compte ces différences de durée d'immersion afin de pouvoir les comparer.

Tableau 3 : Comparaison des conditions hydrométéorologiques pour les campagnes réalisées dans la matrice Biote, et la matrice Eau et Particules. Volumes des déversoirs localisés au secteur de Rouen (source Métropole Rouen Normandie) ; Précipitations à la station Rouen-Boos (source Météo-France) ; Débit moyen de la Seine à Vernon (source HydroPortail) ; Température de la Seine à Rouen (source SYNAPSES).

B = biote E = Eau P = Particules	ETE 2023			ETE 2024			
	Orage 1 (B)	O1 (E)	A1 (E)	Orage 2 (B)	A2 (E & P)	O2 (E)	O3 (E)
Date de début	02/06/2023	09/06/2023	20/07/2023	13/06/2024	01/07/2024	09/07/2024	20/08/2024
Date de fin	19/07/2023	12/06/2023	09/08/2023	26/08/2024	22/07/2024	10/07/2024	22/08/2024
Durée (jours)	48	3	21	75	22	1	2
Relèves	4	1	1	4	1	1	1
Date du T0	09/06/2023	09/06/2023	20/07/2023	24/06/2024	01/07/2024	09/07/2024	20/08/2024
Date du T1	12/06/2023	12/06/2023	09/08/2023	15/07/2024	22/07/2024	10/07/2024	22/08/2024
Date du T2	22/06/2023			22/07/2024			
Date du T3	19/07/2023			26/08/2024			
Σ Déversoirs (m ³)	357 290	7 562	410 152	607 510	142 280	83 533	26 592
Moyenne (m ³ /j)	M = 7 443		M = 19 531	M = 8 100	M = 6 467		
Σ Précipitations (mm)	87	16	91	163	48,5	15	8,7
Moyenne (mm/j)	M = 1,8		M = 4,3	M = 2,1	M = 2,2		
Débit moyen Seine (m ³ /s)	M = 174	M = 182	M = 244	M = 509	M = 584	M = 592	M = 430
Température moyenne Seine (°C)	M = 23	M = 22,5	M = 21,4	M = 21	M = 20,5	M = 19,9	M = 22

B = biote E = Eau P = Particules	HIVER 2023-2024			
	Crue (B)	C1 (E & P)	C2 (E & P)	C3 (E & P)
Date de début	06/11/2023	09/11/2023	04/03/2024	25/03/2024
Date de fin	07/02/2024	29/11/2023	25/03/2024	16/04/2024
Durée (jours)	94	20	21	23
Relèves	4	1	1	1
Date du T0	20/11/2023	09/11/2023	04/03/2024	25/03/2024
Date du T1	30/11/2023	29/11/2023	25/03/2024	16/04/2024
Date du T2	23/01/2024			
Date du T3	07/02/2024			
Σ Déversoirs (m ³)	1 555 493	865 365	216 687	255 269
Moyenne (m ³ /j)	M = 16 547	M = 43 268	M = 10 318	M = 11 099
Σ Précipitations (mm)	240	91	42	37
Moyenne (mm/j)	M = 2,5	M = 4,4	M = 1,9	M = 1,6
Débit moyen Seine (m ³ /s)	M = 967	M = 780	M = 1195	M = 1129
Température moyenne Seine (°C)	M = 8,2	M = 11	M = 11	M = 13

La somme totale des volumes écoulés par les déversoirs lors de la première campagne orage dans le biote (Orage 1) en 2023 est deux fois plus faible que lors de la deuxième (Orage 2) en 2024, cependant cette dernière a duré deux fois plus longtemps [Tableau 3]. Ainsi en moyenne, les volumes déversés sur la période d'encagement des deux campagnes sont équivalents, avec en moyenne 7 443 m³/j et 8 100 m³/j respectivement. Les volumes écoulés pendant les campagnes Orage dans l'eau étaient très différents, le plus faible ayant été pour O1 en juin 2023, l'intermédiaire pour O3 en août 2024, et le plus fort O2 en juillet 2024. Pendant les campagnes Ambient estivales de même durée, les volumes étaient près de 3 fois supérieurs lors de A1 en juillet-août 2023 par rapport à A2 en juillet 2024. Cela se traduit par des volumes moyens de 19 531 m³/j pour A1 et 6 467 m³/j pour A2. Durant les campagnes Crue, les déversements ont été importants avec des volumes moyens équivalents à 16500 m³/j pour la campagne Crue dans le biote, et dans l'eau : 43 268 m³/j pour la campagne C1 de novembre 2023, 10 318 m³/j pour C2 et 11 099 m³/j pour C3.

Concernant les précipitations, le constat est le même pour les campagnes dans le biote, avec en moyenne environ 2 mm/j pour les deux campagnes orages et la campagne Crue, ainsi que les campagnes C2, C3 et A2 dans l'eau [Tableau 3]. Celles-ci étaient deux fois plus importantes pendant les campagnes dans l'eau A1 de juillet-août 2023 et C1 de novembre 2023 (environ 4,4 mm/j).

En revanche, le débit moyen de la Seine était presque trois fois plus important lors des campagnes estivales 2024, avec en moyenne 528 m³/s contre 200 m³/s lors des campagnes estivales 2023 [Tableau 3]. De plus, ce débit plus important en été 2024 correspond au débit initial mesuré au début des campagnes de novembre 2023 (Crue dans le biote et C1 dans l'eau).

Les températures de l'eau de la Seine étaient équivalentes entre l'été 2023 et l'été 2024, en moyenne aux alentours de 22°C [Tableau 3]. Lors de la campagne Crue dans le biote, la température a fortement baissé entre le début de la campagne (environ 12°C) et la fin (8,5°C), avec un minimum de 3,2°C mi-janvier, alors que les températures sont restées plus douces lors des campagnes dans l'eau (C1, C2, C3).

Ce bilan montre que les objectifs de réalisation de campagnes de prélèvements pour caractériser des événements hydrométéorologiques ont bien été atteints, avec deux campagnes Orage et une Crue dans la matrice Biote, et trois campagnes de chaque dans la matrice Eau.

II. Impact des orages sur la qualité de l'eau de la Seine

1. Caractérisation physico-chimique des orages

Le déroulé et contexte hydrométéorologique des campagnes Orage est détaillé dans l'Annexe 2.

Pour toutes les campagnes Orage, une corrélation positive significative entre les précipitations et les déversements a été observée, ce qui appuie l'hypothèse initiale, et confirme qu'en cas d'épisode orageux (caractérisé par des précipitations) des déversements ont lieu.

Pour la première campagne orage (été 2023) dans le biote, la base de données des paramètres physico-chimique n'est complète que pour les paramètres suivants : température (en °C), pH, conductivité réelle (en µS/cm), et concentration en oxygène dissous « RDO » (en mg/L). Pour la deuxième campagne orage (été 2024) d'autres paramètres ont été mesurés en plus, notamment la fluorescence de la chlorophylle-*a* (RFU), la turbidité (NTU), et les solides totaux dissous (ppt). Pour les campagnes dans l'eau, les données physico-chimiques sont la température (en °C), la conductivité (en µS/cm), l'oxygène dissous (en mg/L) et la turbidité (en NTU). Les dates et durées des campagnes Eau et Biote n'étant pas

les mêmes, l'interprétation des données a été réalisée séparément à l'aide d'analyses factorielles multiples (AFM) afin de mettre en évidence des différences significatives entre les stations et/ou les campagnes [Figure 11].

Pour les deux campagnes dans le biote, trois paramètres physico-chimiques ont montré des variations notables au cours du temps pouvant expliquer les résultats des AFM [Figure 11]. La température a augmenté de manière significative au cours du temps alors que la concentration en oxygène dissous a diminué, et ce significativement pour la campagne Orage 2. Il faut également noter qu'un pic de turbidité significatif a été atteint au temps T2 de la campagne Orage 2. Cependant les derniers déversements et précipitations ont eu lieu une semaine avant et peuvent difficilement expliquer cette augmentation de la turbidité, qui est en moyenne presque deux fois moins importante aux autres temps de prélèvement de la campagne.

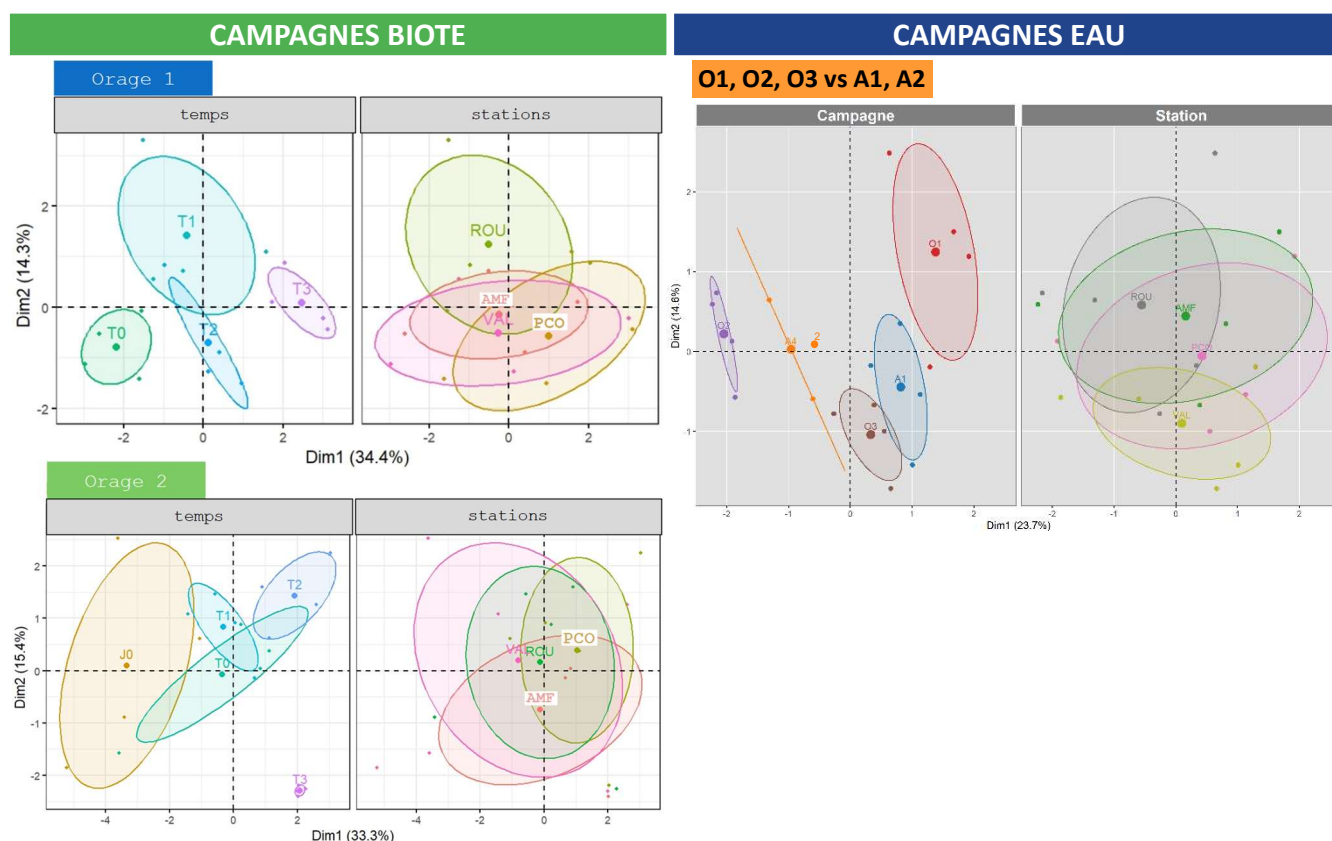


Figure 11 : Analyse multifactorielle des paramètres physico-chimiques pour les campagnes Orage 1 (été 2023) et Orage 2 (été 2024) dans le biote suivant les dates de dépôt (J0) et de prélèvement des dreissènes (T0, T1, T2, T3) et les stations (à gauche), et selon les campagnes orages (O1 (été 2023), O2 et O3 (été 2024) et ambiantes A1 (été 2023) et A4 (été 2024) et les stations dans l'eau (à droite).

Pour les cinq campagnes dans l'eau (2 ambiantes et 3 orages), la campagne O2 était notamment marquée par une plus forte concentration en oxygène dissous, et de plus faibles mesures de température et conductivité aux quatre stations. De plus, une turbidité légèrement plus forte a été mesurée à Val-des-Leux lors des campagnes O1 et A1. Globalement, seule la température et la conductivité étaient corrélées positivement.

Les résultats montrent donc des différences temporelles claires alors qu'il n'y a pas de différence spatiale significative entre les stations. Ceci suggère que ces paramètres ont varié dans le temps et entre les campagnes, mais pas entre les stations de ce secteur de l'estuaire de la Seine.

2. Impact dans la matrice Eau

a. Métaux « labiles » dans l'eau

Les éléments traces métalliques (ETM) « labiles » mesurés dans la phase absorbante des DGT sont les suivants : cadmium (Cd), cobalt (Co), cuivre (Cu), fer (Fe), manganèse (Mn), nickel (Ni), plomb (Pb), et zinc (Zn). Il est à noter que seules deux (Rouen et Val-des-Leux) des quatre stations sélectionnées pour étudier l'impact des orages ont été échantillonnées lors de la campagne A2. Tous ces ETM ont été quantifiés à chaque campagne Orage et Ambient et chacune des quatre stations.

Les caractéristiques physico-chimiques de l'eau (température, conductivité, oxygène dissous, turbidité) et le débit pouvant contrôler la concentration en ETM dissous (ou « labiles »), une analyse en composante principale (ACP) a tout d'abord été effectuée avec le calcul de la matrice de corrélation [Figure 12].

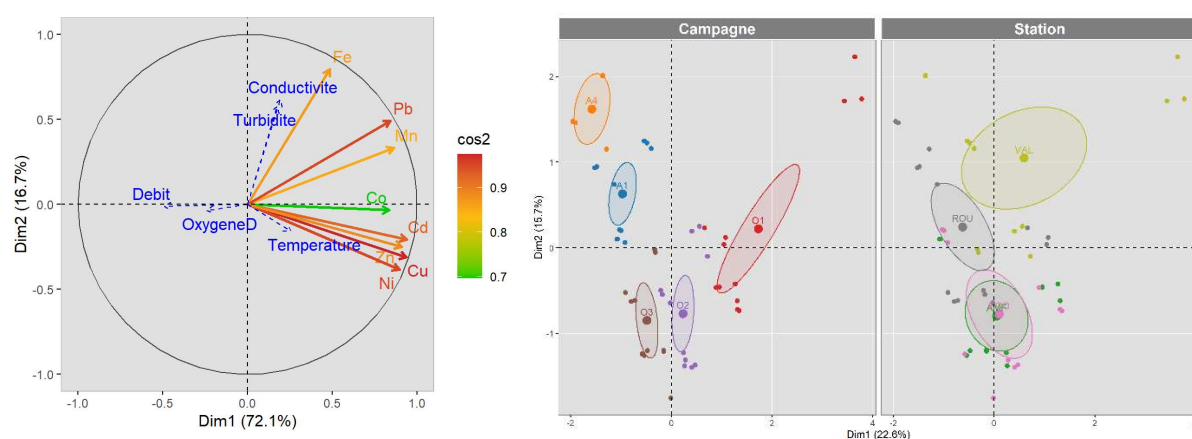


Figure 12 : Analyse en Composante Principale (ACP) des concentrations des 8 ETM « labiles » (en ng/L), du débit (en m³/s) et des paramètres physico-chimiques (température en °C, conductivité en µS/cm, oxygène dissous en mg/L et turbidité en NTU) en variables explicatives (à gauche) et premier plan de l'analyse Factorielle Multiple (AFM) des concentrations des 8 ETM « labiles » pour les 4 stations lors des campagnes estivales (O1 et A1 en été 2023, et O2, O3 et A2 en été 2024).

Comme cela pouvait être attendu, la concentration en oxygène dissous est corrélée avec le débit alors que la température et la conductivité lui sont anti-corrélées, et l'oxygène dissous est anti-corrélée à la turbidité [Figure 12]. Les concentrations en Ni, Cd et Cu étant très significativement anti-corrélées avec le débit, leur teneur est donc diluée lorsque le débit augmente. Les résultats montrent des corrélations très significatives de Cd, Cu et Zn, et significatives de Mn, Fe et Ni avec la conductivité, et entre eux. Ces résultats sont cohérents avec les résultats des travaux menés dans les programmes scientifiques du GIP Seine-Aval sur le comportement des métaux dissous dans l'estuaire de la Seine [Chiffolleau et al., 2001], dont la concentration augmente du fait de la salinité et/ou des phénomènes d'oxydo-réduction. D'un autre côté, le plomb est corrélé de façon très significative à tous les métaux et particulièrement avec le manganèse et le fer. Ces ETM ont en effet, une affinité plus forte avec la phase particulaire qui peut réduire leur concentration dans la phase dissoute [Chiffolleau et al., 2001].

L'analyse multifactorielle des concentrations en ETM « labiles » [Figure 12] montre que, malgré la dispersion des données, les campagnes Orage (O1, O2/O3) sont significativement différentes de leur campagne Ambient (A1 et A2 respectivement), le cas de la campagne O2 réalisée pendant la campagne A2 est particulièrement explicite. De plus, les résultats révèlent une hétérogénéité spatiale des résultats, notamment entre les stations de Rouen (ROU), de Val-des-Leux (VAL) et d'Amfreville (AMF) / Petit-Couronne (PCO).

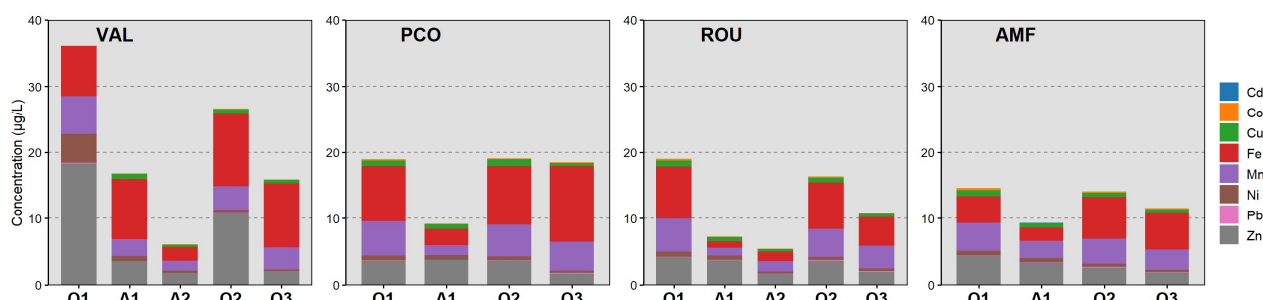


Figure 13 : Concentrations cumulées des 8 ETM « labiles » (en µg/L) sur les 4 stations du secteur de Rouen (Amfreville (AMF), Rouen (ROU), Petit-Couronne (PCO) et Val-des-Leux (VAL)) lors des campagnes Orage O1 (juin 2023), O2 (juillet 2024) et O3 (août 2024) et Ambient A1 (juillet-août 2023) et A2 (juillet 2024).

Les niveaux de concentrations cumulées mesurés entre les différentes campagnes sont particulièrement élevés lors de la campagne O1 en juin 2023, avec un maximum de près de 40 µg/L d'ETM cumulés, soit près de deux fois ceux de la campagne A1 de juillet-août 2023 [Figure 13]. Il en est de même pour la campagne O2 par rapport à A2 en juillet 2024, et la campagne O3 présente des concentrations cumulées globalement plus faibles qu'O2. Les disparités spatiales sont particulièrement visibles en comparant les concentrations cumulées des ETM « labiles » à chaque station lors des campagnes O1, O2 et O3. En effet, le maximum des concentrations cumulées est observé à Val-des-Leux (VAL) lors des campagnes O1 et O2 notamment du fait du cadmium, cuivre, nickel et zinc dont les niveaux sont près de 5 fois supérieurs à ceux de Petit-Couronne (PCO) en O1. Ce résultat est assez inattendu car il y a peu de déversoirs d'orage dans ce secteur et les rejets de stations d'épuration sont principalement situées entre les stations ROU et PCO. Ces apports seraient donc essentiellement liés au lessivage des sols entre PCO et VAL, un secteur qui abrite diverses activités industrielles, portuaires et agricoles. Les cumuls les plus faibles ont été observés à AMF notamment du fait du fer pour O1, et du zinc et cadmium en O2. Par contre pour O3, le maximum des concentrations cumulées était à PCO principalement du fait d'apports en fer et en manganèse, et moins de zinc à VAL.

Afin d'illustrer l'impact des orages sur la qualité de l'eau vis-à-vis des ETM, les résultats des tests de comparaison des moyennes post-hoc HSD de Tukey effectués après une ANOVA pour leur concentration sont présentés dans le Tableau 4. Les différences les plus significatives ont été mesurées lors de l'orage O1 en juin 2023 par rapport à la campagne A1 pour tous les ETM sauf Fe à Val-des-Leux, Co à Petit-Couronne, Rouen et Amfreville, et Cu et Mn à Rouen. Cet événement étant le premier orage suite à une période sans précipitations de 3 semaines, ses apports ont été plus importants que lors des orages O2 et O3 en 2024 qui ont eu lieu dans une période sujette à des précipitations plus régulières. Malgré cela, la campagne O2 ayant eu lieu pendant la campagne A2, ses résultats montrent l'impact significatif de l'évènement orageux sur les concentrations en manganèse, plomb et zinc à Val-des-Leux, et pour tous les métaux à Rouen et particulièrement le cuivre et le zinc.

Tableau 4 : Bilan des ETM ayant présenté des concentrations significativement plus élevées lors des campagnes Orage O1 et O2 par rapport à leur campagne Ambient respectives, A1 et A2. Test post-hoc HSD (Honestly Significant Difference) de Tukey : * ⇔ p-value < 0,05 ; ** ⇔ p-value < 0,01 ; *** ⇔ p-value < 0,001.

	Val-des-Leux			Petit-Couronne		Rouen			Amfreville	
	O1 vs A1	O2 vs A2	O2 vs O3	O1 vs A1	O2 vs O3	O1 vs A1	O2 vs A2	O2 vs O3	O1 vs A1	O2 vs O3
Cadmium	***						*	*		
Cobalt	***			***	*	***	**		***	
Cuivre	***				***	***	***	***		
Fer						*	*			
Manganèse	***	**		**		***	*		*	
Nickel	***				***	*	*			
Plomb	***	***	**	*		*	*			
Zinc	***	**	**		*		***	**		

b. Pesticides dans l'eau

Pour les **pesticides** (hors glyphosate et AMPA traités ci-dessous), un total de 227 molécules a été recherché, dont 84 (soit 37 %) ont des résultats exploitables lors des campagnes estivales, que ce soit parce que les autres substances n'ont pas été recherchées à chaque campagne, ou parce que leurs concentrations étaient inférieures à la limite de quantification du laboratoire d'analyse.

Parmi ces résultats, 36 molécules ne sont plus approuvées pour des usages agricoles au moment de la rédaction de ce rapport (source portail ANSES e-phytosanitaire, ephy.anses.fr) (soit 43 %), 19 sont des herbicides (soit 23 %), 18 sont des fongicides (soit 21 %) et 11 sont des métabolites (soit 13 %) [Tableau 5]. Ainsi, 45 % des molécules de métabolites ont été quantifiées systématiquement lors des campagnes estivales, contre 22 % pour les molécules inapprouvées, 16 % pour les herbicides et 11 % pour les fongicides. Toutes campagnes estivales et catégorie confondues, les trois molécules dont les concentrations moyennes (en ng/g par jour) étaient les plus fortes sont les : triticonazole (fongicide), métolachlore et diméthénamide (herbicides non approuvés) (identifiées en gras dans le Tableau 5).

Tableau 5 : Bilan du nombre total et du taux de molécules de pesticides quantifiées à 100 % et à plus de 50 %, et liste des trois molécules par famille dont les concentrations moyennes (en ng/g par jour) sont les plus fortes lors des campagnes estivales (A1 en été 2023, et A2, O2 et O3 en été 2024), et globalement (en gras).

	Nombre quantifiées	Quantifiées à 100 %	Quantifiées > 50 %	Liste des 3 molécules les plus abondantes (3 majoritaires en gras)
Fongicides	18	11 %	39 %	Triticonazole , Tébuconazole, Azoxystrobine
Herbicides	19	16 %	53 %	Terbuthylazine, Métobromuron, Acide 4-chloro-2-méthyl phenoxy acétique (MCPA)
Inapprouvées	36	22 %	58 %	Métolachlore , Diméthénamide , Atrazine
Métabolites	11	45 %	73 %	Desethylatrazine (DEA), 2-hydroxy-atrazine, Terbuthylazine-2-hydroxy
TOTAL	84			

L'analyse multifactorielle des concentrations en pesticides en ng/g par jour montre que, les campagnes Orage (O2 et O3) sont significativement différentes des campagnes Ambient (A1 et A2) [Figure 14]. Cependant, il est rappelé que les campagnes Orage ayant été beaucoup plus brèves que les campagnes Ambient, les différences observées peuvent être liées à la cinétique d'absorption (taux d'échantillonnage) des molécules sur les membranes des POCIS qui peut être plus ou moins rapide, et non seulement à leur concentration dans l'eau. Les données étant très dispersées lors de l'étude des disparités entre les stations, aucune différence significative n'est mise en évidence.

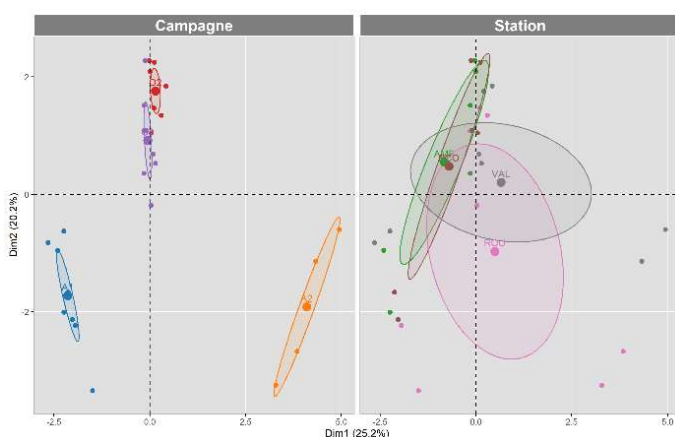


Figure 14 : Analyse Factorielle Multiple (AFM) des concentrations en pesticides pour les 4 stations lors des campagnes estivales (A1 en été 2023, et A2, O2 et O3 en été 2024).

Les concentrations cumulées en pesticides (en ng/g par jour) mesurées sont similaires entre les stations lors des campagnes O2 et O3 avec des teneurs plus fortes lors de O2, et une légère augmentation à Petit-Couronne lors de la campagne O3 [Figure 15]. La comparaison à la campagne A2 pour les stations Val-des-Leux et Rouen montre une augmentation des teneurs en métabolites (+67 % et +98 % respectivement), herbicides (+36 % et +73 %) et substances inapprouvées (+30 % et +59 %), alors que les fongicides diminuent (-56 % et -51 % respectivement). Entre les deux campagnes Orage de l'été 2024, les concentrations cumulées sont bien plus faibles en O3 par rapport à O2, du fait d'une diminution notable en herbicides et substances inapprouvées (de -49 % à -69 %).

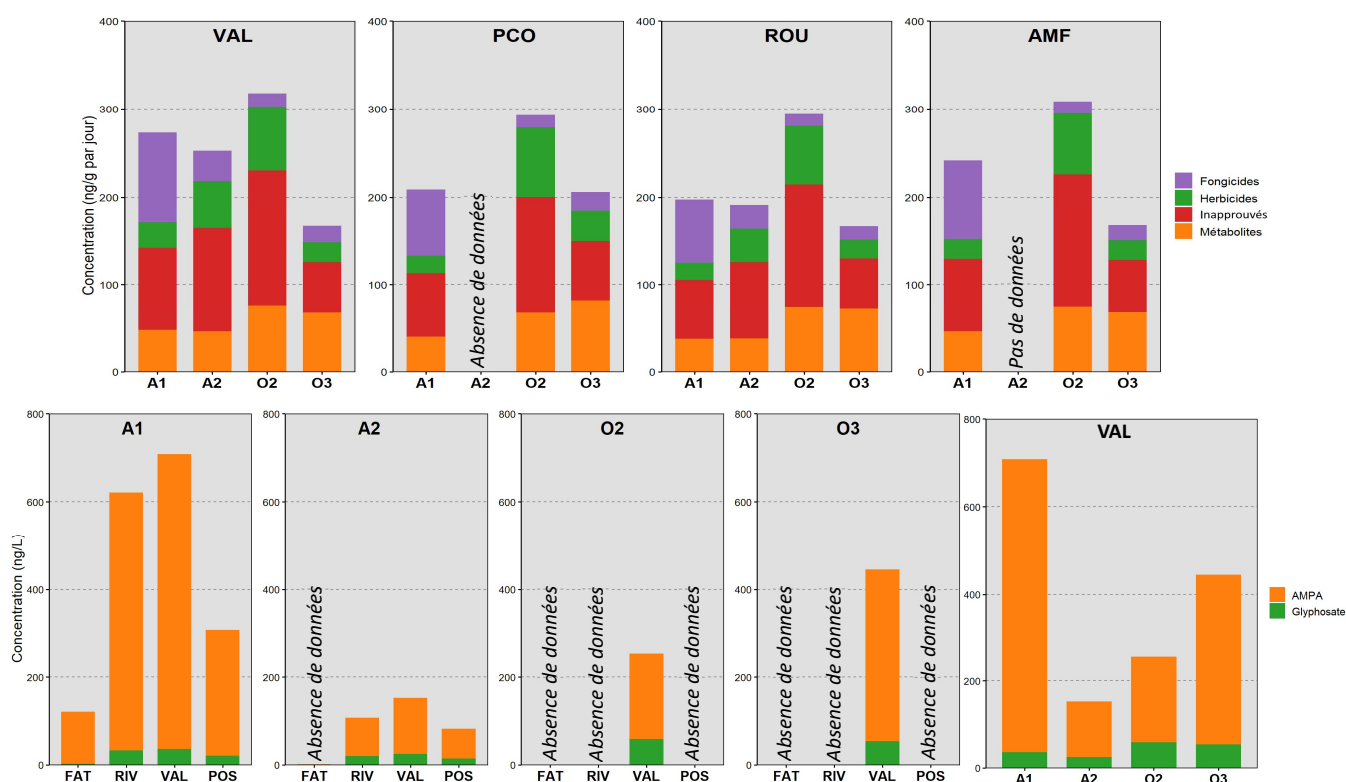


Figure 15 : Concentrations cumulées des pesticides (en ng/g par jour) (en haut) du glyphosate et de l'acide amino-méthyl-phosphonique (AMPA) (en ng/L) (en bas) sur les stations du secteur de Rouen (Amfreville (AMF), Rouen (ROU), Petit-Couronne (PCO) et Val-des-Leux (VAL)) lors des campagnes Orage O2 (juillet 2024) et O3 (août 2024) et Ambient A1 (juillet-août 2023) et A2 (juillet 2024).

Les concentrations en **glyphosate et l'acide amino-méthyl-phosphonique (AMPA)** sont présentées directement en ng/L [Figure 15]. Les membranes spécifiques POCIS ont été déployées sur les stations de Poses, Val-des-Leux, Rives-en-Seine et Fatouville sans faire de focus sur les stations intermédiaires de la boucle de Rouen. Aussi, lors des campagnes Orage, seule la station de Val-des-Leux a été équipée pour ces mesures, ce qui permet d'y étudier la variabilité temporelle des résultats.

Au niveau spatial, les campagnes A1 (juillet-août 2023) et A2 (juillet 2024) permettent de mettre en évidence une augmentation importante des concentrations entre Poses et Val-des-Leux pour le glyphosate (+72 % en A1 et +70 % en A2) et l'AMPA (+134 % en A1 et +88 % en A2), suivi d'une diminution entre Val-des-Leux et Rives-en-Seine (-8% A1 et -18% A2 pour le glyphosate, et -12% A1 et -32% A2 pour l'AMPA) [Figure 15]. Enfin, les concentrations en glyphosate sont très faibles à l'embouchure de la Seine (2,5 ng/L en A1 et 0,07 ng/L en A2) et particulièrement en A2 pour l'AMPA (118 ng/L en A1 et 1,5 ng/L en A2). Ces résultats suggèrent donc qu'il y a des apports significatifs de ces molécules entre le barrage de Poses et l'aval de la boucle de Rouen, qu'il n'y a pas d'apports significatifs dans le secteur des plaines humides et cultivées entre Val-des-Leux et Rives-en-Seine, et

une probable dilution expliquant leur faible concentration à Fatouville. Les plus fortes concentrations lors de la campagne A1 par rapport à A2 peuvent s'expliquer par le débit de la Seine plus fort en A2, qui a pu diluer les apports. Au niveau de la station de Val-des-Leux, des augmentations importantes des concentrations en glyphosate et AMPA ont été observées lors de l'orage O2 qui s'est produit pendant la campagne A2 (+138 % et +54 % respectivement), alors que seule l'AMPA a été introduit de façon plus importante entre les deux campagnes Orage O2 et O3 (+99 %).

Il est à noter que lors du suivi DCE dans l'eau entre juin 2023 et août 2024, une concentration à la station « Le Cailly à Canteleu », une concentration de 509 ng/L en glyphosate a été mesurée le 18/08/23, soit 9 jours après la campagne A1, alors que les autres résultats sur cette période sont inférieurs à la limite de quantification (15 ng/L), y compris en AMPA et à la station « Le Robec à Rouen 2 » [source données AESN, 2023]. Il y a donc vraisemblablement eu des apports en glyphosate de l'affluent Le Cailly vers la Seine en août 2023, sans qu'un lien de cause à effet puisse être fait avec les résultats de la campagne A1.

c. Substances pharmaceutiques dans l'eau

Pour les substances pharmaceutiques, stimulants (caféine, nicotine) et métabolites, un total de 92 molécules a été recherché, dont 60 (soit 65 %) ont des résultats exploitables lors des campagnes estivales, parce que les concentrations des autres substances étaient inférieures à la limite de quantification du laboratoire d'analyse.

Parmi les résultats exploitables [Tableau 6], 10 molécules sont des métabolites (soit 17 %), 8 sont des antalgiques, 8 sont des antibiotiques (soit 13 % chacun), 6 sont des antidépresseurs, 6 sont des bêtabloquants (soit 10 % chacun). Ainsi, les stimulants (caféine et nicotine) ont été quantifiés systématiquement lors des campagnes estivales, ainsi que 83 % des bêtabloquants, et 70 % des métabolites. Toutes campagnes estivales et catégorie confondues, les trois molécules dont les concentrations moyennes (en ng/g par jour) étaient les plus fortes sont les : irbesartan (anti-hypertenseur), oxazépam (anxiolytique), et 10,11-dihydroxy-carbamazépine (métabolite). La liste des trois molécules les plus abondantes par catégorie est présentée dans le [Tableau 6].

Tableau 6 : Bilan du nombre total et du taux de molécules de substances pharmaceutiques, stimulants et métabolites quantifiés à 100 % et à plus de 50 %, et liste des trois molécules par famille dont les concentrations moyennes (en ng/g par jour) sont les plus fortes lors des campagnes estivales (A1 en été 2023, et A2, O2 et O3 en été 2024), et globalement (en gras).

	Nombre quantifiées	Quantifiées à 100 %	Quantifiées > 50 %	Liste des 3 molécules les plus abondantes (3 majoritaires en gras)
Antalgiques	8	50 %	63 %	Tramadol, Kétoprofène, Paracétamol
Anesthésiques	3	67 %	67 %	Mépivacaine, Prilocaine, Bupivacaine
Antibiotiques	8	50 %	63 %	Sulfamethoxazole, Isoquinoline, Triméthoprim
Anticancéreux	3	0 %	0 %	Cytarabine, Cyclophosphamide, Ifosfamide
Anticonvulsivants	3	67 %	67 %	Dilantin, Carbamazépine, Gabapentine
Antidépresseurs	6	33 %	33 %	Venlafaxine, Amitriptyline, Bromazépam
Anxiolytiques	3	0 %	33 %	Oxazépam , Lorazépam, Diazépam
Bêtabloquants	6	83 %	83 %	Sotalol, Atenolol, Propanolol
Stimulants	2	100 %	100 %	Caféine, Nicotine
Autres	8	25 %	50 %	Irbesartan (anti-hypertenseur) , Bezafibrate (Hypolipidémiant), Levamisole (Antiparasitaire)
Métabolites	10	70 %	90 %	10,11-dihydroxy-carbamazépine , O-desmethylvenlafaxine, O-demethyltramadol
TOTAL	60			

Les niveaux de concentrations cumulées (en ng/g par jour) mesurés lors de la campagne A1 étaient plus élevés à la station Amfreville (AMF) par rapport à Rouen (ROU), avec une légère augmentation entre Rouen et Petit-Couronne (PCO) [Figure 16]. Entre AMF et ROU, une diminution des concentrations cumulées a été observée pour les antidépresseurs (notamment venlafaxine (-57 %)), les anesthésiques (notamment mepivacaine (-55 %)) et l'anti-hypertenseur irbesartan (-43 %). Les plus fortes concentrations cumulées ont été observées lors de la campagne O2 au point Petit-Couronne, les plus importantes augmentations par rapport à O3, étant attribuées aux six molécules suivantes : kétoprofène et paracétamol (antalgiques, x45 et x32), irbesartan (anti-hypertenseur catégorie Autres, x5), caféine (stimulant, x4), 10,11-dihydroxy-carbamazépine et O-demethyltramadol (métabolites, x4). Il est à noter, que, bien que présent à de bien moindres concentrations que les molécules ci-dessus, la mepivacaine (anesthésique) a aussi augmenté drastiquement (x10) lors de cette campagne.

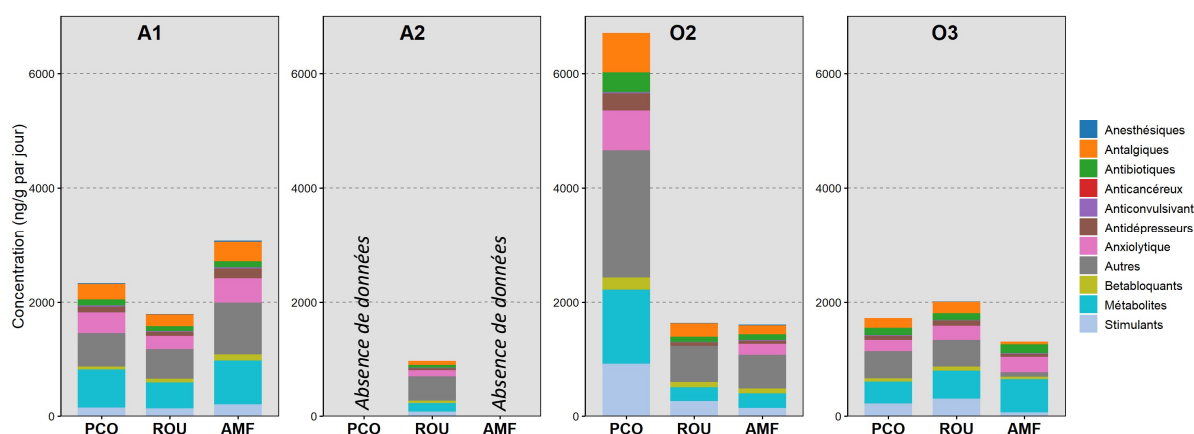


Figure 16 : Concentrations cumulées en substances pharmaceutiques, stimulants et métabolites (en ng/g par jour) sur les 3 stations échantillonnées (Petit-Couronne (PCO), Rouen (ROU) et Amfreville (AMF)) lors des campagnes Orage O2 (juillet 2024) et O3 (août 2024) et Ambient A1 (juillet-août 2023) et A2 (juillet 2024).

Les mesures des métaux « labiles », des pesticides et des substances pharmaceutiques dans l'eau ont donc permis de mettre en évidence l'impact des orages sur la qualité de l'eau de la Seine en été au niveau de la boucle rouennaise. Pour les pesticides, les orages ont particulièrement eu un impact sur les teneurs en métabolites et substances non approuvées, et l'irbesartan, l'oxazépam et des métabolites pour les substances pharmaceutiques.

3. Dans la matrice Biote

Afin de cibler les rejets associés aux eaux usées urbaines lors d'épisodes orageux, il a été proposé de s'intéresser à des contaminants de nature microbiologique, comme indicateur de contamination virale d'origine fécale. Les premiers résultats du projet avaient permis d'identifier l'indicateur de contamination virale d'origine fécale comme le marqueur le plus informatif sur l'impact d'un événement orageux sur la qualité de la Seine. Aussi, les résultats de l'indicateur microbiologique sont présentés en premier lieu, afin de proposer des scénarii sur les effets des événements orageux sur la qualité de la Seine *via* des rejets de déversoirs, puis les conséquences potentielles sur la qualité chimique et la toxicité des masses d'eau dans les dreissènes ont été évaluées.

a. Contamination microbiologique

Les bactériophages ARN F-spécifiques (FRNAPH) infectieux sont des phages à ARN F-spécifiques, utilisés comme indicateurs de contamination virale d'origine fécale dans les eaux. Leur résistance accrue dans l'environnement, leur détection accessible par une méthode standardisée et leur capacité à indiquer une pollution récente fait qu'ils sont utilisés pour la surveillance de la qualité des eaux, notamment dans les systèmes de traitement des eaux usées et les eaux récréatives. Leur présence dans l'environnement peut notamment informer sur la présence d'autres virus entériques pathogènes pour l'Homme, tels que les norovirus. Durant la période estivale, les concentrations en FRNAPH infectieux mesurées dans les organismes exposés aux masses d'eau continentales sont généralement faibles (d'absence à 50 UFP/g), étant donné que la persistance de bactériophages est dépendante de la température. Ainsi, des concentrations plus élevées peuvent traduire une contamination fécale d'origine virale récente. Les concentrations en FRNAPH infectieux pour des deux campagnes orage sont présentées en [Figure 17].

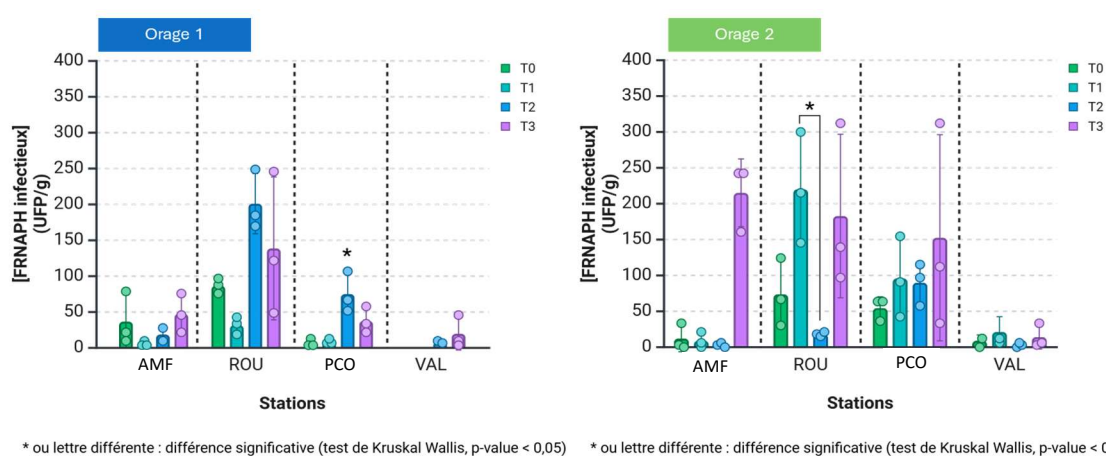


Figure 17 : Représentation graphique des concentrations en FRNAPH infectieux (en UFP/g de glande digestive) en fonction des temps de prélèvement (T0, T1, T2, T3) et des stations (AMF, ROU, PCO, VAL) pour la campagne orage 1 (été 2023) et la campagne orage 2 (été 2024) (n=3).

Pour la première campagne orage (été 2023), dès le T0 des FRNAPH infectieux ont été détectés, notamment aux stations les plus proches des déversoirs d'orage que sont AMF et ROU, avec à ROU des concentrations moyennes mesurées plus élevées, ce qui peut indiquer une pression fécale sur cette station (rejet STEU) [Figure 17]. Pour la station de PCO, les FRNAPH infectieux ont été détectés à de très faibles concentrations et à la station encore plus en aval, VAL, l'indicateur n'a pas été détecté au temps T0. Cela traduit une pression au niveau de Rouen dont la dilution entraîne une perte de signal aux stations plus aval. A T1, une tendance similaire est observée avec des concentrations plus faibles. Bien qu'un petit épisode pluvieux ait eu lieu entre T0 et T1, avec un déversement peu marqué, il semblerait qu'il n'y ait pas eu d'impact sur la contamination en FRNAPH infectieux de la Seine car aucun pic n'a été observé ou que l'impact n'ait pas été important et donc plus visible 3 jours après. Au temps de récupération T2, juste après l'événement orageux significatif (volumes déversés), aucune augmentation de la concentration en FRNAPH infectieux n'est observée au site le plus en amont, AMF. En revanche, un pic de contamination important est observé à ROU avec une concentration moyenne de 200 UFP/g dans les organismes. Ce pic traduit que les déversements proviennent probablement en majorité des déversoirs situés entre AMF et ROU. La concentration en FRNAPH à T2 diminue à la station de PCO et les FRNAPH sont juste détectés une fois à VAL. Cette observation renseigne sur le phénomène de dilution de l'impact des déversements qui se sont produits en amont de ROU. Au dernier temps de prélèvement T3, presque un mois après T2, nous observons un schéma similaire à celui de T2, mais moins marqué, pouvant être associé aux événements pluvieux survenus deux jours avant.

Concernant la campagne orage 2 (été 2024), les FRNAPH sont quantifiés à T0 que sur les stations ROU et PCO traduisant l'influence de l'agglomération (incluant la STEU) [Figure 17]. A T1, juste après plusieurs jours de pluies et déversements, un signal élevé en FRNAPH est mesuré à ROU puis un gradient est observé pour les stations plus aval. L'absence de signal à AMF souligne une absence de déversements via les déversoirs en amont de cette station. A T2, le signal en FRNAPH diminue fortement à ROU mais reste identique à la station PCO. L'absence de déversements entre ces deux dates renseigne sur i) l'influence, pour cette station du rejet de la STEU et ii) et sur le fait qu'en 1 semaine les organismes de ROU ont dépuré 90% de ce qu'ils avaient accumulés à la suite de l'orage mesuré en T1, ce qui est cohérent avec la littérature [Do Nascimento., 2024]. Enfin à T3, deux jours après des pluies et déversements, un signal en FRNAPH élevé est observé dès la station AMF puis un gradient principalement à ROU et PCO. Ce nouvel épisode orageux est clairement visible sur la contamination microbiologique de la Seine et souligne l'implication des déversoirs situés cette fois-ci en amont de AMF contrairement à l'épisode de T1.

b. Contaminants chimiques

Eléments traces métalliques

Les éléments traces métalliques (ETM) analysés dans les moules sont les suivants : mercure (Hg), cadmium (Cd), chrome (Cr), nickel (Ni), plomb (Pb), cuivre (Cu), zinc (Zn), aluminium (Al), argent (Ag), cobalt (Co), étain (Sn), fer (Fe) et manganèse (Mn). Deux éléments n'ont jamais été quantifiés dans les organismes pour les deux campagnes orages, il s'agit de l'étain et de l'argent. Concernant les autres ETM, une analyse multifactorielle a été réalisée pour chaque campagne orage [Figure 18].

