



ANALYSE SPATIALE ET TEMPORELLE DES CONTAMINANTS METALLIQUES ET ORGANIQUES DANS LA BIENNE

Décembre 2020

RESUME

La Bienne est l'un des plus importants cours d'eau drainant la partie méridionale du massif du Jura. De nombreuses activités polluantes sont implantées dans son bassin versant qui ont profondément impacté la qualité chimique de la rivière. Cette étude a pour objectif d'analyser les contaminants métalliques et organiques présents dans différentes matrices du cours d'eau (sédiments, eau, matières en suspensions, biofilm). Elle explore les dynamiques spatiales et temporelles des pollutions en relation avec différents facteurs environnementaux et permet une évaluation des impacts écotoxicologiques.

Elie DHIVERT* ; Bertrand DEVILLERS**

* Anthroposed ; www.anthroposed.com

** PNR du Haut Jura ; www.parc-haut-jura.fr



AVANT-PROPOS

De nombreuses activités polluantes sont implantées dans la vallée de la Bienne depuis plusieurs décennies voire plusieurs siècles pour certaines d'entre elles (industries des métaux, du bois et plasturgiques, élevage des bovins). Depuis les années 1990, des actions ont été menées afin **de réduire les flux de métaux**. Parallèlement à cela, une importante restructuration de l'activité industrielle a également participé à l'abaissement des quantités de polluants émis dans la rivière. Malgré cela, **l'écosystème aquatique montre toujours des signes de fortes perturbations**. En effet, parmi les manifestations les plus spectaculaires des dysfonctionnements affectant l'écosystème aquatique, des épisodes récurrents de mortalité piscicole sont observés depuis le début de la décennie 2010. Des prélèvements de chairs et de foies ont été effectués par les autorités locales sur les truites mortes lors de l'épisode de mai/juin 2016, révélant **d'importantes teneurs en éléments traces métalliques en association avec d'autres substances toxiques**. Les mécanismes pouvant expliquer ces mortalités épisodiques sont complexes et font intervenir de nombreux paramètres. Pour autant, de lourds soupçons pèsent sur **l'impact de certaines pollutions affectant la Bienne de manière épisodique**.

C'est dans ce contexte que s'inscrit cette étude, avec pour objectif principal de **mieux connaître les évolutions spatiales et temporelles des pollutions métalliques et organiques dans la Bienne**. Elle a été menée par le bureau d'étude Anthroposed sur les années 2018 à 2020 et coordonnée par le Parc Naturel Régional du Haut Jura. Les recherches ont porté sur différentes matrices environnementales :

- **Les sédiments archivés au niveau des berges** du cours d'eau afin d'analyser l'évolution des micropolluants sur le long terme et ainsi dresser un état des lieux des pollutions historiques
- **L'eau, les MES et le biofilm** dans le but de caractériser les dynamiques spatiales et temporelles, expliquer ces variabilités en fonction de différents facteurs (hydrologie, activation saisonnière des sources, ...) et également faire la part entre les pollutions héritées de la passée et celles associées aux activités anthropiques actuelles.

Il s'agit ici d'un projet faisant **le lien entre les problématiques scientifiques et les besoins opérationnels de terrain**. Ce type d'approche répond à la nécessité d'une action coordonnée des chercheurs et acteurs de terrains afin d'analyser et de proposer des réponses appropriées face aux dégradations rapides et massives affectant actuellement les écosystèmes. Ce projet a ainsi **reçu le soutien technique et financier de nombreux acteurs engagés dans la préservation des écosystèmes aquatiques** : l'Agence de l'eau Rhône Méditerranée Corse, la DDT du Jura, la Région Bourgogne Franche-Comté, le pôle karst de l'EPTB Saône-Doubs, les fédérations de pêches du Jura et nationale, ainsi que du club spéléologique de St Claude.