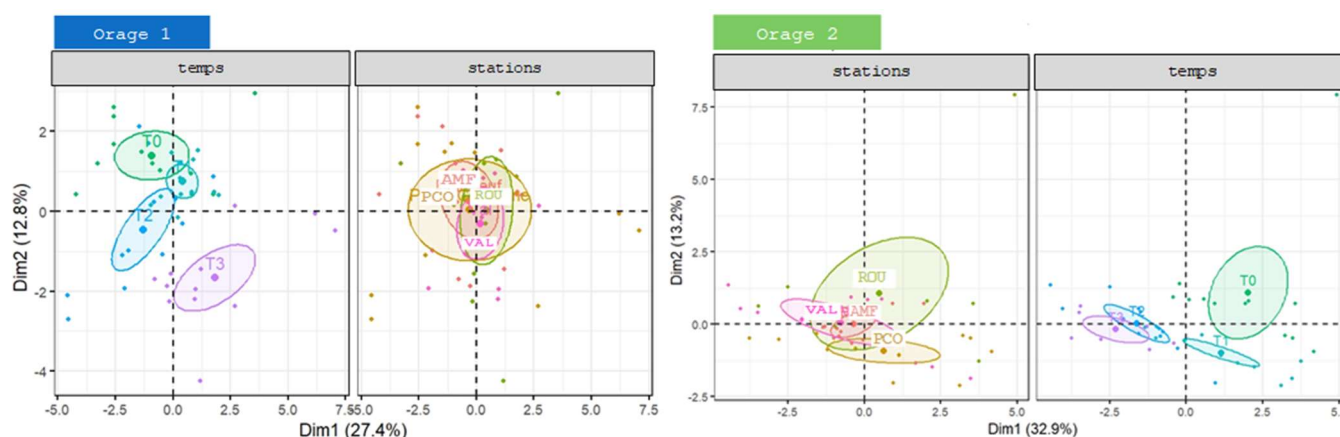
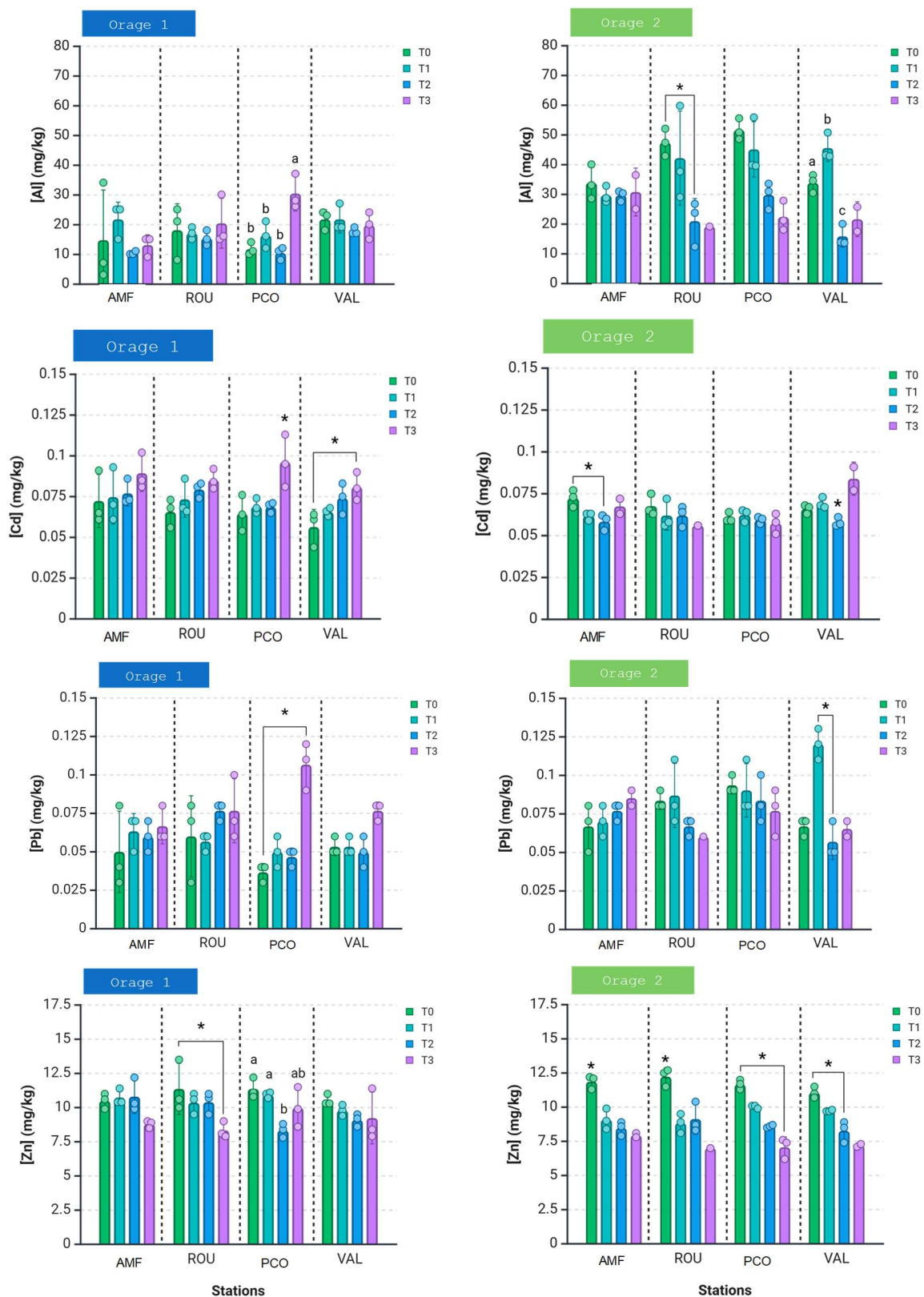


Figure 18 : Analyse multifactorielle des ETM (n=13) pour la campagne orage 1 (été 2023) et la campagne orage 2 (été 2024) suivant les temps de prélèvement (T0, T1, T2, T3) et les stations (AMF, ROU, PCO, VAL).

Les résultats mettent en évidence une distinction entre les différents temps de récupération des organismes pour les deux campagnes orages, signifiant que la concentration en métaux dans les dreissènes varie de façon temporelle. En effet, pour les deux MFA le temps T0 (niveau ambiant, témoin) apparaît distinct des autres temps. Cependant, aucune distinction spatiale n'est observée, ne mettant pas en évidence de gradient marqué de la contamination métallique dans les moules le long de la Seine pour les deux campagnes orages.

Afin d'illustrer ces résultats, les concentrations de quatre ETM (cadmium, zinc et plomb et aluminium), susceptibles d'être retrouvés dans le milieu aquatique après un orage, sont représentés en [Figure 19] en fonction des temps de prélèvement et des stations pour les deux campagnes orages.



* ou lettre différente : différence significative (test de Kruskal Wallis ou test ANOVA, p-value < 0,05)

* ou lettre différente : différence significative (test de Kruskal Wallis ou test ANOVA, p-value < 0,05)

Figure 19 : Représentation graphique des concentrations en aluminium, cadmium, plomb et zinc (en mg/kg de poids frais) en fonction des temps de prélèvement (T0, T1, T2, T3) et des stations (AMF, ROU, PCO, VAL) pour la campagne orage 1 (été 2023) et la campagne orage 2 (été 2024) (n=3).

Le **cadmium** a été quantifié dans l'ensemble des organismes exposés en Seine sur les deux campagnes orages avec une moyenne de 0,07 et 0,06 mg/kg pour la campagne orage 1 et la campagne orage 2, respectivement [Figure 19] alors que la concentration des dreissènes avant exposition est de 0,039 mg/kg. Lors de la campagne orage 1, les concentrations les plus faibles ont été mesurées chez les organismes prélevés à T0 tandis que les concentrations les plus élevées ont été relevées au temps T3 (soit un mois après le dernier événement orageux) ce qui n'est pas le cas pour la campagne orage 2. Une tendance à la diminution des concentrations au cours du temps est observable pour la campagne orage 2 pour AMF et ROU. D'un point de vue géographique, les résultats ne mettent pas en évidence de différence entre les stations, de la contamination en cadmium pour les deux campagnes orages. Ainsi, aucune variation significative des concentrations en cadmium n'est observable après les épisodes orageux pour les deux campagnes orages, soit après T2 et T3 et après T1 et T3 respectivement pour la campagne orage 1 et la campagne orage 2.

Concernant le **zinc**, il a été quantifié dans tous les échantillons des deux campagnes orages. Les concentrations moyennes sont proches, de 10 et 9,44 mg/kg pour la campagne orage 1 et la campagne orage 2 respectivement [Figure 19], alors que la concentration dans les dreissènes était de 8,7 mg/kg avant exposition. Une tendance temporelle similaire est observée durant les deux campagnes avec une diminution, significative pour quasiment toutes les stations, de la concentration en zinc. Ceci s'observe particulièrement pour la campagne orage 2. En effet, les concentrations maximales sont en moyennes de 12 mg/kg à T0 puis passent à 9-10 mg/kg pour T1 pour atteindre environ 7 mg/kg à la fin de l'exposition (T3). Cette baisse temporelle de la concentration en zinc apparaît significative uniquement aux stations de ROU et PCO pour la campagne orage 1. Tout comme pour le cadmium, les concentrations en zinc ne montrent pas de différence spatiale ni de modulation de la concentration en lien avec les événements pluvieux/orageux.

Le **plomb** a été quantifié dans tous les échantillons des deux campagnes orages. Les concentrations moyennes sont similaires, avec 0,06 mg/kg pour la campagne orage 1 et 0,08 mg/kg pour la campagne orage 2 [Figure 19] et de 0,015 mg/kg avant encagement. Les concentrations maximales lors de la campagne orage 1 sont observées à PCO où un pic notable est enregistré à T3 et pour la campagne 2, la concentration maximale est observée à T1 sur la station VAL. Cependant ce résultat est difficilement associable aux événements orageux étant donné l'absence de signal similaire à la station ROU à ces mêmes dates. À l'exception des quelques concentrations plus élevées, pouvant traduire des apports très localisés, les concentrations en Pb ne soulignent pas de gradient ou de différence inter-stations marquées.

Pour l'**aluminium**, la fréquence de quantification était de 100% pour les deux campagnes orages. Les concentrations mesurées dans les organismes entre les deux campagnes sont différentes [Figure 19]. En effet, la contamination en aluminium semble avoir augmenté entre l'été 2023 et l'été 2024, puisque les concentrations moyennes sont passées de 17 mg/kg à 33,4 mg/kg et étaient de 4,5 mg/kg avant encagement. Concernant la campagne orage 1 (été 2023), les concentrations ne varient pas significativement en fonction des temps de prélèvement à l'exception de T3 pour la station PCO. Concernant, la campagne orage 2 (été 2024), les stations montrent des profils de contamination en aluminium différents au cours du temps. La station la plus en aval AMF ne montre pas de variation durant l'exposition, avec une concentration moyenne d'environ 30 mg/kg. Les stations suivantes, ROU, PCO et VAL montrent une diminution progressive de la concentration en Al au cours du temps. Les résultats obtenus pour l'aluminium pour les deux campagnes orages ne mettent pas en évidence un impact des épisodes orageux sur la qualité de la Seine. Durant la campagne orage 2, une tendance similaire au Zn, et au Pb dans une moindre mesure, est observée, avec une diminution temporelle des concentrations (sauf à AMF).

Les différences observées entre les deux campagnes peuvent s'expliquer d'une part par des expositions différentes des organismes en lien avec les débits. D'autre part, la biologie des organismes peut évoluer au cours du temps (période supérieure à 1 mois d'exposition) avec des poids plus faibles en fin d'exposition (T2 et T3) qu'au début (T0 et T1) pour les deux campagnes orages. Par exemple, le nombre d'individus nécessaires pour obtenir environ 10 g de tissus mous (analyses chimiques) est de 23 organismes à T0 contre 35 individus à T3 (été 2023). Ainsi l'observation d'une évolution temporelle de la physiologie de la dreissène n'est pas surprenante pour des temps d'exposition assez longs (plus d'un mois). Cependant, en lien avec les objectifs du projet, et ayant utilisés des organismes similaires au début de l'expérimentation et sur une zone géographique resserrée, nous pouvons comparer les stations au cours du temps et constater que les événements orageux n'influencent pas de façon marquée la concentration de la Seine en ces ETM. L'apport possible en ces éléments dû à ce type d'évènement semble négligeable au vu des concentrations déjà présentes initialement (avant événement à T0).

Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques (HAP)

Les HAP mesurés dans les organismes sont les suivants : benzo(a)pyrène, benzo(g,h,i)pérylène, benzo(k)fluoranthène, indeno(1,2,3-cd)pyrène, fluoranthène, benzo(b+j)fluoranthène, benzo(a)anthracène, pyrène, benzo(e)pyrène, acénaphthylène, anthraquinone, chrysène, fluorène, acénaphtène, anthracène, naphthalène, phénanthrène et dibenzo(a,c)anthracène.

Durant la campagne orage 1 (été 2023), deux HAP n'ont jamais été quantifiés contre cinq HAP durant la campagne orage 2 (été 2024) : acénaphtène et dibenzo(a,c)anthracène ; et anthraquinone, fluorène, acénaphtène, naphthalène et dibenzo(a,c)anthracène, respectivement. De plus, le fluorène et le naphthalène n'ont été quantifiés qu'au premier temps T0 lors de la campagne orage 1. Concernant les autres HAP, une analyse multifactorielle a été réalisée pour chaque campagne orage [Figure 20].

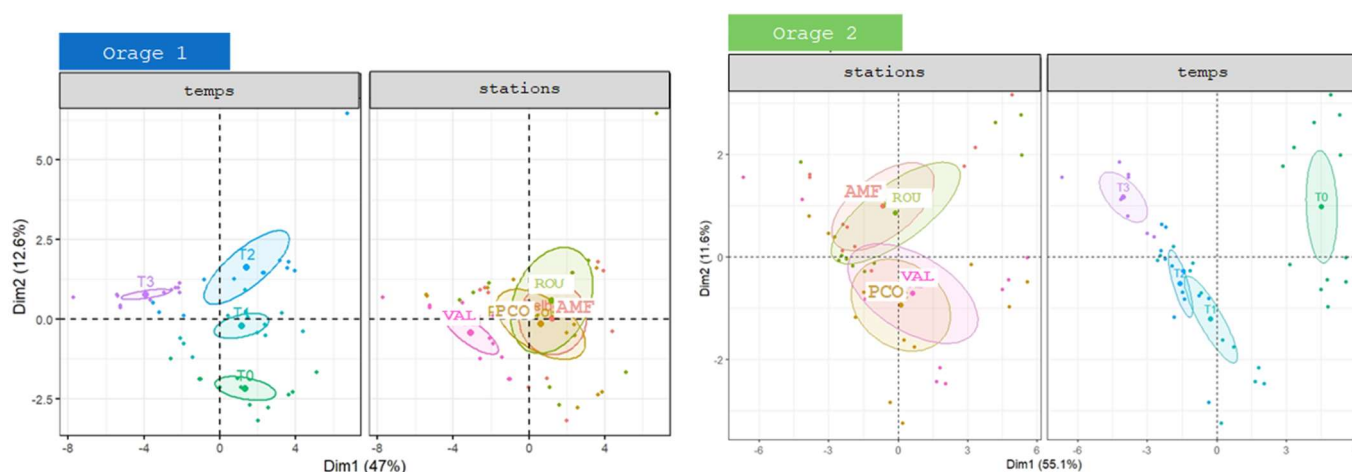


Figure 20 : Analyse multifactorielle des HAP (n = 18) pour la campagne orage 1 (été 2023) et la campagne orage 2 (été 2024) suivant les temps de prélèvement (T0, T1, T2, T3) et les stations (AMF, ROU, PCO, VAL).

Les résultats mettent en évidence une différence entre les différents temps de récupération des organismes pour les deux campagnes orages, signifiant que la concentration en HAP dans les dreissènes varie au cours du temps [Figure 21]. En effet, tous les temps de récupération apparaissent en groupe bien distinct les uns des autres, excepté pour le T2 et le T1 en été 2024 qui se chevauchent légèrement. De plus, pour les deux campagnes un gradient spatial est observé. Pour la campagne orage 1, seule la station de VAL, la plus en aval de la zone, est bien isolée des trois autres qui sont regroupées, signifiant des concentrations à cette station plus faibles que pour les autres stations. Pour la campagne orage 2,

deux groupes apparaissent sur la MFA avec dans le premier groupe les stations de ROU et AMF, et dans l'autre groupe les stations les plus à l'aval, PCO et VAL. Cette distinction est liée à des concentrations en HAP plus élevées à VAL et PCO à T1 par rapport aux stations amont. Cependant, lorsque l'on considère la somme des HAP, la différence spatiale (à T1) apparaît peu importante vis-à-vis des modulations des concentrations au cours du temps pour chacune des stations [Figure 21]. Les concentrations des dreissènes exposées sont bien supérieures à celles analysées juste avant l'encagement (2,4 µg/kg). Concernant la première campagne orage, les concentrations en HAP sont marquées par une décroissance temporelle (par rapport aux concentrations initiales mesurées à T0) et significative à T3 pour toutes les stations sauf pour la plus en aval. L'augmentation de la concentration en HAP sur la station ROU entre T1 et T2 est concomitante à l'évènement orageux, mais cette modulation est observée uniquement sur ce site, pour les autres stations les concentrations à T2 sont similaires à celles observées pour T1. Un gradient spatial amont-aval est mis en évidence à tous les temps avec des concentrations en HAP plus faibles en aval et particulièrement à la station VAL. Ces résultats soulignent un léger effet de l'agglomération de Rouen sur la contamination en HAP de la Seine, mais il est à noter que les concentrations sont déjà élevées à l'amont (AMF).

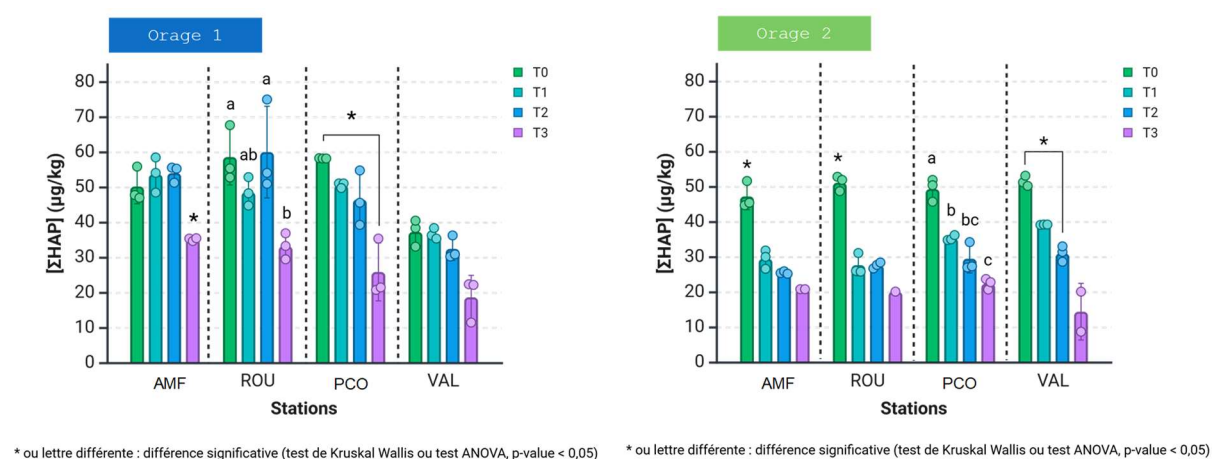


Figure 21 : Représentation graphique de la somme des concentrations en HAP (en µg/kg de poids frais) en fonction des temps de prélèvement (T0, T1, T2, T3) et des stations (AMF, ROU, PCO, VAL) pour la campagne orage 1 (été 2023) et la campagne orage 2 (été 2024) (n = 3).

Au sujet de la deuxième campagne orage, tout comme en été 2023 un gradient temporel significatif et très marqué est visible pour toutes les stations [Figure 21]. En effet, les concentrations diminuent de manière progressive au cours du temps avec des concentrations maximums mesurées à T0 (de façon concomitante à une augmentation forte des débits juste avant) tandis que les concentrations minimums sont déterminées à T3 et sont deux fois plus faibles qu'au début de l'exposition. En revanche, aucun gradient spatial clair n'est visible à l'exception de concentrations un peu plus élevées à T1 pour PCO et VAL. Ces résultats pourraient suggérer un apport localisé pour ces stations durant le premier évènement orageux. La concentration en HAP apparaît plus élevée à la première campagne orage avec en moyenne 44 µg/kg comparé à la concentration moyenne de 34 µg/kg pour la seconde campagne orage. Cela signifie que la contamination en HAP mesurée dans les moules exposées dans la Seine a diminuée entre l'été 2023 et l'été 2024. A l'exception de quelques tendances, et de façon similaire aux résultats concernant les ETM, les concentrations en HAP mesurées au niveau des dreissènes ne traduisent pas un effet marqué des déversements liés aux évènements orageux sur la contamination en HAP de la Seine. De façon similaire aux concentrations en ETM, les fluctuations temporelles des concentrations en HAP traduisent des différences de niveaux d'exposition des organismes au cours du temps.

Polychlorobiphényles (PCB)

Les congénères des PCB prospectés dans les organismes sont les suivants : PCB28, PCB52, PCB101, PCB138, PCB153, PCB180, PCB118. Les fréquences de quantification sont de 100% pour tous sauf le PCB28 qui a été quantifié dans 64% et 34% des échantillons pour la campagne orage 1 et la campagne orage 2, respectivement.

Une analyse multifactorielle de la somme des PCB ($n = 7$) a été réalisée [Figure 22]. Les résultats mettent en évidence une distinction nette entre tous les temps de prélèvement, pour les deux campagnes orages, signifiant que la concentration en PCB varie au cours du temps. A l'inverse, aucune différence entre les stations n'est observable, étant donné que ces dernières sont toutes regroupées dans la MFA, aussi bien pour la campagne orage 1 que pour la campagne orage 2.

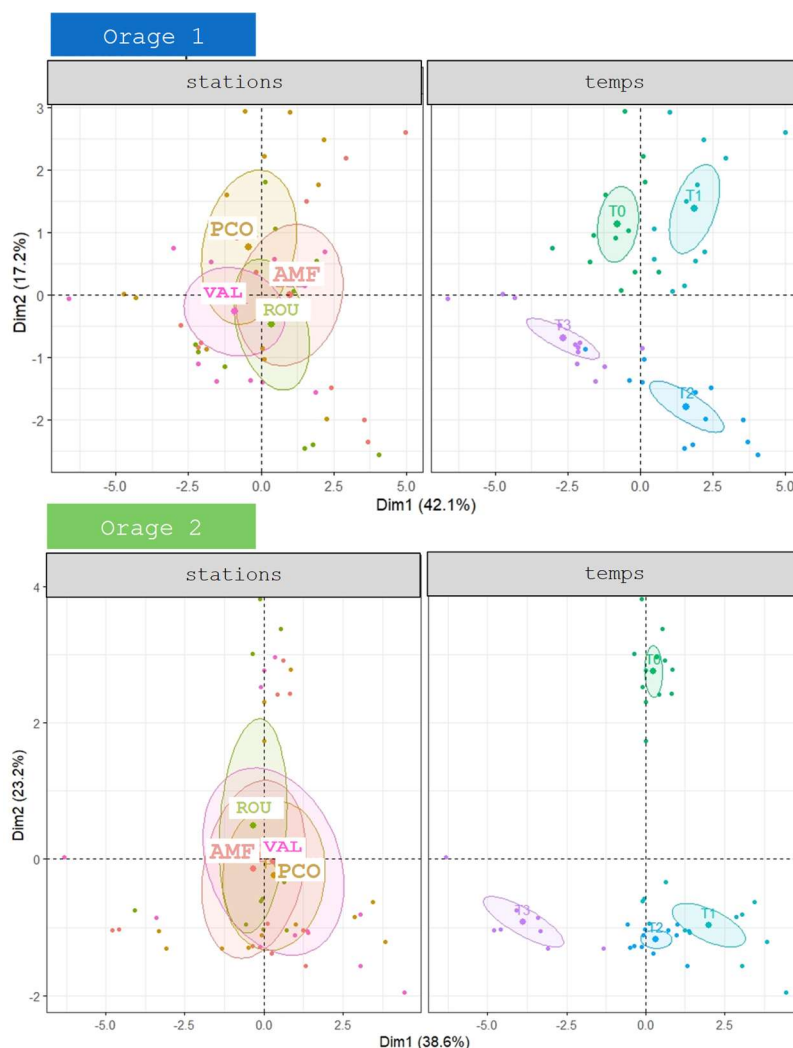


Figure 22 : Analyse multifactorielle des PCB ($n=7$) pour la campagne orage 1 (été 2023) et la campagne orage 2 (été 2024) suivant les temps de prélèvement (T0, T1, T2, T3) et les stations (AMF, ROU, PCO, VAL).

Les résultats concernant les concentrations de la somme des PCB selon les stations et les temps de prélèvement sont présentés en [Figure 23]. Pour la campagne orage 1, comme indiqué par la MFA, il n'y a pas de gradient spatial observable. En revanche, des différences temporelles, significatives pour ROU et VAL, sont observées à T1 et T2. Concernant la campagne orage 2, à l'instar de la première campagne, il n'y a pas de différences significatives entre les stations. Des différences significatives temporelles ont été soulignées, notamment aux stations les plus en aval, PCO et VAL. En effet, un pic de contamination est observable au temps T1 (par rapport au temps avant orage T0), juste après l'orage, alors que ce n'est pas le cas pour la station de ROU. Après ce pic, la concentration en PCB diminue progressivement à T2 puis à T3 jusqu'à atteindre des niveaux inférieurs à ceux avant orage. Pour les stations les plus en amont, AMF et ROU, il n'y a pas de pic de contamination après l'orage à T1, ni T2. Pour toutes les stations, au dernier temps d'exposition les concentrations ont en moyenne chuté d'un facteur deux par rapport au premier temps de récupération.

La concentration de la somme des PCB est plus importante lors de la campagne orage 1 avec en moyenne 25,1 $\mu\text{g/kg}$, par rapport à une concentration moyenne de 18 $\mu\text{g/kg}$ pour la campagne orage 2 ce qui dans les deux cas est très supérieur aux concentrations avant exposition (0,8 $\mu\text{g/kg}$). Ainsi entre les deux campagnes, une diminution de la contamination en PCB est mise en évidence, probablement en lien avec les débits très différents de la Seine.

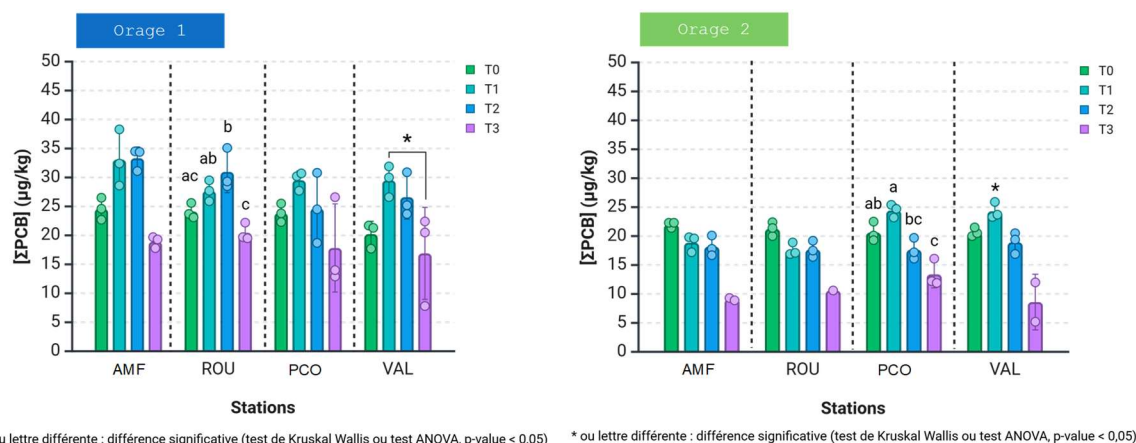


Figure 23 : Représentation graphique de la somme des concentrations en PCB (en $\mu\text{g/kg}$ de poids frais) en fonction des temps de prélèvement (T0, T1, T2, T3) et des stations (AMF, ROU, PCO, VAL) pour la campagne orage 1 (été 2023) et la campagne orage 2 (été 2024) (n=3).

Pesticides

Des pesticides ont également été analysés dans les organismes exposés, il s'agit de la pendiméthaline (un herbicide), du prosulfocarbe (un herbicide), du diflufénicanil (un herbicide) et du hexachlorobenzène (un fongicide, considéré comme polluant organique persistant aujourd'hui non approuvé en raison de sa toxicité et de sa persistance dans l'environnement). Le hexachlorobenzène n'a été quantifié dans aucun échantillon des deux campagnes orages. La pendiméthaline a été quantifiée dans 4% et 20% des échantillons, avec une concentration maximale de 0,59 et 0,72 $\mu\text{g/kg}$, pour la campagne orage 1 et la campagne orage 2, respectivement. En été 2023, 1/3 des échantillons contenaient des traces de cet herbicide aux stations de ROU et PCO et uniquement au premier temps de récupération T0. En été 2024, ce composé a été quantifié plus fréquemment mais toujours au temps de récupération avant orage (T0), dans tous les échantillons aux stations de VAL et ROU, dans 2/3 des échantillons à AMF et dans 1/3 des échantillons à PCO. Concernant le prosulfocarbe, il a été quantifié uniquement durant la première campagne en été 2023 et dans un seul des 48 échantillons testés. Il s'agit d'un échantillon récupéré au temps T1 à la station AMF, la plus en amont. En revanche, le diflufénicanil est le pesticide qui a été le plus quantifié dans les échantillons à une fréquence de 93% et 79% pour les campagnes orage 1 et orage 2, respectivement. Les concentrations en diflufénicanil pour les campagnes orages sont représentées dans la Figure 24, alors que la molécule n'est pas quantifiée dans les dreissènes avant exposition.

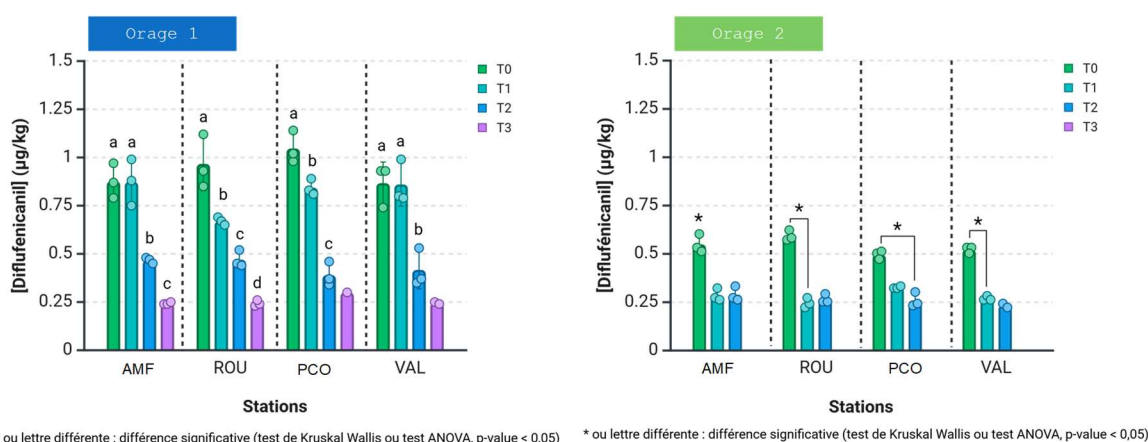


Figure 24 : Représentation graphique des concentrations en Diflufénicanil (en $\mu\text{g/kg}$ de poids frais) en fonction des temps de prélèvement (T0, T1, T2, T3) et des stations (AMF, ROU, PCO, VAL) pour la campagne orage 1 (été 2023) et la campagne orage 2 (été 2024) (n=3).

Pour la campagne orage 1, à chaque station, un gradient temporel de contamination significatif est visible avec des concentrations plus importantes aux premiers temps d'exposition (T0 et T1) avoisinant 1 µg/kg et des concentrations plus faibles après l'évènement orageux au temps T2 [Figure 24]. Ces concentrations diminuent d'avantage (en moyenne 0,25 µg/kg) un mois après au dernier temps de prélèvement (T3), avec seulement 1 et 2 répliques quantifiables (supérieurs à la LOQ) pour les stations de PCO et VAL, respectivement. Aucun gradient spatial de contamination n'est distinguable puisqu'à chaque temps les concentrations entre les stations sont semblables.

La campagne orage 2 met également en évidence un gradient temporel de contamination significatif à toutes les stations [Figure 24]. En effet, les concentrations les plus élevées sont observées au premier temps de récupération, soit à T0, avec des valeurs moyennes avoisinant 0,5 µg/kg. Au temps T1 cette valeur diminue de moitié à toutes les stations, puis reste stable à T2. En revanche au dernier temps de récupération T3, soit presque deux mois après le début de l'exposition, le diflufénicanil n'a plus été quantifié. Comme pour la première campagne, aucun gradient de contamination spatial n'est visible.

La contamination en diflufénicanil a diminué entre l'été 2023 et l'été 2024, où il a été moins fréquemment quantifié mais aussi où les échantillons présentaient des concentrations deux fois plus faibles. Une même tendance à la diminution en fonction du temps d'exposition est observable pour toutes les stations aux deux campagnes. Bien que le diflufénicanil peut être bioaccumulé, il est généralement considéré comme ayant une faible bioaccumulation par rapport à d'autres pesticides. Ainsi, il ne s'accumule pas de manière significative dans les tissus adipeux comme le feraient les PCB et les HAP, d'où les faibles concentrations retrouvées dans les organismes exposés en Seine. Le résultat observé pour le diflufénicanil n'est pas surprenant, étant donné qu'il s'agit d'un pesticide, il est plus probable que son origine dans la Seine soit dû à une pollution diffuse (*via* le lessivage des sols agricoles).

Au regard des évolutions temporelles des concentrations des composés analysés au sein des dreissènes pour les différentes stations et temps, la qualité de la Seine à Rouen est majoritairement liée à ce qui se passe en amont de la zone d'étude. Les orages, et déversements qui en résultent, ne semblent pas représenter un apport important dans les moules pour les composés chimiques analysés (métaux, HAP, PCB et pesticides) même si une influence peut être suggérée pour les PCB.

c. Biomarqueurs : IBR-T

Plusieurs biomarqueurs ont été analysés : biochimiques, intégrité de l'ADN et marqueurs de l'immunité. Les réponses de ces différents marqueurs ont été intégrées dans un indice (IBR-T) préalablement défini [Xuereb et al, 2023]. Concernant les biomarqueurs du métabolisme énergétique, neuf ont été analysés : l'amylase, la LDH, l'ALAT, l'ASAT, la lipase, le glucose, le cholestérol, les triglycérides et les protéines. Pour l'intégrité de l'ADN, le niveau d'altération de l'ADN des dhémocytes de dreissènes ainsi que la mortalité cellulaire ont été étudiés. Enfin, comme marqueurs de l'immunité, le taux de mortalité des hémocytes, le taux de capacité de ces derniers ainsi que l'avidité ont été déterminés.

Les IBR-T ont été représentés sous forme d'histogrammes et permettent d'évaluer l'impact environnemental à travers trois types de réponses biologique (énergie, immunité et génotoxicité) dans les Figure 25 et Figure 26 pour les campagnes orage 1 et orage 2. Ils sont aussi présentés sous forme de graphique type radar des biomarqueurs en Annexe 3, où l'aire formée par le polygone résultant du diagramme est utilisée pour quantifier le niveau global de stress environnemental.

Pour la campagne orage 1 [Figure 25], de façon générale, l'IBR-T est principalement représenté par les marqueurs du métabolisme énergétique, ce qui peut être lié en grande majorité à la saison d'exposition des organismes. De façon intéressante, à l'exception du T0, nous pouvons observer des IBR-T plus élevés dans la zone amont de la zone de l'étude (AMF, ROU, voire PCO), plus soumise à la pression des activités urbaines de l'agglomération de Rouen, que dans la zone aval (VAL). Des réponses immunitaires sont observées en début de campagne uniquement (T0 et T1). A l'inverse, une réponse de l'intégrité de l'ADN (génétoxicité) est enregistrée uniquement à T2 et T3 et notamment pour T2 (suite à un évènement orageux) sur les sites les plus soumis aux déversoirs d'orage. Ces résultats suggèrent l'arrivée de molécules génotoxiques avec ces évènements, molécules potentiellement non analysées au niveau des tissus des dreissènes.

Pour la campagne orage 2 [Figure 26], avec uniquement 3 temps de prélèvement (T0, T1 et T2) l'indice souligne à nouveau la part importante de la réponse liée aux marqueurs du métabolisme énergétiques pour les mêmes raisons qu'en 2023. Nous observons également une réponse immunitaire, majoritairement sur les stations amont de la zone étudiée, la plus soumise aux pressions urbaines. De façon très intéressante et concomitante à la campagne 2023, c'est au temps de prélèvement suivant l'épisode orageux (T1) que l'on observe un effet sur l'intégrité de l'ADN par la mesure de la génotoxicité. Cet effet disparaissant à T2, à l'exception de la station ROU, période sans évènement orageux après T1.

Ces résultats montrent que les orages, et déversements qui en résultent, semblent bien avoir eu un effet sur les moules mesuré grâce aux biomarqueurs et particulièrement des effets génotoxiques.



Figure 25 : Représentation graphique des valeurs d'IBR-T en fonction des temps de prélèvement (T0, T1, T2, T3) et des stations (AMF, ROU, PCO, VAL) pour la campagne orage 1 (été 2023).



Figure 26 : Représentation graphique des valeurs d'IBR-T en fonction des temps de prélèvement (T0, T1, T2) et des stations (AMF, ROU, PCO, VAL) pour la campagne orage 2 (été 2024).

III. Impact d'une crue sur la qualité de l'eau de la Seine

1. Caractérisation hydrométéorologique et physico-chimique de la crue

Le contexte hydrométéorologique des campagnes Crue est détaillé dans l'**Annexe 2**.

Comme pour les campagnes Orage, les dates et durées des campagnes Eau et Biote n'étant pas les mêmes, l'interprétation des données a été réalisée séparément à l'aide d'analyses en composantes principales afin d'identifier d'éventuelles corrélations entre des paramètres [Figure 27], et d'analyses factorielles multiples afin de mettre en évidence des différences significatives entre les stations et/ou les campagnes [Figure 28].

Lors des prélèvements de la campagne Biote, les données hydrométéorologiques présentent une corrélation négative faible entre le débit de la Seine et sa température, mais une corrélation positive significative entre les précipitations et les déversements [Figure 27]. Des résultats différents sont obtenus à partir des trois campagnes Eau/MES effectuées : les volumes totaux des déversoirs sont très significativement anti-corrélés au débit moyen de la Seine, la température est anti-corrélée aux précipitations totales à Rouen-Boos, et les volumes totaux des déversoirs sont corrélés aux précipitations totales mais de façon non significative [Figure 27]. Ces différences sont vraisemblablement dues au fait que la campagne Biote a été réalisée dans un même évènement, alors que les campagnes Eau ont été réalisées sur trois évènements différents. De plus, le débit est mesuré à Vernon, soit en amont de l'estuaire de la Seine, alors que les déversoirs sont situés dans le secteur de Rouen. L'absence de corrélation peut donc s'expliquer par ces différences géographiques, les précipitations étant hétérogènes entre le bassin versant en amont de Vernon et la station Rouen-Boos.

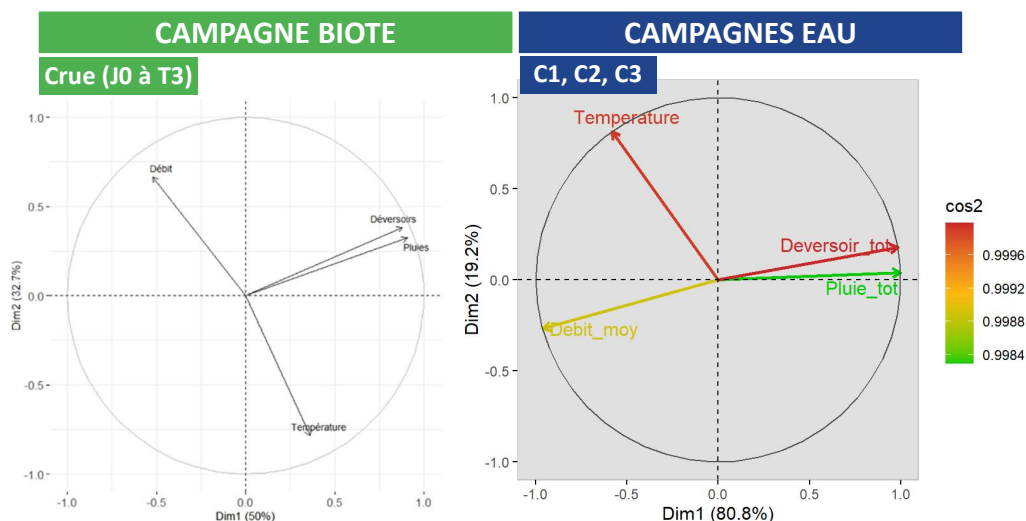


Figure 27 : Analyse en composante principale des paramètres hydrométéorologiques pour les campagnes Biote (Crue) et Eau/MES (C1 (novembre 2023), C2 (mars 2024) et C3 (avril 2024)).

Tout comme pour les campagnes orages, plusieurs paramètres physico-chimiques ont été déterminés : température (en °C), pH, conductivité réelle (en $\mu\text{S}/\text{cm}$), concentration en oxygène dissous « RDO » (en mg/L), fluorescence de la chlorophylle-*a* (RFU), turbidité (NTU), salinité (PSU) et solides totaux dissous (ppt). Pour les campagnes dans l'eau, les données physico-chimiques sont la température (en °C), la conductivité (en $\mu\text{S}/\text{cm}$), l'oxygène dissous (en mg/L) et la turbidité (en NTU). La [Figure 28] est une représentation des groupes de variables selon une AFM (Analyse Factorielle Multiple) distinguées d'une part selon les temps de récupération ou les campagnes et d'autre part selon les stations.

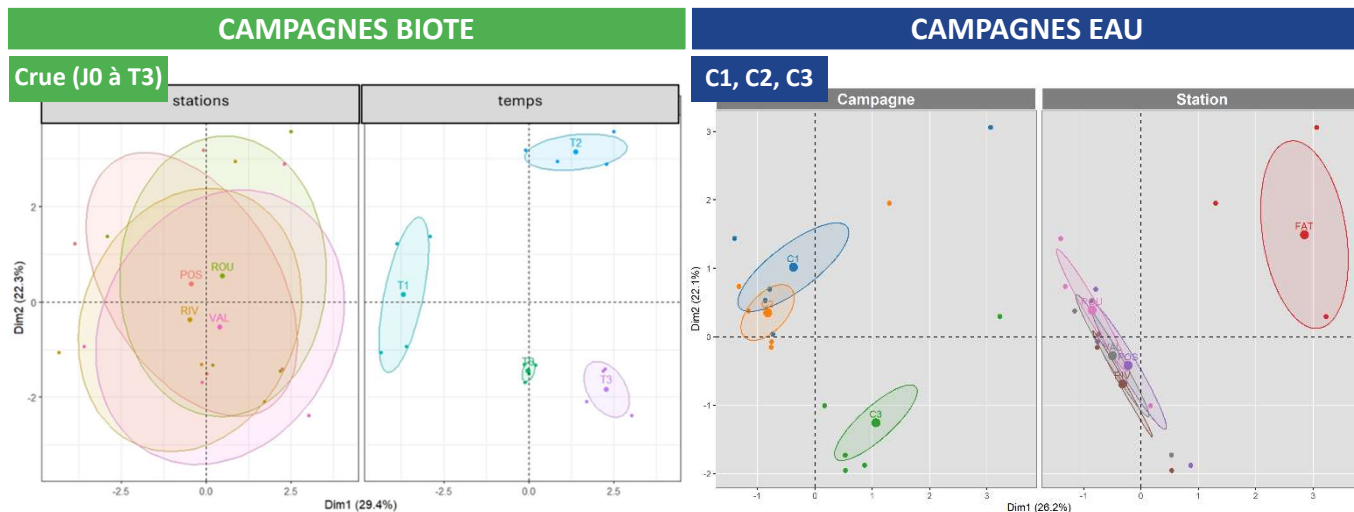


Figure 28 : Analyse multifactorielle des paramètres physico-chimiques pour les campagnes Crue dans le biote suivant les dates de dépôt (J0) et de prélèvement des dreissènes (T0, T1, T2, T3) et les stations (à gauche), et dans l'eau suivant les campagnes C1 (novembre 2023), C2 (mars 2024) et C3 (avril 2024) et les stations (à droite).

Pour la campagne Biote, l'AFM met en évidence des distinctions entre les temps de prélèvement alors que pour les stations, les groupes sont superposés [Figure 28]. Cela suggère que ces paramètres varient de manière temporelle, en lien avec les conditions hydrométéorologiques mais ne discriminent pas les stations les unes par rapport aux autres. Deux paramètres physico-chimiques ont montré des variations notables au cours du temps pouvant expliquer les résultats des AFM. Premièrement, la température diminue de manière progressive mais significative au cours du temps. Elle passe de 12°C en début d'exposition à 4°C en fin d'exposition. La turbidité semble également jouer un rôle puisqu'au temps T0,

bien qu'en début de crue selon les débits mesurés, la valeur moyenne à toutes les stations ne dépasse pas 2 NTU. En revanche, dès le T1, en période dite « crue », soit environ 10 jours plus tard, la turbidité augmente et atteint une valeur moyenne de 30 NTU. Cette augmentation de la turbidité peut être une conséquence de la crue qui entraîne une remise en suspension des sédiments. Le maximum de la turbidité est atteint à la station ROU (environ 37 NTU), tandis que c'est à VAL qu'est observée la turbidité la plus faible pour T1 (environ 25 NTU). Concernant le temps T2, presque deux mois après, à débit moyen similaire, la turbidité a diminué d'un facteur d'environ 1,5 pour chaque station. Elle suit un gradient spatial avec une turbidité maximale observée à la station de POS la plus en amont et une turbidité minimale observée à la station la plus en aval de RIV. Pour le dernier temps de prélèvement T3, en « début de décrue », deux tendances différentes sont observables. Les stations les plus en amont (POS et ROU) voient leur turbidité diminuer par rapport au temps précédent, en accords avec la diminution des débits mesurée indiquant une décrue. En revanche, les deux stations les plus en aval de VAL et RIV voient leur turbidité doubler par rapport à T2.

Pour les campagnes Eau/MES, l'AFM met en évidence des distinctions entre la campagne C3 et les campagnes C1 et C2, ainsi que spatialement entre la station Fatouville (FAT) et les autres stations [Figure 28]. La station Fatouville se démarque par le fait qu'elle est la plus influencée par les eaux côtières et le bouchon vaseux, avec une salinité moyenne de 3,0 (C3) à 8,8 (C1), et une turbidité entre 45,5 (C2) et 99 NTU (C1). Enfin, la campagne C3 présente les caractéristiques suivantes : une température plus élevée à toutes les stations (en moyenne +2,7°C), et une concentration en oxygène dissous plus faible (en moyenne -0,8 mg/L). Ceci est cohérent avec le fait que la campagne C3 a eu lieu au début du printemps (fin mars - mi-avril), avec des températures atmosphériques plus douces, et le fait que l'oxygène est moins soluble lorsque la température de l'eau augmente.

Les données physico-chimiques montrent des différences significatives entre les campagnes Crue pour les matrices Eau et Particulaire, et les temps de prélèvements pour la matrice Biote. Par contre, les stations ne se distinguent pas par ces paramètres, excepté la station Fatouville.

2. Dans la matrice Eau

a. Métaux « labiles » dans l'eau

Comme pour les campagnes Orage, les éléments traces métalliques (ETM) « labiles » mesurés dans la phase absorbante des DGT sont les suivants : cadmium (Cd), cobalt (Co), cuivre (Cu), fer (Fe), manganèse (Mn), nickel (Ni), plomb (Pb), et zinc (Zn). Il est à noter qu'aucun outil n'a pu être récupéré à Val-des-Leux lors de la campagne C2 car le mouillage s'était coincé. Tous ces ETM ont été quantifiés à chaque campagne Crue et chacune des quatre stations.

Les caractéristiques physico-chimiques de l'eau (température, conductivité, oxygène dissous, turbidité) et le débit pouvant contrôler la concentration en ETM « labiles », une analyse en composante principale (ACP) a tout d'abord été effectuée avec le calcul de la matrice de corrélation [Figure 29]. Les résultats montrent que les concentrations en Ni, Zn, Cu et Pb sont très significativement anti-corrélées avec le débit ; leur teneur a donc été diluée lorsque le débit augmente. De plus, des corrélations positives très significatives sont aussi observées entre certains métaux, comme Cd, Cu, Fe, Pb, Zn et Ni, et Mn avec Ni, Pb et Zn, ce qui suggère que leur présence est contrôlée par les mêmes processus.

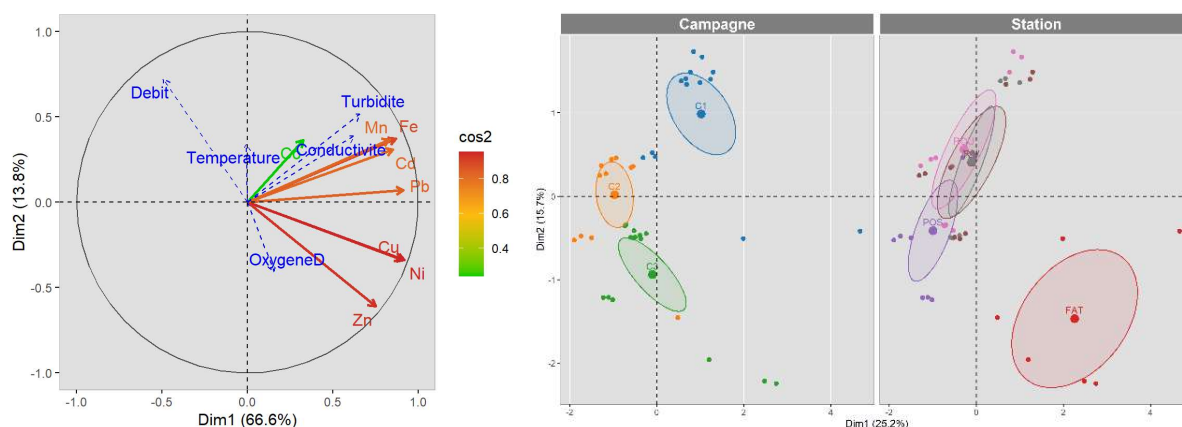


Figure 29 : Analyse en Composante Principale (ACP) des concentrations des 8 ETM « labiles » (en ng/L), du débit (en m³/s) et des paramètres physico-chimiques (température en °C, conductivité en µS/cm, oxygène dissous en mg/L et turbidité en NTU) en variables explicatives (à gauche) et premier plan de l'analyse Factorielle Multiple (AFM) des concentrations des 8 ETM « labiles » (à droite) pour les 4 stations lors des campagnes hivernales (C1 en novembre 2023, C2 en mars 2024 et C3 en mars-avril 2024).

L'analyse multifactorielle des concentrations en ETM « labiles » [Figure 29] montre que, malgré la dispersion des données, les trois campagnes (C1, C2, C3) sont significativement différentes entre elles. De plus, les résultats révèlent une certaine hétérogénéité spatiale des résultats, les stations de Val-des-Leux (VAL) et Fatouville (FAT) étant éloignées de Poses (POS), Rouen (ROU) et Rives-en-Seine (RIV) qui sont rapprochées dans le premier plan de l'analyse factorielle, et toutes les stations étant bien distinctes dans le deuxième plan, sans gradient apparent.

Afin d'illustrer l'impact de la crue sur la qualité de l'eau vis-à-vis des ETM, les concentrations cumulées en métaux à chaque station sont présentées en fonction des campagnes hivernales (C1, C2, C3) [Figure 30]. De plus, les résultats des tests de comparaison des moyennes post-hoc HSD de Tukey effectués après une ANOVA pour les concentrations des ETM sont présentés dans le [Tableau 7].

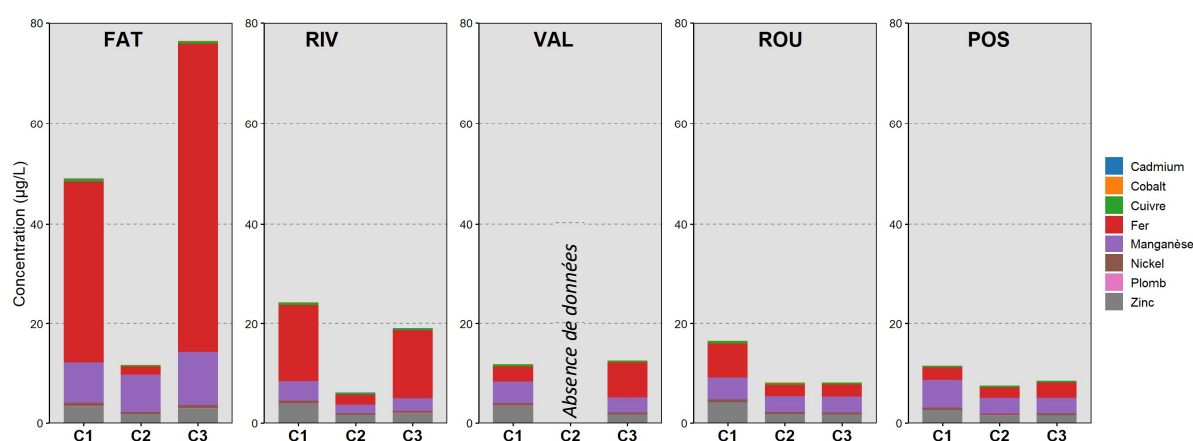


Figure 30 : Concentrations cumulées des 8 ETM « labiles » (en µg/L) sur les 5 stations (Fatouville (FAT), Rives-en-Seine (RIV), Val-des-Leux (VAL), Rouen (ROU), Poses (POS)) lors des campagnes hivernales C1 (novembre 2023), C2 (mars 2024) et C3 (mars-avril 2024).

Bien que les concentrations cumulées mesurées à Fatouville lors de la campagne C3 aient été très élevées, la moyenne des niveaux cumulés est relativement similaire entre les campagnes C1 et C3 (23 et 25 µg/L respectivement) et bien plus forte que celle de la campagne C2 (8,2 µg/L) [Figure 30]. Cela peut être dû au fait que la remontée en débit n'a pas été échantillonnée pour la campagne C2, qui a

débuté alors que le débit était maximum, contrairement aux campagnes C1 et C3 [Figure 30]. Un gradient continu croissant de l'amont vers l'aval est mis en évidence entre Poses (POS) et Fatouville (FAT) dans la campagne C3, avec des contributions plus fortes en fer à partir de Val-des-Leux (VAL) et aussi en manganèse à Fatouville. Ce gradient est plus perturbé lors de la campagne C1, avec des concentrations plus fortes à Rouen notamment en fer, cobalt, plomb et cadmium par rapport à Poses, et en fer par rapport à Val-des-Leux. Enfin, la campagne C2 est plus atypique, les concentrations cumulées étant encore légèrement plus fortes à Fatouville, notamment du fait du manganèse, avec un minimum à Rives-en-Seine, et des niveaux légèrement plus élevés à Rouen par rapport à Poses.

Le maximum des concentrations cumulées est observé à Fatouville pour les trois campagnes [Figure 30], avec un total de 76 µg/L lors de C3, 49 µg/L en C1 et 12 µg/L en C2 très majoritairement dues aux concentrations en fer, cependant il n'y a aucune différence significative entre les trois campagnes car les teneurs en ETM étaient très fluctuantes entre les répliquats des DGT [Tableau 7]. Pour les stations de Poses, Rouen et Rives-en-Seine, les concentrations cumulées les plus faibles ont été mesurées lors de la campagne C2, et les plus fortes pour C1, avec des différences très significatives pour le cobalt et le manganèse à Poses, le cuivre à Rouen, et le nickel et le zinc à ces deux stations [Tableau 7].

Tableau 7 : Bilan des ETM ayant présenté des concentrations significativement plus élevées lors des campagnes hivernales C1 (novembre 2023), C2 (mars 2024), C3 (mars-avril 2024) Test post-hoc HSD (Honestly Significant Difference) de Tukey : * ⇔ p-value < 0,05 ; ** ⇔ p-value < 0,01 ; *** ⇔ p-value < 0,001.

	Fatouville		Rives-en-Seine		Val-des-Leux	Rouen		Poses	
	C1 vs C2	C1 vs C3	C1 vs C2	C1 vs C3	C1 vs C3	C1 vs C2	C1 vs C3	C1 vs C2	C1 vs C3
Cadmium			*						
Cobalt						C2 > C1 *		***	***
Cuivre			**	*	*	***	***	*	
Fer			*	*					
Manganèse			*	*				***	***
Nickel			**	**	**	**	*	***	**
Plomb			**	*	*				
Zinc			**	**	***	***	***	***	**

b. Pesticides dans l'eau

Pour les **pesticides (hors glyphosate et AMPA traités ci-dessous)**, un total de 227 molécules a été recherché, dont 83 (soit 36,5 %) ont des résultats exploitables lors des campagnes hivernales, que ce soit parce que les autres substances n'ont pas été recherchées à chaque campagne, ou parce que leurs concentrations étaient inférieures à la limite de quantification du laboratoire d'analyse.

Tableau 8 : Bilan du nombre total et du taux de molécules de pesticides quantifiées à 100 % et à plus de 50 %, et liste des trois molécules par famille dont les concentrations moyennes (en ng/g par jour) sont les plus fortes lors des campagnes hivernales (C1, C2 et C3), et globalement (en gras).

	Nombre quantifiées	Quantifiées à 100 %	Quantifiées > 50 %	Liste des 3 molécules les plus abondantes (3 majoritaires en gras)
Fongicides	15	40 %	60 %	Tébuconazole, Azoxystrobine, Boscalid
Herbicides	22	41 %	64 %	Chlortoluron, Propyzamide, Fluthiamide
Inapprouvées	34	50 %	65 %	Métolachlore, Atrazine, Diuron
Métabolites	12	58 %	83 %	Hydroxyatrazine, Desethylatrazine (DEA), Terbutylazine-2-hydroxy
TOTAL	83			

Parmi ces résultats, 34 molécules ne sont plus approuvées pour un usage agricole au moment de la rédaction de ce rapport (source portail ANSES e-phytosanitaire, ephy.anses.fr) (soit 41 %), 22 sont des herbicides autorisés (soit 27 %), 15 sont des fongicides autorisés (soit 18 %) et 12 sont des métabolites (soit 14 %) [Tableau 8]. Ainsi, 58 % des molécules de métabolites ont été quantifiées systématiquement lors des campagnes estivales, 50 % pour les molécules inapprouvées, 41 % pour les herbicides et 40 % pour les fongicides. Toutes campagnes hivernales et catégorie confondues, les trois molécules dont les concentrations moyennes (en ng/g par jour) étaient les plus fortes sont des herbicides : chlortoluron, propyzamide et fluthiamide (identifiées en gras dans le Tableau 8).

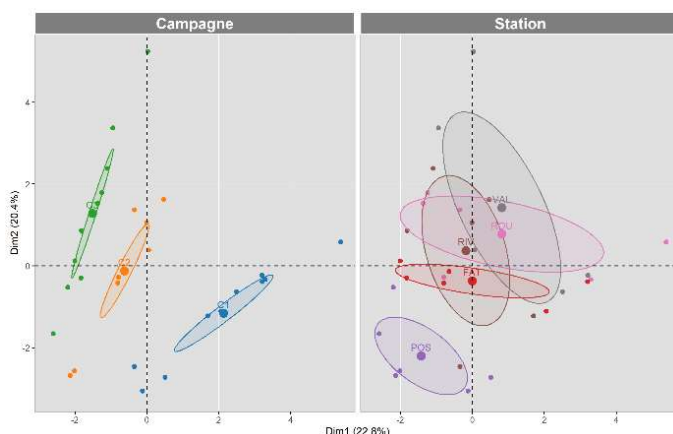


Figure 31 : Analyse Factorielle Multiple (AFM) des concentrations en pesticides pour les 4 stations lors des campagnes hivernales (C1 en novembre 2023, C2 en mars et C3 en mars-avril 2024).

L'analyse multifactorielle des concentrations en pesticides [Figure 31] montre que, les trois campagnes Crue (C1, C2 et C3) menées pendant l'hiver 2023-2024 étaient significativement différentes entre elles, et seule la station de Poses (POS) semble se distinguer des autres. En effet, les niveaux de concentrations cumulées en pesticides (en ng/g par jour) mesurés à Poses étaient les plus faibles lors des trois campagnes [Figure 32]. Le profil des concentrations cumulées ressemble à une cloche, comme, par exemple lors de la campagne C3, avec des concentrations minimales à Poses, qui augmentent jusqu'à Val-des-Leux, puis diminuent de nouveau jusqu'à l'embouchure à Fatouville. La campagne C1 montre cependant une augmentation nette entre Poses et Rouen pour toutes les catégories (métabolites +121 %, fongicides +107 %, inapprouvés +97 % et herbicides +73 %), ainsi qu'une augmentation entre Rives-en-Seine (RIV) et Fatouville (FAT) (+64 % fongicides, +53 % métabolites, +39 % herbicides et inapprouvés). Pour toutes les stations, excepté Rives-en-Seine, les concentrations maximales ont été mesurées lors de la campagne C1, pendant la première montée en débit de la Seine, avec des apports dans l'eau particulièrement en herbicides et substances non approuvées, probablement par le lessivage des sols. A Rives-en-Seine, la campagne C2 a eu le plus d'impact, avec notamment des apports en métabolites (+98 % par rapport à C1) et fongicides (+63 %).

Les concentrations en **glyphosate et acide amino-méthyl-phosphonique (AMPA)** lors des campagnes hivernales sont présentées directement en ng/L [Figure 32]. Les trois campagnes ne montrent pas les mêmes schémas d'évolution spatiale. Lors de la campagne C1 (novembre 2023) traçant la montée en débit de la Seine, les concentrations cumulées sont fortes à Poses et légèrement plus à Val-des-Leux (+29 % Glyphosate et +9 % AMPA), puis baissent notamment en AMPA (-38 %) à Rives-en-Seine, puis augmentent un peu à Fatouville, notamment en AMPA (+16 %). Les concentrations cumulées sont globalement bien plus faibles en C2 (moyennes 9,1 ng/L en glyphosate et 31 ng/L en AMPA) par rapport à C1 (moyennes 23 ng/L et 417 ng/L respectivement), et montrent des niveaux plus importants à Rives-en-Seine à la fois en glyphosate et AMPA. Les résultats de la campagne C3 sont intermédiaires du point de vue du total, avec des concentrations en glyphosate plus importantes (moyenne 34 ng/L) qu'en C1 et C2 et similaires entre Fatouville et Rives-en-Seine, et un minimum à Rives-en-Seine dû à l'AMPA (55 ng/L). Pour les stations de Poses, Rives-en-Seine et Fatouville interprétables en termes d'évolution temporelle, les résultats montrent des concentrations en glyphosate et AMPA plus faibles pendant la

campagne C2 notamment à Poses et Fatouville [Figure 32]. La campagne C1 montre des concentrations généralement plus importantes par rapport aux autres campagnes, excepté à Fatouville. Enfin, les concentrations en glyphosate sont plus fortes aux trois stations lors de la campagne C3 par rapport à C2, ce qui peut être dû au fait que celle-ci a eu lieu en mars-avril, ce qui correspond à la période idéale pour l'application de cette substance en agriculture.

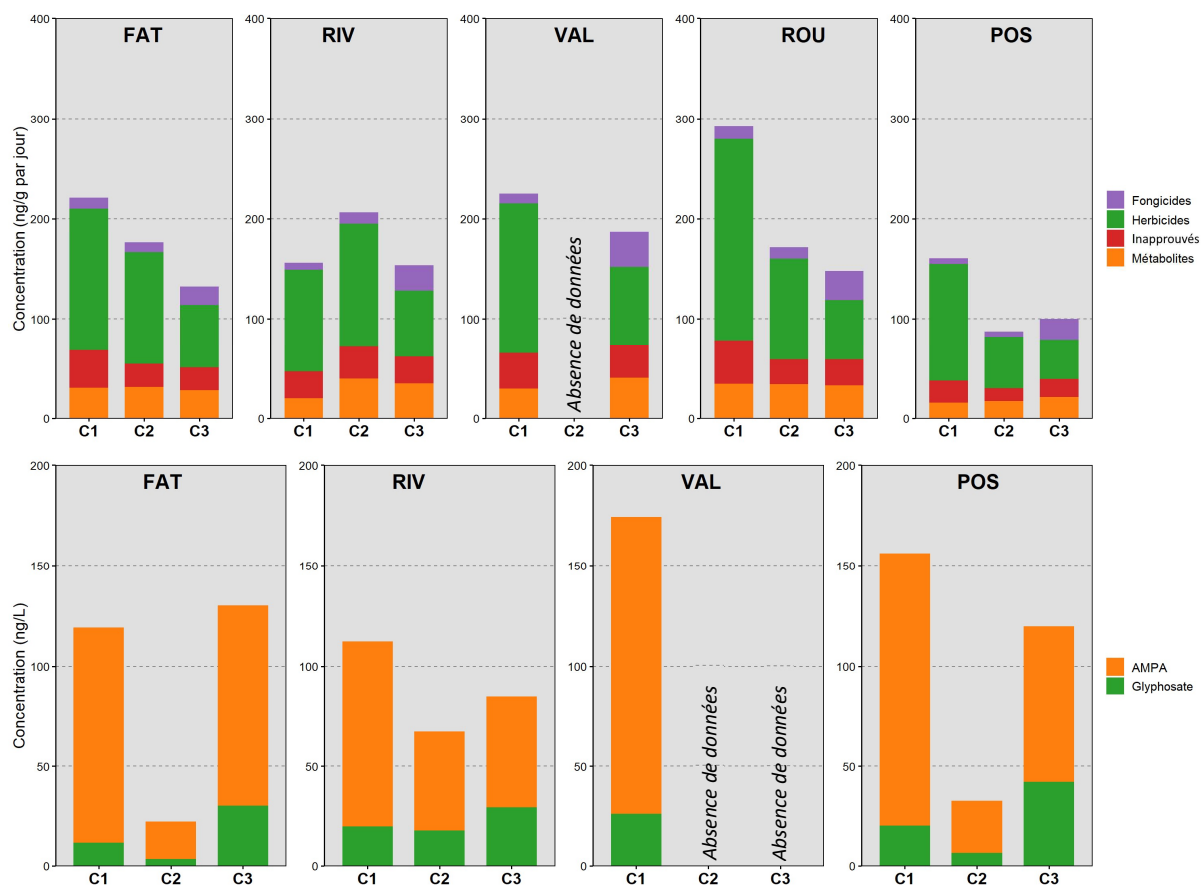


Figure 32 : Concentrations cumulées des pesticides (en ng/g par jour) (en haut) et du glyphosate et de l'acide amino-méthyl-phosphonique (AMPA) (en ng/L) sur les stations (Fatouville (FAT), Rives-en-Seine (RIV), Val-des-Leux (VAL), Rouen (ROU), Poses (POS)) lors des campagnes Crue C1 (novembre 2023), C2 (mars 2024) et C3 (mars-avril 2024).

c. Substances pharmaceutiques dans l'eau

Pour les substances pharmaceutiques, stimulants (caféine, nicotine) et métabolites, un total de 92 molécules a été recherché, dont 56 (soit 61 %) ont des résultats exploitables lors des campagnes hivernales, parce que les concentrations des autres substances étaient inférieures à la limite de quantification du laboratoire d'analyse. En hiver, seule la station de Rouen a été équipée d'une membrane pour l'analyse des substances pharmaceutiques.

Les résultats montrent que 10 molécules sont des métabolites (18 %), 9 sont des antibiotiques (16 %), 7 sont des antalgiques (12,5 %), 6 sont des bêtabloquants (11 %), 5 sont des antidépresseurs (9 %) [Tableau 9]. Ainsi, les stimulants (caféine et nicotine), anesthésiques, anticonvulsivants, anxiolytiques et métabolites ont été quantifiés systématiquement lors des campagnes hivernales. Toutes campagnes hivernales et catégorie confondues, les trois molécules dont les concentrations moyennes (en ng/g par jour) étaient les plus fortes sont les : irbesartan (anti-hypertenseur), caféine (stimulant), oxazépam (anxiolytique) (identifiées en gras dans le Tableau 9).

Tableau 9 : Bilan du nombre total et du taux de molécules de substances pharmaceutiques, stimulants et métabolites quantifiés à 100 % et à plus de 50 %, et liste des trois molécules par famille dont les concentrations moyennes sont les plus fortes à la station Rouen lors des campagnes hivernales (C1 en novembre 2023, C2 en mars et C3 en mars-avril 2024), et globalement (en gras).

	Nombre quantifiées	Quantifiées à 100 %	Quantifiées > 50 %	Liste des 3 molécules les plus abondantes (3 majoritaires en gras)
Antalgiques	7	86 %	100 %	Tramadol, Paracétamol, Kétoprofène
Anesthésiques	2	100 %	100 %	Mépivacaine, Prilocaine
Antibiotiques	9	67 %	67 %	Sulfamethoxazole, Triméthoprim, Isoquinoline
Anticancéreux	2	50 %	100 %	Cytarabine, Ifosfamide
Anticonvulsivants	2	100 %	100 %	Dilantin, Gabapentine
Antidépresseurs	5	80 %	100 %	Venlafaxine, Amitriptyline, Sertraline
Anxiolytiques	3	100 %	100 %	Oxazépam , Lorazépam, Diazépam
Bêtabloquants	6	100 %	100 %	Sotalol, Atenolol, Propanolol
Stimulants	2	100 %	100 %	Caféine , Nicotine
Autres	8	88 %	100 %	Irbesartan (anti-hypertenseur) , Bezafibrate (hypolipidémiant), Levamisole (antiparasitaire)
Métabolites	10	100 %	100 %	10,11-dihydroxy-carbamazepine, O-demethyltramadol, O-desmethylvenlafaxine
TOTAL	56			

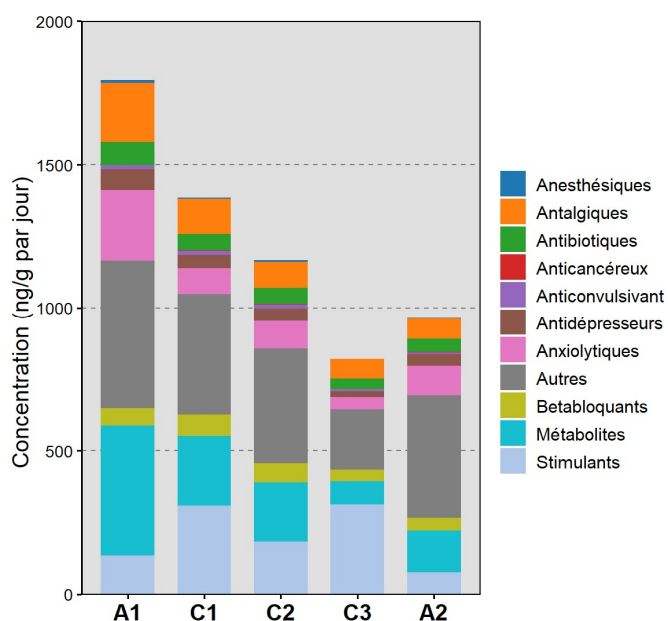


Figure 33 : Concentrations cumulées en substances pharmaceutiques, stimulants et métabolites (en ng/g par jour) à la station Rouen lors des campagnes hivernales (C1 en novembre 2023, C2 en mars et C3 en mars-avril 2024).

Les niveaux de concentrations cumulées (en ng/g par jour) mesurés à la station Rouen pendant les campagnes hivernales étaient les plus fortes pendant C1, puis diminuent en C2 et encore en C3 [Figure 33]. La diminution en C2 est notamment marquée par celle de la caféine, son métabolite la paraxanthine, et des antalgiques (paracétamol, kétoprofène, phénazone) dont la concentration est divisée par deux à trois, même si elle est partiellement compensée par l'augmentation d'autres substances, dont la nicotine et le triméthoprim (antibiotique). La diminution en C3 est, quant à elle, marquée par des concentrations plus faibles notamment en nicotine (stimulant), 10,11-dihydroxy-carbamazepine et anhydro-erythromycin-A (métabolites), mepivacaine (anesthésique), et amitriptyline (antidépresseur), partiellement compensée par une augmentation en caféine, son métabolite paraxanthine, et en paracétamol.

Les résultats dans la matrice Eau montrent donc qu'il y a donc bien un impact des crues sur les concentrations en métaux « labiles » et en pesticides dans l'eau de la Seine, dont l'intensité dépend des phases de crue échantillonnée. Cependant, il n'est donc pas évident d'identifier un impact des crues pour le glyphosate et l'AMPA, dont les concentrations pourraient plus dépendre des périodes d'utilisation et de l'effet de dilution du débit de la Seine. De plus, il est difficile d'affirmer avec les données disponibles, qu'il y a eu un impact des crues sur les concentrations en substances pharmaceutiques, stimulants et métabolites dans l'eau de la Seine.

3. Dans la matrice Particulaire

a. Composés chimiques dans les MES

Les pièges à particules n'ont été déployés que lors des campagnes longues (environ 20 jours) afin de permettre la collecte d'une quantité de matières en suspension (MES) suffisante pour réaliser les analyses chimiques et les bioessais. Aussi, les résultats concernent les campagnes hivernales (C1, C2, C3) et une campagne estivale (A2) présentée ici aussi à des fins de comparaison. En moyenne, les MES collectées dans les pièges à particules étaient à 92 % [85,5 % - 97 %] des particules inférieures à 63 µm, représentant des vases et limons. Celles-ci comprenaient en moyenne 30 % de carbonate de calcium (CaCO₃), avec un maximum à Fatouville (33,5 %), et 4,2 % de carbone organique total (COT) et 3,9 % d'aluminium (Al), avec un léger gradient décroissant de l'amont (6,0 % COT et 4,5 % Al à Poses) vers l'aval (2,5 % COT et 3,2 % Al à Fatouville). Même si ces différences sont faibles, l'analyse multifactorielle (AFM) a révélé des différences significatives entre les stations [Figure 34], ce qui justifie le fait de normaliser les concentrations des éléments traces métalliques et contaminants organiques à 5 % d'Al et 2,5 % de COT respectivement pour l'interprétation des résultats.

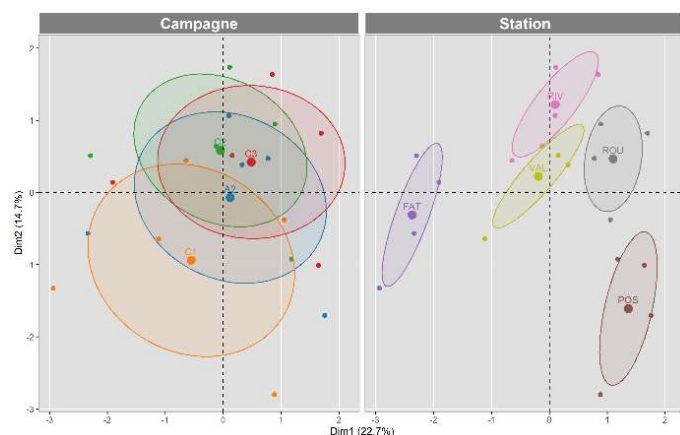


Figure 34 : Analyse Factorielle Multiple (AFM) des caractéristiques des matières en suspension (fraction inférieure à 63 µm, carbonate de calcium, carbone organique total et aluminium) pour les 5 stations (Fatouville (FAT), Rives-en-Seine (RIV), Val-des-Leux (VAL), Rouen (ROU) et Poses (POS)) lors des campagnes hivernales C1 (novembre 2023), C2 (mars 2024) et C3 (mars-avril 2024) et estivale A2 (juillet 2024).

Dans les MES, les substances recherchées comprenaient 13 éléments traces métalliques (ETM) (Ag, Al, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Hg, Mn, Ni, Pb, Sn et Zn), 16 hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP), 7 polychlorobiphényles (PCB), 3 organoétains (OSn : MBT, DBT, TBT) et le diéthylhexylphthalate (DEHP) (voir liste complète dans l'Annexe 1. Il est à noter que le piège à particules n'avait pas pu être remonté pour récupérer l'échantillon à Val-des-Leux lors des campagnes C2 et C3. La totalité des substances a été quantifiée dans les échantillons, excepté le tributylétain (TBT, 62 % de taux de quantification) dans trois échantillons (POS, ROU et RIV) de la campagne C2 et deux échantillons (POS, ROU) de la campagne C3.

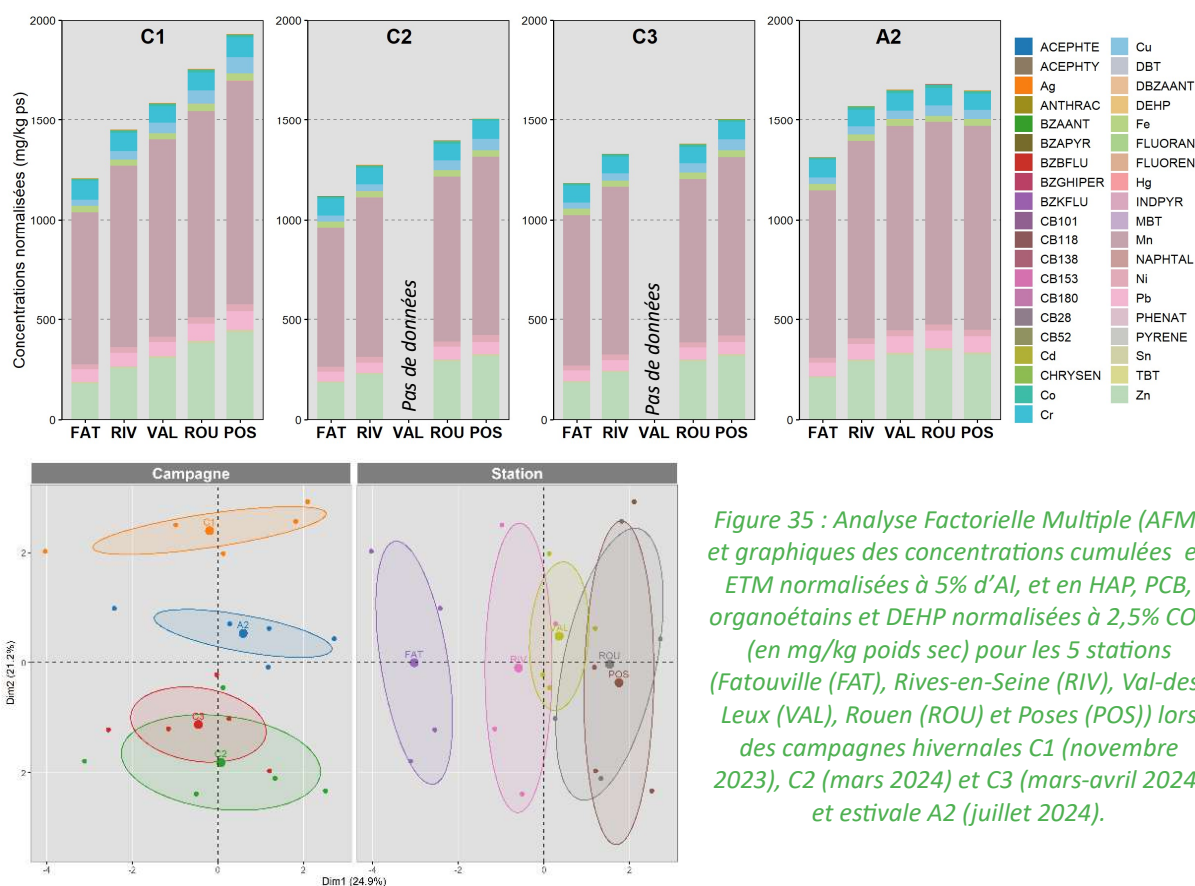


Figure 35 : Analyse Factorielle Multiple (AFM) et graphiques des concentrations cumulées en ETM normalisées à 5 % d'Al, et en HAP, PCB, organoétains et DEHP normalisées à 2,5 % COT (en mg/kg poids sec) pour les 5 stations (Fatouville (FAT), Rives-en-Seine (RIV), Val-des-Leux (VAL), Rouen (ROU) et Poses (POS)) lors des campagnes hivernales C1 (novembre 2023), C2 (mars 2024) et C3 (mars-avril 2024) et estivale A2 (juillet 2024).

Les résultats de l'analyse multifactorielle (AFM) mettent en évidence une différence significative entre les campagnes A2, C1 *versus* C2 et C3 qui se superposent [Figure 35]. De plus, les concentrations cumulées en ETM normalisées à 5 % d'aluminium et en contaminants organiques (HAP, PCB, OSn, DEHP) normalisées à 2,5 % de carbone organique total montrent un gradient décroissant régulier de l'amont vers l'aval [Figure 35]. Les concentrations cumulées étaient plus importantes lors de la campagne C1 en novembre 2023, par rapport aux autres campagnes hivernales et estivale. Les matières en suspension ont plusieurs origines : les MES allochtones issues de l'érosion et du transport des particules des sols dans le bassin versant, les MES autochtones produites par la précipitation de carbonates ou du développement de la biomasse algale, et les MES provenant de la pollution urbaine (rejets de station d'épuration, déversoirs d'orages, rejets industriels, etc). La resuspension des MES augmentant fortement à partir d'un seuil de débit de 500 m³/s, leur concentration croît lors de la phase d'augmentation du débit et de montée des eaux en période de crue, et diminue en phase de décrue [Idlafkih et al., 1997]. Le débit moyen à Vernon lors de la campagne A2 était déjà au-dessus du seuil de resuspension (584 m³/s), ce qui peut expliquer la faible différence de contamination des MES avec les campagnes crues, si l'origine des MES est sensiblement la même. La campagne C1 ayant échantillonné uniquement en phase d'augmentation du débit, cela peut expliquer les plus fortes concentrations en contaminants observées par rapport aux autres campagnes, comme cela avait pu être observé pour les ETM et les HAP [Idlafkih et al., 1997; Ollivon et al., 2004].

Les HAP présentant les plus fortes augmentations entre les deux types de campagnes sont : le naphtalène (+31 %), le pyrène (+20 %) et le fluoranthène (+18,5 %). Dans l'estuaire de la Seine, la source la plus probable en naphtalène provient de son utilisation industrielle (extraction du goudron), des émissions atmosphériques (combustion de carburants et chauffage) pour le fluoranthène, et des activités de raffinage du pétrole pour le pyrène. Pour chacun de ces composés, les niveaux mesurés

lors des différentes campagnes suivaient un gradient décroissant de l'amont (Poses) vers l'aval (Fatouville), excepté lors de la campagne C3 où un pic en naphtalène a été relevé à Fatouville.

Les concentrations moyennes en MBT et DBT étaient plus importantes lors de la campagne Ambiant que lors des crues, représentant 55,5 % et 39 % respectivement pour A2. Le TBT est un biocide dont les usages comme produit antisalissure de bateaux ou structures en mer et comme algicide dans divers applications industrielles ou agricoles ont été interdits. Les DBT et MBT, sont à la fois des produits de dégradation du TBT, et utilisés comme stabilisants pour le PVC dans l'industrie plastique. Ainsi, alors que les niveaux en TBT dans les sédiments marins et le biote diminuent progressivement mais lentement [Menet-Nedelec, 2022 ; Menet et al, 2025] du fait de la faible biodégradabilité du TBT dans les sédiments, de fortes teneurs en organoétains pourraient être dues à leur association avec des débris plastiques [Pang et al., 2016].

Les quatre composés les plus abondants toutes stations et campagnes confondues étaient des ETM : manganèse (61 %), zinc (19 %), chrome (6 %) et plomb (5%). Parmi les contaminants organiques, les plus importants étaient : DEHP (16 %), fluoranthène (12 %), pyrène (10 %), et les benzo(a)pyrène et benzo(b)fluoranthène (8 %).

Les résultats dans la matrice Particulaire montrent qu'il y a bien un impact des crues sur la composition chimique des matières en suspension emportées par l'eau de la Seine particulièrement en phase d'augmentation du débit. En outre, un gradient décroissant des concentrations des substances étudiées a été observé de l'amont vers l'aval.

b. Toxicité potentielle des MES

La toxicité potentielle des matières en suspension (MES) a été évaluée à l'aide d'une batterie de bioessais réalisés aussi bien sur des extraits aqueux (élutriat) que sur des extraits organiques (extraits ASE) : Test de cytotoxicité, SOS Chromotest, Test des comètes, Tests YES/YAS, Test OCDE-455-like, Test OCDE-458-like. Un bilan des résultats obtenus est présenté dans le [Tableau 10].

Le test de cytotoxicité réalisé sur les cellules RTgill-W1 (**Test OCDE-249**), n'a révélé aucun effet cytotoxique des éluutriats d'échantillons des campagnes C1 et C3 quel que soit le marqueur de viabilité, mais un effet a été mesuré dans les éluutriats de la campagne C2 à Poses, Rouen, Rives-en-Seine et Fatouville, et de la campagne estivale A2 à Poses et Fatouville. Il ressort de cette analyse que les échantillons les plus toxiques sont ceux issus de la campagne de prélèvement C2 de mars 2024.

Les résultats obtenus avec le **SOS Chromotest** sur les élutriats des échantillons mettent en évidence un potentiel génotoxique uniquement lors des campagnes C1 et A2 : à Rives-en-Seine en C1, et Poses et Rives-en-Seine en A2 sans activation métabolique (-S9) ; et à Rouen et Val-des-Leux en C1 et Fatouville en A2 avec activation (+S9). Le test réalisé sur les extraits ASE des échantillons met en évidence un potentiel génotoxique récurrent à la station Rouen excepté lors de la campagne A2. A noter que le potentiel génotoxique le plus important a été mesuré dans l'extrait ASE avec activation métabolique (+S9) de l'échantillon de Poses de la campagne C2, cependant aucun effet n'a été mesuré sans activation métabolique (-S9).

Les résultats obtenus pour la dégradation de l'ADN des cellules TK6 (**Test des comètes**) traitées avec les éluutriats de chaque échantillon sédimentaire ne montrent aucune génotoxicité pour aucune campagne. Par contre, avec les extraits ASE, les stations de Poses et Rouen ont présenté la génotoxicité la plus élevée et la plus récurrente que ce soit avec et/ou sans activation métabolique sur l'ensemble des campagnes hivernales (C1, C2, C3). Il est à noter que la station Fatouville de la campagne estivale A2 a présenté également une génotoxicité importante dans les extraits ASE avec et sans activation métabolique. Un effet a également été observé dans l'extrait ASE avec activation métabolique à Poses et Rouen en A2.

Tableau 10 : Bilan des réponses écotoxiques mesurées sur les échantillons de matières en suspension collectés lors des campagnes hivernales (C1, C2, C3) et la campagne estivale A2 sur les 5 stations de l'estuaire de Seine (POS = Poses, ROU = Rouen, VAL = Val-des-Leux, RIV = Rives-en-Seine, FAT = Fatouville).

Campagnes	STATIONS	CYTOTOXICITE												GENOTOXICITE												PERTURBATIONS ENDOCRINIENNES											
		OCDE-249			SOS Chromotest						Test des comètes			YES / Anti-YES (œstrogènes)						VAS / Anti-VAS (androgènes)						OCDE-455-like (œstrogènes)						OCDE-458-like (androgènes)					
		Résa-zurine	CFDA-AM	Rouge neutre	-S9		+S9		-S9		+S9		Agoniste		Antagoniste		Agoniste		Antagoniste		Agoniste		Antagoniste		Agoniste		Antagoniste		Agoniste		Antagoniste						
					Elutriat	ASE	Elutriat	ASE	Elutriat	ASE	Elutriat	ASE	Elutriat	ASE	Elutriat	ASE	Elutriat	ASE	Elutriat	ASE	Elutriat	ASE	Elutriat	ASE	Elutriat	ASE	Elutriat	ASE	Elutriat	ASE	Elutriat	ASE					
C1	POS																																				
	ROU																																				
	VAL																																				
	RIV																																				
	FAT																																				
C2	POS																																				
	ROU																																				
	VAL																																				
	RIV																																				
	FAT																																				
C3	POS																																				
	ROU																																				
	VAL																																				
	RIV																																				
	FAT																																				
A2	POS																																				
	ROU																																				
	VAL																																				
	RIV																																				
	FAT																																				

Non toxique

Potentiellement / Faiblement toxique

Toxique



Les résultats obtenus sur la transactivation des récepteurs humains aux œstrogènes des cellules HELN-hER (**Test OCDE-455-like**) montrent une contamination faible mais relativement générale des sédiments par des molécules agonistes aux œstrogènes, notamment dans les éluutriats pour les campagnes C2, C3 et dans les extraits ASE pour la campagne C1. Bien qu'un potentiel anti-œstrogénique ait été mis en évidence sur la quasi-totalité des échantillons essentiellement dans les extraits ASE, il est fort probable qu'il ait été induit par des composés qui interfèrent sur le système de transactivation du test HELN-hER α , et non par des composés capables de se fixer de manière spécifique sur le récepteur humain aux œstrogènes.

Les résultats obtenus sur la transactivation du récepteur humain aux androgènes des cellules UALH-hAR (**Test OCDE-458-like**) montrent de manière générale que très peu d'échantillons ont présenté des effets potentiels. Seul l'échantillon de Fatouville de la campagne estivale A2 présente un potentiel androgénique dans l'extrait ASE, et celui de Poses un faible potentiel anti-androgénique lors des campagnes hivernales C2 et C3.

Les résultats obtenus pour les perturbations endocriniennes (**Tests YES, Anti-YES, YAS et Anti-YAS**) ne mettent en évidence que des activités antagonistes sur les échantillons de MES prélevés sur l'ensemble des campagnes. Des effets anti-œstrogéniques et anti-androgéniques ont été observés essentiellement avec les éluutriats pour la campagne C1, mais aussi anti-androgéniques avec les extraits ASE à Val-des-Leux et Rives-en-Seine. Lors des campagnes C2 et C3, des effets essentiellement anti-œstrogéniques ont été mesurés dans les extraits ASE à toutes les stations excepté Fatouville en C2. Comme ils sont plus concentrés, les plus importants effets anti-œstrogéniques ont été observés dans les extraits ASE de la campagne C3, même si les plus fortes valeurs ont été obtenues pour des effets anti-androgéniques à Rives-en-Seine en C2, et Rouen en C3.

Ainsi, l'analyse multifactorielle (AFM) de l'évaluation de la toxicité dans les MES montre une différence significative des particules collectées lors de la campagne C1 par rapport à C2 et C3, sans distinction significative des stations entre elles [Figure 36].

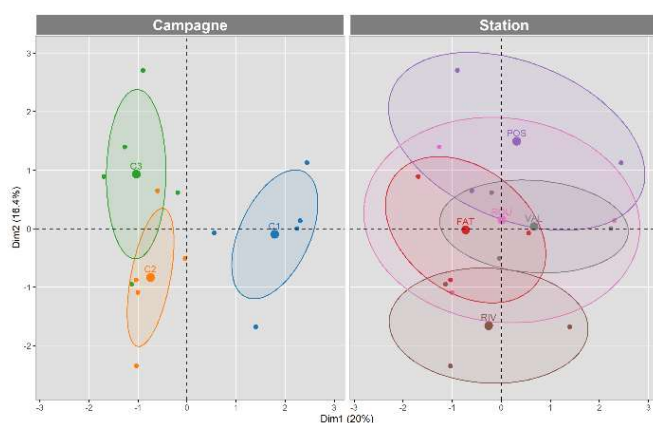


Figure 36 : Analyse Factorielle Multiple (AFM) de la toxicité mesurée pour les 5 stations (Fatouville (FAT), Rives-en-Seine (RIV), Val-des-Leux (VAL), Rouen (ROU) et Poses (POS)) lors des campagnes hivernales C1 (novembre 2023), C2 (mars 2024) et C3 (mars-avril 2024).

c. Lien entre la toxicité potentielle des MES et leur composition chimique

La toxicité potentielle des MES étant liée à la présence de composés chimiques dans cette matrice, une analyse des corrélations a été réalisée à partir des concentrations non normalisées [Tableau 11]. Un plus grand nombre de corrélations positives apparaissent dans les extraits organiques (ASE), notamment pour le test des comètes de génotoxicité avec plusieurs métaux, HAP, PCB et le DEHP. De même pour les perturbations endocriniennes, le test anti-YES est positivement corrélé plus ou moins significativement avec des métaux (As, Li, V), deux HAP (benzo(a)anthracène, phénanthrène) et le MBT. Enfin, plusieurs anti-corrélations plus ou moins significatives ont été révélées pour des effets antagonistes aux œstrogènes avec des métaux (As, Li), quatre HAP, le MBT, et des corrélations significatives avec le TBT et le DBT.

Le nombre de corrélations négatives entre les résultats des bioessais et les analyses chimiques peut surprendre, car l'on pourrait s'attendre à ce que plus les échantillons sont contaminés, plus ils seraient toxiques. Or, les analyses chimiques ont été réalisées sur la totalité des matières en suspension alors que les bioessais ont été réalisés sur des extraits aqueux (élutriats) ou organiques (ASE) des MES. La présence des contaminants dans ces extraits dépend donc de leurs propriétés physico-chimiques et notamment leur hydrophobicité pour l'élutriat, ou leur lipophilie pour l'extrait ASE, ce qui détermine leur biodisponibilité dans ces extraits. Les résultats montrent un plus grand nombre de corrélations négatives avec les élutriats qu'avec les extraits ASE, ce qui peut s'expliquer par le fait que les contaminants analysés sont majoritairement hydrophobes, et peuvent être toxiques à des concentrations faibles.

Tableau 11 : Bilan des corrélations entre les composés chimiques des MES et la toxicité potentielle des extraits aqueux (élutriats) (en haut) et les extraits organiques ASE (en bas) des MES lors des campagnes hivernales C1 (novembre 2023), C2 (mars 2024), C3 (mars-avril 2024).

** ⇔ p-value < 0,05 ; ** ⇔ p-value < 0,01 ; *** ⇔ p-value < 0,001.*

Extraits aqueux (élutriats)	CYTOTOXICITE ¹	GENOTOXICITE	PERTURBATIONS ENDOCRINIENNES			
		SOS Chromotest	Anti-YES	Anti-YAS	Œstrogènes agonistes	Œstrogènes antagonistes
METAUX		Fe	As Li	As		
HAP			ACEPTY	ACEPTY		
PCB						
Organoétains	DBT TBT		MBT	MBT		
			DBT TBT	DBT TBT		
DEHP						

¹ Inhibition de viabilité la plus forte entre les trois colorants

Positive

★

★★

★★★

Négative

★

★★

★★★

Extraits organiques (ASE)	GENOTOXICITE		PERTURBATIONS ENDOCRINIENNES				
	SOS Chromotest	Test COMET	ANTI-YES	ANTI-YAS	Œstrogènes agonistes	Œstrogènes antagonistes	Androgènes antagonistes
METAUX		Ag Cr Fe Mn Ni	V			Li	
		Cd Cu Hg Pb Sn Zn	As Li			As	
HAP		10 HAP	2 HAP			4 HAP	
PCB		CB101					
		6 PCB					
Organoétains			MBT		TBT	TBT MBT	
						DBT	
DEHP		DEHP					

Les bioessais dans les extraits aqueux (élutriats) ou organiques (ASE) des échantillons de MES collectés pendant les campagnes hivernales C1 (novembre 2023), C2 (mars 2024), C3 (mars-avril 2024) et estivale A2 (juillet 2024) ont permis de mettre en évidence les différentes catégories d'effets (cytotoxicité, génotoxicité et perturbations endocriniennes) selon les campagnes et les stations. Les plus fortes toxicités dans les élutriats, qui « modélisent » les conditions environnementales, sont dues aux perturbations endocriniennes antagonistes aux œstrogènes et androgènes dans les échantillons de la campagne C1. La cytotoxicité n'a été essentiellement révélée que dans les échantillons de la campagne C2. La génotoxicité et les perturbations endocriniennes observées dans la plupart des extraits organiques (ASE) mette en évidence la présence probable de contaminants organiques hydrophobes, comme les HAP, PCB et pesticides organochlorés, qui a été confirmée par les analyses chimiques des MES.

4. Dans la matrice Biote

a. Contamination microbiologique

Durant la période hivernale, les concentrations en bactériophages ARN F-spécifiques (FRNAPH) infectieux mesurées dans les organismes exposés dans les masses d'eau continentales sont généralement supérieures à celles mesurées en périodes estivales en lien avec une meilleure stabilité du caractère infectieux mais aussi aux volumes d'eau usées qui peuvent augmenter durant cette période (en lien avec les précipitations). Les concentrations en FRNAPH infectieux pour la campagne crue (hiver 2023) sont représentées en [Figure 37].

Un gradient temporel est notable pour chacune des stations avec une augmentation significative des concentrations au cours du temps, avec cependant des schémas différents selon les stations pour le T3. Pour les deux premiers temps (T0 et T1) une différence spatiale est notée avec des concentrations en FRNAPH plus élevées à POS et ROU, qu'à l'aval (VAL et RIV), soulignant la contamination de la Seine bien en amont de Rouen (apport de la région parisienne). Puis à T2 les concentrations étaient similaires entre les sites, soulignant une forte augmentation à RIV et des concentrations encore élevées à T3 pour les stations aval (VAL et RIV) alors qu'une baisse est observée à POS et ROU, suivant la baisse de débit de la décrue.

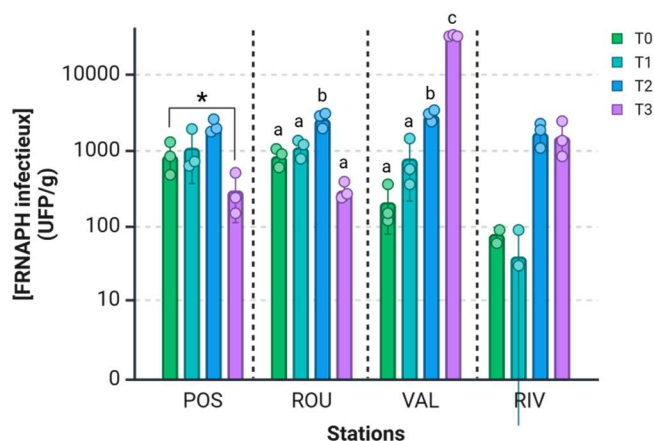


Figure 37 : Représentation graphique des concentrations en FRNAPH infectieux (en UFP/g de glande digestive) en fonction des temps de prélèvement (T0, T1, T2, T3) et des stations (POS, ROU, VAL, RIV) pour la campagne crue (hiver 2023) (n=3).

* ou lettre différente : différence significative (test de Kruskal Wallis ou test ANOVA, p-value < 0,05)

L'augmentation des concentrations en FRNAPH infectieux pendant la crue indique une contamination fécale croissante et active. En effet, avec l'arrivée de la crue, qualifiée par une augmentation du débit, les concentrations en FRNAPH infectieux ont augmenté de manière significative. Les FRNAPH peuvent être introduits dans le milieu de manière directe *via* les effluents de STEU ou de manière indirecte par mobilisation des sols, des boues, des sédiments, ou encore lessivage de zones contaminées comme les pâtures. De plus, les crues remettent en suspension beaucoup de matière organique, argiles, colloïdes, qui peuvent protéger les phages et les rendre plus résistants à l'inactivation. Avant crue et en début de crue, la contamination en FRNAPH infectieux semble provenir de l'amont de la zone de Rouen, puisque la concentration était naturellement diluée le long de la Seine. L'effet de la crue est bien visible à T2 puisque à toutes les stations, la concentration en FRNAPH infectieux était sensiblement la même. Puis au début de la décrue une diminution de la concentration apparaît sauf aux stations de VAL et RIV où il semblerait y avoir un rejet localisé.

b. Contaminants chimiques

Éléments traces métalliques

Les éléments traces métalliques (ETM) analysés dans les organismes sont les suivants : aluminium (Al), argent (Ag), cadmium (Cd), chrome (Cr), cobalt (Co), cuivre (Cu), étain (Sn), fer (Fe), manganèse (Mn), mercure (Hg), nickel (Ni), plomb (Pb), et zinc (Zn). Seul l'argent n'a jamais été quantifié dans les organismes. L'étain a été quantifié ponctuellement dans seulement 10 % des échantillons, soit trois fois à POS et deux fois à ROU sur toute la campagne crue. Concernant les autres ETM, une analyse multifactorielle a été réalisée [Figure 38].

Une variabilité temporelle est mise en évidence car le temps T0 apparaît bien séparé des autres, tandis que T1, T2 et T3 présentent des ellipses qui se chevauchent. Concernant les stations, elles semblent se chevaucher toutes entre elles, même si VAL apparaît un peu plus excentrée des autres, suggérant qu'elle se distingue légèrement (peut-être une composition d'ETM différente ou une concentration plus élevée ou basse). En revanche, les stations POS, ROU et RIV semblent proches dans l'espace factoriel, indiquant des profils métalliques similaires.

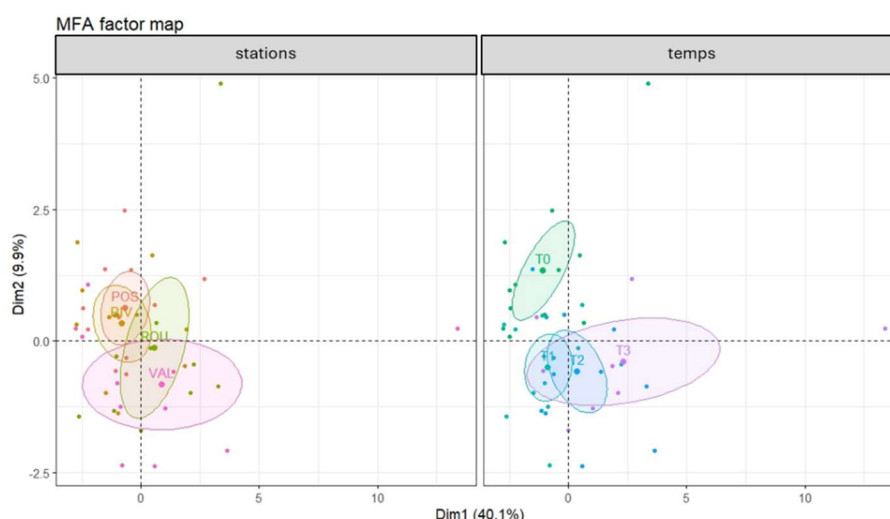


Figure 38 : Analyse multifactorielle des métaux ($n = 11$) pour la campagne crue (hiver 2023) suivant les temps de prélèvement (T0, T1, T2, T3) et les stations (POS, ROU, VAL, RIV).

Afin d'illustrer ces résultats, les concentrations de quatre métaux (cadmium, zinc et plomb et aluminium), susceptibles d'être retrouvés dans le milieu aquatique après une crue, sont représentés en fonction des temps de prélèvement et des stations pour la campagne crue (hiver 2023) [Figure 39].

Le cadmium a été quantifié dans l'ensemble des organismes exposés en Seine avec une moyenne de 0,06 mg/kg [Figure 39]. Ces concentrations étaient toujours inférieures à 0,1 mg/kg pour toutes les stations et tous les temps de prélèvement. Les concentrations les plus faibles ont été mesurées chez les organismes prélevés à T0, au début de la crue, tandis que les concentrations les plus élevées ont été relevées au temps T3, en début de décrue. Une tendance à l'augmentation progressive des concentrations au cours du temps est observable, avec une différence significative pour la station de VAL. D'un point de vue géographique, les résultats ne mettent pas en évidence de gradient spatial de la contamination des moules en cadmium pour la campagne crue.

Concernant le zinc, il a été quantifié dans tous les échantillons de la campagne crue. La concentration moyenne sur l'ensemble de l'exposition était de 9,7 mg/kg [Figure 39]. Tout comme pour Cd, une tendance à l'augmentation des concentrations au cours du temps (significative pour VAL) est observée pour toutes les stations, sauf ROU, et les concentrations en zinc ne montrent pas de gradient spatial.

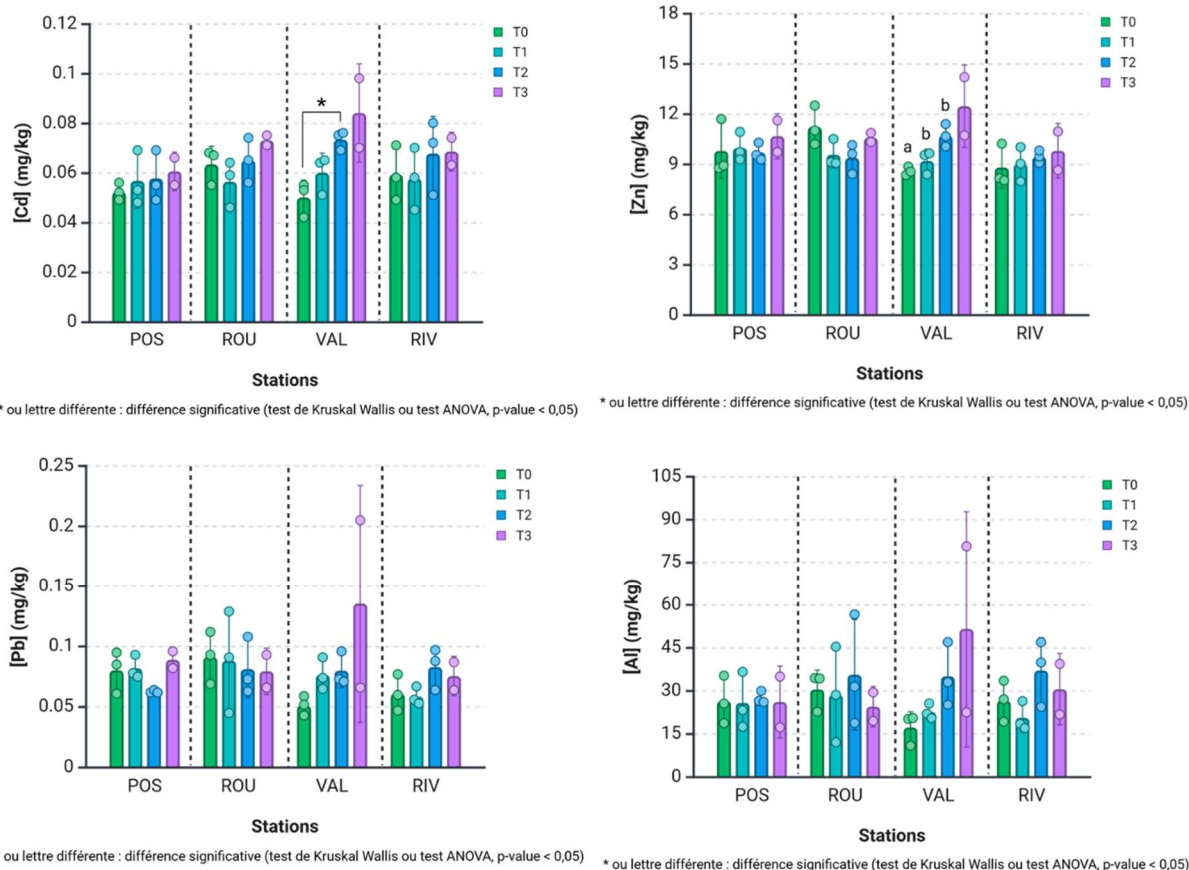


Figure 39 : Représentation graphique des concentrations en cadmium, zinc, plomb et aluminium (en mg/kg de poids frais) en fonction des temps de prélèvement (T0, T1, T2 et T3) et des stations (POS, ROU, VAL, RIV) pour la campagne crue (hiver 2023) (n=3).

La fréquence de quantification du plomb était de 100 % pour les échantillons de la campagne crue (hiver 2023) avec une concentration moyenne sur l'ensemble de l'exposition de 0,07 mg/kg [Figure 39]. Quelle que soit la station, la concentration en Pb était relativement stable au cours du temps, à l'exception d'un pic à VAL en T3. De la même manière, il n'y a pas de différence en fonction des stations. Tout comme les deux éléments métalliques présentés ci-dessus, la concentration en plomb ne semble pas suivre un gradient géographique.

Concernant le dernier élément métallique présenté dans ce rapport, l'aluminium a également été quantifié à tous les temps et toutes les stations de la campagne crue (hiver 2023) avec une concentration moyenne durant l'exposition avoisinant 30 mg/kg [Figure 39]. Aucun gradient temporel ou géographique n'est observable, à l'exception d'un pic à VAL en T3. Les concentrations apparaissent stagner aux stations de POS, ROU et RIV tandis qu'elles semblent légèrement augmenter au cours du temps à VAL, mais de façon non significative.

Les concentrations en métaux présentées précédemment ne semblent pas évoluer de façon spatiale, ni temporelle pour la majorité des stations. En effet, les concentrations en cadmium, zinc, plomb et aluminium variaient peu. Cependant, il est intéressant de noter que la station de VAL est la seule où une augmentation des quatre éléments métalliques est notable au cours de la période crue, et ce de façon significative pour la moitié d'entre eux. Toutefois, les autres stations ne montrant pas de tendance significative, l'événement crue ne semble pas influencer la concentration en ces éléments métalliques dans les moules exposées dans la Seine.

Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques (HAP)

Les HAP mesurés dans les organismes sont les suivants : benzo(a)pyrène, benzo(g,h,i)perylène, benzo(k)fluoranthène, indeno(1,2,3-cd)pyrène, fluoranthène, benzo(b+j)fluoranthène, benzo(a)anthracène, pyrène, benzo(e)pyrène, acénaphtylène, anthraquinone, chrysène, fluorène, acénaphtène, anthracène, naphtalène, phénanthrène et dibenzo(a,c)anthracène. Durant la campagne crue (hiver 2023), cinq HAP n'ont jamais été quantifiés : anthraquinone, fluorène, acénaphtène, naphtalène et dibenzo(a,c)anthracène. Concernant les autres HAP, une analyse multifactorielle (MFA) a été réalisée [Figure 40].

La MFA souligne une différence entre les temps de récupération, supposant que les concentrations en HAP dans les organismes ont évolué au cours du temps. En effet, la concentration de la somme des HAP a évolué au cours du temps pour certaines stations, mais aucune tendance temporelle ou spatiale ne peut être définie [Figure 40].

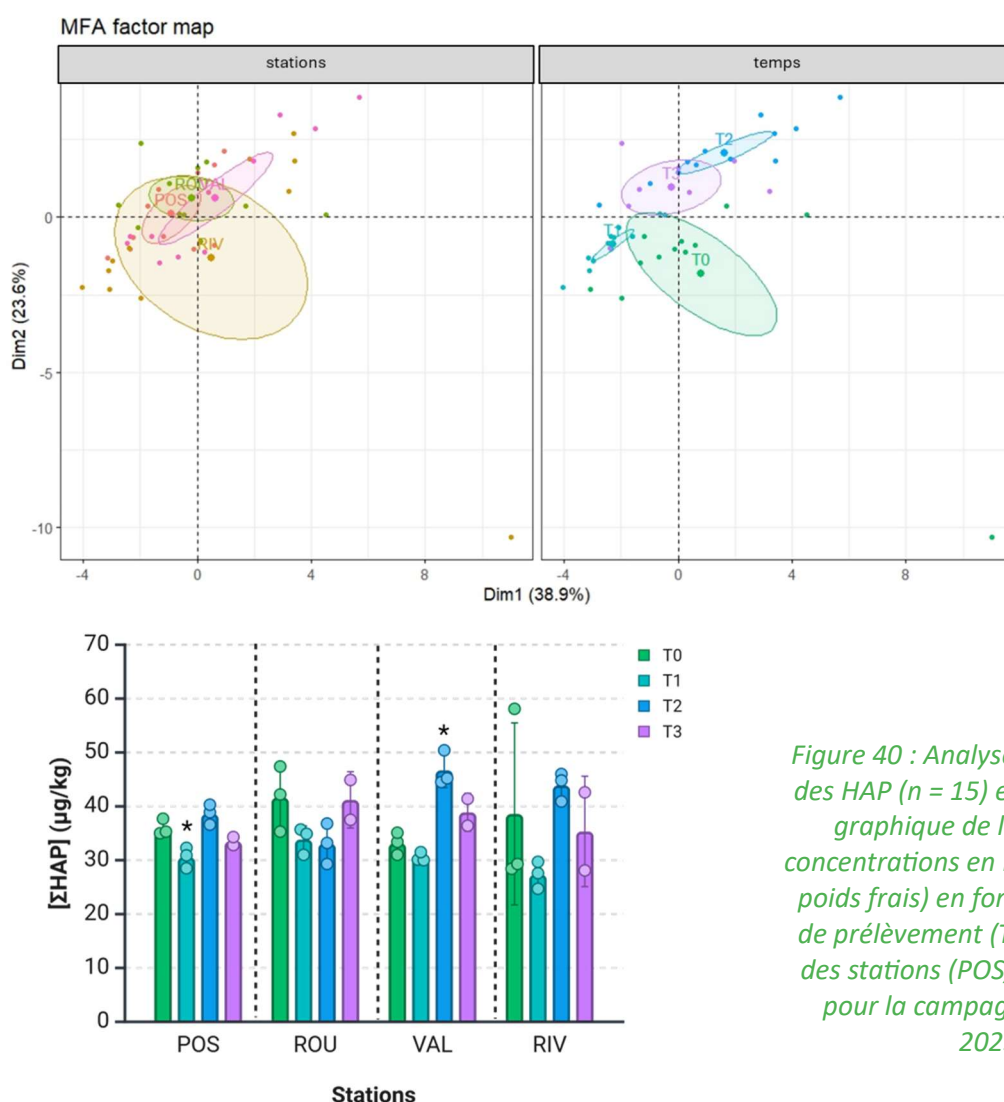


Figure 40 : Analyse multifactorielle des HAP ($n = 15$) et représentation graphique de la somme des concentrations en HAP (en $\mu\text{g/kg}$ de poids frais) en fonction des temps de prélèvement (T0, T1, T2, T3) et des stations (POS, ROU, VAL, RIV) pour la campagne crue (hiver 2023).

* ou lettre différente : différence significative (test de Kruskal Wallis ou test ANOVA, $p\text{-value} < 0,05$)

Polychlorobiphényles (PCB)

Les PCB prospectés dans les organismes sont les suivants : PCB 28, PCB 52, PCB 101, PCB 138, PCB 153, PCB 180, et PCB 118. Les PCB 118 et 28 présentent une fréquence de quantification très faible, de 4 % et 0 %, respectivement. Tous les autres ont été quantifiés dans au moins 97 % des échantillons. Une analyse multifactorielle (MFA) de l'ensemble des PCB ($n = 6$) a été réalisée [Figure 41]. Les résultats mettent en évidence une distinction nette entre les temps de prélèvement, avec les groupes T0, T1 et T2/T3 bien distincts. De même, une différenciation apparaît entre les stations dont les ellipses sont toutes séparées les unes des autres. Ainsi les concentrations en PCB semblent suivre à la fois un gradient spatial et un gradient temporel.

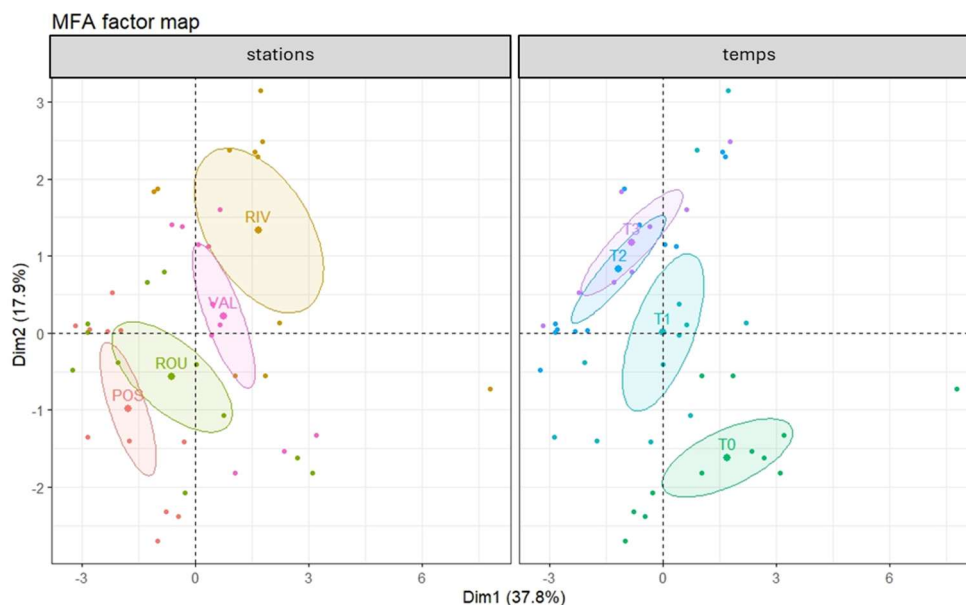


Figure 41 : Analyse multifactorielle des PCB ($n = 6$) pour la campagne crue (hiver 2023) suivant les temps de prélèvement (T0, T1, T2, T3) et les stations (POS, ROU, VAL, RIV).

Afin de comprendre ces résultats, la somme des concentrations de PCB selon les stations et les temps de prélèvement est représentée en [Figure 42]. Les concentrations en PCB durant la crue varient entre 6,7 $\mu\text{g/kg}$ et 17 $\mu\text{g/kg}$ poids frais. À l'exception de la station de ROU (T0 vs T2) il n'y a aucune variation temporelle. Une légère différence spatiale est cependant observée, avec des concentrations plus élevées sur les stations (VAL et RIV) par rapport aux stations amont (POS et ROU).

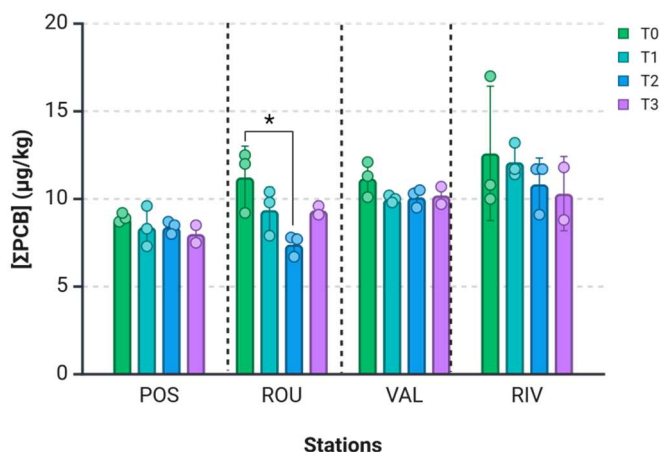


Figure 42 : Représentation graphique de la somme des concentrations en PCB (en $\mu\text{g/kg}$ de poids frais) en fonction des temps de prélèvement (T0, T1, T2, T3) et des stations (POS, ROU, VAL, RIV) pour la campagne crue (hiver 2023) ($n=3$).

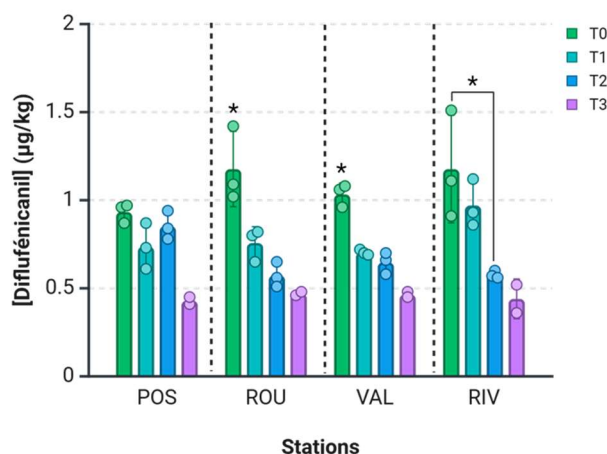
* ou lettre différente : différence significative (test de Kruskal Wallis ou test ANOVA, $p\text{-value} < 0,05$)

Pesticides

Les pesticides analysés dans les organismes sont les mêmes que lors des campagnes orages et sont donc les suivants : pendiméthaline, prosulfocarbe, diflufénicanil et hexachlorobenzène. Le hexachlorobenzène n'a été quantifié dans aucun échantillon. Concernant le prosulfocarbe, il a été quantifié dans 70 % des échantillons avec des concentrations maximales de près de 5 µg/kg poids frais observées au premier temps de récupération, en début de crue (T0). Puis les concentrations ont diminué significativement sur toutes les stations au cours du temps jusqu'à être non quantifiable en début de décrue (T3). La pendiméthaline a été quantifiée dans 97 % des échantillons, avec des concentrations maximales de l'ordre de 2,5 µg/kg poids frais mises en évidence au début de la crue (T0). A l'instar du prosulfocarbe, les concentrations ont diminué significativement au cours du temps pour toutes les stations, jusqu'à un minimum en début de décrue de l'ordre de 0,5 µg/kg poids frais.

Le diflufénicanil est le pesticide qui a été le plus quantifié puisqu'il a été retrouvé dans tous les échantillons, les concentrations sont représentées en [Figure 43].

Tout comme les pesticides précédemment présentés, les concentrations en diflufénicanil semblent suivre une même tendance quelle que soit la station. En effet, les concentrations ont suivi un gradient décroissant en fonction du temps, significatif pour toutes les stations sauf celle la plus en amont (POS). Les concentrations les plus importantes en début de crue (T0) étaient aux alentours de 1 µg/kg poids frais. A la fin de l'exposition, en début de décrue (T3) les concentrations ont diminué d'un facteur deux et étaient approximativement de 0,5 µg/kg pf à toutes les stations. Aucun gradient spatial n'a été mis en évidence. Ces résultats laissent supposer que la crue a permis la dilution de la contamination en diflufénicanil au cours du temps.



* ou lettre différente : différence significative (test de Kruskal Wallis ou test ANOVA, p-value < 0,05)

Figure 43 : Représentation graphique des concentrations en diflufénicanil (en µg/kg de poids frais) en fonction des temps de prélèvement (T0, T1, T2, T3) et des stations (POS, ROU, VAL, RIV) pour la campagne crue (hiver 2023) (n = 3).

D'après les résultats observés dans le biote concernant les divers polluants chimiques, la crue ne semble pas avoir d'influence particulière sur leurs concentrations dans les moules ; seuls les pesticides semblent dilués par l'influence de la crue. Un résultat important est de constater que les nombreux déversements observés dans la région de Rouen durant la campagne crue ne semblent pas impacter la qualité chimique de la Seine à Rouen vis-à-vis de ce qui peut être accumulé par les moules, et que l'empreinte chimique observée à Rouen et en aval dans ces organismes résulte de l'apport de l'amont.

c. Biomarqueurs : IBR-T

Les IBR-T ont été représentés sous forme d'histogrammes et permettent d'évaluer l'impact environnemental à travers trois types de réponses biologiques (énergie, immunité et génotoxicité) [Figure 44] pour la campagne crue (hiver 2023). Ils sont aussi présentés sous forme de graphique type radar des biomarqueurs en Annexe 3, où l'aire formée par le polygone résultant du diagramme est utilisée pour quantifier le niveau global de stress environnemental. Les IBR-T montrent une modulation des marqueurs énergétiques, d'immunité et génotoxique au cours du temps, à l'exception du T2 où seulement une réponse génotoxique est observée. Le résultat le plus marquant est lié à des indices très faibles au T2 avec uniquement de la génotoxicité. Pour les autres dates il n'est pas défini de gradient temporel ni spatial particulier, ce qui est en accord avec les résultats de la chimie qui montrent une situation relativement similaire pour les moules sur les 4 stations et au cours du temps.

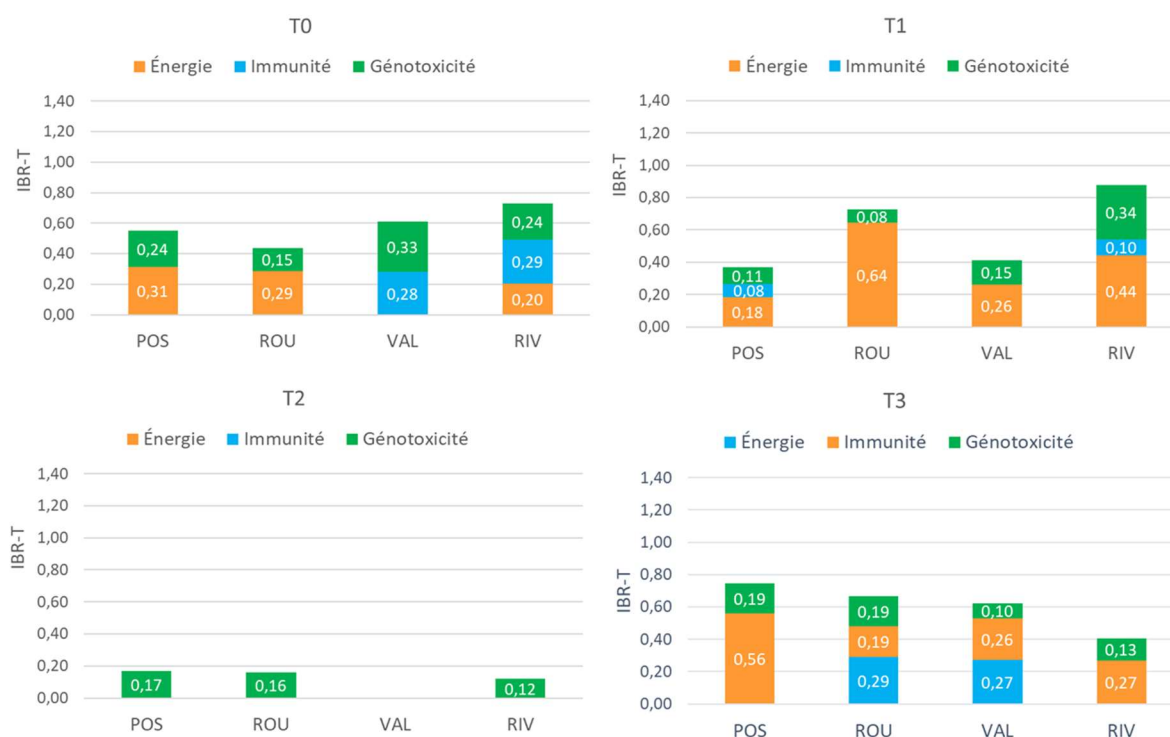


Figure 44 : Représentation graphique des valeurs d'IBR-T en fonction des temps de prélèvement (T0, T1, T2, T3) et des stations (POS, ROU, VAL, RIV) pour la campagne crue (hiver 2023).

En début de crue à T0, les organismes présentaient des réponses biologiques pour tous les paramètres pouvant indiquer un stress antérieur. En effet, entre l'engagement à J0 et la première récupération (T0) environ trois semaines se sont écoulées avec des déversements quasiment tous les jours. Le temps T2 montre un effet de récupération long (presque deux mois séparent les deux temps de prélèvement), surtout marqué par la disparition des réponses énergétiques et immunitaires. Et enfin en début de décrue (T3), certaines stations comme POS montrent une augmentation de l'indice traduisant un effet plus marqué. Toutefois durant toute l'exposition de cette campagne crue, les valeurs des indices globaux restent inférieures à 1, n'indiquant pas de stress environnemental important, ce qui est cohérent avec les études antérieures [Xuereb et al, 2023].

Comme vu précédemment avec les contaminants chimiques, l'augmentation des débits de la Seine apparaît avoir un effet de dilution des concentrations mesurées dans les moules, notamment concernant les PCB et les pesticides. Cela pourrait expliquer le fait que les organismes présentent des réponses au niveau immunitaire et génotoxique, mais que l'IBR-T global reste inférieur à 1.

IV. Suivi des sites communs à toutes les campagnes

Parmi les sept stations d'échantillonnage du projet TARANIS, deux d'entre elles ont été presque systématiquement investiguées : Rouen et Val-des-Leux. Cette partie a pour objectif de mieux appréhender les fluctuations saisonnières entre les deux périodes estivales (2023 et 2024) et la période hivernale (2023-2024) intermédiaire, pour les contaminants microbiologiques et chimiques.

Concernant les **concentrations en FRNAPH dans les moules** [Figure 45], les concentrations des deux campagnes estivales étaient très inférieures à celles de la campagne hivernale pour les deux stations, ce qui est cohérent avec la persistance de bactériophages qui est dépendante de la température. La différence de contamination virale d'origine fécale entre les deux sites est plus visible l'été que durant l'hiver, ce qui peut s'expliquer par une pression virale générale plus importante, et ce dès l'amont de la région de Rouen (région parisienne) durant la période hivernale, pouvant ainsi masquer l'impact de l'agglomération de Rouen sur la contamination virale de la Seine.

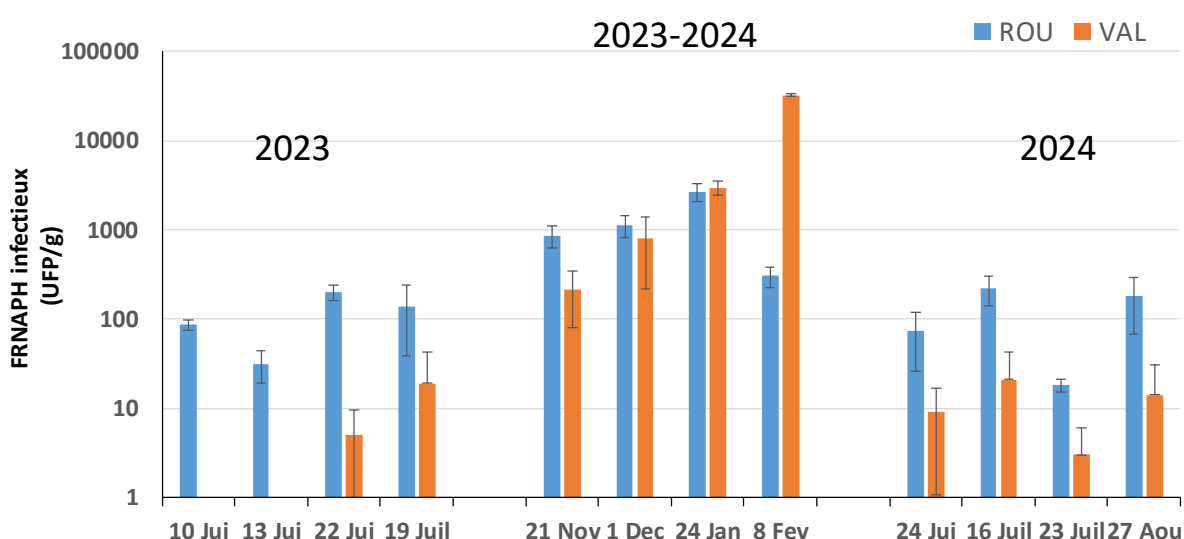


Figure 45 : Représentation graphique des concentrations en FRNAPH (UFP/g) en fonction des temps de prélèvement (T0, T1, T2) et des stations de Rouen (ROU) et Val-des-Leux (VAL) pour les deux campagnes estivales en 2023 et 2024 et la campagne hivernale en 2023-2024 (n = 3).

Concernant les contaminants chimiques, des schémas différents sont observés selon les familles et les matrices.

Pour les **pesticides**, les résultats dans les moules montrent pour les deux stations et les 3 campagnes les mêmes tendances temporelles de diminution entre les prélèvements [Figure 46]. Cependant, pour les deux campagnes estivales les concentrations étaient beaucoup plus faibles qu'en début d'hiver (novembre 2023). Dans l'eau, une diminution des concentrations cumulées des pesticides a aussi été observée pour les deux stations pendant les campagnes hivernales (C1, C2, C3), avec un cumul plus fort à Rouen qu'à Val-des-Leux en C1 et inversement en C3. Pendant les campagnes ambiantes estivales (A1 et A2), celles-ci étaient relativement similaires, avec des valeurs plus fortes à Val-des-Leux qu'à Rouen. Elles ont augmenté significativement pour les deux stations lors de l'orage O2 en juillet 2024 à peu près dans les mêmes proportions, mais étaient plus faibles et similaires lors de l'orage O3. Pour le glyphosate et l'AMPA, les concentrations étaient plus importantes pendant l'été 2023, particulièrement en AMPA, et dans une moindre mesure pendant les orages de 2024. Les niveaux les plus faibles ont été mesurés pendant l'hiver, notamment pendant C2. Pendant la campagne A1, les concentrations ont augmenté entre les stations de Poses et Val-des-Leux, notamment en AMPA, ce qui peut être révélateur

d'apports urbains. En effet, l'AMPA est un sous-produit de dégradation très répandu du glyphosate, mais aussi des phosphonates utilisés dans les détergents. **Ces différences entre les saisons et les stations peuvent donc être liées aux différentes périodes d'utilisation des pesticides, mais aussi aux apports *via* le lessivage des sols et/ou eaux usées.**

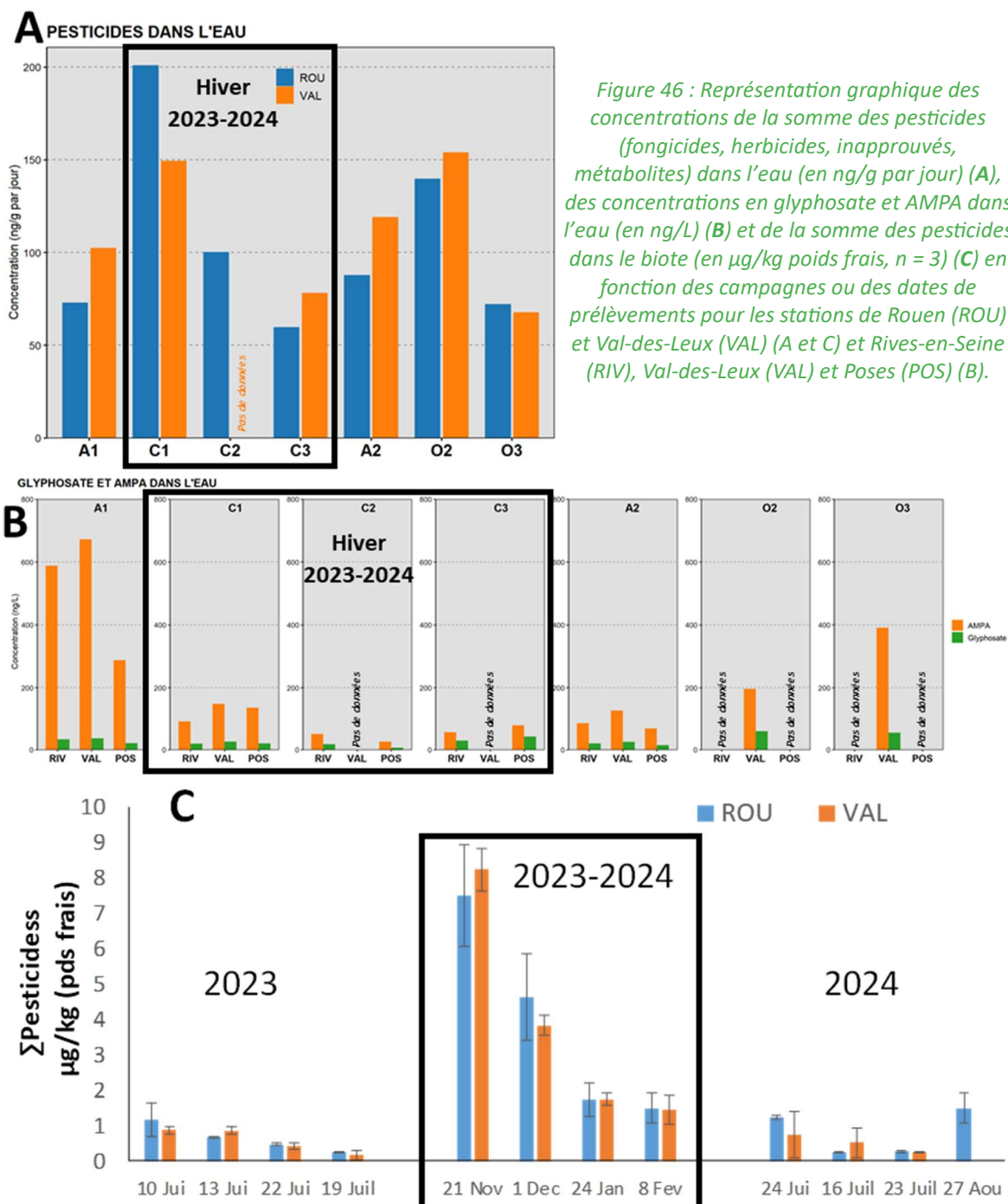


Figure 46 : Représentation graphique des concentrations de la somme des pesticides (fongicides, herbicides, inapprouvés, métabolites) dans l'eau (en ng/g par jour) (A), des concentrations en glyphosate et AMPA dans l'eau (en ng/L) (B) et de la somme des pesticides dans le biote (en μg/kg poids frais, n = 3) (C) en fonction des campagnes ou des dates de prélèvements pour les stations de Rouen (ROU) et Val-des-Leux (VAL) (A et C) et Rives-en-Seine (RIV), Val-des-Leux (VAL) et Poses (POS) (B).

Pour les **éléments traces métalliques**, les concentrations cumulées en ETM « labiles » dans l'eau montrent qu'il y a eu des apports significatifs pour les deux stations lors des orages (O1, O2, O3), plus importants à Val-des-Leux qu'à Rouen [Figure 47A]. Lors des campagnes hivernales et ambiantes, les cumuls ont tendance à être plus faibles à Rouen qu'à Val-des-Leux, excepté lors de C1, avec des niveaux les plus faibles et similaires aux deux stations pendant A2 (été 2024). Dans les matières en suspension (MES), il manque malheureusement des données à Val-des-Leux pour faire une comparaison complète

des niveaux d'ETM, mais il apparaît que les concentrations cumulées normalisées à 5 % d'aluminium étaient plus élevées à Rouen lors de la première montée en crue de C1, comme dans l'eau [Figure 47B]. De même, les cumuls étaient similaires aux deux stations lors de la campagne ambiante de l'été 2024 (A2) comme dans l'eau, mais à des niveaux proches de la campagne C1. Les niveaux plus importants en ETM dans l'eau à Val-des-Leux (avec une augmentation par rapport à Petit-Couronne) sont difficiles à expliquer, sans origine *a priori* connue dans ce secteur. **Par comparaison entre les campagnes Ambiant et Orage, il y aurait donc bien eu un impact des orages sur les teneurs en ETM « labiles » dans l'eau de la Seine, par l'eau pluviale et/ou en cas de surcharge des stations d'épuration de Rouen.**

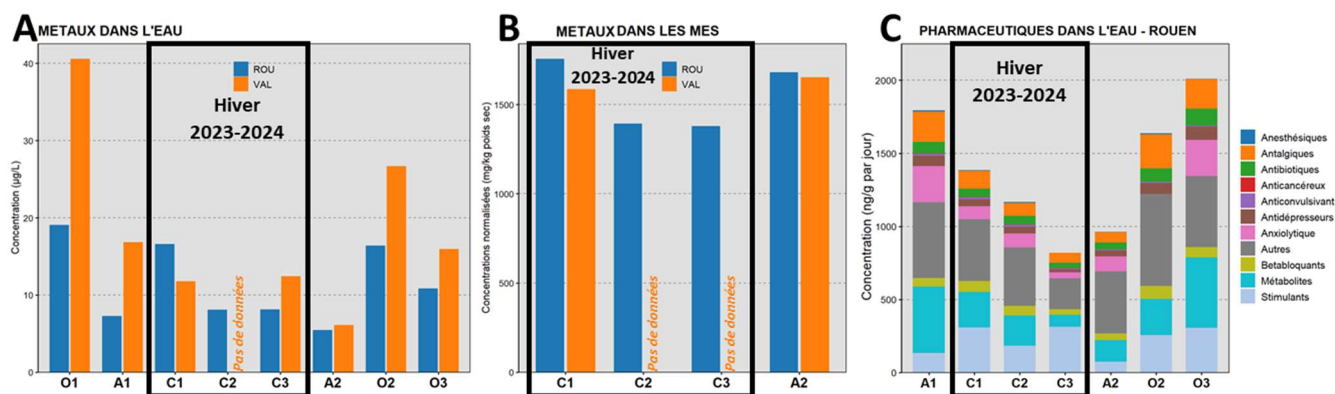


Figure 47 : Représentation graphique des concentrations dans l'eau de la somme des éléments traces métalliques « labiles » (A, en µg/L) et dans les matières en suspension (MES) (B, en mg/kg poids sec normalisées à 5 % d'aluminium) pour les stations de Rouen (ROU) et Val-des-Leux (VAL), et des sommes des substances pharmaceutiques regroupées par catégories (C, en ng/g par jour) à Rouen en fonction des campagnes.

Les **substances pharmaceutiques** n'ont été recherchées systématiquement qu'à la station de Rouen, et sont présentées en concentrations cumulées par catégories pour chaque campagne [Figure 47C]. Il est rappelé que l'interprétation de ces résultats en ng/g par jour d'immersion peuvent être biaisées par le fait que chaque substance peut avoir une cinétique d'adsorption sur les membranes des POCIS différente, certaines pouvant être plus lentes que d'autres. L'absence de quantification de certaines substances peut donc être due à leur très faible concentration dans l'eau et/ou au fait qu'elles s'accumulent plus lentement sur les membranes. Pour les antalgiques, les antibiotiques, les antidépresseurs, les anxiolytiques, et les autres (antihypertenseur, hypolipidémiant, antiparasitaires, antidiabétique, vasodilatateur, et bronchodilatateur), les concentrations cumulées apparaissent souvent plus faibles pendant les campagnes hivernales (C1, C2, C3) avec des niveaux plus importants lors de la première montée en crue de C1, que pendant les campagnes estivales, excepté pour les anticonvulsifs, les bêta-bloquants, et les stimulants (caféine, nicotine). En comparant les campagnes estivales ambiante A2 et l'orage O2 qui a eu lieu pendant A2, la majorité des catégories ont été particulièrement impactées par cet événement. **Les résultats obtenus à la station de Rouen sont cohérents avec la situation de cette station au niveau du secteur urbain de l'agglomération, et montrent l'impact des orages et probablement des crues.**

Pour les **hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP)**, la somme des concentrations dans les moules étaient relativement similaires durant les trois campagnes et donc entre l'été et l'hiver [Figure 48A]. Le même constat peut être fait pour les matières en suspension (MES), même si les concentrations cumulées à Rouen apparaissent plus fortes lors de la campagne C2 en mars 2024 (non échantillonnée pour le biote) du fait de l'augmentation de presque tous les HAP [Figure 48C]. Une légère augmentation est aussi observable à Rouen entre les campagnes C3 (mars-avril 2024) et A2 (juillet 2024), particulièrement marquée pour l'acénaphène et l'acénaphthylène.

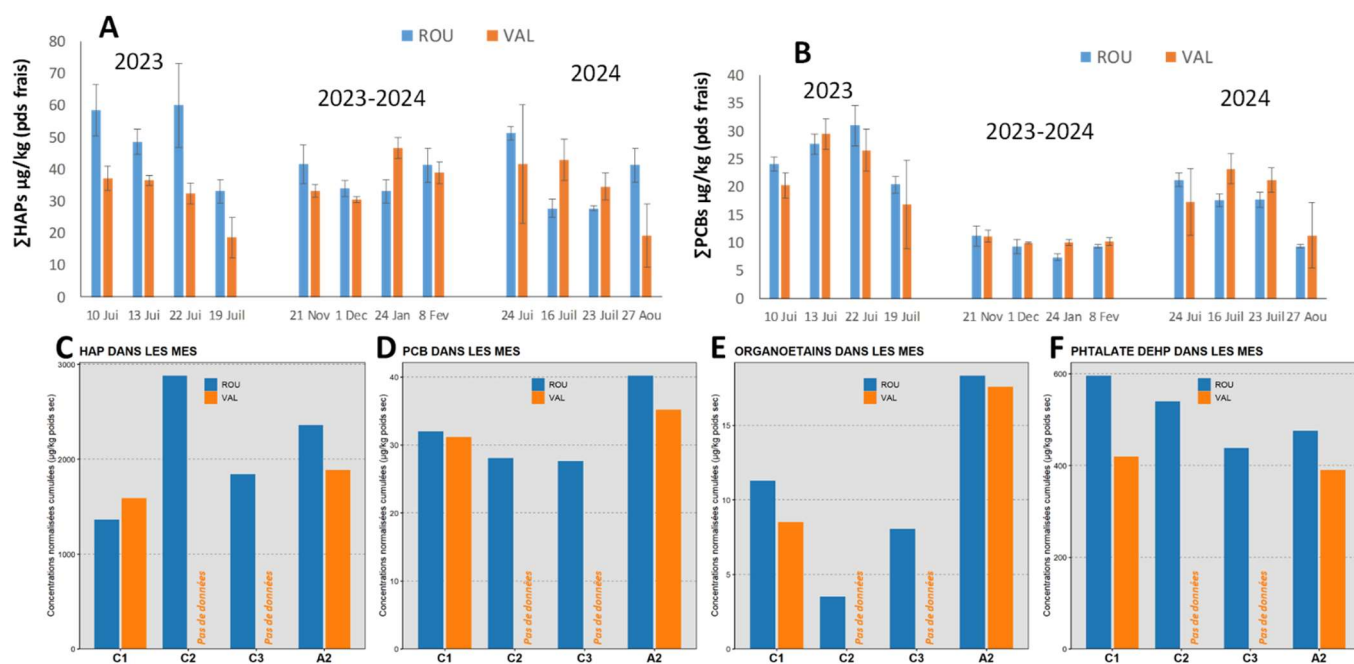


Figure 48 : Représentation graphique des concentrations de la somme des HAPs (A) et de la somme des PCBs (B) (en $\mu\text{g/kg}$ poids frais, $n = 3$) dans le biote (moules), et de la somme des HAPs (C), PCBs (D), organoétains (E) et phtalate (F) (en $\mu\text{g/kg}$ poids sec normalisées à 2,5 % de carbone organique total) en fonction des dates de prélèvements ou campagnes pour les stations de Rouen (ROU) et Val-des-Leux (VAL).

Pour les **polychlorobiphényles (PCB)**, des concentrations plus élevées ont été observées dans les moules durant les campagnes estivales par rapport à la campagne hivernale [Figure 48B]. De plus, pour ces deux stations, des concentrations en PCB plus élevées étaient globalement observées en 2023 par rapport à 2024, ce qui peut être lié à un effet de dilution entre les deux années du fait des différences de débits de la Seine plus forts en 2024. Dans les matières en suspension (MES), les concentrations cumulées des 7 congénères des PCB étaient peu différentes entre les trois campagnes hivernales (C1, C2, C3) et entre Rouen et Val-des-Leux en C1 [Figure 48D]. Par contre, une nette augmentation a été observée aux deux stations pendant la campagne estivale 2024 (A2), comme dans les moules, avec des apports (+27 %) intermédiaires entre la station de Poses et Rouen.

Enfin, pour les **organoétains** dans les MES (monobutyl-étain (MBT), dibutyl-étain (DBT) et tributyl-étain (TBT), les concentrations cumulées ont fortement varié entre les trois campagnes hivernales (C1, C2, C3) avec un maximum en C1 et un minimum en C2 [Figure 48E]. Le cumul a presque doublé lors de la campagne estivale A2 en juillet 2024 par rapport au printemps (campagne C3 en mars-avril 2024).

Ces comparaisons inter-campagnes entre les deux stations les plus échantillonnées, ont permis de confirmer l'impact des événements hydrométéorologiques sur la contamination virale dans les moules, sur les concentrations en métaux traces dans l'eau et les particules, et en contaminants organiques dans les trois matrices (eau, biote, particulaire).

CHAPITRE 3 – RISQUES ET SURVEILLANCE

I. Risques de dégradation de la qualité de l'eau de la Seine

1. Secteurs à risque lors des orages

Lors des événements orageux, des déversements *via* les déversoirs d'orage ont bien eu lieu dans la zone de la boucle rouennaise de la Seine. L'hypothèse initiale était que la station de Rouen, située en aval d'une vingtaine de déversoirs importants mais aussi de la confluence avec l'affluent *Le Robec*, serait la plus impactée des quatre stations en cas de déversement à la suite d'un orage. La station d'Amfreville pourrait également être touchée par des déversements en lien avec sa localisation, juste après une dizaine de déversoirs d'importance moyenne. Entre Rouen et Petit-Couronne, le nombre de déversoirs est moindre mais il est à noter la présence de la principale station d'épuration de l'agglomération (STEU Emeraude), et de la confluence avec l'affluent *Le Cailly*. Cela pouvait laisser supposer un effet de dilution possible à Petit-Couronne, sauf en cas de surcharge de la station d'épuration, et encore plus à la station Val-des-Leux située à une dizaine de kilomètres en aval de Petit-Couronne. Ainsi, si les déversements avaient un effet sur la qualité de l'eau de la Seine, le « schéma » des paramètres mesurés le long de la Seine durant la période de niveau ambiant ou T0 devrait être modifié aux temps de mesures associés aux événements. Les orages pouvant être très localisés, les modifications du « schéma » des paramètres pouvaient être différents selon l'intensité de l'évènement et la contribution plus ou moins importante de certains déversoirs. Inversement si l'évènement et les rejets associés n'avaient pas d'influence sur la qualité de l'eau de la Seine vis-à-vis de certains paramètres, il pouvait être attendu que la tendance du « schéma » de réponse le long de la Seine reste similaire au cours du temps même après un événement orageux.

Les différentes campagnes d'épisodes orageux au niveau de l'agglomération de Rouen, ont clairement permis de mettre en évidence l'impact des apports par ruissellement par les déversoirs d'orage et potentiellement par la surcharge des stations d'épuration sur la qualité de l'eau de la Seine, pour tous les paramètres excepté les ETM et HAPs dans le biote [Figure 49].

Le « schéma » de l'hypothèse initiale (ci-dessus) a bien été observé vis-à-vis de l'indicateur de contamination virale d'origine fécale (indicateur FRNAPH infectieux), ainsi que des biomarqueurs (indicateur IBR-T) et tout particulièrement la mesure de génotoxicité, avec un maximum à Rouen et une dilution vers l'aval à Petit-Couronne puis Val-des-Leux [Figure 49]. Ces résultats mettent en évidence le probable rôle des déversoirs d'orage qui drainent un secteur très urbain entre Amfreville et Rouen.

Ce « schéma » type a cependant été perturbé dans la matrice Eau, avec une légère augmentation de la moyenne des concentrations en pesticides (hors glyphosate et AMPA qui n'ont pas été recherchés à toutes les stations), et une augmentation très importante en substances pharmaceutiques à Petit-Couronne [Figure 49]. Pour ces dernières, l'hypothèse d'apports venant du rejet de la STEU Emeraude qui aurait été surchargée pendant la campagne O2 paraît la plus vraisemblable. En effet, les volumes déversés par les déversoirs d'orage y étaient trois fois plus élevés que lors de la campagne O3 [Tableau 3]. Pour les pesticides, la stratégie d'échantillonnage ne permet pas d'identifier l'origine exacte des apports, or, dans l'Etat des Lieux de la DCE 2022-2027, une pression particulière de plusieurs produits phytosanitaires avait été identifiée dans *La Clérette*, un affluent du *Cailly* [Outil CYCLOPE, 2026]. Les données de la surveillance DCE dans ce cours d'eau ou *Le Cailly* ne permettent cependant pas de corroborer les résultats obtenus lors des campagnes Orage. Enfin, à l'inverse de l'hypothèse initiale, la

station de Val-des-Leux a été la plus impactée pour les éléments traces métalliques dans l'eau, particulièrement pour le cadmium, le cuivre, le nickel et le zinc, dont les niveaux étaient près de 5 fois supérieurs à ceux de Petit-Couronne. L'origine de ces apports serait probablement liée au lessivage des sols dans ce secteur de surfaces artificialisées occupées par diverses activités industrielles, portuaires et de logistique en rive gauche, et de surfaces agricoles en rive droite.

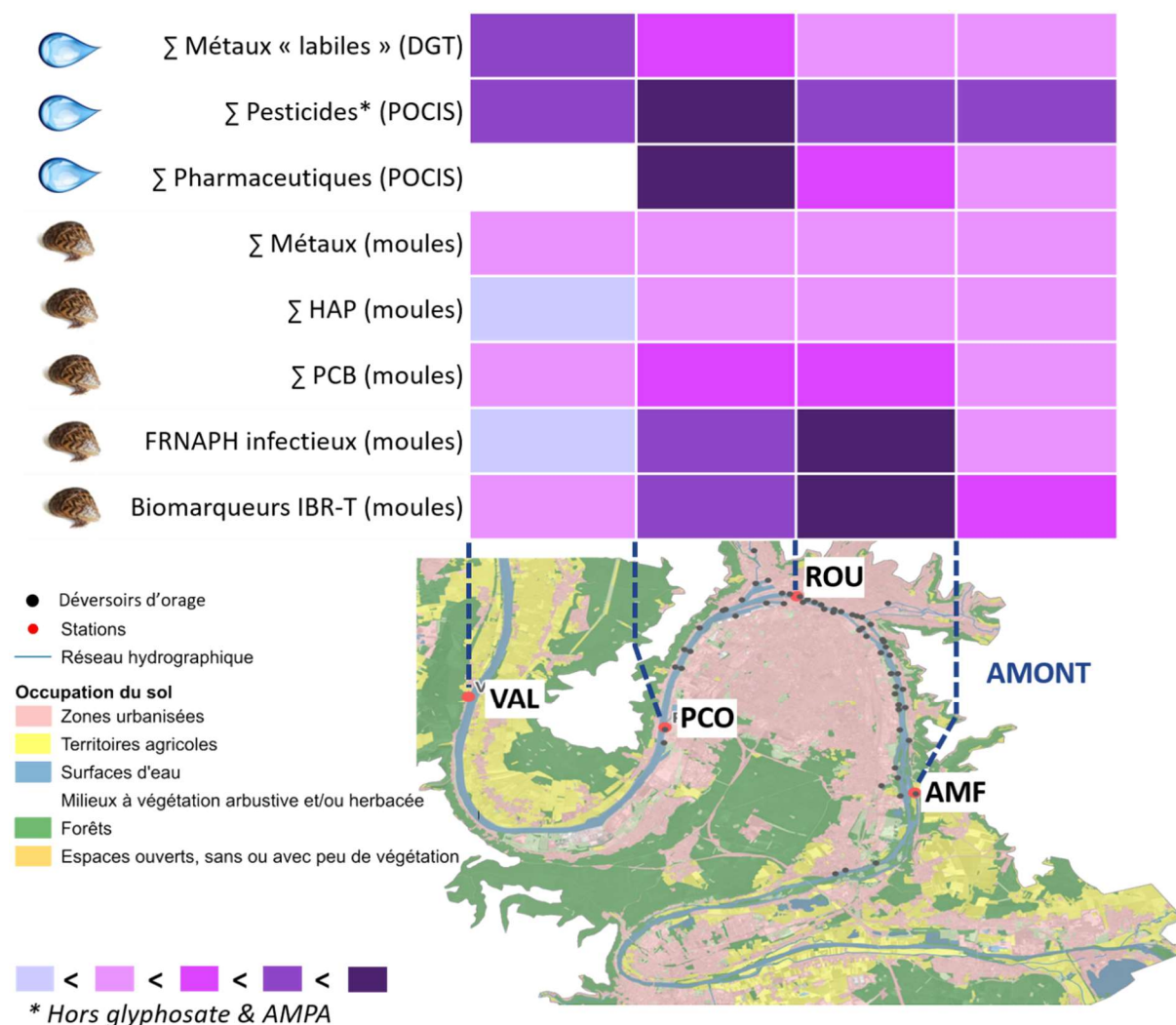


Figure 49 : Synthèse des réponses des différents outils déployés lors des campagnes Orage. Echelle de couleur correspondant au gradient de réponse de la somme des moyennes des concentrations des paramètres mesurés ou des indicateurs pendant les campagnes Orage.

La stratégie d'échantillonnage ne permet pas d'identifier précisément une/les source(s) des apports, mais il est vraisemblable que ces composés aient été issus d'apports urbains *via* les déversoirs d'orage situés majoritairement autour de la station de Rouen jusqu'à Petit-Couronne, où se situent aussi les rejets de la STEU Emeraude et les apports de l'affluent *Le Cailly*, et probablement du lessivage des sols entre Petit-Couronne et Val-des-Leux.

2. Secteurs à risque lors d'une crue

Le débit augmentant en cas de crue, il peut y avoir une remobilisation des polluants stockés dans les sédiments vers la colonne d'eau (apports potentiels en HAP, PCB, pesticides hydrophobes, TBT, éléments traces métalliques (ETM)), augmentant ainsi la quantité de matières en suspension dont la composition serait plus contaminée. La crue peut également entraîner un ruissellement accru des terres agricoles (apports potentiels en pesticides, en microbes issus du lisier, et en ETM), urbaines et industrielles (apports en microbes, substances pharmaceutiques, HAP et ETM) et donc une pollution supplémentaire. Dans l'agglomération Rouennaise, la pluviométrie plus importante aurait aussi pour conséquence des déversements plus fréquents et plus ou moins importants en volumes. A l'inverse, l'augmentation du volume d'eau peut diluer certains polluants, réduisant temporairement leur concentration dans l'eau. L'hypothèse initiale était qu'au moment de l'augmentation significative du débit en période d'avant crue, il serait possible d'observer un changement de niveau de contamination de base de la Seine. Ainsi, l'objectif était de suivre ce qui pouvait se passer au cours de cet événement sur un gradient géographique amont/aval avec les stations de Poses, Rouen, Val-des-Leux, Rives-en-Seine, et Fatouville.

Les paramètres hydrométéorologiques ont montré une corrélation entre la pluviométrie et les volumes totaux déversés dans l'agglomération rouennaise, confirmant la présence d'apports liés aux déversoirs dans ce secteur. L'effet de l'augmentation des débits sur la qualité de l'eau de la Seine a notamment pu être mis en évidence dans le biote, selon deux *scénarii* possibles. D'un côté il a pu y avoir un effet de dilution de la contamination, comme vu pour certains contaminants chimiques, montrant un gradient temporel, mais pas forcément géographique. D'un autre côté, la concentration en certains polluants, comme la contamination métallique ou microbiologique, a pu augmenter du fait des déversements pouvant avoir lieu ou par lessivages des sols agricoles ou urbains. Ces résultats ont pu être observés de manière locale, comme pour les HAP dans le biote à Val-des-Leux au temps T2 [Figure 50]. Dans un tel contexte, il est apparu difficile d'identifier de manière certaine comment l'évènement crue a impacté la qualité de l'eau dans l'estuaire de la Seine.

Dans l'eau, les concentrations en éléments traces métalliques ont augmenté modérément entre Val-des-Leux et Rives-en-Seine mais étaient les plus élevées à Fatouville, particulièrement en C1 et C3 [Figure 50]. Ce phénomène n'est pas attribuable à des apports supplémentaires entre Rives-en-Seine et Fatouville, mais plus vraisemblablement à des processus physico-chimiques liés à l'augmentation de la salinité, en passant d'un milieu limnique (salinité < 0,5) à un milieu majoritairement mésohalin (salinité entre 5 et 18) à Fatouville. Les pesticides (hors glyphosate) ont, quant à eux, présenté un niveau moyen plus élevé à Val-des-Leux dominé par des herbicides (notamment chlortoluron) [Figure 50], même si les plus fortes concentrations avaient été mesurées à Rouen en novembre 2023.

Les concentrations moyennes en contaminants dans les matières en suspension (MES) étaient les plus fortes à l'entrée de l'estuaire à Poses pour tous les paramètres (métaux traces, HAP et organoétains, PCB, phtalate) y compris les bioessais [Figure 50]. Elles étaient encore élevées pour les métaux traces, le phtalate et les bioessais à Rouen puis ont progressivement diminué vers l'aval, pour atteindre un minimum à la station Fatouville. En effet, à l'embouchure de l'estuaire se trouve le bouchon vaseux, une zone de turbidité maximale créée par le mélange entre les eaux fluviales et marines, agissant comme un régulateur des flux de contaminants microbiologiques et chimiques, qui sont piégés par les particules [Petit et al, 2018]. Les résultats ne suggèrent donc pas d'apports intra-estuariens de contaminants dans les MES.

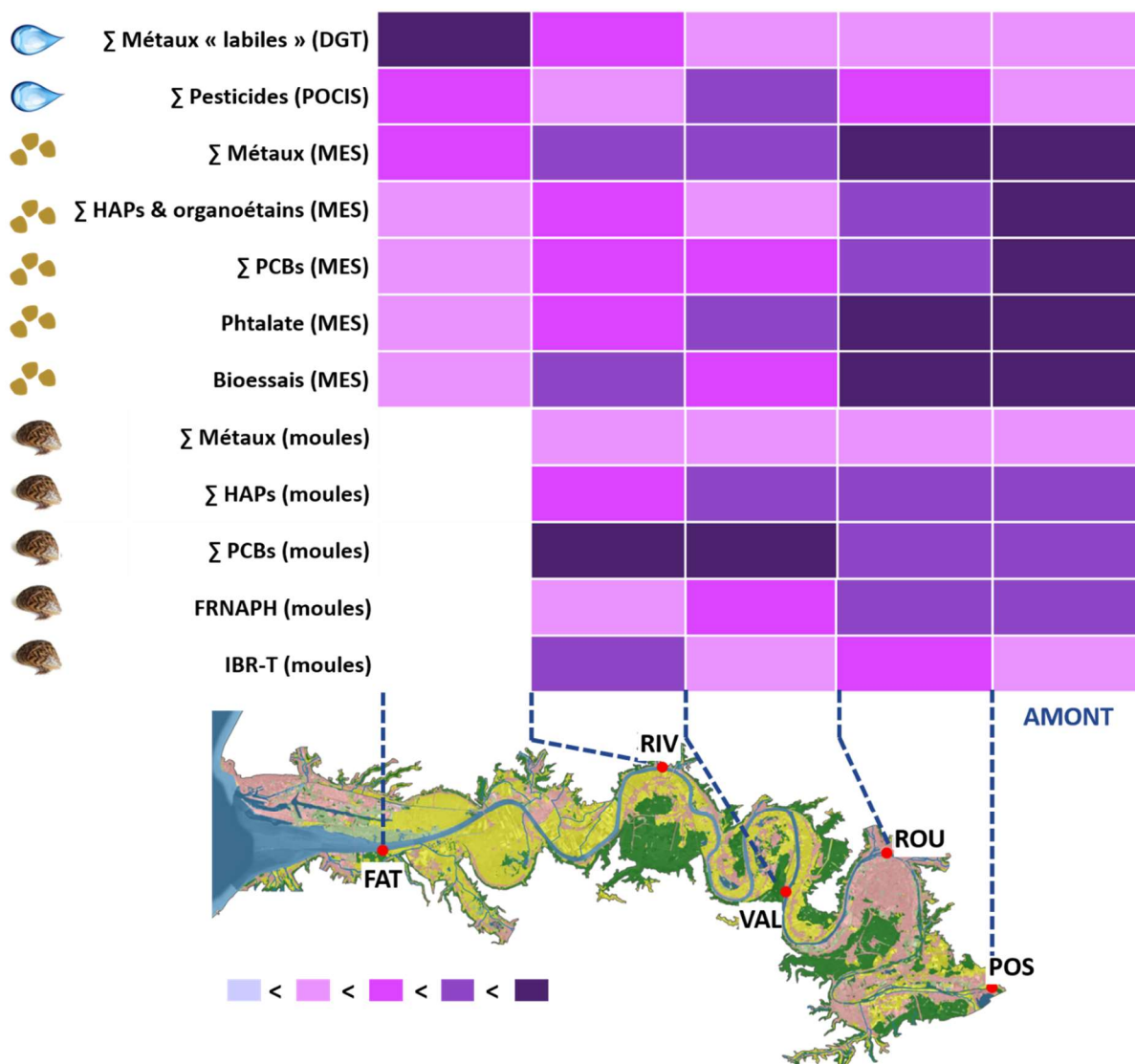


Figure 50 : Synthèse des réponses des différents outils déployés lors des campagnes Crue. Echelle de couleur correspondant au gradient de réponse des sommes des paramètres mesurés ou des indicateurs.

Les crues ne semblent pas avoir eu un impact sur les concentrations métaux traces dans l'eau, et des contaminants dans les matières en suspension, qui sont principalement contrôlées par les processus physico-chimiques au niveau du bouchon vaseux, avec une augmentation de l'amont vers l'aval pour les premiers et une diminution pour les seconds. La stratégie d'échantillonnage n'a pas permis d'identifier précisément une/les source(s) des apports, alors que des augmentations de concentration en pesticides dans l'eau ont été observées à Val-des-Leux. Pour le biote, une dilution spatiale pour les HAP et FRNAPH a été observée et, à l'inverse, une augmentation des concentrations en PCB. Ces tendances reflètent l'impact de la qualité amont de la Seine (région parisienne) ou un enrichissement le long du continuum.

3. Risques d'impact écotoxicologique des évènements

Bien que l'eau soit douce en amont de la station de Rives-en-Seine, l'estuaire jusqu'à Poses fait partie des eaux de transition définies pour les eaux littorales dans la DCE. Les concentrations moyennes, minimum et maximum pour chaque type de campagne (Ambiant, Orage et Crue) ont donc été comparées aux valeurs de référence pour les eaux marines existantes, telles que : normes de qualité environnementale pour les mollusques bivalves (NQE_{biote}) définies dans la DCE [Arrêté du 9 octobre 2023] ; normes de qualité environnementale adaptées aux DGT (NQE_{DGT}) proposées pour la DCE pour les éléments traces métalliques [Amouroux et al, 2021 ; Amouroux et al, 2023] ; plus faible « Predicted No Effect Concentration » (PNEC, *i.e.* concentration maximale pour laquelle il n'est pas attendu d'effet indésirable sur les organismes aquatiques) retenue par le réseau NORMAN [<https://www.norman-network.com/nds/ecotox/>] ; ou une valeur guide environnementale (VGE) proposée par l'INERIS à partir des données écotoxicologiques. Il est toutefois à noter que même si la PNEC permet de donner un ordre de grandeur de concentration pouvant mener à la toxicité d'un composé vis-à-vis des écosystèmes, le facteur de sécurité appliqué pour son calcul n'a pas de réalité environnementale, et cette valeur est définie pour une substance donnée sans prendre en compte le mélange des substances dans l'environnement, qui peut donner lieu à des effets écotoxicologiques additifs, synergiques ou antagonistes. Ces valeurs permettent donc seulement de mettre en évidence les substances potentiellement problématiques, et d'effectuer une priorisation des molécules à rechercher.

a. Eléments traces métalliques « labiles » dans l'eau

Pour la majorité des métaux traces, les résultats montrent qu'aucune moyenne ne dépasse la NQE_{DGT} proposée, quelle que soit le type de campagne, excepté pour le cobalt pendant les orages [Figure 51]. Toutefois, il est à noter que plusieurs concentrations maximales étaient supérieures à ces valeurs de référence pour plusieurs métaux : pour le cobalt et le plomb pendant les campagnes Ambiant, pour le cobalt, le cuivre, le nickel et le plomb pendant les orages, et le plomb pendant les crues. De façon générale, les concentrations moyennes lors des campagnes Orage étaient plus fortes, ce qui confirme le risque de dégradation de la qualité de l'eau lié à ce type d'évènement.

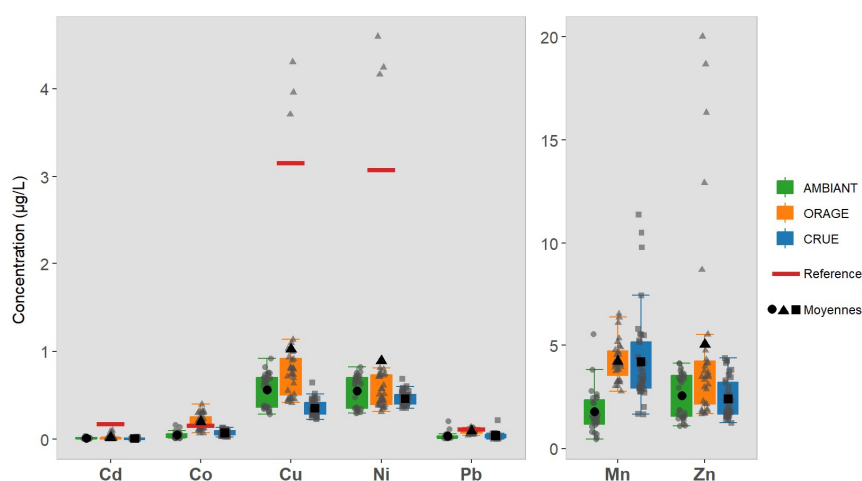


Figure 51 : Boîtes à moustaches et moyennes des concentrations dans l'eau (en µg/L) via les DGT en cadmium (Cd), cobalt (Co), cuivre (Cu), manganèse (Mn), nickel (Ni), plomb (Pb) et zinc (Zn) pour les campagnes Ambiant (A1, A2), Orage (O1, O2, O3), et Crue (C1, C2, C3) comparées aux normes de qualité environnementales adaptées aux DGT proposées pour la DCE [Amouroux et al, 2021 ; Amouroux et al, 2023].

Ce bilan montre que les métaux les plus à risque de dépasser les normes de qualité environnementales proposées (NQE_{DGT}) sont le cobalt et le plomb, qui ont les plus faibles NQE_{DGT} (160 et 120 ng/L respectivement). Le cadmium ayant été mesuré à de très faibles concentrations par rapport à sa valeur de référence, le risque d'un dépassement est donc faible.

b. Pesticides dans l'eau

Pour les pesticides dans l'eau, sur les 93 substances quantifiées à plusieurs reprises quelles que soient les campagnes et les stations, les résultats ont pu être convertis en concentrations (en ng/L) à l'aide des facteurs de taux d'échantillonnage (Rs) pour 38 d'entre elles, soit moins de 41 %. Parmi celles-ci se trouvent 8 herbicides, 6 fongicides, 8 métabolites (ou produits de dégradation), et 16 pesticides non approuvés pour un usage agricole au moment de la rédaction de ce rapport (dont 10 herbicides, 3 fongicides, 2 néonicotinoïdes, et 1 insecticide).

Parmi les dix substances classées par la moyenne globale de leur concentration, les plus abondantes comptaient : 3 métabolites dont l'AMPA (167 ng/L), le 2-hydroxy-atrazine (26 ng/L), et le déséthylatrazine (ou DEA) (14 ng/L) ; 4 herbicides (chlortoluron, glyphosate, propyzamide et terbutylazine) ; le fongicide tébuconazole ; et l'herbicide inapprouvé métolachlore [Figure 52]. Ces résultats sont cohérents avec de précédentes études [Mazellier et al, 2018] et provenant du bassin versant amont de la Seine [Blanchou et al, 2011]. Environ 36 % des substances (14/39) ont présenté au moins une concentration moyenne par campagne supérieure à sa valeur de référence, et plusieurs ont présenté des dépassements à leur concentration maximale.

Le **glyphosate** et l'**AMPA** avaient été majoritairement retrouvés à Poses et à la sortie de la station d'épuration de Rouen (entre 17-87 ng/L et 98-497 ng/L respectivement) en 2014-2015 [Mazellier et al, 2018]. Or, bien que l'utilisation du glyphosate était uniquement autorisée pour un usage agricole, il a été couramment utilisé pour l'entretien des espaces urbains et industriels, ce qui n'est plus le cas depuis janvier 2017 pour les collectivités et janvier 2022 pour les jardins privés. Les apports en glyphosate en milieu urbain devraient donc avoir diminué depuis, or sur les trois campagnes (A1, C1, A2) où des mesures ont été réalisées en amont et aval de l'agglomération de Rouen, les concentrations étaient de 29 à 72 % plus fortes à Val-des-Leux qu'à Poses, avec des valeurs globales entre 0,07 et 58 ng/L pour le glyphosate, et entre 1,5 et 672 ng/L pour l'AMPA. Ces résultats suggèrent que des apports en glyphosate par le lessivage des sols et les ruissellements sont toujours non négligeables dans l'agglomération Rouennaise. En outre, l'AMPA est le principal produit de dégradation du glyphosate dans l'environnement, mais est aussi le métabolite des phosphonates utilisés comme agents antitartre dans de nombreuses applications industrielles et domestiques (détergents dans les lessives ou produits vaisselle). Sa concentration est donc dépendante à la fois d'apports agricoles et urbains. Les plus fortes concentrations en glyphosate entre les campagnes Ambiant (A1, A2), Crue (C1) et Orages (O2 et O3) ont été mesurées pendant les orages [Figure 52]. Il en résulte des dépassements systématiques de la concentration moyenne par rapport à la valeur de référence (PNEC) du glyphosate (10 ng/L), avec presque un triplement des teneurs lors des orages, et lors des campagnes Ambiant et orage pour l'AMPA (PNEC à 150 ng/L).

La deuxième substance la plus abondante est un autre métabolite, le **2-hydroxy atrazine** (moyenne 26 ng/L), un des produits de dégradation de l'**atrazine** (au 12^e rang sur le graphique) dont l'interdiction a été décidée en 2001, mais qui est toujours présent en quantité non négligeable dans les eaux de surface, dont la Seine [Figure 52]. Les principaux autres produits de dégradation de l'atrazine sont le **desethylatrazine (DEA)** (au 7^e rang), et le **deisopropylatrazine (DIA)** (au 24^e rang). Les concentrations moyennes lors des différents types de campagnes n'ont pas dépassé leur PNEC respective, que ce soit pour l'atrazine ou ses métabolites.

Parmi les substances autorisées à ce jour pour un usage agricole, se trouvent des herbicides, comme le **chlortoluron** (3^e rang, moyenne 25 ng/L), qui est principalement utilisé pour les cultures de blé tendre et d'orge d'hiver, et la **propyzamide** (8^e rang, moyenne 9,4 ng/L), pour lutter entre novembre et janvier contre les graminées résistantes dans les cultures de colza. Ces usages correspondent bien aux résultats obtenus, avec des concentrations étaient maximales pendant les campagnes Crue [Figure 52].

Ainsi, les concentrations moyennes en chlortoluron et en propyzamide dépassaient leur valeur de référence (VGE à 10 ng/L et PNEC à 6,3 ng/L respectivement) uniquement pendant les crues, avec un facteur près de 30 et 10, respectivement, par rapport aux campagnes Ambient.

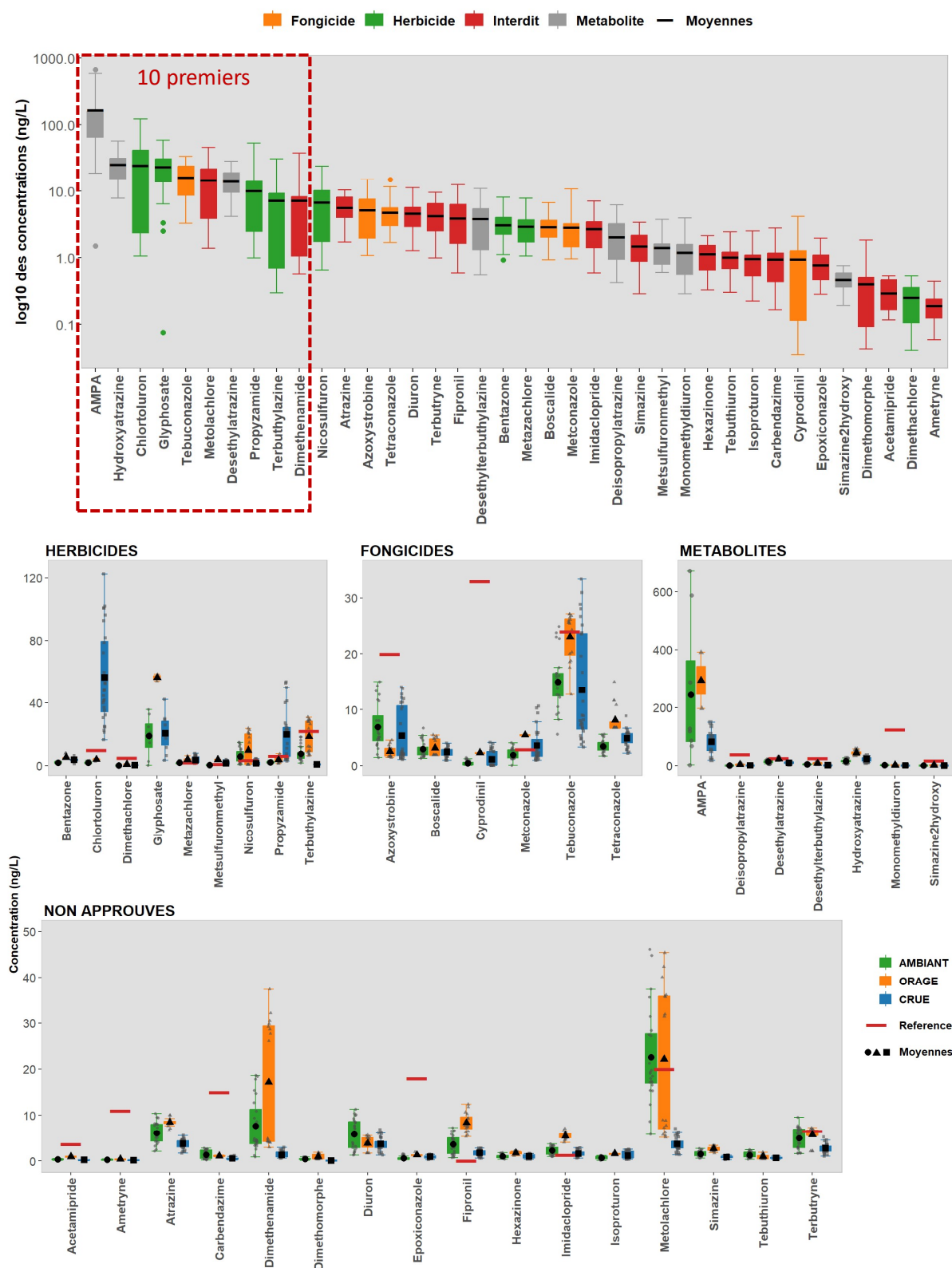


Figure 52 : Boîtes à moustaches et moyenne des concentrations dans l'eau (en ng/L) via les POCIS en produits phytosanitaires classées par leur moyenne décroissante (en haut), et pour les campagnes Ambient (A1, A2), Orage (O1, O2, O3), et Crue (C1, C2, C3) pour chaque famille (en bas).

Après son interdiction en 2003, le **métolachlore** avait été remplacé par le S-métolachlore depuis 2005, l'une des substances actives les plus utilisées en France pour le traitement des cultures de maïs, tournesol, et soja. Or, suite au constat de la contamination des eaux souterraines par ses métabolites, le S-métolachlore n'est plus approuvé depuis le 21/04/2023 avec une fin d'utilisation permise jusqu'au 20/10/2024. Cette substance active pouvait donc encore être utilisée lors des périodes des campagnes de ce projet, avec des concentrations plus fortes en été à Val-des-Leux et Rives-en-Seine (moyenne 15 ng/L) [Figure 52], menant à des dépassements de sa PNEC (20 ng/L) notamment pendant la campagne Ambient A2 et l'orage O2 en juillet 2024.

De même, la **terbuthylazine** (9^e rang) et le **nicosulfuron** (11^e rang) étant aussi utilisés en post-levée pour lutter contre les graminées dans les cultures de maïs, leurs concentrations étaient plus importantes lors des campagne Ambient que Crue, avec des maxima au moment des orages [Figure 52]. Pour la terbuthylazine, cela ne mène pas à un dépassement de la concentration moyenne pour les orages par rapport à sa PNEC (22 ng/L), même si les niveaux y étaient tous supérieurs à toutes les stations lors de la campagne O2 de juillet 2024. Le nicosulfuron ayant une PNEC beaucoup plus faible (0,87 ng/L), les concentrations moyennes la dépassent pour tous les types de campagnes, avec un maximum pendant les orages. Ce résultat est notamment dû aux niveaux élevés mesurés lors de l'été 2024, qui a été plus humide que 2023 et a probablement dû demander davantage de désherbages. Les résultats sont similaires pour le **diméthénamide** inapprouvé depuis 2006, et son isomère le diméthénamide-P autorisé depuis 2019, des herbicides pour les cultures de céréales, principalement le maïs et le colza, et la betterave sucrière. Seule sa concentration moyenne pendant les orages dépasse sa PNEC (13 ng/L), qui double celle des campagnes Ambient.

En ce qui concerne les fongicides et autres pesticides biocides, les substances les plus présentes étaient le **tébuconazole** (5^e rang, moyenne 16 ng/L), l'**azoxystrobine** (13^e rang) et le **tétraconazole** (14^e rang) [Figure 52], utilisés sur plusieurs types de cultures, comme les céréales, les fruits et légumes, le gazon au printemps et/ou hiver pour le traitement et la prévention des maladies fongiques. Aucune de ces substances n'a présenté de concentration moyenne par type de campagne dépassant sa PNEC, mais de justesse pour le tébuconazole lors des orages. Seule le metconazole, un autre fongicide, a présenté une concentration moyenne lors des crues supérieure à sa PNEC (2,9 ng/L).

Enfin, parmi les substances non approuvées aujourd'hui, outre celles déjà citées ci-dessus, se trouvent des molécules représentatives de rejets urbains comme le **diuron** (inapprouvé en 2008, 1,3 à 11 ng/L), des néonicotinoïdes comme l'**imidaclopride** (0,6 à 7,1 ng/L) et l'**acétamipride** (0,1 à 0,5 ng/L), et le **fipronil** [Figure 52]. Ce dernier n'est plus approuvé en France depuis 2004 en tant que produit phytopharmaceutique, mais est toujours autorisé en tant que biocide pour la lutte antiparasitaire (termites, fourmis, blattes) et en médecine vétérinaire (antipuces, anti-tiques), donc avec une source principalement urbaine. Les concentrations mesurées dans le projet (0,6 à 12 ng/L) étaient globalement inférieures à celles en sortie de la station d'épuration de Rouen (12,5 à 27,2 ng/L) mais supérieures à celles à Poses (0,4 - 2,6 ng/L) en 2015 [Mazellier et al, 2018]. Sa concentration était notamment plus forte lors des campagnes Ambient et encore plus lors des orages, avec une augmentation nette entre Poses et Amfreville, suggérant des apports par les déversoirs ou ruissellements dans une zone industrielle et urbaine [Figure 52]. Les valeurs de référence (PNEC) du fipronil et de l'imidaclopride étant très faibles (0,077 et 0,68 ng/L respectivement, leurs concentrations moyennes les ont dépassées lors de chaque type de campagne, avec un maximum lors des orages. Pour le fipronil, sa concentration moyenne annuelle était de 4,0 ng/L, soit plus de 50 fois sa PNEC. De même pour les néonicotinoïdes, le **clothianidine** a été quantifiée dans 46 % des POCIS mais sa concentration n'a pas pu être convertie en ng/L pour être comparée à sa PNEC qui est aussi faible (1 ng/L). Les néonicotinoïdes sont non approuvés pour un usage agricole, mais ils sont autorisés dans des biocides classés dans la catégorie des insecticides, acaricides et produits utilisés pour lutter contre les autres

arthropodes, destinés au grand public [ANSES, 2025]. Ces composés peuvent donc ainsi être retrouvés en milieu urbain.

Enfin, parmi les substances dont une ou plusieurs concentrations moyennes par type de campagne ont dépassé leur valeur de référence, figurent aussi : le **métazachlore** (PNEC à 2 ng/L) lors des orages et des crues, le metsulfuron-méthyle (PNEC à 1 ng/L) lors des crues, et le **diuron** (PNEC à 4,9 ng/L) lors des campagnes Ambient.

Ces comparaisons aux valeurs écotoxicologiques de référence permettent d'identifier 14 pesticides comme problématiques pour la qualité de l'eau de la Seine lors des orages (8 substances) et lors des crues (9 substances), dont 5 sont communes aux deux types d'évènements (glyphosate, métazachlore, nicosulfuron, fipronil et imidaclopride) [Tableau 12].

Tableau 12 : Synthèse des substances problématiques lors des campagnes Ambient, Orage et Crue.

Famille	AMBIANT	ORAGE	CRUE
Herbicide	Glyphosate	Glyphosate Métazachlore	Chlortoluron Glyphosate Métazachlore Metsulfuron-méthyle Nicosulfuron Propyzamide
	Nicosulfuron	Nicosulfuron	
Fongicide			Metconazole
Non approuvée pour un usage agricole	Diuron	Diméthénamide	
	Fipronil Imidaclopride Métolachlore	Fipronil Imidaclopride Métolachlore	Fipronil Imidaclopride
Métabolite	AMPA	AMPA	

c. Substances pharmaceutiques dans l'eau

Pour les substances pharmaceutiques dans l'eau, sur les 63 substances quantifiées à plusieurs reprises quelles que soient les campagnes et les stations, les résultats ont pu être convertis en concentrations (en ng/L) à l'aide des facteurs de taux d'échantillonnage (Rs) pour 17 d'entre elles, soit moins de 27 %. Parmi celles-ci se trouvent 5 bêtabloquants, 3 anxiolytiques, 2 antibiotiques, 2 antidépresseurs. Il est à noter que ces substances n'étaient pas forcément celles les plus concentrées dans les membranes, dont l'irbesartan (anti-hypertenseur), et deux métabolites (10,11-dihydroxy-carbamazepine et o-desmethylvenlafaxine).

Dans les dix substances classées par la moyenne globale de leur concentration, les plus abondantes comptaient : un anxiolytique (oxazépam), deux antibiotiques (sulfaméthoxazole et triméthoprim), quatre bêtabloquants (aténolol, sotalol, propanolol et bisoprolol), un antalgique anti-inflammatoire non stéroïdien (kétoprofène), et un hypolipidémiant (bézafibrate) [Figure 53]. Il est à noter que l'aténolol, le sulfaméthoxazole et le kétoprofène sont considérés comme des molécules représentatives des grandes familles de médicaments utilisés à l'hôpital [Bailly, 2013].

Les substances pharmaceutiques n'ayant été recherchées qu'à la station de Rouen lors des campagnes Crue, la dispersion des concentrations et les moyennes pour toutes les stations (Amfreville, Rouen et Petit-Couronne) pour chaque type de campagne sont présentées dans la Figure 53.

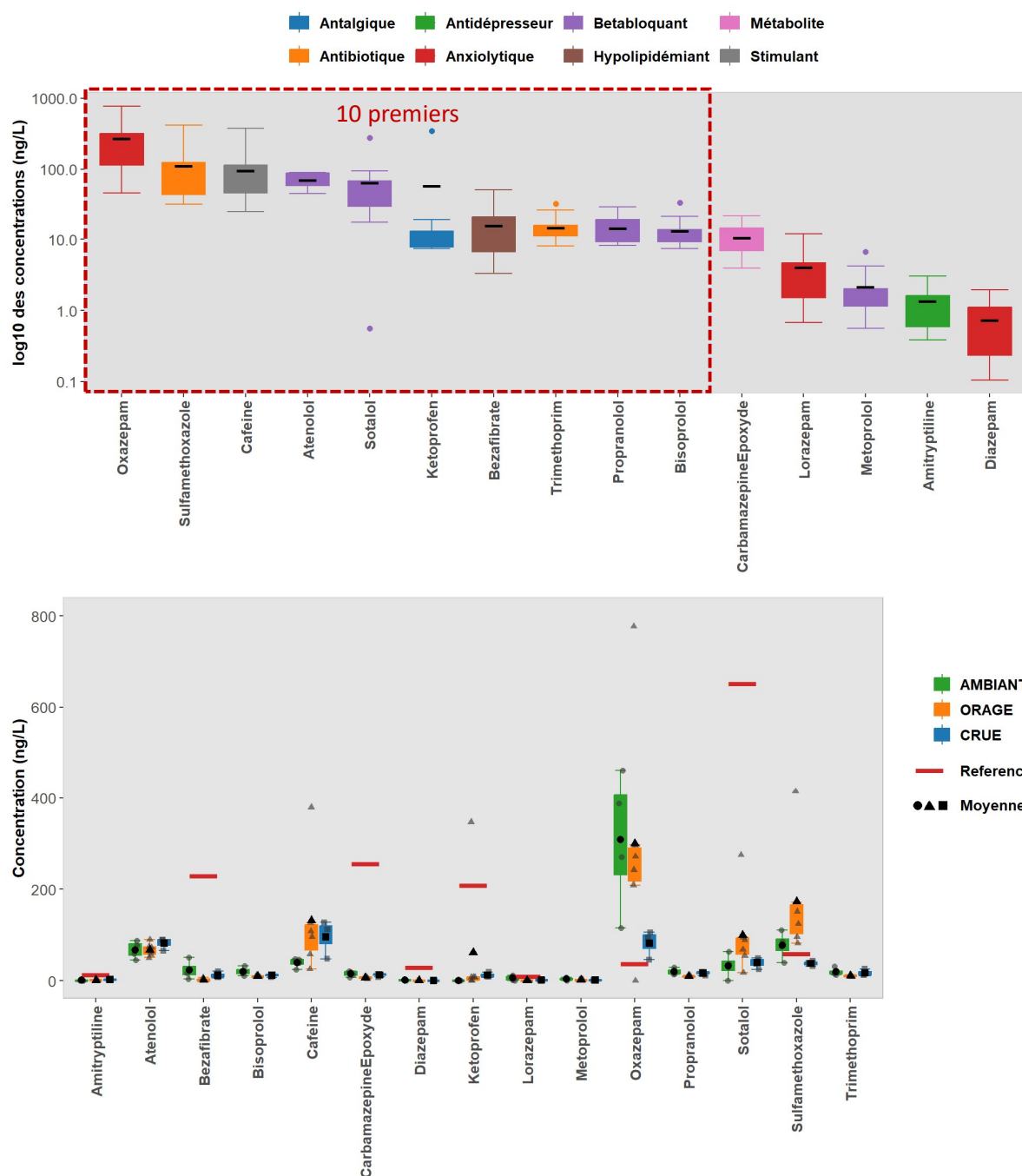


Figure 53 : Boîtes à moustaches et moyenne des concentrations dans l'eau (en ng/L) via les POCIS en substances pharmaceutiques classées par leur moyenne décroissante (en haut), et pour les campagnes Ambient (A1, A2), Orage (O1, O2, O3), et Crue (C1, C2, C3) pour chaque substance (en bas) incluant toutes les stations (Amfreville, Rouen et Petit-Couronne).

Globalement, les concentrations étaient plus importantes lors des orages pour la caféine (mais aussi lors des crues), le sotalol et la sulfaméthoxazole [Figure 53], mais de façon non significative. Les concentrations en oxazépam étaient les plus importantes en été (campagnes Ambient et Orage). Lors de l'orage O2 à la station de Petit-Couronne, des concentrations importantes ont été mesurées pour l'oxazépam (777 ng/L), la sulfaméthoxazole (415 ng/L), la caféine (379 ng/L), le kétoprofène (347 ng/L) et le sotalol (275 ng/L), de 2,9 à plus de 47 et 700 fois les niveaux mesurés en amont à la station de Rouen (pour le kétoprofène et l'oxazépam respectivement). Ces données mettent en évidence des

rejets par temps d'orage entre ces deux stations, qui pourraient être attribués à ceux de la STEU de Rouen, comme cela avait pu être constaté lors de précédentes études [Mazellier et al, 2018].

A la station de Rouen, l'oxazépam et le sulfaméthoxazole ont présenté une concentration moyenne supérieure à leur valeur de référence durant les trois types de campagnes avec les plus fortes valeurs lors des orages, y compris à Amfreville et Petit-Couronne. Au niveau des autres stations, les PNEC du kétoprofène et du sotalol ont été largement dépassées à Petit-Couronne pendant l'orage O2, celle du lorazépam à Amfreville lors de la campagne Ambient A1 (12 ng/L). Il est à noter que l'irbesartan (anti-hypertenseur) avait été fortement mesuré dans les membranes POCIS lors des campagnes Ambient (moyenne 597 ng/g par jour), Crue (moyenne 334 ng/g par jour) et Orage (moyenne 742 ng/g par jour), mais il n'a pas pu être converti en concentration en ng/L afin d'être comparé à la PNEC, qui est cependant forte (70 000 ng/L).

La France est le deuxième pays européen à consommer le plus de benzodiazépines après l'Espagne. En effet, plus de 4 français sur 10 déclarent prendre un traitement contre les troubles du sommeil ou calmer l'anxiété, ne serait-ce qu'exceptionnellement [ANSM-Viavoie, 2025]. Dans les traitements pour l'anxiété, les quatre molécules les plus prescrites sont : alprazolam (36%), bromazépam, lorazépam, oxazépam (9%). L'oxazépam est à la fois une molécule mère et un métabolite de la famille des benzodiazépines, ce qui peut expliquer les fortes concentrations mesurées dans le présent projet. L'alprazolam et le bromazépam ont effectivement été quantifiés dans les membranes des POCIS notamment pendant la campagne Ambient de l'été 2023, mais leur concentration n'a pas pu être convertie en ng/L faute de facteurs de taux d'échantillonnage. Il serait cependant intéressant de pouvoir les convertir, car leur PNEC est relativement basse, particulièrement pour l'alprazolam (7,7 ng/L).

Ces comparaisons aux valeurs écotoxicologiques de référence permettent d'identifier au moins deux substances pharmaceutiques, l'oxazépam et la sulfaméthoxazole, comme problématiques pour la qualité de l'eau de la Seine lors des orages et des crues à l'aide des échantillonneurs intégratifs passifs.

d. Éléments traces métalliques et contaminants organiques dans le biote

Concernant le biote, les concentrations mesurées dans les dreissènes exposées sur les différents sites et les différentes périodes (campagnes orage/crue et différentes dates de prélèvements) ont également été comparées aux valeurs de référence existantes.

Vis-à-vis du mercure, benzo(a)pyrène, et fluoranthène, aucune des concentrations mesurées dans les dreissènes durant l'ensemble du projet n'a dépassé leur NQE_{biote} respective.

Les mesures dans les dreissènes sont systématiquement inférieures à ces PNEC_{biote} pour les PCB et différents HAPs (phénanthrène, anthracène, acénaphthylène, pyrène, benzo(e)pyrène). A l'inverse pour le benzo(a)pyrène, l'indeno(1,2,3-cd)pyrene, le benzo(b+j)fluoranthene, le benzo(a)anthracene et le chrysène, les analyses des dreissènes sont systématiquement supérieures aux valeurs de PNEC_{biote}. Pour le fluoranthène, nous observons des situations contrastées, avec des concentrations mesurées dans les dreissènes supérieures à la PNEC pour les dreissènes prélevées au T0 des campagnes orages, majoritairement sur les sites de Rouen et Petit-Couronne et pour Amfreville à T1 pour l'orage 2023 et Val-des-Leux à T0 en 2024. De façon similaire, une comparaison avec les PNEC_{biote} ou VGE pour le prosulfocarbe apporte des résultats très contrastés, la VGE étant dépassée de façon ponctuelle à Rouen et Val-des-Leux pour le prélèvement T0 de la campagne Crue.

e. Éléments traces métalliques et contaminants organiques dans les particules

Les concentrations moyennes, minimum et maximum pour les campagnes Crue (C1, C2, C3) et Ambiant A2 (juillet 2024) sont présentées dans le **Tableau 13**.

Plusieurs **éléments traces métalliques (ETM)** ont présenté des concentrations moyennes dépassant les valeurs de référence pour le chrome, le cuivre, le mercure, le nickel, le plomb, le vanadium et le zinc dans les MES **[Tableau 13]**. De plus, des dépassements ponctuels des valeurs de référence ont été observés pour l'arsenic à Poses lors de la campagne Ambiant, et pour le cadmium à Poses, Rouen, Val-des-Leux lors de cette même campagne, et à Poses et Rouen lors de la première crue (C1). Le niveau moyen de contamination en ETM des MES reste élevé dans tous les cas, et dépasse les valeurs de référence pour certains d'entre eux, comme cela avait pu être observé lors de la crue de juin 2016 en amont de l'estuaire de la Seine **[Le Gall et al., 2018 ; Flipo et al., 2018]**.

Sur les **16 HAP** analysés, 63 % d'entre eux (10/16) ont présenté des concentrations moyennes dépassant leur valeur de référence à la fois lors de la campagne Ambiant et des campagnes Crue, excepté le phénanthrène qui ne la dépasse que pendant les crues **[Tableau 13]**. De plus, tous les HAP ont été mesurés à des concentrations maximales dépassant leur valeur de référence que ce soit lors de la campagne Ambiant ou lors des campagnes crues. Les niveaux moyens en HAP sont supérieurs pendant les crues par rapport à la campagne Ambiant pour la majorité des HAPs, excepté l'acénaphthène et l'acénaphthylène.

Sur les **7 PCB indicateurs**, les cinq premiers congénères ont présenté des concentrations moyennes dépassant leur valeur de référence à la fois lors de la campagne Ambiant et les campagnes Crue **[Tableau 13]**. Les niveaux moyens entre ces deux types de campagnes étaient similaires pour ces congénères, et légèrement supérieurs lors de la campagne Ambiant pour les PCB153 et PCB180. Ces différences entre congénères peuvent s'expliquer par l'influence de leur propriétés physico-chimiques (degré de chloration, isomérisation) sur leur comportement dans l'environnement.

Enfin, pour les **organoétains**, seul le TBT dispose d'une valeur de référence (PNEC), qui est dépassée par la concentration moyenne pendant les crues, ainsi que les valeurs maximales à toutes les stations pendant la première crue (C1) **[Tableau 13]**. Le di(2-éthylhexyl)phtalate (DEHP) ne dispose pas de valeur de référence définie, mais est bien présent dans les MES, et à une concentration moyenne légèrement plus élevée (+23 %) pendant les crues que pendant la campagne de juillet 2024.

Ces résultats montrent que les matières en suspension transportent effectivement de la contamination (éléments traces métalliques, HAP, PCB, organoétains, DEHP), dans l'eau de la Seine, que ce soit en été ou pendant les forts débits hivernaux. Les niveaux de concentration sont cependant plus élevés lors des crues pour les HAP, excepté l'acénaphthène et l'acénaphthylène, et le TBT, avec des dépassements des PNEC pour 7 métaux traces, 10 HAP, 5 PCB et le TBT. Ces particules étant soit piégées dans les sédiments de la Seine ou exportées vers les eaux côtières, elles représentent donc un risque d'effets potentiels sur les organismes aquatiques et particulièrement benthiques.

Tableau 13 : Concentrations moyenne, minimum et maximum d'éléments traces métalliques et substances organiques pour chaque type de campagne dans les matières en suspension, et comparaison à leur valeur de référence de qualité pour les sédiments.

ETM = éléments traces métalliques ; HAP = hydrocarbures aromatiques polycycliques ; PCB = polychlorobiphényles ; OSn = organoétains. PNEC = lowest Predicted No Effect Concentration (concentration maximale pour laquelle il n'est pas attendu d'effet indésirable) du réseau NORMAN, ERL = effect-range low [Long et al., 2005].

Substances		Taux quantif.	AMBIANT A2	CRUES C1-C2-C3	Référence
			Moy [Min - Max]	Moy [Min - Max]	
Unités en mg/kg poids sec					
ETM	Argent	100%	0,85 [0,58 - 1,2]	0,73 [0,54 - 1,0]	1,5 PNEC
	Arsenic	100%	12 [9,1 - 17]	12 [7,9 - 16]	17 PNEC
	Cadmium	100%	1,1 [0,61 - 1,4]	0,89 [0,46 - 1,3]	1,2 ERL
	Cobalt	100%	11 [6,0 - 12]	9,1 [6,0 - 12]	ND
	Chrome	100%	68 [53 - 85]	68 [52 - 82]	48 PNEC
	Cuivre	100%	37 [19 - 51]	37 [19 - 63]	23,8 PNEC
	Mercure	100%	0,34 [0,24 - 0,45]	0,31 [0,22 - 0,47]	0,15 ERL
	Manganèse	100%	788 [501 - 1059]	683 [471 - 916]	ND
	Nickel	100%	23 [14 - 32]	23 [15 - 31]	21 ERL
	Plomb	100%	67 [41 - 88]	50 [33 - 75]	47 ERL
	Vanadium	100%	58 [41 - 79]	60 [41 - 73]	23,6 PNEC
	Zinc	100%	240 [122 - 333]	218 [110 - 337]	127,3 PNEC
Unités en µg/kg poids sec					
HAP	Acénaphtène	100%	38 [18 - 61]	33 [10 - 77]	16 PNEC
	Acénaphtylène	100%	30 [13 - 48]	19 [5,9 - 35]	44 PNEC
	Anthracène	100%	160 [75 - 239]	180 [75 - 343]	0,024 PNEC
	Benz(a)anthracène	100%	225 [102 - 335]	251 [119 - 537]	261 PNEC
	Benzo(a)pyrène	100%	320 [124 - 474]	361 [165 - 768]	2,5 PNEC
	Benzo(b)fluoranthène	100%	329 [136 - 478]	373 [173 - 758]	130 PNEC
	Benzo(k)fluoranthène	100%	189 [74 - 277]	211 [96 - 440]	1,743 PNEC
	Benzo(g,h,i)perylene	100%	252 [106 - 366]	256 [126 - 496]	85 PNEC
	Chrysène	100%	257 [107 - 388]	289 [135 - 611]	384 PNEC
	Dibenzo(a,h)anthracene	100%	59 [25 - 85]	63,1 [29 - 130]	63,4 PNEC
	Fluoranthène	100%	443 [213 - 671]	525 [237 - 1142]	600 PNEC
	Fluorène	100%	44 [24 - 65]	49 [18 - 101]	19 PNEC
	Indéno(1,2,3-cd)pyrène	100%	278 [119 - 397]	288 [133 - 577]	240 PNEC
	Naphtalène	100%	62 [39 - 96]	81 [35 - 138]	0,138 PNEC
	Phénanthrène	100%	233 [122 - 352]	257 [111 - 570]	240 PNEC
	Pyrène	100%	348 [122 - 352]	419 [203 - 909]	665 PNEC
PCB	PCB28	100%	3,6 [1,8 - 4,7]	3,7 [1,5 - 5,6]	1,7 PNEC
	PCB52	100%	5,2 [2,5 - 7,2]	5,5 [2,1 - 8,9]	2,7 PNEC
	PCB101	100%	8,5 [4,1 - 11]	8,4 [3,1 - 16]	3 PNEC
	PCB118	100%	7,4 [3,5 - 10]	7,7 [2,7 - 14]	0,6 PNEC
	PCB138	100%	9,6 [4,7 - 13]	8,7 [3,2 - 16]	7,9 PNEC
	PCB153	100%	14 [7,2 - 19]	12 [4,6 - 22]	40 PNEC
	PCB180	100%	6,7 [2,6 - 12]	5,5 [2,1 - 9,4]	12 PNEC
OSn	Monobuthylétain (MBT)	100%	17 [12 - 21]	5,8 [0,52 - 14]	ND
	Dibutylétain (DBT)	100%	12 [9,9 - 15]	7,4 [0,42 - 35]	ND
	Tributylétain (TBT)	62%	1,7 [0,65 - 2,6]	3,7 [0,45 - 6,4]	2 PNEC
DEHP	Diéthylhexylphtalate	100%	613 [288 - 839]	754 [150 - 1499]	ND

4. Risques liés au changement climatique

Des projections climatiques sont réalisées sur la base de la Trajectoire de Réchauffement de référence pour l'Adaptation au Changement Climatique (TRACC-2023) à l'horizon 2050, avec un réchauffement de + 2,7°C d'ici 2050 par rapport à l'ère préindustrielle (indicateurs issus des projections climatiques de référence sur la métropole DRIAS2020-EXPLORE2, grille de résolution spatiale de 8 km) [<https://météofrance.com/climadiag-commune>]. De plus, la plateforme GEORISQUES de l'Etat permet d'identifier les risques naturels (inondation, remontée de nappe, submersion marine, etc.), ou technologiques (e.g. pollution des sols) dans chaque commune [<https://www.georisques.gouv.fr/>]

Pour la ville de Rouen, la tendance à l'horizon 2050 propose donc une augmentation du nombre de journées avec fortes précipitations (> 20 mm / jour) en été par rapport à la période de référence 1976 - 2005, mais aussi un risque plus élevé en hiver et automne [Figure 54].

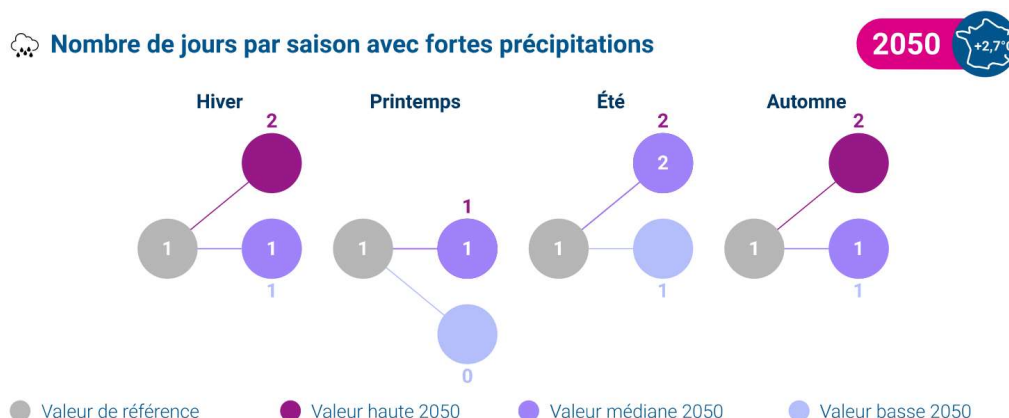


Figure 54 : Evolution du nombre de jours par saison avec de fortes précipitations (> 20 mm/jour) sur la ville de Rouen par rapport à la valeur de référence (période 1976-2005) à l'horizon 2050, avec une projection de réchauffement de + 2,7°C selon le modèle DRIAS2020-EXPLORE2) (site Climadiag-commune de Météo-France).

Selon ces projections TRACC-2023 au niveau de Poses, La Bouille (près de Val-des-Leux), Rives-en-Seine et Fatouville à l'horizon 2050, le cumul des précipitations et le nombre de jours avec de fortes précipitations augmenteraient notamment en hiver, ou automne à Rives-en-Seine. Aussi, la plateforme GEORISQUES identifie une vulnérabilité accrue aux remontées de nappe et d'inondations en hiver pour ces communes, qui pourraient donc être plus fréquentes.

Les projections à disposition du GIEC normand concernant le débit des rivières ne concernent que celui du bassin de la Seine [GIEC Normand, 2023]. Celles-ci prévoient un déficit des précipitations menant à une diminution des débits moyens des cours d'eau du bassin de la Seine de -10 % à -30 % et de la Seine elle-même à Poses de -29 ± 14 % à l'horizon 2100 (soit 140 ± 50 m³/s) par rapport au débit actuel. Cette baisse serait observable quasiment toutes les saisons, mais principalement en été lors d'étiages sévères, de -25 à -45 % du débit, dont la période pourrait commencer 1 mois plus tôt et s'étendre jusqu'à fin octobre. Sans diminution des rejets industriels, agricoles et domestiques des stations d'épuration actuels, cela aura pour conséquence une surconcentration des éléments chimiques présents dans l'eau du fait du manque de dilution, pouvant mener à d'autres dépassements de certains seuils de qualité réglementaires. De plus, les risques de dégradation de la qualité de l'eau augmenteront par rapport à aujourd'hui lors des précipitations intenses, comme les orages, où l'augmentation du ruissellement et de l'érosion des sols apporteront potentiellement plus de contamination dans la Seine.

D'un autre côté, sans modifications majeures de l'occupation du sol, la concomitance des phénomènes d'élévation du niveau marin, de précipitations intenses, de crues de rivière, de crues de nappes souterraines, de tempêtes et submersions et la marée, devraient mener à une augmentation de la

fréquence et de l'intensité des inondations dans les estuaires. Dans ce cadre, le risque naturel du type inondation, pourrait également mener à un effet cascade de risques à la fois industriels, sanitaires mais aussi économiques, comme au niveau de la boucle de la Seine à Rouen, où les simulations montrent clairement que de nombreux sites ICPE et SEVESO seront touchés par ces inondations [Figure 55]. De plus, les risques de vieillissement prématuré des infrastructures routières et des bâtiments pourront mener également à des problèmes d'insalubrité, des dysfonctionnements des réseaux d'assainissement et des remobilisations des polluants stockés dans les sols inondés.

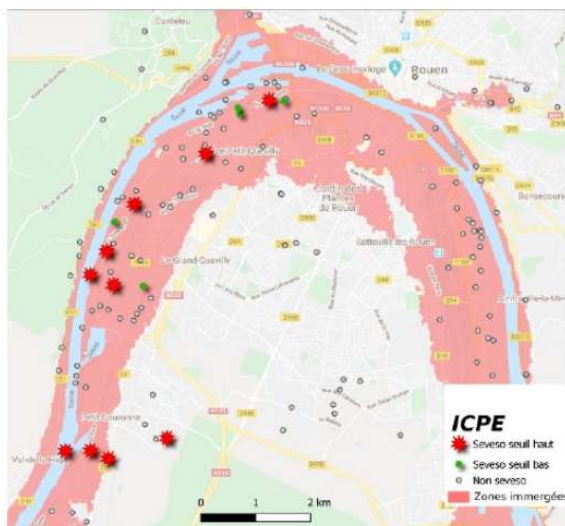


Figure 55 : Lien entre le risque d'inondation dans le cadre du changement climatique et le risque industriel pour les ICPE, dont SEVESO. Projection de ClimateCentral.org, zones immergées en 2050 combinant l'élévation du niveau marin (RCP 4.5) et des crues modérées (période de retour de 10 ans) (extrait de GIEC normand, 2023).

Le projet TARANIS ayant mis en évidence les apports de contaminants par temps d'orages via les déversoirs, ceux-ci risquent donc d'être plus fréquents notamment en été, et de même pour les crues en hiver. L'augmentation probablement de la fréquence et de l'intensité des inondations pourrait mener à des apports plus conséquents en contaminants, notamment par l'immersion de zones industrielles.

II. Surveillance actuelle vs stratégie « évènementielle »

1. Comparaison des mesures dans l'eau et priorisation

Pour l'évaluation de l'état chimique des eaux dans le cadre de l'application de la Directive Cadre sur l'Eau (DCE) [Directive 2000/60/CE], les concentrations moyennes annuelles des substances prioritaires sont comparées à des normes de qualité environnementales (NQE-MA) ainsi qu'à des NQE-CMA pour la concentration maximale admissible définies dans un arrêté ministériel [Arrêté du 9 octobre 2023]. En outre, chaque état membre a la possibilité de définir au niveau national ou régional des substances pertinentes, afin de préciser leur niveau de présence et de risque associés à ces substances. Aujourd'hui, cette liste a été définie pour les eaux continentales en fonction des enjeux spécifiques identifiés au niveau de chaque bassin versant. Certaines de ces substances ont le statut de polluant spécifique de l'état écologique (PSEE) et sont donc utilisées pour l'évaluation de l'état écologiques, alors que les autres sont surveillées afin d'améliorer la connaissance de l'imprégnation des milieux et des risques associés (catégorie B) [Arrêté du 26 avril 2022]. Aucune liste n'a encore été définie pour les eaux littorales métropolitaines, or l'estuaire de la Seine fait partie des masses d'eau de transition pour lesquelles les critères des eaux littorales sont appliqués. La réglementation étant en cours de révision en 2026, l'ensemble des contaminants chimiques pourront être surveillés uniquement dans le cadre de l'évaluation de l'état chimique, à partir des substances prioritaires dont la liste va vraisemblablement être étendue, et des substances pertinentes à surveiller (SPAS).

Une comparaison des concentrations moyennes dans l'eau (en ng/L) a été réalisée entre les résultats de ce projet réalisé avec des échantillonneurs intégratifs passifs et les résultats d'analyse des échantillons ponctuellement prélevés lors de la surveillance DCE coordonnée et financée par l'Agence de l'Eau Seine-Normandie [Tableau 14, Tableau 15, Tableau 16]. Toutes les stations et campagnes de ce projet ont été conservées pour calculer la moyenne. Les échantillons des stations de la Seine « POSES 2 », « OISSEL 2 », « ROUEN 1 », « PETIT-COURONNE 1 », « LA BOUILLE 1 », « CAUDEBEC-EN-CAUX 1 » et « BERVILLE-SUR-MER 1 », prélevés entre le 1^{er} juin 2023 et le 31 août 2024 ont été sélectionnés pour calculer la moyenne de la surveillance DCE. Dans la surveillance DCE, les contaminants organiques sont analysés dans l'eau brute (non filtrée), et les éléments traces métalliques (ETM) dans la fraction dissoute (filtrée à 0,45 µm). Dans ce projet, les ETM ont été analysés dans la fraction « labile », *i.e.* les ions libres et complexes minéraux inorganiques et organiques peu stables et correspondant donc à la fraction la plus biodisponible. Les concentrations inférieures à la limite de quantification (LQ) ont été divisées par 2 pour les deux jeux de données.

Tableau 14 : Concentration moyenne annuelle, minimum et maximum des éléments traces métalliques mesurés dans ce projet, et dans le suivi DCE piloté par l'Agence de l'Eau Seine-Normandie entre juin 2023 et août 2024, et comparaison à leur valeur de référence de qualité existante pour les eaux marines.

SP = substance prioritaire ; PSEE = polluant spécifique de l'état écologique ; CB = substance pertinente de catégorie B. NQE = Norme de Qualité Environnementale ; MA = moyenne annuelle et CMA = concentration maximale admissible.

Paramètres Unité µg/L	Liste	NQE _{DGT}	Ce projet		NQE-MA ou "NQE" PSEE	NQE- CMA	Surveillance DCE	
			Moyenne [Min - Max]	Quantif.			Moyenne [Min - Max]	Quantif.
Cadmium	SP	0,18	0,013 [0,0026 - 0,098]	100%	0,2	1,5	0,022 [0,016 - 0,027]	8%
Cobalt	PSEE	0,16	0,11 [0,012 - 0,40]	100%			0,23 [0,14 - 0,28]	100%
Cuivre	PSEE	3,16	0,63 [0,23 - 4,3]	100%	1		2,3 [1,3 - 5,0]	97%
Manganèse	CB		3,5 [0,46 - 11]	100%			6,3 [1,6 - 11]	100%
Nickel	SP	3,08	0,63 [0,30 - 4,6]	100%	8,6	34	1,3 [0,9 - 1,7]	95%
Plomb	SP	0,23	0,057 [0,00087 - 0,22]	100%	1,3	14	0,15 [0,11 - 0,26]	43%
Zinc	PSEE		3,3 [1,1 - 20]	100%	7,8		31 [9,5 - 65]	89%

Pour les **éléments traces métalliques**, les résultats de chaque jeu de données sont comparés aux seuils les plus adaptés : les NQE (norme de qualité environnementale) pour les substances prioritaires ou PSEE pour la surveillance DCE, et les NQE proposées pour les DGT [Amouroux et al., 2021 ; Amouroux et al., 2023]. Le taux de quantification dans les DGT dans ce projet était de 100 %, alors que celui de la surveillance DCE variait de 8 % pour le cadmium et 43 % pour le plomb, à 100 % pour le cobalt et le manganèse [Tableau 14]. En effet, un des intérêts des DGT réside dans son caractère intégratif, ce qui permet d'atteindre des limites de quantification plus basses pour les ETM, qui dépendra du temps d'immersion de ces échantillonneurs. Les concentrations moyennes sont systématiquement plus fortes de 1,4 (Co) à 9,4 fois (Ni) lors de la surveillance DCE par rapport aux campagnes DGT de ce projet. Il est normal que les concentrations dans la fraction dissoute dans l'eau soit plus importante étant donné que celle-ci contient plus de métaux complexés que dans la fraction labile. L'interprétation des différences n'est cependant pas possible ici puisque les analyses n'ont pas été faites sur des échantillons exposés au même moment et au même endroit. Il est à noter que les concentrations moyennes, minimum et maximum en **cuivre** dépassent la « NQE » pour PSEE définie dans la surveillance DCE, et que les concentrations maximales en **cobalt**, **cuivre**, et **nickel** dépassent les NQE_{DGT}.

Tableau 15 : Concentration moyenne annuelle, minimum et maximum de pesticides mesurés dans ce projet, et dans le suivi DCE piloté par l'Agence de l'Eau Seine-Normandie entre juin 2023 et août 2024, et comparaison à leur valeur de référence de qualité existante pour les eaux marines.

SP = substance prioritaire ; PSEE = polluant spécifique de l'état écologique ; CB = substance pertinente de catégorie B ; SM = substance recherchée dans les eaux souterraines de métropole ; SD = substance recherchée dans les eaux souterraines des DOM. NQE = Norme de Qualité Environnementale MA = moyenne annuelle et CMA = concentration maximale admissible, VGE = Valeur Guide Environnementale proposée par l'INERIS, PNEC = Predicted No Effect Concentration (réseau NORMAN). H = herbicide, F = fongicide, M = métabolite, I = Inapprouvé.

	Pesticides (ng/L)	Liste	Ce projet			Suivi DCE			Référence	
			Moy	[Min - Max]	Quantif.	Moy	[Min - Max]	Quantif.		
H	Bentazone	PSEE	3,5	[0,91 - 8,0]	78%	< 10		0%	27 000	PNEC
	Chlortoluron	PSEE	25	[1,0 - 123]	100%	37	[2,5 - 150]	50%	10	VGE
	Diméthachlore	SM	0,40	[0,04 - 0,86]	72%	< 25		0%	5	PNEC
	Glyphosate	PSEE	23	[0,07 - 58]	100%	62	[12 - 220]	57%	5 600	VGE
	Métazachlore	PSEE	3,0	[1,0 - 7,9]	100%	5,3	[2,5 - 16]	19%	2	PNEC
	Metsulfuron-méthyl	SM	1,8	[0,3 - 3,8]	53%	< 50		0%	1	PNEC
	Nicosulfuron	PSEE	5,1	[0,39 - 24]	71%	7,2	[1,5 - 25]	16%	3,5	VGE
	Propyzamide	PSEE	9,7	[0,99 - 53]	96%	16	[2,5 - 51]	41%	6,3	PNEC
	Terbuthylazine	PSEE	7,5	[0,3 - 31]	100%	9,9	[2,5 - 18]	16%	22	PNEC
F	Azoxystrobine	PSEE	5,3	[1,1 - 15]	100%	13		3%	20	PNEC
	Boscalid	PSEE	2,8	[0,92 - 6,7]	87%	11		3%	1160	VGE
	Cyprodinil	PSEE	1,2	[0,04 - 4,1]	65%	6,0		3%	33	PNEC
	Metconazole	SM	3,5	[0,04 - 11]	75%	< 10		0%	2,9	PNEC
	Tébuconazole	PSEE	16	[3,8 - 33]	100%	9,9	[2,5 - 25]	16%	24	PNEC
	Tétraconazole		5,2	[1,7 - 15]	82%	< 10		0%	320	VGE
	Pirimicarbe	PSEE	0,09	[0,02 - 0,15]	76%	< 10		0%	9	PNEC
M	AMPA	PSEE	167	[1,5 - 672]	100%	327	[86 - 833]	100%	45 200	VGE
	DCPMU		1,3	[0,30 - 3,9]	76%	2,0		3%	124,196	PNEC
	DEA	CB	14	[4,2 - 28]	100%	14	[2,5 - 50]	69%	25,61	PNEC
	DIA	CB	1,4	[0,14 - 6,1]	56%	< 5		0%	38,935	PNEC
	DET	SM	3,9	[0,55 - 11]	100%	4,4	[0,5 - 6,0]	13%	25	PNEC
	2-Hydroxy-atrazine	SM	26	[7,7 - 56]	100%	10	[5,0 - 20]	25%	1 000	PNEC
	Simazine-2-hydroxy		0,73	[0,19 - 1,5]	76%	< 50		0%	17,987	PNEC
I	Acétamipride		0,43	[0,06 - 0,90]	69%	< 15		0%	3,7	PNEC
	Amétryne	SD	0,24	[0,07 - 0,44]	76%	< 10		0%	11	PNEC
	Atrazine	SP	5,7	[1,7 - 10]	100%	5,1	[2,5 - 11]	22%	600	NQE-MA
	Carbendazime	PSEE	0,95	[0,16 - 2,8]	100%	2		3%	15	VGE
	Clothianidine**				46%	< 20		0%	1	PNEC
	Diméthénamide	PSEE	7,5	[0,57 - 37]	100%	24	[5,0 - 100]	34%	68	VGE
	Diméthomorphe	SM	0,41	[0,01 - 1,8]	99%	< 50		0%	560	PNEC
	Diuron	SP	4,4	[1,3 - 11]	94%	< 10		0%	200	NQE-MA
	Epoxiconazole	CB	0,89	[0,28 - 2,0]	78%	< 10		0%	18	VGE
	Fipronil	CB	4,0	[0,59 - 12]	100%	< 10		0%	0,077	PNEC
	Hexazinone	SD	1,2	[0,33 - 2,1]	100%	< 10		0%	56	PNEC
	Imidaclopride	PSEE	2,8	[0,59 - 7,1]	100%	9,2	[2,0 - 20]	16%	1,3	PNEC
	Isoproturon	SP	1,1	[0,11 - 2,5]	75%	9,0		3%	300	NQE
	Métolachlore	PSEE	15	[1,5 - 46]	100%	19	[5,0 - 81]	42%	20	PNEC
	Simazine	SP	1,5	[0,29 - 3,4]	100%	< 5		0%	1 000	NQE
	Tébutiuron		0,96	[0,30 - 2,4]	90%	< 10		0%	324,787	PNEC
	Terbutryne	SP	4,3	[1,2 - 9,5]	96%	7,4	[2,0 - 11]	13%	6,5	NQE-MA

** Substance sans facteur Rs fiable

Pour les **pesticides**, les valeurs de référence utilisées ici sont celles applicables dans le cadre de la surveillance DCE, soit, dans l'ordre de préférence : la NQE-MA (moyenne annuelle), la VGE (valeur guide environnementale retenue par l'INERIS), ou à défaut la plus faible PNEC (predicted no-effect concentration retenue par le réseau NORMAN au 30/04/2026). Les substances présentées dans le **Tableau 15**, sont uniquement celles dont les concentrations ont pu être converties en ng/L, ce qui exclut toutes celles qui n'ont pas pu être converties pour les résultats de ce projet, et toutes celles non recherchées dans les POCIS mais analysées dans l'eau dans la surveillance DCE. Sur ces 39 substances, 46 % ont un taux de quantification de 100 % (soit 18 substances) et presque toutes sont quantifiées à plus de 50 % dans ce projet, contre 1 substance à 100 % et 4 à plus de 50 % dans la surveillance DCE, où 59 % (soit 23/39) n'ont pas du tout été quantifiées ou une seule fois [**Tableau 15**]. Pour les composés quantifiés, les concentrations moyennes étaient généralement plus fortes dans la surveillance DCE que dans ce projet. Cela est probablement dû au fait que les concentrations dans les POCIS sont intégrées (i.e. déjà moyennées) sur la durée totale de l'immersion, alors que les prélèvements ponctuels sont plus à même de pouvoir mesurer des pics de concentration ponctuels. Au total, 5 substances présentaient des concentrations moyennes dépassant leur valeur de référence dans les deux jeux de données : **chlortoluron**, **métazachlore**, **nicosulfuron**, **propyzamide** et **imidaclopride**. De plus, trois autres composés (**metsulfuron-méthyle**, **metconazole** et **fipronil**) l'ont dépassée uniquement dans ce projet, et la **terbutryne** uniquement dans la surveillance DCE.

Pour les **substances pharmaceutiques**, aucune n'est actuellement dans la liste des substances prioritaires DCE, mais certaines sont suivies en tant que PSEE ou comme substances pertinentes recherchées dans les eaux de surface ou souterraines. Les substances présentées dans le **Tableau 16**, sont celles dont les concentrations ont pu être converties en ng/L mais aussi celles qui ont été quantifiées à plus de 50 % dans ce projet, et les résultats correspondants du suivi DCE. Ainsi, sur les 41 substances présentées, 41 % (17) ont été recherchées dans les deux suivis. Dans ce projet, 64 % des substances présentées ont été quantifiées systématiquement à chaque campagne (100 %), et 3 d'entre elles ont été quantifiées à moins de 50 %. La carbamazépine n'a été quantifiée que lors de l'orage O2 en juillet 2024 à Amfreville et Petit-Couronne, alors qu'elle a fréquemment été mesurée (à 96 %) dans le suivi DCE à une concentration moyenne dix fois plus importante, mais la concentration mesurée à Petit-Couronne est du même ordre de grandeur que dans le suivi DCE. Le cyclophosphamide n'a été quantifié qu'à 23 % uniquement pendant la campagne A1 en juillet-août 2023 aux trois stations, et la sertraline à 31 % pendant les campagnes Crue et A2 en juillet 2024 à Rouen. Dans le suivi DCE, 53 % des substances présentées ont été quantifiées à plus de 50 %, et 3 n'ont pas du tout été quantifiées. Pour les molécules communes, deux d'entre elles ont présenté des concentrations moyennes dépassant leur PNEC dans chaque suivi, mais sans être les mêmes : le **sulfaméthoxazole** et l'**oxazépam** dans ce projet, et le **diclofénac** et l'**ibuprofène** dans le suivi DCE mais qui n'ont pas été recherchées dans ce projet. De plus, les concentrations maximales de l'**acide niflumique** dans le suivi DCE et du **lorazépam** dans cette étude ont aussi dépassé la PNEC. Il n'est cependant pas possible de statuer pour d'autres substances recherchées dans ce projet dont la conversion en concentration n'a pas pu être calculée, en l'absence du taux d'échantillonnage Rs, alors que leur PNEC est faible (taux de quantification et PNEC indiqués) :

- Un antalgique : acide niflumique (100%, 14,97 ng/L) ;
- Des antibiotiques : clindamycine (100%, 4,4 ng/L), métronidazole (92%, 13 ng/L) ;
- Des antidépresseurs : venlafaxine (100%, 0,6 ng/L), fluoxétine (54%, 1,2 ng/L) ;
- Des métabolites : anhydroérythromycin A (77%, 5,67 ng/L), o-desméthylvenlafaxine (100%, 0,6 ng/L).

Tableau 16 : Concentration moyenne annuelle, minimum et maximum des substances pharmaceutiques mesurées dans ce projet, et dans le suivi DCE piloté par l'Agence de l'Eau Seine-Normandie entre juin 2023 et août 2024, et comparaison à leur valeur de référence de qualité existante pour les eaux marines.

A = antalgiques ; B = antibiotiques ; C = anticonvulsivants ; D = anxiolytiques ; E = antidépresseurs ; F = bêtabloquants ; G = anesthésiants ; H = autres ; M = métabolites. PSEE = polluant spécifique de l'état écologique ; CB = substance pertinente de catégorie B ; SM = substance recherchée dans les eaux souterraines de métropole. PNEC = Predicted No Effect Concentration retenue par le réseau NORMAN.

	Pesticides (ng/L)	Liste	Ce projet		Suivi DCE		Référence	
			Moy [Min - Max]	Quantif.	Moy [Min - Max]	Quantif.		
A	Acide niflumique**			100%	8,7 [2,5 - 21]	22%	14,97	PNEC
	Diclofénac*	PSEE			22 [12 - 33]	89%	5	PNEC
	Ibuprofène*	PSEE			15 [5,0 - 70]	48%	1,1	PNEC
	Kétoprofène	SM	31 [0,09 - 347]	54%	9,5 [2,5 - 23]	22%	209,6	PNEC
	Paracétamol**	PSEE		100%	54 [12 - 199]	75%	13 400	PNEC
	Phénazone**			100%			110	PNEC
	Propyphénazone**			62%			80	PNEC
	Tramadol**	SM		100%	58 [16 - 120]	89%	865,383	PNEC
B	Clindamycine**			100%			4,4	PNEC
	Isoquinoline**			100%			339,374	PNEC
	Métronidazole**	SM		92%	4,9 [2,5 - 6,0]	15%	13	PNEC
	Sulfaméthoxazole	PSEE	113 [31 - 415]	100%	57 [2,5 - 167]	74%	60	PNEC
	Triméthoprim		15 [8,1 - 31]	100%			10 000	PNEC
C	Carbamazépine	PSEE	2,4 [0,14 - 20]	15%	23 [12 - 28]	96%	200	PNEC
	Gabapentine**			100%			100	PNEC
D	Diazépam	CB	0,46 [0,05 - 1,9]	62%	< 2,5	0%	29,1	PNEC
	Lorazépam	CB	2,2 [0,10 - 12]	54%	< 250	0%	9,6	PNEC
	Oxazépam	PSEE	252 [0,09 - 777]	92%	29 [12 - 61]	93%	37,181	PNEC
E	Amitryptiline		1,4 [0,38 - 3,0]	100%			13,6	PNEC
	Fluoxétine**			54%			1,2	PNEC
	Sertraline		0,04 [0,02 - 0,15]	31%			0,94	PNEC
	Venlafaxine**			100%			0,6	PNEC
F	Atenolol		71 [45 - 90]	100%			15 000	PNEC
	Bisoprolol		13 [7,4 - 33]	100%			9 200	PNEC
	Métoprolol		2,1 [0,56 - 6,6]	100%			860	PNEC
	Propanolol		14 [8,1 - 29]	100%			ND	
	Sotalol	SM	65 [0,56 - 275]	100%	22 [9,0 - 46]	70%	651,8	PNEC
G	Mepivacaine**			100%			349,155	PNEC
	Prilocaine**			100%			15 000	PNEC
H	Bézafigurate		11 [0,13 - 51]	69%			230	PNEC
	Caféine	SM	95 [24 - 379]	100%	135 [21 - 592]	48%	8 700	PNEC
	Cyclophosphamide	CB	0,26 [0,05 - 1,2]	23%	< 250	0%	696,4	PNEC
	Levamisole**			100%			181,27	PNEC
	Metformine**	CB		85%	591 [219 - 2579]	89%	15 600	PNEC
	Nicotine**			100%			545	PNEC
M	Anhydroérythromycin-A**			77%			5,67	PNEC
	Carbamazépine époxyde	PSEE	10 [3,9 - 21]	100%	7,6 [2,5 - 11]	48%	256,5	PNEC
	10,11-dihydroxy-carbamazépine**			85%			190,998	PNEC
	Cotinine**	SM		100%	35 [8 - 125]	94%	1 000	PNEC
	O-desméthyltramadol**			100%	29 [11 - 65]	89%	1 012,34	PNEC
	O-desméthylvenlafaxine**			100%			0,6	PNEC

* Substance non recherchée dans ce projet

** Substance sans facteur Rs fiable

Dans le projet CRAPPSE dans l'estuaire de la Seine, plusieurs molécules avaient été identifiées comme préoccupantes en estuaire de Seine, à partir des données acquises au niveau du barrage de Poses, à l'entrée de l'estuaire [Mazellier et al, 2018]. Parmi les substances communes avec le présent projet, figurent : l'imidaclopride, le fipronil, la terbutryne, le métazachlore et le métabolite de l'atrazine DEA, en raison du nombre de dépassement de leur PNEC. Le fipronil, le diuron, et l'imidaclopride avaient été identifiés comme des traceurs d'usage urbain de par leur présence accrue dans les effluents de STEU, et le métolachlore et l'isoproturon comme des traceurs d'usage agricole, incluant certaines substances non approuvées pour un usage agricole comme l'atrazine. De plus, les résidus de médicaments les plus fréquemment quantifiés dans plus de 80 % des échantillons d'eaux usées analysés étaient, entre autres : le tramadol, la venlafaxine, la codéine, le fluconazole, la benzotriazole, le bisoprolol, la ciprofloxacine, l'oxazépam, la carbamazépine, le diclofénac, la sulfaméthoxazole, et le triméthoprime [Mazellier et al, 2018]. Un grand nombre de ces substances a aussi été quantifié à des concentrations préoccupantes dans ce projet [Tableau 15, Tableau 16], notamment pour le fipronil, l'imidaclopride, le métazachlore, l'imidaclopride, l'oxazépam et la sulfaméthoxazole.

De plus, le projet EMERGENT'SEA a permis d'acquérir des données dans les eaux littorales métropolitaines, et de dresser une sélection de substances pouvant être intégrées à la révision en cours de la surveillance DCE [Amouroux et al., 2025]. Cette étude a été conduite en 2021 sur 26 stations de Manche, Atlantique et Méditerranée, équipées d'échantillonneurs intégratifs passifs (POCIS et DGT) pendant 3 campagnes pour les POCIS. La priorisation des substances a été basée sur les données d'exposition (i.e. substances suffisamment recherchées et fréquemment quantifiées) et sur une approche risque permettant de rapprocher la concentration à laquelle les organismes vivants sont exposés à un seuil d'effet écotoxicologique (PNEC). Dans l'eau, des dépassements de PNEC_{eau marine} ont été mis en évidence pour les 13 substances suivantes : ibuprofène, déséthylatrazine (DEA), diclofénac, chlortoluron, imidaclopride, fipronil, métolachlore, métazachlore, propyzamide, oxazépam, déséthylterbutylazine (DET), terbutryne et diazinon. L'approche de priorisation a permis d'identifier les 9 substances suivantes candidates en tant que PSEE : ibuprofène, déséthylatrazine (DEA), diclofénac, chlortoluron, imidaclopride, fipronil, métazachlore, propyzamide, et métolachlore [Amouroux et al., 2025].

Cette approche de priorisation a été appliquée aux résultats de ce projet, et les résultats des 17 premières substances priorisées sont présentées dans le Tableau 17. Comme dans le projet EMERGENT'SEA, le score d'occurrence des substances a présenté plus de poids dans la priorisation que le score de risque, qui est basé majoritairement sur des PNEC retenues par le réseau Norman et dont la robustesse n'a pas été vérifiée ici. Dans cette liste figurent : 6 pesticides non approuvés au moment de cette rédaction (fipronil, imidaclopride, métolachlore, simazine, terbutryne et tébuthiuron) ; 5 herbicides (chlortoluron, métazachlore, nicosulfuron, propyzamide et terbutylazine) ; 3 fongicides (metconazole, tébuconazole et tétraconazole) ; 2 pharmaceutiques (oxazépam et sulfaméthoxazole) ; et un métabolite, le déséthylatrazine (DEA) [Tableau 17]. Parmi celles-ci, quatre substances n'avaient pas été recherchées dans le projet EMERGENT'SEA (nicosulfuron, tébuthiuron, metconazole et tétraconazole) [Amouroux et al., 2025]. Au-delà de ces 17 premières substances dans ce projet, les 16 suivantes ont toutes un score de 1,00 ce qui ne permet pas de les classer, mais y figurent : le 2-hydroxy-atrazine, l'atrazine, la terbutylazine déséthyl (DET) qui sont dans les 21 premières substances priorisées dans EMERGENT'SEA.

Les différences dans l'ordre de priorisation entre les deux études peuvent s'expliquer par leur emprise géographique : ce projet étant focalisé sur l'estuaire de la Seine, et EMERGENT'SEA sur des stations côtières réparties de la Mer du Nord à la Méditerranée. Or, les substances mesurées dans l'eau dépendent des activités et usages dans chaque bassin versant, et les concentrations mesurées à des stations côtières seront plus diluées que dans un estuaire comme la Seine. Ainsi, le score global

maximal dans EMERGENT'SEA était de 1, alors qu'il est de 2 dans ce projet et les substances obtenant un score global de 1 sont classées à partir de la 18^e place ici. En effet, ce projet ayant échantillonné plus près des sources d'émission des contaminants, un plus grand nombre de dépassement de valeurs de référence a été observé. Par exemple pour le **fipronil**, la limite de quantification (LQ) a varié selon les campagnes du fait de changements de la LQ du laboratoire et de la durée d'immersion : à 0,038 ng/L pendant A1 et C1, 0,36 ng/L pendant C2, C3 et A2, et 5,2 ng/L pendant O2 et O3. Or il a été quantifié dans toutes les membranes analysées dans ce projet, même pendant les orages où la durée d'immersion était très courte. Toutes les concentrations étaient donc bien supérieures à la PNEC (0,077 ng/L), soit un score de risque de 1. **Le fipronil est donc classé en tête de la priorisation dans ce projet avec un score global de 2**, alors qu'il avait été très peu quantifié dans EMERGENT'SEA [Amouroux et al., 2025]. De même, le **metsulfuron-méthyle** n'avait pas pu être priorisé dans le projet EMERGENT'SEA car la substance n'avait pas été quantifiée, la LQ étant supérieure à la PNEC. Dans ce projet, bien que le taux de quantification n'ait été que de 53 %, la moyenne sur l'ensemble des campagnes dépassait bien la PNEC. Celui-ci est classé en 39^e position dans la priorisation de ce projet.

Tableau 17 : Synthèse des scores d'occurrence, de risque et global obtenu pour les 17 premières substances priorisées dans ce projet selon la méthodologie de Amouroux et al. (2025), et comparaison au classement de priorisation obtenu dans le projet EMERGENT'SEA dans les eaux littorales [Amouroux et al., 2025]. NR = non recherchée. Substances candidates comme PSEE.

Famille	Substances	CE PROJET				EMERGENT'SEA
		Score occurrence	Score risque	Score global	N° priorisation	N° priorisation
Non approuvé	Fipronil	1,00	1,00	2,00	1	29
Pharmaceutique	Oxazépam	0,96	0,71	1,67	2	3
Non approuvé	Imidaclopride	1,00	0,54	1,54	3	31
Pharmaceutique	Sulfaméthoxazole	1,00	0,47	1,47	4	14
Herbicide	Chlortoluron	1,00	0,46	1,46	5	6
Herbicide	Métazachlore	1,00	0,38	1,38	6	9
Herbicide	Nicosulfuron	0,85	0,39	1,24	7	NR
Non approuvé	Métolachlore	1,00	0,18	1,18	8	5
Non approuvé	Simazine	1,00	0,15	1,15	9	28
Herbicide	Propyzamide	0,98	0,13	1,11	10	16
Non approuvé	Terbutryne	0,98	0,11	1,09	11	32
Non approuvé	Tébuthiuron	0,95	0,12	1,07	12	NR
Métabolite	DEA	1,00	0,07	1,07	13	7
Fongicide	Metconazole	0,87	0,20	1,07	14	NR
Fongicide	Tébuconazole	1,00	0,05	1,05	15	27
Herbicide	Terbuthylazine	1,00	0,05	1,05	16	24
Fongicide	Tétraconazole	0,91	0,13	1,04	17	NR

Ainsi, sur les neuf substances candidates en tant que PSEE dans EMERGENT'SEA, sept d'entre elles font partie des 17 premières substances de la priorisation dans ce projet, les deux autres n'ayant pas été recherchées (ibuprofène et diclofénac).

Enfin, il est à noter que certaines substances, comme l'**acide niflumique**, n'ont pas pu être priorisées du fait de l'absence du taux d'échantillonnage Rs dans les deux études, alors qu'il a bien quantifié à 100 % dans ce projet, et que dans les 22 % de mesures quantifiées dans l'eau dans le suivi DCE, la concentration maximale à Poses a dépassé la PNEC. Cela pourrait aussi être le cas pour la clindamycine, le métronidazole, la venlafaxine, et des métabolites comme l'anhydroérythromycin A et l'o-desméthylvenlafaxine.

Ce travail montre donc que l'utilisation de DGT dans la surveillance permettrait de mieux détecter le cadmium et le plomb et d'obtenir des concentrations plus intégrées dans le temps que des mesures ponctuelles. Les échantillonneurs passifs de type POCIS permettraient aussi de mieux quantifier certains pesticides, notamment ceux ayant une valeur de référence (NQE, VGE ou PNEC) faible, et donc d'améliorer le diagnostic de la qualité de l'eau de la Seine. Cela nécessitera cependant des travaux scientifiques pour définir les taux d'échantillonnages d'autres composés actuellement dosés de manière qualitative, afin de pouvoir convertir les mesures en concentration (ng/L) pour les comparer aux seuils.

Le travail de priorisation selon la méthodologie appliquée pour les eaux littorales dans EMERGENT'SEA, a permis de confirmer l'importance de la surveillance de plusieurs substances à risque dans l'estuaire de la Seine, et pourra être mobilisé afin d'affiner la liste des substances pertinentes à surveiller dans ses masses d'eau DCE. Ainsi sept des neuf substances candidates comme polluants spécifiques de l'état écologique (PSEE) des eaux littorales suite à l'étude EMERGENT'SEA figurent effectivement dans les 17 premières substances priorisées dans ce projet.

2. Bilan opérationnel des campagnes du projet

Les échantillonneurs intégratifs passifs (POCIS) ont été déployés sans difficultés particulières. Au total, 101 membranes de POCIS ont été analysées que ce soit pour les pesticides, les substances pharmaceutiques ou le glyphosate/AMPA. Environ 26 % d'entre elles ont présenté des déchirures ou étaient percées lors de leur récupération, mais sans perte de phase d'absorption, excepté pour deux membranes POCIS. Sur plus de 200 pesticides recherchés, en moyenne 38 % d'entre eux ont été quantifiables au moins une fois pendant les campagnes Ambient et Crue, et seulement 14 % lors des campagnes Orage (O2 et O3) du fait de la durée plus courte d'immersion. Pour les 93 substances pharmaceutiques recherchées, ces taux sont de respectivement 57 % et 39 %. Deux points de vigilance sont à souligner pour l'utilisation de ces dispositifs dans un programme de surveillance ou d'étude d'impact. Le premier est de s'assurer que les limites de quantification du/des laboratoire(s) d'analyse sont suffisamment performantes pour permettre la mesure de concentrations très faibles particulièrement si les durées d'immersion sont courtes, et leur comparaison aux valeurs de référence, et qu'elles soient constantes entre les campagnes afin de permettre la comparaison des résultats. Le deuxième est de disposer d'un plus grand nombre de facteurs (Rs) permettant la conversion des concentrations en ng/L, prenant en compte différentes conditions de température et d'hydrodynamisme afin d'assurer la fiabilité des résultats dans la plupart des contextes de déploiement. Enfin, il est souligné le fait qu'il existe peu de normes de qualité environnementales définies pour bon nombre de ces substances (pesticides et substances pharmaceutiques), et que les PNEC présentées ici sont à consolider, mais ceci est aussi valable pour les prélèvements d'eau ponctuels. **Les résultats de ce projet ont cependant permis de montrer que les POCIS peuvent être déployés pour qualifier des événements brefs (ici minimum 2 jours), car le régime d'accumulation dans la membrane est alors quasi-linéaire, et peut donc bien être assimilé à un échantillonneur intégratif.**

Pour les DGT, seuls 3 capteurs à Fatouville n'avaient plus leur phase d'absorption, sur les 111 capteurs immergés en triplicats pour 37 déploiements toutes campagnes et stations confondues. En outre 37 blancs « terrain » et un blanc « labo » ont été analysés, et n'ont pas montré de contamination significative lors des opérations, malgré quelques concentrations supérieures à la limite de quantification notamment pour le plomb. Pour ce qui est des points de vigilance, comme pour les POCIS, le premier concerne les performances analytiques du/des laboratoire(s) d'analyse, notamment

pour les limites de quantification qui doivent être inférieures aux valeurs de référence. Le deuxième point de vigilance porte sur le fait que la manipulation des DGT est plus technique que celle des POCIS du fait du risque permanent de contamination des membranes lors de leur manipulation. Il est donc très important d'exposer aussi plusieurs blancs lors des manipulations. Enfin, il est aussi nécessaire de favoriser les travaux permettant de définir des normes de qualité environnementales adaptées à ce dispositif pour tous les métaux analysés. **Comme pour les POCIS, les résultats de ce projet ont cependant permis de montrer que les DGT peuvent aussi être déployés pour qualifier des événements brefs (ici minimum 2 jours), car le régime d'accumulation dans la membrane est alors quasi-linéaire, et peut donc bien être assimilé à un échantillonneur intégratif.**

Les pièges à particules ont pu être déployés à toutes les stations ciblées (Poses, Rouen, Val-des-Leux, Rives-en-Seine et Fatouville). Leur installation était cependant plus simple lorsque le ponton était flottant, garantissant l'immersion constante du piège, ce qui était plus délicat à prendre en compte pour les pontons fixes. Ainsi, le piège a dû être posé sur le fond à l'aide de pieds à Fatouville, et la hauteur d'immersion a dû être évaluée au plus juste à Val-des-Leux. Par rapport au design initiale transmis par l'INRAE, les pièges ont été légèrement modifiés en installant un coude au niveau de l'orifice de sortie de l'eau afin de s'assurer de ne collecter que les matières en suspension transitant de l'amont vers l'aval. De plus, les pièges ont dû être déployés un temps d'immersion suffisamment long (plusieurs jours) afin de collecter suffisamment de MES pour les analyses, ce qui n'a pas permis leur déploiement pendant les événements orageux qui étaient trop brefs. Malgré le fait que certaines barres de fixation ont légèrement plié sous la force du courant sur certaines stations, les déploiements ont été une réussite, excepté à Val-des-Leux, où le piège n'a pas pu être remonté lors de la campagne A3 car le bout de mouillage s'était enroulé autour des poteaux du ponton. Ces dispositifs ont donc permis de collecter une quantité de MES suffisante pour permettre la réalisation des analyses chimiques et des bioessais. Le seul point de vigilance à noter est donc celui des performances du/des laboratoire(s) d'analyse afin d'atteindre des limites de quantification suffisamment basses pour permettre la mesure des substances recherchées, et la comparaison des résultats aux valeurs de référence. **Les pièges à particules déployés constituent donc un moyen efficace pour collecter des matières en suspension en quantité suffisante pour permettre la réalisation de diverses analyses, avec une durée d'immersion d'au moins plusieurs jours (< 1 semaine) selon l'hydrodynamique du secteur. Cependant, la représentativité réelle et l'origine des MES collectées par ces pièges n'ont pas pu être étudiées, et auraient demandé des analyses complémentaires.**

Le projet a permis une application de l'outil dreissène dans un contexte particulier de surveillance, qui est celui des événements météorologiques. En effet, bien que développé pour une approche de biosurveillance spatiale visant à comparer des stations entre elles pouvant être très éloignées les unes des autres (et donc avec un temps d'exposition précis de 3 semaines), l'approche utilisant les dreissènes pour une cinétique temporelle de stations rapprochées s'est avérée pertinente. Cette stratégie a permis de souligner de façon originale l'impact des déversements lors d'événements orageux sur la qualité de la Seine, et ce tout particulièrement à l'aide du marqueur de contamination virale d'origine fécale. Parmi les réponses biologiques, la mesure de la génotoxicité s'est également avérée informative. Cependant, il est à noter que l'indice de toxicité IBR-T a été établi pour une stratégie calibrée de biosurveillance en période automnale et hivernale (influence de la saison sur la lecture des biomarqueurs) et pour des durées d'exposition fixe de 3 semaines. Aussi, l'utilisation de cet indice dans le contexte de ce projet a permis une comparaison des réponses entre les stations et au cours du temps, mais n'a pas permis une analyse approfondie au regard du niveau de l'IBR-T. Concernant le niveau en contaminants chimiques, la stratégie n'a pas souligné d'impact particulier des événements orageux vis-à-vis des familles de contaminants ciblées. Cependant, au regard de la nature des rejets (déversoirs d'orage) la recherche de composés plus associés avec les rejets urbains (par

exemple des médicaments) aurait peut-être apporté une réponse différente. **Le projet souligne donc la capacité d'utiliser le bioessai dreissènes pour évaluer l'impact d'évènements hydrométéorologiques.**

Un enseignement important de ce projet est la validation de la méthodologie déployée pour suivre finement l'évolution de la qualité de l'eau dans l'estuaire de la Seine, et particulièrement au niveau de l'agglomération de Rouen.

3. Réflexion sur une stratégie complémentaire au suivi pérenne

La stratégie de ce projet a permis de mettre en évidence **l'intérêt des différents outils déployés afin de pouvoir suivre et caractériser des évènements, même brefs, pouvant avoir un impact sur la qualité de l'eau dans l'estuaire de la Seine.** Il est à noter cependant que les pièges à particules ne seront adaptés qu'à l'étude de phénomènes d'une durée suffisamment longue pour permettre de collecter la quantité de matières en suspension nécessaire pour les analyses souhaitées.

L'un des attendus de ce projet était de proposer la mise en œuvre de protocoles additionnels au suivi pérenne sur la durée du projet, en étant cohérent et mutualisé, afin de démontrer leurs apports pour l'interprétation de l'évolution générale de la qualité de l'eau, mais aussi pour l'évaluation des impacts d'évènements générateurs de pics de pollution.

Actuellement, une surveillance DCE pérenne coordonnée par l'AESN est réalisée dans l'estuaire de la Seine, avec des prélèvements mensuels d'eau et de sédiments sur plus d'une dizaine de stations de l'estuaire de la Seine de Poses à Honfleur. Cette surveillance est réalisée par un/des laboratoires prestataires qui réalisent les prélèvements et analyses. Ces données sont ensuite bancarisées sur le site Naïades [<https://naiades.eaufrance.fr/>]. En outre, en collaboration avec HAROPA Port, le GIP Seine-Aval coordonne depuis 2011 un réseau de mesure en continu sur l'ensemble de l'estuaire de la Seine, le réseau SYNAPSE, qui permet d'acquérir des données haute-fréquence des principaux paramètres physico-chimiques liés à la qualité de l'eau (température, conductivité, oxygène dissous, turbidité, oxygène dissous). Les stations de ce projet ont été positionnées de façon à pouvoir être mutualisées avec des deux suivis afin de pouvoir bénéficier des données haute-fréquence dans le cas de SYNAPSES, et de pouvoir comparer globalement les concentrations des substances chimiques dans le cas du suivi DCE. La carte du positionnement des différentes stations est présentée dans la **Figure 56**.

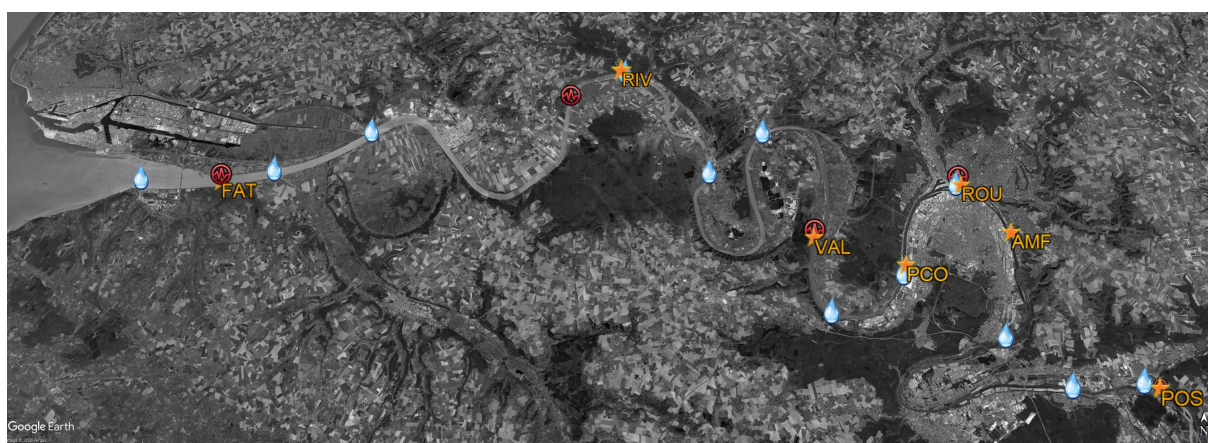


Figure 56 : Carte du positionnement des stations de la surveillance DCE, du réseau SYNAPSES, et de ce projet.

Les bénéfices apportés par l'utilisation des outils déployés lors de ce projet ont déjà été argumentés précédemment, ainsi que leur complémentarité avec les suivis pérennes actuels. Les stations à Poses et Rouen étaient communes aux trois suivis, même si la position des prélèvements et des mesures

physico-chimiques n'étaient pas exactement les mêmes. En cas de poursuite du déploiement des échantillonneurs intégratifs passifs (EIP) et encagement de moules en complément du suivi pérenne au-delà de ce projet, il serait envisageable que les prélèvements d'eau du suivi DCE soient réalisés en même temps que le déploiement ou la récupération des EIP et d'un lot de moules. L'intégration d'EIP et de l'encagement de moules au suivi pérenne, que ce soit de manière relativement régulière ou occasionnelle lors d'évènements, pose cependant des contraintes supplémentaires à prendre en compte, qui sont développées ci-dessous. Pour faire suite à ce projet, il est à noter qu'un nouveau projet de suivi a été initié dans l'estuaire de la Seine en 2026 (projet DREISSECODE) pour deux ans, avec une stratégie spatiale sur cinq stations et temporelle de quatre campagnes par an.

Les stations communes aux suivis doivent disposer de **structures adaptées à un mouillage**. Ces structures doivent être en bon état pour l'accès des préleveurs en toute sécurité, et pour ne pas poser de risque de contamination notamment des DGT, par exemple du fait de la rouille. De plus, le mouillage, et donc les outils (EIP, cages de moules), ne devraient pas pouvoir se bloquer dans des structures immergées (piliers ou autre) du fait de la force du courant, ce qui a été le cas à la station Val-des-Leux dans ce projet. Aussi, les **pontons flottants se sont avérés les dispositifs les plus adaptés** dans ce projet. Il faut cependant prévoir un corps mort suffisamment lourd pour assurer la tenue du mouillage dans la colonne d'eau où le courant peut être important. En outre, les EIP devraient être immergés en subsurface (1,5 - 2 m) afin d'éviter les débris flottants qui peuvent endommager les membranes.

Les stations communes aux suivis doivent pouvoir être **accessibles à tout moment** aux préleveurs, afin de ne pas ajouter d'impératifs supplémentaires lors des prélèvements. Cela est particulièrement important dans le cas de l'échantillonnage d'évènements non prévisibles, qui demandent de la réactivité. Pour les pontons gérés par HAROPA Port, cela suppose que les préleveurs disposent d'une clé pour **déverrouiller l'accès aux pontons**, comme ceux de Val-des-Leux et Fatouville dans ce projet. Des pontons flottants privés ont été utilisés pour lesquels une autorisation pour la durée du projet a été obtenue, ce qui n'a pas posé de problème à Poses, Rouen et Rives-en-Seine. Cela a été plus contraignant à la station d'Amfreville-la-Mi-Voie car le ponton était dans une propriété accessible uniquement en présence du propriétaire. Cette solution a fonctionné pendant la durée du projet, mais n'est pas envisageable dans le cadre d'une surveillance plus régulière. Lors des discussions pour l'accès à un ponton, il est aussi important de **considérer l'aspect de son entretien** par le propriétaire, ce qui peut impacter les sorties terrain si celui-ci n'est plus accessible pendant une période donnée, comme cela a été le cas à Petit-Couronne.

La contrainte principale à l'utilisation de ces outils est qu'elle ajoute une **sortie terrain supplémentaire à chaque campagne** puisqu'il y a deux opérations : pose et récupération. Cela pose une exigence supplémentaire aux préleveurs qui doivent être disponibles. L'avantage de l'utilisation des pontons flottants étant cependant qu'il n'y a généralement pas d'empêchement de sortie du fait de la météo, sauf évènements exceptionnels, contrairement à des prélèvements à bord d'une embarcation.

Ainsi, par rapport aux stations échantillonnées dans ce projet, les stations de Poses, Rouen, Val-des-Leux, Rives-en-Seine, et Fatouville pourraient être réutilisées à l'avenir, sous réserve de la prise en compte des contraintes ci-dessus, malgré le fait que Val-des-Leux et Fatouville ne sont pas flottants. Afin de pouvoir évaluer l'impact d'évènements plus ou moins brefs sur l'environnement, et plus précisément sur la qualité de l'eau dans l'estuaire de la Seine, il pourra être intéressant d'identifier des structures de mouillage :

- ↳ entre Poses et Rouen (vers Oissel pour se rapprocher de la station du suivi DCE), afin d'avoir une référence en amont de Rouen et des principaux déversoirs.

- ↪ entre Rouen et Petit-Couronne, puisque des hypothèses d'apports en cas d'évènement y ont été suggérées : à la confluence de *Le Cailly* et la *Seine*, et à proximité du point de rejet de la station d'épuration Emeraude. De même, des apports en métaux traces et pesticides ont été observés entre Petit-Couronne et Val-des-Leux, ce qui pourrait être étudié de façon plus fine.

Enfin, dans le cadre de la préparation d'une stratégie d'échantillonnage « évènementielle », les aspects suivants sont à considérer. Dans ces situations, l'enjeu principal de la stratégie sera la **réactivité** afin de pouvoir la **déployer dans un délai très bref** (< 24 h si possible) notamment dans le cas d'évènements non prévisibles. Dans le cas d'évènements météorologiques, le délai pourrait être plus long car ces phénomènes peuvent être prévus par des systèmes d'alerte, comme cela a été le cas dans le projet. Dans tous les cas d'évènements, cela implique :

- ↪ **d'identifier les opérateurs terrain** ayant la compétence pour chaque outil, la capacité d'en disposer en condition opérationnelle, et pouvant les mobiliser dans un délai très bref (< 24 h) ;
- ↪ **d'identifier les laboratoires** qui pourront réaliser les analyses pour chaque catégorie de substances qu'il faudrait pré-identifier et chaque type d'outil avec des limites de quantification suffisantes, et si possible la capacité à donner les résultats rapidement, afin de pouvoir réagir et adapter la stratégie de prélèvement si besoin ;
- ↪ de **pré-identifier un « comité d'experts »** issus d'établissements spécialisés pertinents et/ou d'acteurs locaux ayant une bonne connaissance de l'estuaire de la Seine, afin de pouvoir se prononcer sur les risques pour l'environnement et les organismes aquatiques, d'aider à la définition de la stratégie d'échantillonnage et à l'interprétation des résultats.

Enfin, que ce soit en cas d'intégration des nouveaux outils dans la surveillance selon une fréquence à définir ou en cas de déploiement lors d'évènements prévisibles ou non, la question de la **bancairisation dans une base de données des résultats de ces nouveaux outils** se pose, avec le besoin de validation et de qualification des données.

CONCLUSION

Le projet TARANIS a permis de tester le déploiement en conditions opérationnelles de différents outils (échantillonneurs intégratifs passifs, encagement de moules, et pièges à particules) dans l'estuaire de la Seine dans l'objectif de caractériser les apports en contaminants liés aux événements hydrométéorologiques (orages, crues) et leurs éventuels effets sur le biote. Pour les orages, la zone d'étude a été centrée sur la boucle rouennaise de la Seine, et sur l'ensemble de l'estuaires (de Poses au pont de Normandie) pour les crues.

A l'issue de ces deux années d'expérimentation, les résultats soulignent clairement que la concentration en contaminants viraux d'origine fécale (indicateur FRNAPH) dans les dreissènes et en contaminants chimiques (DGT, POCIS) permettent de renseigner sur les apports liés aux déversoirs durant les périodes d'orages pluvieux. Ces résultats originaux viennent valider la stratégie arrêtée dans le projet, associant approche active d'encagement de la dreissène et mesure de l'indicateur FRNAPH accumulé, et intégrative des échantillonneurs passifs. En plus des mesures de l'exposition des organismes à l'aide de l'analyse de la bioaccumulation, ces résultats ont mis en évidence la pertinence de s'intéresser aux effets biologiques. Même si la méthodologie est initialement développée pour une surveillance en période automnale et/ou hivernale (et avec une approche calibrée sur 3 semaines), la mesure de ces réponses (indice IBR-T), et en particulier du biomarqueur d'effet génotoxique, apporte de premiers éléments liés aux effets des déversements. L'intérêt majeur de cette approche est la prise en compte de l'ensemble des molécules biodisponibles et de leurs effets potentiels associés, molécules n'ayant pas été analysées dans les tissus de dreissènes et pouvant être à l'origine des effets.

De façon intéressante, même si les résultats de déversements ne sont pas renseignés par déversoir, la stratégie adaptée dans ce projet a permis de poser des hypothèses sur l'implication possible de certains de ces déversoirs vis-à-vis de leur localisation, en lien avec des conséquences géographiques différentes pour des événements pluvieux/orageux pouvant être très localisés.

En outre, une réflexion sur les substances problématiques qui seraient à prioriser dans les diagnostics de la qualité de l'eau a permis de confirmer des substances proposées pour intégrer la surveillance DCE, et d'identifier d'autres substances pertinentes dans l'estuaire de la Seine.

Enfin, ce projet a permis de vérifier l'opérationnalité des différents outils mis en œuvre afin de pouvoir échantillonner des événements naturels (e.g. orages) ou non (e.g. accidents, rejets) plus ou moins brefs, moyennant l'adaptation des protocoles de déploiement initialement proposé pour la surveillance régulière.

BIBLIOGRAPHIE

- AESN (2019). Etat des lieux 2019 dans le bassin Seine-Normandie. Agence de l'Eau Seine-Normandie, Etat des Lieux adopté par le comité de bassin le 04/12/2019, 200 p.
- Ahrens L, Daneshvar A, Lau AE, Kreuger J (2015). Characterization of five passive sampling devices for monitoring of pesticides in water. *Journal of Chromatography A* 1405, 1–11.
- Amouroux I, Gonzalez J-L, Guesdon S, Menet-Nedelec F, Dallet M (2021). DGT thresholds adaptation. Cobalt - copper - manganese - zinc. Ref. Monitool project. Technical deliverables. WP6. Action 2. MONITOOL - Intereg Atlantic Area.
- Amouroux I, Gonzalez J-L, Guesdon S, Belzunze-Segarra M J, Bersuder P, Bolam T, Caetano M, Correia Dos Santos M, Larreta J, Lebrun L, Marras B, Millán Gabet V, McHugh B, Menchaca I, Menet-Nedelec F, Montero N, Perceval O, Pierre-Duplessix O, Regan F, Rodríguez J G, Rodrigo Sanz M, Schintu M, White B, Zhang H (2023). A new approach to using Diffusive Gradient in Thin-films (DGT) labile concentration for Water Framework Directive chemical status assessment: adaptation of Environmental Quality Standard to DGT for cadmium, nickel and lead . *Environmental Sciences Europe* , 35(1), 29, 12p.
- Amouroux I, Gonzalez J-L, Grouhel A, Chavanon F, Augagneur S, Bruneau A, Budzinski H, Dagault F, Duquesne V, Gabellec R, Le Bon F, Lebrun L, Le Fur I, Le Gall P, Gianaroli C, Lissardy M, Maheux F, Munaron D, Pierre-Duplessix O, Ravel C, Retho M, Schmidt A, Simon B, Sireau T, Staub P-F, Tapie N, Thevand A (2025). Emergent'Sea. Recherche des substances d'intérêt émergent en milieu marin. Ref. Ifremer/RBE/CCEM-ARC-15.12.2024, Contrat R&D OFB 21-453, 61 p.
- ANSES (2025). <https://www.anses.fr/fr/content/les-neonicotinoides>
- ANSM-Viavoie (2025). Bon usage des médicaments - Focus benzodiazépines. Enquête qualitative - quantitative.
- AQUAREF (2023). Opérations d'analyse physico-chimique des EIP en cours d'eau et eau littorale dans le cadre des programmes de surveillance DCE – Recommandations techniques – Édition 2023, 44 p.
- Arrêté du 26 avril 2022 modifiant l'arrêté du 25 janvier 2010 établissant le programme de surveillance de l'état des eaux en application de l'article R. 212-22 du code de l'environnement.
- Arrêté du 9 octobre 2023 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 article R. 212-10, R. 212-11 et R. 212-18 du code de l'environnement.
- Bailly E (2013). Étude de l'applicabilité des POCIS (Polar Organic Chemical Integrative Sampler) au dosage des résidus de médicaments dans les effluents hospitaliers (phdthesis). Université Paris Sud - Paris XI.
- Belzunze Segarra MJ, Montero N, Rodriguez JG, Menchaca I, Franco J, Larreta J, Amouroux I, Bersurder P, Bolam T, Caetano M, Carvalho I, Correia Dos Santos M, Gonzalez J-L, Guesdon S, McHugh B, Menet-Nedelec F, Millan Gabet V, Perceval O, Regan F, Robinson CD, Rodrigo Sanz M, Rosa NF, Schintu M, Scurfield J, White B (2019). New tools for monitoring the chemical status in transitional and coastal waters under the Water Framework Directive. In *Perspectivas del agua Investigación, gestión y valores del agua en el mundo actual. Miguel Ángel Álvarez-Vázquez y Elena De Uña-Álvarez (Coord.). 2019. ISBN: 978-84-1324-549-2. pp.53-65.*
- Blanchoud H, Barriuso E, Chevreuil M, Guery B, Moreau-Guigon E, Schott C, Théry S, Tournebize J (2011). Les pesticides dans le bassin de la Seine. Program. PIREN-SEINE 67.

- Catteau A, Porcher J-M, Bado-Nilles A, Bonnard I, Bonnard M, Chaumot A, David E, Dedourge-Geffard O, Delahaut L, Delorme N, François A, Garnero L, Lopes C, Nott K, Noury P, Palluel O, Palos-Ladeiro M, Quéau H, Ronkart S, Sossey-Alaoui K, Turiès C, Tychon B, Geffard O, Geffard A (2022). Interest of a multispecies approach in active biomonitoring: Application in the Meuse watershed. *Sci Total Environ* 808, 152148.
- Catteau A, Le Guernic A, Palos Ladeiro M, Dedourge-Geffard O, Bonnard M, Bonnard I, Delahaut L, Bado-Nilles A, Porcher J-M, Lopes C, Geffard O, Geffard A (2023). Integrative biomarker response - Threshold (IBR-T): Refinement of IBRv2 to consider the reference and threshold values of biomarkers. *Journal of Environmental Management* 341, 118049.
- Chiffolleau J-F, Claisse D, Cossa D, Ficht A, Gonzalez J-L, Guyot T, Michel P, Miramand P, Oger C, Petit F (2001). La contamination métallique. Fascicule GIP Seine-Aval, 40 p.
- Dedourge-Geffard O, Charron L, Hofbauer C, Gaillet V, Palais F, Lacaze E, Geffard A, Geffard O (2013). Temporal patterns of digestive enzyme activities and feeding rate in gammarids (*Gammarus fossarum*) exposed to inland polluted waters. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 97, 139-146
- Directive 2000/60/CE du Parlement Européen et du Conseil du 23 octobre 2000 établissant un cadre pour une politique communautaire dans le domaine de l'eau.
- Directive 2013/39/UE du Parlement Européen et du Conseil du 12 août 2013 modifiant les directives 2000/60/CE et 2008/105/CE en ce qui concerne les substances prioritaires pour la politique dans le domaine de l'eau.
- Directive 2013/39/UE du Parlement européen et du Conseil du 12/08/13 modifiant les directives 2000/60/CE et 2008/105/CE en ce qui concerne les substances prioritaires pour la politique dans le domaine de l'eau
- Do Nascimento J, Palos Ladeiro M, Bonnard I, Gantzer C, Boudaud N, Lopes C, Geffard A (2024). Assessing viral freshwater hazard using a toxicokinetic model and *Dreissena polymorpha*. *Environmental Pollution* 344, 123420.
- El Abida H, Fisson C, Allain S, Bacq N, Chaïb J, Goncalves-Ladiray K, Fritier N, Larchevêque E, Macur O, Tanguy J (2010). Le Risque inondation - Conditions de déclenchement et perspectives. Fascicules Seine-Aval 2.6, 47 p.
- European Commission (2014). Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC): Guidance Document No. 32 On Biota Monitoring (the implementation of EQS Biota) under the Water Framework Directive. Technical Report - 2014 – 083
- Fisson C, Lemoine J-P (2016). Les niveaux d'eau en estuaire de Seine : risque inondation et changement climatique. Fascicule Seine-Aval 3.5, 46 p.
- Fisson C, Aït-Aïssa S, Amara R, Couteau J, Laroche J, Le Roux J, Pichereau V, Xuereb B (2020). Incendie du 26 septembre 2019 des installations « Lubrizol / NL-Logistique » : Quel impact sur la Seine ? Rapport d'étude réalisé par le GIP Seine-Aval, 62p.
- Flipo N, Mouchel J-M, Fisson C, et al. (2018), La qualité de l'eau suite à la crue de juin 2016 dans le bassin de la Seine, Fascicule #17 du PIREN-Seine, ISBN : 978-2-490463-05-3, ARCEAU-IdF, 72 p.
- GIEC Normand (2023). L'eau - Disponibilité, qualité, risques naturels. Synthèse réalisée par l'Agence Normande de la Biodiversité et du Développement Durable à partir de la note produite par B. Laignel (Université de Rouen Normandie), F. Gresselin (DREAL), J. Deloffre (Université de Rouen Normandie).
- GIP Seine-Aval (2023). Les inondations en estuaire de Seine. Fascicule Tout s'explique ! 8 p.
- GIP Seine-Aval (2024). <https://www.seine-aval.fr/actu-inondation-avril24/>

- Guibal R, Lissalde S, Guibaud G **(2020)**. Experimental Estimation of 44 Pharmaceutical Polar Organic Chemical Integrative Sampler Sampling Rates in an Artificial River under Various Flow Conditions. *Environmental Toxicology and Chemistry* 39, 1186–1195.
- Hani YMI, Prud'Homme SM, Nuzillard JM, Bonnard I, Robert C, Nott K, Ronkart S, Dedourge-Geffard O, Geffard A **(2021)**. 1H-NMR metabolomics profiling of zebra mussel (*Dreissena polymorpha*): A field-scale monitoring tool in ecotoxicological studies. *Environmental Pollution*, Article number 116048.
- Idlafkih Z, Meybeck M, Chiffolleau J, Cossa D, Ficht A **(1997)**. Comportement des métaux particuliers (Al, Fe, Me, Cd, Cu, Hg, Pb et Zn) dans la Seine à Poses en période de hautes eaux (1990-1995). IAHS-AISH Publication 243.
- Instruction du 19/07/2022 relative à la lutte contre la pollution du milieu marin. Instruction du Secrétaire général de la mer SGMer, 44 p.
- Le Bescond C, Angot H, Launay M, Gruat A, Le Coz J, Coquery M **(2020)**. Protocole d'échantillonnage de matières en suspension à l'aide d'un piège à particules pour l'analyse des contaminants particuliers en cours d'eau. Protocole OSR-METH-1, INRAE, UR Riverly, Centre de Lyon-Grenoble Auvergne-Rhône-Alpes, 8p
- Le Bescond C, Gruat A, Coquery M **(2020)**. Les campagnes de terrain dans l'Observatoire des Sédiments du Rhône : préparation et traitement des échantillons pour l'analyse de contaminants particuliers dans les cours d'eau. Protocole OSR-METH-4, INRAE, UR Riverly, Centre de Lyon-Grenoble Auvergne-Rhône-Alpes, 19p
- Le Gall M, Ayrault S, Evrard O, Laceby J-P, Gateuille D, Lefèvre I, Mouchel J-M, Meybeck M **(2018)**. Investigating the metal contamination of sediment transported by the 2016 Seine River flood (Paris, France). *Environmental Pollution* 240, 125–139.
- Long E R, Macdonald D D, Smith S L, Calder F D **(1995)**. Incidence of adverse biological effects within ranges of chemical concentrations in marine and estuarine sediments. *Environmental Management* 19, 81–97.
- Masson M, Angot H, Le Bescond C, Launay M, Dabrin A, Miège C, Le Coz J, Coquery M **(2018)**. Sampling of suspended particulate matter using particle traps in the Rhône River : Relevance and representativeness for the monitoring of contaminants. *Science of the Total Environment* 637-638 : 538-549.
- Mathon B, A Dabrin, I Allan, S Lardy-Fontan, A Togola, J-P Ghestem, C Tixier, J-L Gonzalez, M Ferreol, . Dherret, A Yari, L Richard, A Moreira, M Eon, B Delest, E Noel-Chery, M El Mossaoui, E Alasonati, P-F Staub, N Mazzella, C Miège **(2020)**, Surveillance prospective – évaluation de la pertinence des échantillonneurs intégratifs passifs (EIP) pour la surveillance réglementaire des milieux aquatiques - Rapport AQUAREF 2020 – 172 p + 20 annexes (149 p).
- Mazellier P, Fuster L, Budzinski H, Garric J, Couteau J, Aït-Aïssa S **(2018)**. Contamination et réactivité de pesticides et de pharmaceutiques dans l'estuaire de Seine. *Projet Seine-Aval 5 CRAPPSE*, 71p.
- Menet-Nedelec F, Halm-Lemeille M-P, Maheux F, Pierre-Duplessix O, Simon B, Gonzalez J-L, Repecaud M, Facq J-V **(2018)**. Etude d'outils d'évaluation de la contamination Chimique dans les eaux de la Manche - ECUME. *RST/ODE/UL/LERN/18-02*.
- Menet-Nedelec F, Grouhel-Pellouin A **(2019)**. Evaluation de l'état chimique DCE des masses d'eau littorales du bassin Seine-Normandie. Etat des lieux 2019, tendances et comparaison avec l'Etat des lieux 2013 et l'évaluation DCSMM D8. *ODE/UL/LERN 19-08*.

- Menet-Nedelec F (2022). Evaluation de la contamination chimique selon la méthodologie DCE pour les masses d'eau littorales du bassin Seine-Normandie. Ref. Données 2018-2020 dans le biote et campagne 2019 dans le sédiment. RST.ODE/UL/LERN/22-16. IFREMER.
- Menet F, Grouhel A, Maheux F (2025). Bilan annuel de la surveillance et observation de la contamination chimique dans les eaux littorales du bassin Seine-Normandie. Année 2023. Ref. RST.ODE/COAST/LERN/24-04.
- Miège C, Mazzela N, Allan I, Dulio V, Smedes F, Tixier C, Vermeirssen E, Brant J, O'toole S, Budzinski H, Ghestem J-P, Saub P-F, Lardy-Fontan S, Gonzalez J-L, Coquery M, Vrana B (2015). Position paper on passive sampling techniques for the monitoring of contaminants in the aquatic environment - Achievements to date and perspectives. Trends in Environmental Analytical Chemistry 8: 20-26.
- Morin N, Camilleri J, Cren-Olivé C, Coquery M, Miège C (2013). Determination of uptake kinetics and sampling rates for 56 organic micropollutants using "pharmaceutical" POCIS. Talanta 109, 61–73.
- Norme NF EN ISO 10705-1 (2001). Qualité de l'eau - Détection et dénombrement des bactériophages - Partie 1 : dénombrement des bactériophages ARN F spécifiques.
- Note technique du 26 décembre 2017 relative à la mise en œuvre du suivi des substances de l'état chimique des eaux de surface dans le biote dans le cadre de la directive cadre sur l'eau conformément à la directive 2013/39/UE du Parlement européen et du Conseil du 12 août 2013. Le ministre d'Etat, ministre de la Transition écologique et solidaire.
- Ollivon D, Garban B, Tiphagne K, Desportes A, Chevreuil M (2004). Transfert d'Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques (HAP) en milieu urbain : eaux de surface et cycle de crue | Piren-Seine (No. 38). Piren-Seine.
- OSR (2020). Rapport sur le fonctionnement du réseau d'observation des flux pour l'année 2020. Observatoire des Sédiments du Rhône, OSR5 2018-2020, 39 p.
- Outil CYCLOPE (2026). <https://cyclope.lesagencesdeleau.fr/accueil>
- Palais F, Dedourge-Geffard O, Beaudon A, Pain-Devin S, Trapp J, Geffard O, Noury P, Gourlay-Francé C, Uher E, Mouneyrac C, Biagianti-Risbourg S, Geffard A (2012). One-year monitoring of core biomarker and digestive enzyme responses in transplanted zebra mussels (*Dreissena polymorpha*). Ecotoxicology 21: 888-905.
- Palos-Ladeiro M, Barjhoux I, Bigot-Clivot A, Bonnard M, David E, Dedourge-Geffard O, Geba E, Lance E, Lepretre M, Magniez G, Rioult D, Aubert D, Villena I, Daniele G, Salvador A, Vulliet E, Armengaud J, Geffard A (2017). Mussel as a Tool to Define Continental Watershed Quality, in: Ray, S. (Ed.), Organismal and Molecular Malacology. InTech.
- Pang J, Chen H, Huang S, Zhang Y, Lin K (2026). Both legacy and emerging: Organotin pollutants in marine environments. Marine Pollution Bulletin 228, 119599.
- Petit F, Berthe T, Barraud O, Cagnon C, Dagot C, Deloffre J, Duran R, Lafite R, Petit C, Ploy M-C (2018). Projet DYNAPAT : Impact de la dynamique particulière sur le devenir des bactéries pathogènes dans la zone du bouchon vaseux de l'estuaire de Seine. Rapport de recherche du programme Seine-Aval 5, 66 p.
- Rodríguez J-G, Amouroux I, Belzunce-Segarra MJ, Bersuder P, Bolam T, Caetano M, Carvalho I, Correia Dos Santos M, Fones G R., Gonzalez J-L, Guesdon S, Larreta J, Marras B, McHugh B, Menet-Nédélec F, Menchaca I, Gabet V M, Montero N, Nolan M, Regan F, Robinson CD, Rosa N, Sanz Marta R, Schintu M, White B, Zhang H (2021). Assessing variability in the ratio of metal concentrations measured by DGT-type passive samplers and spot sampling in European seawaters. Science Of The Total Environment, 783, 147001 (9p.).

Sanchez I., Lozac'h C., Piboule L. et Joly B., 2024. Fréquence des précipitations intenses sur cinq bassins versants de la métropole de Rouen - Etude sur 15 ans de lames d'eau spatialisées ANTILOPE 2009-2023. Rapport Météo-France, v1, 22 p.

SUEZ (2025). <https://www.suez.com/fr/references/rouen-normandie-station-traitement-eaux-usees>

Togola A., Budzinski H. (2007) - Development of Polar Organic Compounds Integrative Samplers for analysis of pharmaceuticals in aquatic systems. *Analytical Chemistry*, 79, p. 6734–6741.

Xuereb B, Fisson C, Geffard A (coord.), Amara R, Auffret M, Bado-Nilles A, Bonnard M, Bonnevalle-Normand M, Chaumot A, Costil K, Geffard O, Le Foll F, Palos-Ladeiro M (2023a). Projet BIOSURVEILLANCE : Proposition d'un pilote basé sur l'utilisation de biomarqueurs pour un appui à la surveillance de la qualité des masses d'eau du district Seine-Normandie. Rapport de recherche du programme Seine-Aval 6 et de la Zone Atelier Seine, 49p.

Xuereb B, Abbaci K, Amara R, Auffret M, Bado-Nilles A, Ben Cheikh Y, Bonnard I, Bonnard M, Burlion M, Chalgmi H, Charle M, Chaumot A, Costil K, Coulaud R, Couteau J, Delahaut L, Dedourge-Geffard O, Diop M, Duflot A, Geffard O, Fisson C, Le Foll F, Le Guernic A, Maillet G, Palos-Ladeiro M, Peignot Q, Porcher J-M, Poret A, Rioult D, Serpentine A, Tremolet G, Geffard A (2023b). Projet SASHIMI : Surveillance active de l'impact de la pression chimique par des biomarqueurs – Recueil méthodologique. Projet financé par l'OFB, 76p.

ANNEXES

- **Annexe 1 : Substances recherchées par matrice et protocoles des bioessais**
- **Annexe 2 : Contexte hydrométéorologique détaillé des campagnes**
- **Annexe 3 : Graphiques radar IBR-T**

ANNEXE 1

SUBSTANCES RECHERCHEES PAR MATRICE ET PROTOCOLES DES BIOESSAIS

I. Substances recherchées

1. Eléments traces métalliques

Taux de quantification des éléments traces métalliques dans l'eau (DGT), matières en suspension (MES), et biote (moules Dreissène). Ces taux dépendent de la performance des limites de quantification du laboratoire.

Métaux traces	Eau (DGT)	MES	Biote
Aluminium - Al		100%	100%
Argent - Ag		100%	9%
Arsenic - As		100%	
Cadmium - Cd	100%	100%	100%
Cobalt - Co	100%	100%	100%
Chrome - Cr		100%	100%
Cuivre - Cu	100%	100%	100%
Etain - Sn		100%	100%
Fer - Fe	100%	100%	100%
Lithium - Li		100%	
Mercure - Hg		100%	67%
Manganèse - Mn	100%	100%	100%
Nickel - Ni	69%	100%	100%
Plomb - Pb	99%	100%	100%
Vanadium - V		100%	
Zinc - Zn	100%	100%	100%

2. Pesticides

Taux de quantification des pesticides recherchés dans l'eau *via* les échantillonneurs passifs (POCIS) et dans le biote (moules Dreissène). En gras sont les pesticides quantifiés dans tous les POCIS déployés à toutes les campagnes. Ces taux dépendent de la performance des limites de quantification du laboratoire.

FONGICIDES			HERBICIDES			NON APPROUVES		
Azoxystrobine 100%		Metconazole 75%	2,4-D 35%			2,4,5-T 0%		Fomesafen 1%
Boscalid 87%		Pacllobutrazol 75%	Amidosulfuron 4%			Acétamipride 69%		Hexachlorobenzène * 0%
Cyazofamid 0%		Penconazole 0%	Benoxacor 0%			Acetochlore 3%		Hexaconazole 0%
Cyprodinil 65%		Propamocarb 49%	Bentazone 78%			Alachlore 0%		Hexazinone 100%
Difenoconazole 54%		Pyraclostrobine 0%	Buturon 0%			Aldicarbe 0%		Imazamethabenz 0%
Fenpropidine 25%		Pyrimethanil 56%	Chlortoluron 100%			Ametryn 76%		Imazaquine 0%
Fluazinam 0%		Spiroxamine 18%	Clodinafop-propargyl 0%			Atrazine 100%		Imidaclopride 100%
Fluodioxonil 25%		Tebuconazole 100%	Clomazone 68%			Benalaxyl 63%		Indoxacarbe 0%
Flutolanil 41%		Tetraconazole 82%	Diflufenicanil ** 64%			Bitertanol 0%		Ioxynil 0%
Imazalil 0%		Thiabendazole 80%	Dimethachlore 72%			Bromacil 3%		Irgarol (cybutryne) 1%
Iprovalicarb 10%		Trifloxystrobine 0%	Ethofumesate-B 1%			Bromoxynil 0%		Isoproturon 75%
Kresoxim methyle 0%		Triticonazole 59%	Fenoxaprop-P-ethyl 0%			Butraline 0%		Linuron 1%
Metalaxyl 66%		Zoxamide 15%	Flazasulfuron 46%			Carbaryl 0%		Mecoprop 35%
AUTRES								
Fenazaquine 0%	<i>Acaricide</i>		Florasulame 0%			Carbendazim 100%		Mercaptodiméthur 0%
Pirimicarbe 76%	<i>Insecticide</i>		Fluométuron 0%			Carbetamide 18%		Methabenzthiazuron 0%
Tebufenozide 0%	<i>Insecticide</i>		Flurochloridone 1%			Carbofuran 0%		Methomyl 0%
Trinexapac-ethyl 6%	<i>Inhibiteur de croissance</i>		Fluroxypyr-1-méthylheptylester 0%			Carboxine 0%		Metolachlore 100%
			Fluthiamide = Flufenacet 76%			Chlorbromuron 0%		Metosulame 0%
METABOLITES								
2,4-MCPA 1%	Dimetachlore ESA 100%		Foramsulfuron 41%			Chloridazone 39%		Metoxuron 0%
2,6-dichlorobenzamide 62%	Dimetachlore OXA 0%		Glyphosate 100%			Chloroxuron 0%		Mevinphos 0%
34-DCPMU 76%	Dimethenamide ESA 100%		Iodosulfuron 34%			Chlorsulfuron 0%		Monuron 18%
34-DPU 10%	Fluazifop butyl 0%		Isoxaben 84%			Chlothianidine 19%		Myclobutanil 16%
Acetochlore ESA 83%	Flufenacet ESA 100%		MCPA 32%			Coumatetralyl 0%		Neburon 6%
Acetochlore OXA 29%	Flufenacet OXA 29%		Mesotrione-Neg 0%			Crimidine 30%		Norflurazon 50%
Alachlore ESA 100%	Fluoazifop-butyl 2%		Metamitrone 6%			Cyanazine 0%		Omethoate 0%
Alachlore OXA 0%	Haloxypopethoxy 0%		Metazachlore 100%			Cycluron 0%		Oxadiazon 7%
AMPA 100%	Hydroxyatrazine 100%		Metobromuron 50%			Cyproconazole 76%		Oxadixyl 99%
Atrazine-desethyl-2-hydroxy 25%	Imazamethabenz-methyl 41%		Metribuzine 44%			Desmetryne 0%		Oxydemeton 0%
Azimsulfuron-2 0%	IPPMU 34%		Metsulfuronmethyl 53%			Dichlorophen 0%		Pencycuron 0%
Butachlore ESA 33%	MDPC 100%		Napropamide 32%			Dichlorprop 40%		Pentachlorophénol 5%
Butachlore OXA 0%	Mesofulfuron-méthyle 38%		Nicosulfuron 71%			Diethofencarb 3%		Phosphamidon 0%
Carbofuran-3-OH 0%	Metazachlore ESA 100%		Pendimethaline ** 28%			Difenacoum 0%		Phoxime 0%
DIA 56%	Metazachlore OXA 100%		Prometon 0%			Diflubenuron 0%		Picoxystrobine 0%
DEA 100%	Metolachlore ESA 100%		Propaquizafop 0%			Dimeturon 49%		Prochloraz 0%
Desethylterbumeton 100%	Metolachlore OXA 100%		Propyzamide 96%			Dimethenamide 100%		Prometryn 0%
DET 100%	Propachlore ESA 13%		Prosulfocarb ** 76%			Dimethomorphe 99%		Propanil 0%
Desphenylchloridazone 0%	Propachlore OXA 29%		Prosulfuron 50%			Dimoxystrobine 35%		Propazine 41%
Dimetachlore CGA 369873 33%	Simazine-2-hydroxy 76%		Quizalofop-p-ethyl 0%			Dinoseb 43%		Propham 0%
	Terbuthylazine-2-hydroxy 100%		Rimsulfuron 0%			Dinoterb 64%		Propiconazole 66%
			Simetryne 0%			Diuron 94%		Pymetrozine 0%
			Sulcotrione 0%			DNOC 60%		Quinalphos 0%
			Sulfosulfuron 0%			Epoxiconazole 78%		Quinoxifen 0%
			Terbuthylazine 100%			Ethidimuron 88%		Sébutylazine 0%
			Thifensulfuronmethyl 13%			Ethoprophos 0%		Secbumeton 51%
			Tribenuron-méthyl 55%			Fenarimol 0%		Siduron 0%
						Fenbuconazole 0%		Simazine 100%
						Fenoxycarbe 0%		Tebuthiuron 90%
						Fenpropimorph 0%		Terbumeton 60%
						Fénuron 35%		Terbutryne 96%
						Fipronil 100%		Thiamethoxam 56%
						Flamprop-isopropyl 0%		Thiodicarb 0%
						Flufenoxuron 0%		Triasulfuron 0%
						Flupyrifluron-méthyl 0%		Triazamate 0%
						Fluquinconazole 0%		Triazoxide 0%
						Flurtamone 75%		Triflusaluron-méthyl 0%
						Flusilazole 59%		Vamidothion 0%
						Flutriafol 0%		Warfarin 1%

* Recherché uniquement dans le biote

** Recherché dans l'eau et le biote

3. Substances pharmaceutiques

Taux de quantification des substances pharmaceutiques recherchées dans l'eau *via* les échantillonneurs passifs (POCIS). En gras sont les substances quantifiées dans tous les POCIS déployés

à toutes les campagnes. Ces taux dépendent de la performance des limites de quantification du laboratoire.

Antalgiques		Antidépresseurs	
Acide niflumique	100%	Amitriptyline	100%
Ketoprofen	100%	Doxépine	0%
Morphine	62%	Fluoxétine	54%
Oxycodone	15%	Fluvoxamine	0%
Paracetamol	100%	Imipramine	0%
Phenazone	100%	Sertraline	31%
Propyphenazone	62%	Venlafaxine	100%
Tramadol	100%	Anxiolytiques	
Anti-inflammatoires		Alprazolam	31%
Cortisone	0%	Bromazépan	46%
Déxaméthasone	0%	Diazépam	62%
Anesthésiques		Lorazépam	54%
Bupivacaine	23%	Midazolam	0%
Mépivacaine	100%	Oxazépam	92%
Prilocaine	100%	Zolpidem	0%
Antibiotiques		Psychoanaleptiques	
Ciprofloxacine	8%	Caféine	100%
Clindamycine	100%	Nicotine	100%
Danofloxacine	0%	Antidiabétique	
Econazole	0%	Metformine	85%
Enoxacin	0%	Hypolipédiant	
Enrofloxacine	0%	Bezafibrate	69%
Fluméquine	0%	Bronchodilatateur	
Isoquinoline	100%	Clenbutérol	0%
Lincomycine	38%	Salbutamol	46%
Marbofloxacine	0%	Vasodilatateur	
Métronidazole	92%	Buflomedil	0%
Norfloxacine	0%	Heptaminol	46%
Phenazine	62%	Pentoxyfylline	0%
Sulfadiazine	31%	Antifongique	
Sulfadimérazine	0%	Parconazole	0%
Sulfaméthoxazole	100%	Antiparasitaires	
Triméthoprim	100%	Albendazole	0%
Anticancéreux		Dicyclanil	0%
Cyclophosphamide	23%	Fenbendazole	0%
Cytarabine	54%	Flubendazole	54%
Ifosfamide	46%	Lévamisole	100%
Anticonvulsivants		Hormones	
Carbamazépine	15%	Androstenedione	0%
Gabapentine	100%	Épitéstostérone	0%
Phénitoïne	100%	Estrone	0%
Cardiaques		Ethinil estradiol	0%
Trimétazidine	8%	Métabolite	
Beta-bloquant		1,7-diméthylxanthine	100%
Aténolol	100%	10,11 dihydro 10,11 dihydroxy carbamazépine	85%
Betaxolol	0%	10,11 dihydroxy carbamazépine	0%
Bisoprolol	100%	4-Acétylaminoantipyrine	100%
Métoprolol	100%	4-Formylaminoantipyrine	100%
Propranolol	100%	Anhydroérythromycine A	77%
Sotalol	100%	Carbamazépine époxyde	100%
Timolol	54%	Cotinine	100%
Antihypertenseur		Hydroxy-métronidazole	54%
Irbesartan	100%	Norfluoxétine	0%
Antithrombotique		O-déméthyltramadol	100%
Ticlopidine	8%	O-déméthylvenlafaxine	100%

4. Autres contaminants organiques

Taux de quantification des autres contaminants organiques (hydrocarbures aromatiques polycycliques HAP, polychlorobiphényles PCB, organoétains, et phtalate DEHP) recherchés dans les matières en suspension collectées par les pièges à particules. Ces taux dépendent de la performance des limites de quantification du laboratoire.

HAP	MES	BIOTE	PCB	MES	BIOTE
5-méthylchrysène	100%	---	CB28	100%	34%
Acénaphène	100%	0%	CB52	100%	99%
Acénaphthylène	100%	59%	CB101	100%	100%
Anthracène	100%	100%	CB118	100%	100%
Anthraquinone	---	1%	CB138	100%	100%
Benzo(a)anthracène	100%	100%	CB153	100%	100%
Benzo(a)pyrène	100%	100%	CB180	100%	100%
Benzo(b)fluoranthène	100%	---	Organoétains		
Benzo(b,j)fluoranthène	100%	100%	Monobutylétain (MBT)	100%	---
Benzo(c)fluorène	100%	---	Dibutylétain (DBT)	100%	---
Benzo(e)pyrène	100%	100%	Tributylétain (TBT)	62%	---
Benzo(g,h,i)pérylène	100%	99%	Monophényl étain	15%	---
Benzo(j)fluoranthène	100%	---	Diphényl étain	0%	---
Benzo(k)fluoranthène	100%	100%	Triphényl étain	0%	---
Chrysène	100%	---	Phtalate		
Dibenzo(a,c)anthracène	---	0%	Diethylhexylphtalate (DEHP)	100%	---
Dibenzo(a,h)anthracène	100%	---			
Dibenzo(a,e)pyrène	100%	---			
Dibenzo(a,h)pyrène	92%	---			
Dibenzo(a,i)pyrène	69%	---			
Dibenzo(a,l)pyrène	100%	---			
Fluoranthène	100%	100%			
Fluorène	100%	8%			
Indéno(1,2,3-cd)pyrène	100%	58%			
Naphtalène	100%	7%			
Phénanthrène	100%	87%			
Pyrène	100%	100%			

--- Non recherché

II. Protocoles simplifiés pour les bioessais sur MES

- La toxicité globale des éluviats des échantillons sédimentaires a été évaluée sur la lignée cellulaire RTgill-W1 de la truite arc-en-ciel (*Oncorhynchus mykiss*), reconnue comme modèle *in vitro* pour l'évaluation de la **cytotoxicité** aiguë des contaminants aquatiques, et selon les lignes directrices du test n°249 de l'**OCDE (2021a)**. La viabilité cellulaire est évaluée à l'aide de trois marqueurs fluorescents : par le biais de l'action des enzymes mitochondriales lors de la réduction de la résazurine, ou par l'incorporation du 5-CFDA-AM (ester d'acétoxyméthyle de diacétate de 5-carboxyfluorescéine) dans la face interne d'une membrane cellulaire intacte, et du rouge neutre dans les lysosomes de cellules viables.
- Le **SOS Chromotest** est un test de génotoxicité colorimétrique basé l'expression de la β -galactosidase dans des cellules bactériennes (*Escherichia coli*) suite à la réparation des dommages à l'ADN après exposition à des agents chimiques.
- Le **Test des comètes** ou "Single cell gel electrophoresis assay" est une méthode simple et sensible pour étudier les dommages et réparation de l'ADN dans des organismes exposés à des agents génotoxiques. Dans le cadre de ce projet, ce test a été réalisé sur les cellules TK6 (cellules humaines

lymphoblastoïdes) en adaptation avec les lignes directrices du test n°489 de l'OCDE (2016), par une technique d'électrophorèse sur microgel d'agarose. Le nom du test est dû à l'aspect des échantillons en microscopie à fluorescence après l'électrophorèse, qui peuvent présenter les têtes et des queues à la manière des comètes lorsque le test a un effet.

- Le **Test OCDE-455-like** est un essai de transactivation (TA) s'appuyant sur la lignée cellulaire HELN-hER pour identifier les substances présentant une activité œstrogénique agoniste médiée par le récepteur des œstrogènes alpha humains (hER α). Il permet la détection des substances chimiques (e.g. alkylphénols, bisphénol A, phtalates, pesticides, ...) qui peuvent activer (activité agoniste) et/ou inhiber (activité antagoniste) des récepteurs des œstrogènes alphas humains, révélant une perturbation endocrinienne. Celui-ci est réalisé selon les lignes directrices du test n°455 de l'OCDE (2021b) et de l'article de Escande *et al.* (2006).
- De la même manière, le **Test OCDE-458-like** est un essai *in vitro* de transactivation sur la lignée cellulaire UALH-hAR qui permet d'identifier les substances présentant une activité androgénique agoniste ou antagoniste médiée par le récepteur des androgènes humains (AR). Le présent essai est utilisé pour signaler la liaison d'un ligand à un récepteur œstrogénique selon les directives du test n°458 de l'OCDE (2023) et de l'article de Garoche *et al.* (2023).
- Les **Tests YES, YAS, Anti-YES et Anti-YAS** permettent de déterminer le potentiel œstrogène, anti-œstrogène, androgène et anti-androgène mimétique en utilisant deux souches de levure recombinantes. Ces essais *in vitro* permettent de mettre en évidence les composés pouvant interagir avec les récepteurs humains des œstrogènes (hER) et des androgènes (hAR).

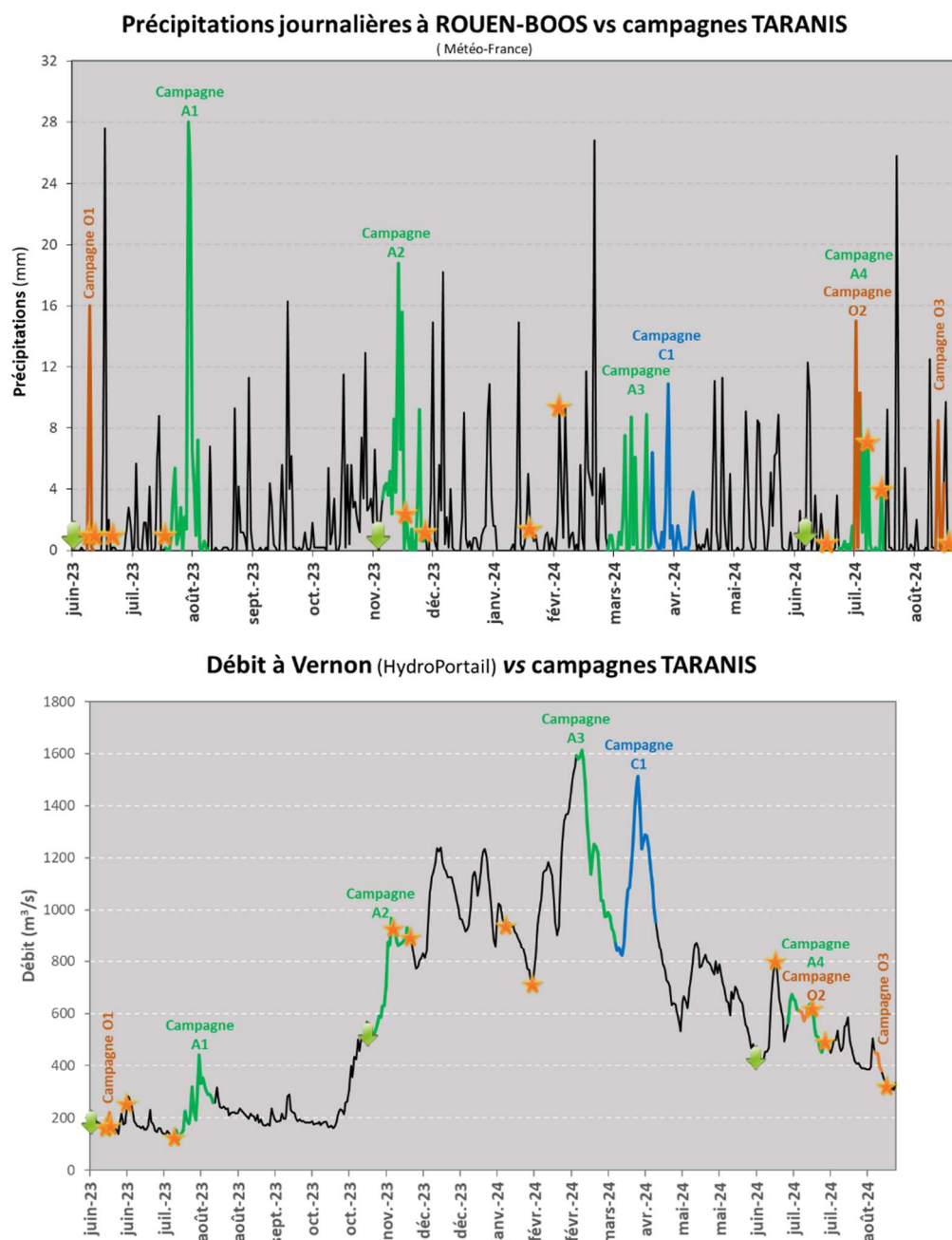
Références :

- Escande A, Pillon A, Servant N, Cravedi J-P, Larrea F, Muhn P, ... & Balaguer P (2006). Evaluation of ligand selectivity using reporter cell lines stably expressing estrogen receptor alpha or beta. *Biochemical pharmacology*, 71(10), 1459-1469.
- Garoche C, Grimaldi M, Michelin E, Boulahtouf A, Marconi A, Brion F, ... & Aït-Aïssa S (2023). Interlaboratory prevalidation of a new *in vitro* transcriptional activation assay for the screening of (anti) androgenic activity of chemicals using the UALH-hAR cell line. *Toxicology in Vitro*, 88, 105554.
- OCDE (2016). Essai n°489 : Test des comètes *in vivo* en conditions alcalines sur cellules de mammifères. Lignes directrices de l'OCDE pour les essais de produits chimiques, Section 4, Éditions OCDE, Paris.
- OCDE (2021a). Essai n°249 : Toxicité aiguë de la lignée de cellules de poisson - Le test de lignée cellulaire RTgill-W1. Lignes directrices de l'OCDE pour l'essai des produits chimiques, Section 2, Éditions OCDE, Paris.
- OCDE (2021b). Essai n°455 : Ligne directrice axée sur la performance pour les essais *in vitro* de transactivation par transfection stable visant la détection des substances agonistes et antagonistes des récepteurs des œstrogènes. Lignes directrices de l'OCDE pour les essais de produits chimiques, Section 4, Éditions OCDE, Paris.
- OCDE (2023). Essai n°458 : Essai d'activation transcriptionnelle faisant intervenir le récepteur des androgènes humain transfecté de façon stable pour la détection de l'activité androgénique agoniste et antagoniste des produits chimiques. Lignes directrices de l'OCDE pour les essais de produits chimiques, Section 4, Éditions OCDE, Paris.

ANNEXE 2

CONTEXTE HYDROMETEOROLOGIQUE DETAILLE DES CAMPAGNES

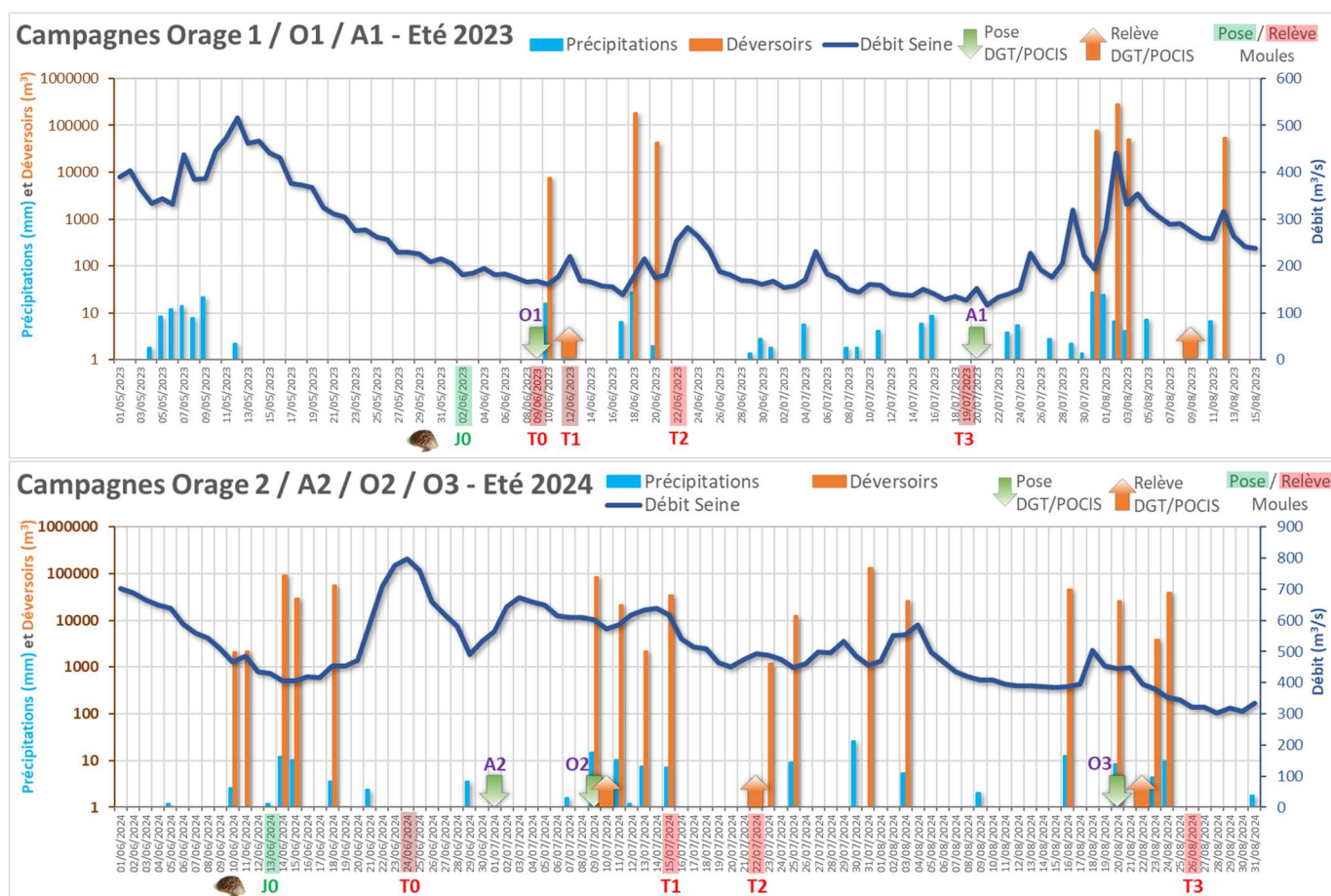
I. Contexte général des campagnes



Temporalité des campagnes TARANIS par rapport aux précipitations cumulées à Rouen-Boos (données Météo-France) (en haut), et aux débits de la Seine à Vernon (données HydroPortail) (en bas). ⬇ Immersion des lots de moules ; ★ Relève d'un lot de moules.

II. Contexte hydrométéorologique détaillé des orages

Le contexte hydrométéorologique des campagnes de l'été 2023 est présenté dans la Figure ci-dessous. Le premier lot de moules a été immergé le 2 juin 2023 (J0) pour la matrice Biote. La campagne Orage a été déclenchée le 09/06 (T0) pour les matrices Eau (O1) et Biote pour un premier orage qui s'est déclenché le 10/06, faisant suite à environ trois semaines sans pluie et constituait donc le premier événement significatif de la saison. Des POCIS n'ont pas pu être déployés car ils n'avaient pas été livrés à temps pour être déployés. La récupération des DGT et d'un second lot de moules a été réalisée 2 jours après (T1 : 12/06/2023) cet événement orageux moyennement important (cumul le 16 mm à Rouen-Boos). Un second événement orageux a eu lieu entre le 17 et 18/06/2023, marqué par des pluies fortes (cumul de 28 mm à Rouen-Boos). Un troisième lot de moules donc a été récupéré au temps T2 (22/06/2023), soit quatre jours après cet orage. Durant cette période, des déversements importants (supérieurs à 10 000 et à 100 000 m³) ont eu lieu le 18 et le 20 juin. Enfin, un dernier prélèvement d'organismes T3 a été effectué environ un mois après le temps T2 (19/07/2023). Cette dernière période a été marquée par de faibles précipitations, notamment trois jours avant la récupération (15-16/07/2023), avec des déversements assez modérés (inférieurs à 10 000 m³). La campagne Ambient A1 pour l'Eau a débuté le 20/07 pour trois semaines jusqu'au 09/08, pendant laquelle un orage important s'est déroulé entre le 31/07 et le 03/08 (précipitations cumulées de 63,4 mm, déversements totaux cumulés supérieur à 410 000 m³).



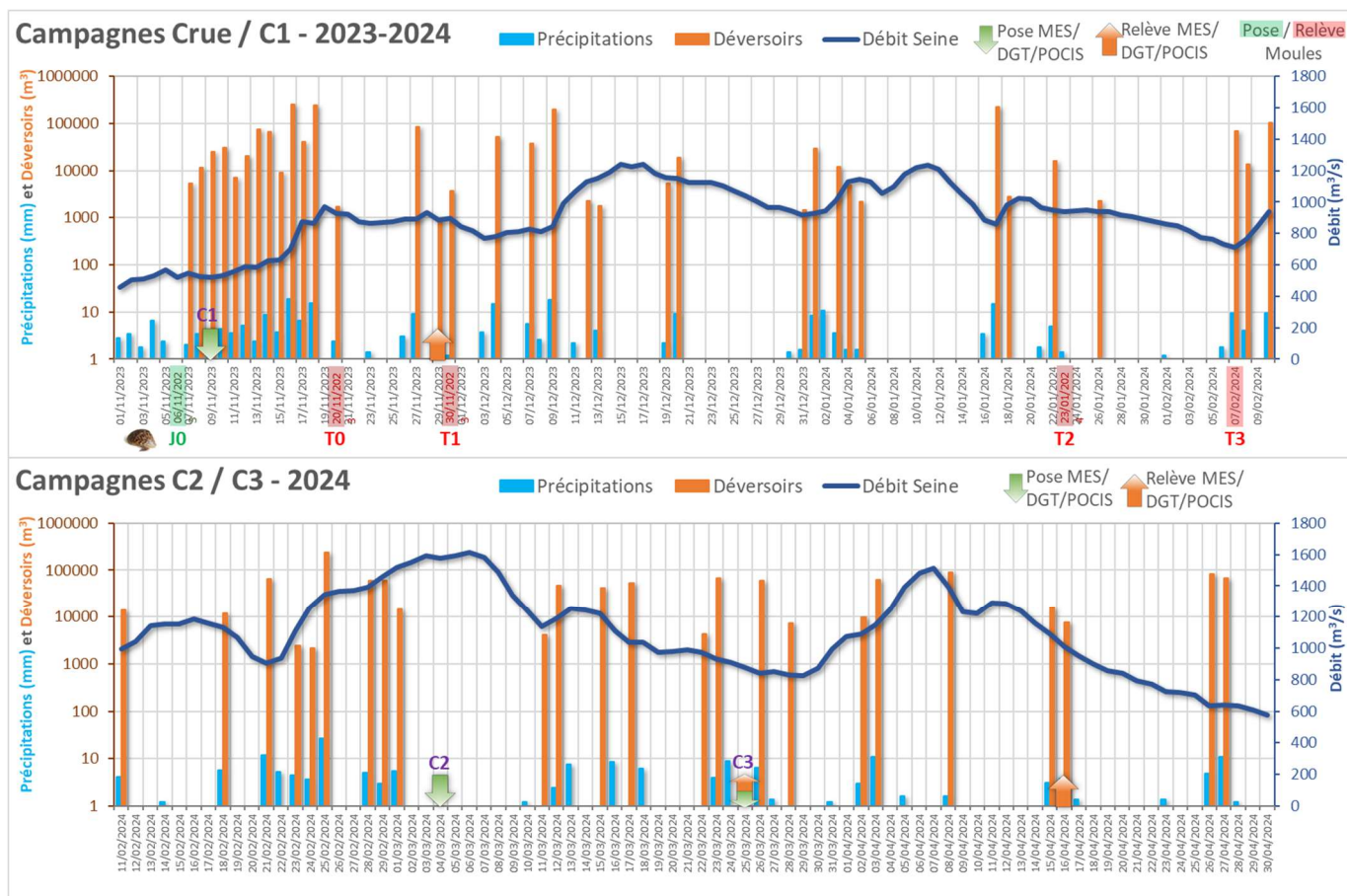
Représentation graphique des conditions hydrométéorologiques (débit de la Seine à Vernon, précipitations à Rouen-BOOS, et volumes des déversements dans le secteur de Rouen) durant les campagnes Orage dans le biote (Orage 1) et dans l'eau (O1) et la campagne Ambient dans l'eau (A1) durant l'été 2023 (en haut), et durant les campagnes Orage dans le biote (Orage 2) et dans l'eau (O2, O3) et la campagne Ambient dans l'eau (A4) durant l'été 2024.

Le contexte hydrométéorologique des campagnes de l'été 2024 est présenté dans la Figure ci-dessus. Un deuxième lot de moules a été immergé le 13 juin 2024 pour la matrice Biote et le T0 a été prélevé le 24/06. Malgré la volonté d'obtenir un T0 sans événement orageux (*i.e.* sans déversements), des précipitations faibles (entre 1 et 12 mm) associés à des déversements importants (supérieurs à 90 000 m³) ont eu lieu le lendemain de l'encagement à J0 et ce sur trois jours. Le prélèvement T0 ayant eu lieu 6 jours après le dernier déversement, un effet possible de l'évènement sur les réponses peut être supposé. Les outils pour l'Eau et les MES ont été déployés le 1^{er} juillet pour la campagne Ambient A2, lorsqu'un orage a été signalé par le système d'alerte Météo-France. Aussi, un sous-échantillonnage a été réalisé lors de cet événement O2 entre le 09 et le 10/07, ainsi qu'un prélèvement post-orage de moules T1 le 15/07, soit environ 1 mois après le début de l'exposition. La période précédant cette récupération est associée à des précipitations répétitives sur une semaine excédant les 5 mm, ainsi que des déversements importants (plus de 80 000 m³ le 09/07). La campagne A2 pour l'Eau et les MES s'est terminée le 22/07, avec le prélèvement d'un autre lot de moules (T2), soit une semaine après les derniers orages sans précipitations ni déversements. Les prévisions météorologiques prévoyant un orage correspondant aux critères définis, une campagne O3 a été réalisée dans l'eau entre les 20 et 22 août 2024. Enfin, un dernier prélèvement de moules T3 (26/08/2024) a été effectué environ un mois après le temps T2. Cette période a été marquée par quelques précipitations et des déversements modérés à importants, notamment deux jours avant la récupération.

III. Contexte hydrométéorologique détaillé des crues

Pour les campagnes Crue, un lot de moules a été immergé le 06/11/2023 (J0) pour la matrice Biote, et les outils pour l'eau/MES ont été déployés le 09/11 pour trois semaines pour une première campagne (C1), alors que le débit moyen de la Seine à Vernon était d'environ 530 m³/s, ce qui est plus élevé que la moyenne 2007-2022 (370 m³/s). Une première récupération de moules a été réalisée le 20/11 (T0), alors que le débit de la Seine a augmenté de façon subite (+ 200 m³/s en une semaine), soit un débit moyen de 970 m³/s, pouvant être considéré comme une crue. Ainsi, bien que ce prélèvement ait été nommé T0, celui-ci ne correspond pas vraiment à un temps « avant-crue », mais plutôt à un début de crue, avec de nombreuses précipitations (cumul de 79 mm) accompagnées de déversements importants (total de près de 800 000 m³) durant ces deux semaines. Environ dix jours plus tard, les outils pour l'eau/MES ont été relevés le 29/11 pour la fin de la campagne C1, et des moules ont été récupérées (30/11, T1), avec un débit moyen de la Seine (895 m³/s) du même ordre que celui enregistré pour T0. Le pic de cet événement a été atteint le 17/12 à 1240 m³/s mais n'a pas pu être échantillonné ni pour l'eau/MES, ni pour le biote. Un nouveau prélèvement de moules a été effectué un mois plus tard fin janvier (23/01/2024, T2), alors que le débit était encore une fois similaire à celui de T0 et T1 (environ 940 m³/s). Enfin, des moules ont été récupérées lors d'une dernière fois début février (07/02, T3), le débit ayant diminué continuellement depuis le T2 pour finir à environ 710 m³/s, ce qui permet de qualifier ce temps de « début de décrue » pour cet événement.

Pour les matrices Eau et Particulaire, même si le seuil de 1200 m³/s a été légèrement dépassé mi-décembre, le système d'alerte est resté actif en espérant pouvoir échantillonner un événement plus important début 2024. Le débit a commencé à réaugmenter rapidement à partir du 23/02, avec un dépassement du seuil le 24/02 devant se poursuivre, mais l'échantillonnage n'a pu être déclenché qu'à partir du 04/03 (débit à 1580 m³/s), sur la phase de décrue jusqu'au 24/03 (campagne C2). Le système VigieCrues annonçant une remontée du débit dans les jours suivants, une nouvelle campagne a été déclenchée du 24/03 au 16/04 (C3), ce qui a permis d'échantillonner un nouveau pic de crue à 1513 m³/s le 07/04 et une partie de la décrue (débit à 1010 m³/s le 16/04). En résumé, la campagne C1 correspond à la première montée en débit de la Seine, C2 au maximum de débit atteint cet hiver et un début de décrue, et C3 à une remontée du débit, un pic et un début de décrue.



Représentation graphique des conditions hydrométéorologiques (débit de la Seine à Vernon, précipitations à Rouen-BOOS, et volumes des déversoirs dans le secteur de Rouen) durant les campagnes Crue dans le biote (Crue) et dans l'eau (C1, C2, C3) durant l'hiver 2023-2024.

Le débit de la Seine est resté assez élevé à partir du 15/11/2023, sans définir une véritable crue fin 2023, par contre, des crues ont bel et bien eu lieu début 2024 selon les seuils définis dans le projet. Si les données de débits sont disponibles instantanément, celles des déversements sont récupérées *a posteriori* des évènements, ce qui a permis de constater un nombre assez élevé de déversements importants dans la zone de Rouen en début de campagne C1 dans l'eau et juste avant le T0 dans le biote. De la même façon, il est à noter la présence régulière de déversements associés à la pluviométrie, caractéristiques d'apports de type urbains. Il sera donc nécessaire de prendre en compte ces éléments dans l'interprétation des résultats.

ANNEXE 3

REPRESENTATION GRAPHIQUE DES IBR-T PAR STATION ET PAR TEMPS DE PRELEVEMENTS

I. Campagnes orages (été 2023 et été 2024)

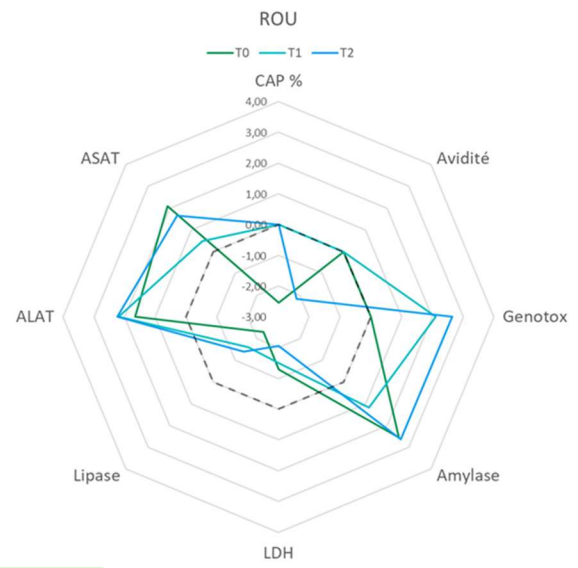
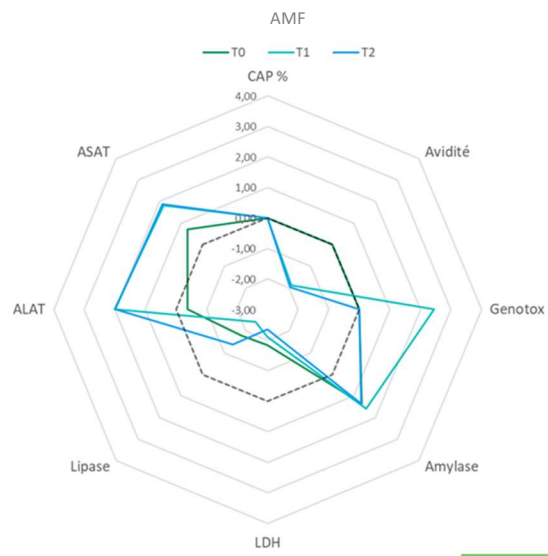
Réserves enzymatiques : amylase, LDH, ALAT, ASAT, lipase, glucose, cholestérol, triglycérides, protéines

Immunotoxicité : mortalité hémocytaire, capacité, avidité

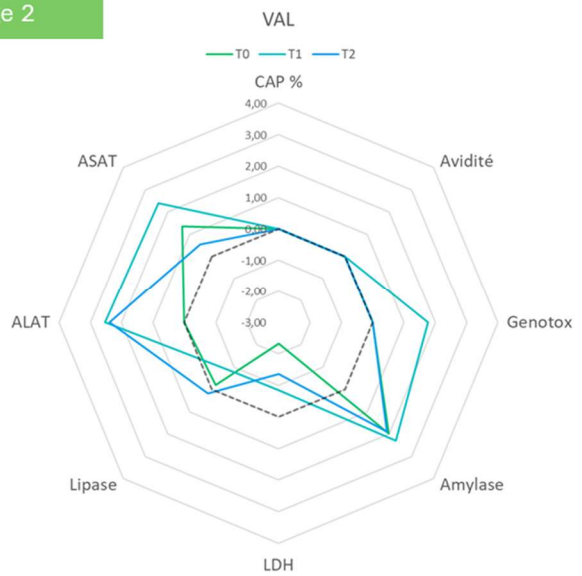
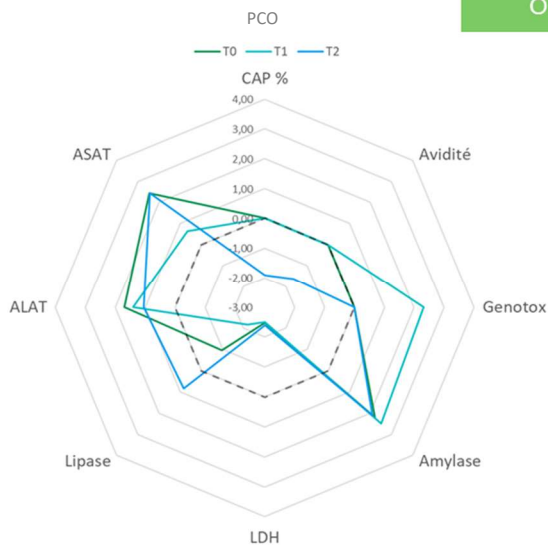
Génotoxicité : altération ADN, mortalité

La toile en pointillé noir indique la valeur seuil au-delà de laquelle les biomarqueurs sont inhibés ou activés. Pour la campagne orage 2, le nombre d'organismes récupérés à T3 était insuffisant pour étudier les biomarqueurs.





Orage 2



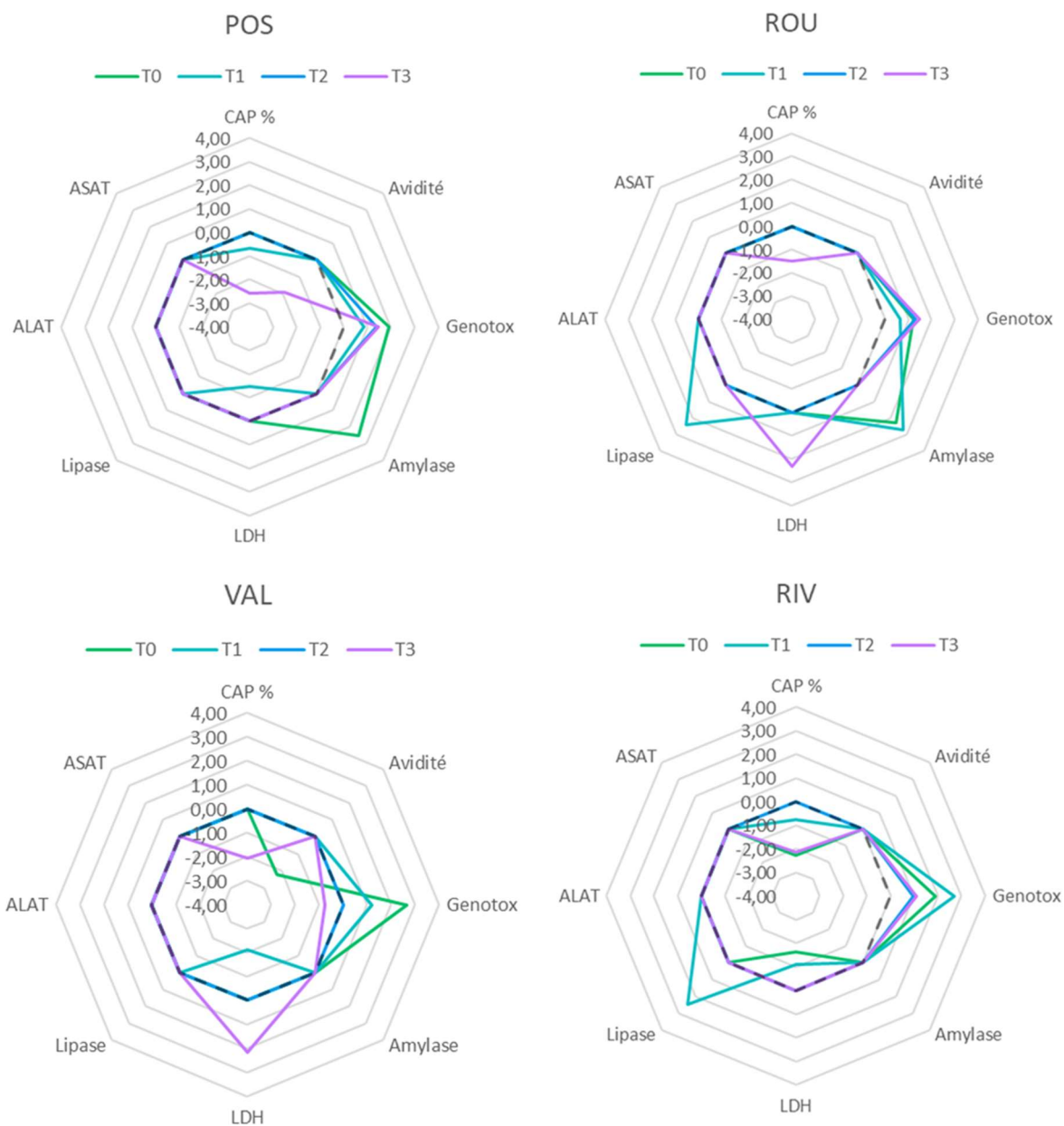
II. Campagne crue (hiver 2023)

Réserves enzymatiques : amylase, LDH, ALAT, ASAT, lipase, glucose, cholestérol, triglycérides, protéines

Immunotoxicité : mortalité hémocytaire, capacité, avidité

Génotoxicité : altération ADN, mortalité

La toile en pointillé noir indique la valeur seuil au-delà de laquelle les biomarqueurs sont inhibés ou activés.





Hangar C - Espace des marégraphes - Quai de Boisguilbert
76176 ROUEN

Menet F., Geffard A., 2026. **Projet TARANIS : Impact des crues et orages sur la qualité de l'eau dans l'estuaire de la Seine.** Rapport de recherche du programme Seine-Aval 7, 111 pp.

Le GIP Seine-Aval ne saurait être tenu responsable
de l'utilisation et de l'interprétation des informations mises à disposition.

www.seine-aval.fr

gipsa@seine-aval.fr

Le GIP Seine-Aval est financé par