Ce rapport présente les principaux résultats de l'étude. Il est structuré en trois parties :

- 1 **Une analyse spatiale et temporelle des contaminants enregistrés dans les dépôts sédimentaires** accumulés au niveau des berges de la Bienne,
- 2 **Une évaluation des contaminations affectant les eaux de la Bienne** au cours de différents épisodes du cycle hydrologique,
- 3 **Une synthèse des résultats** permettant de formuler des préconisations pour limiter l'impact des pollutions et surveiller l'évolution des contaminations

Un document de vulgarisation et différentes productions scientifiques accompagne ce rapport technique.

Les données brutes générées par ce projet ont été bancarisées et sont consultables sur demande auprès du parc naturel du Haut Jura (demande à effectuer par mail à l'adresse parc@parc-haut-jura.fr).

TABLE DES MATIERES

Partie 1 : Analyse spatiale et temporelle des contaminants dans les sédiments archivées au niveau des berges de la Bienne.....	8
1. Introduction	10
2. Matériel et Méthode	11
2.1. Campagne d'échantillonnage	11
2.2. Analyse chronostratigraphique.....	14
2.3. Analyses géochimiques	20
2.4. Analyse écotoxicologiques	24
3. Résultats et discussions.....	30
3.1. Variabilité spatiale des contaminations sédimentaires	30
3.2. Variabilité temporelle des contaminations sédimentaires	36
3.3. Caractérisation des sources de pollutions métalliques des sédiments	41
3.4. Evaluation de l'impact écotoxicologique des pollutions sédimentaires.....	49
4. Conclusion.....	60
Partie 2 : Analyse des contaminants métalliques et organiques présents dans les eaux de la Bienne au cours de différents événements du cycle hydrologique	61
1. Introduction	63
2. Matériel et méthode	64
2.1. Suivis des pollutions de la Bienne	64
2.2. Analyses géochimiques	67
2.3. Reconstitution des concentrations moyennes avec les capteurs passifs	69
3. Résultats	71
3.1. Substances polluantes détectées dans la Bienne.....	71
3.2. Distribution spatiale et temporelle des teneurs en substances polluantes dans l'eau de la Bienne	77
3.3. Evolution des teneurs en ETM dans le biofilm de la Bienne	89
4. Discussion.....	92
4.1. Influence de l'hydrologie sur les teneurs en micropolluants dans la Bienne.....	92
4.2. Sources et mécanismes de pollutions	95
4.3. Evaluation de l'impact écotoxicologique.....	99
5. Conclusion.....	105
Partie 3 : Synthèse, enjeux et perspectives	106
Références	114
Carnet des annexes.....	121

LISTE DES ILLUSTRATIONS

PARTIE 1 : ANALYSE SPATIALE ET TEMPORELLE DES CONTAMINANTS DANS LES SEDIMENTS ARCHIVES AU NIVEAU DES LES BERGES DE LA BIENNE

FIG. 1 : LOCALISATION DES STATIONS DE PRELEVEMENTS.....	11
TAB. 1 : CARACTERISTIQUES DES STATIONS D'ECHANTILLONNAGES.....	12
FIG. 2 : ECHANTILLONNAGE D'UN DEPOT SEDIMENTAIRE DANS LE RESEAU KARSTIQUE DE	13
FIG. 3 : RECONSTITUTION DES PROCESSUS HYDROSEDIMENTAIRES.....	15
FIG. 4 : PROFIL VERTICAL DES PARAMETRES TENEUR EN FRACTION < 63 µM, D10, D50 ET D90	17
FIG. 5 : PROFIL VERTICAL DE L'ACTIVITE EN 137CS DE LA CAROTTE DE DORTAN	19
TAB. 2 : COMPARAISON DES CONCENTRATIONS PREINDUSTRIELLES.....	21
TAB 3 : VALEURS ECOTOXICOLOGIQUES DE REFERENCE.....	25
FIG. 6 : PHOTOGRAPHIE EXPLIQUANT LA DIFFERENCE ENTRE EAU BRUTE ET EAU FILTREE.....	29
TAB. 4. MOYENNE MINIMUM ET MAXIMUM DES FACTEURS D'ENRICHISSEMENT	30
FIG. 7. COMPARAISON DES NIVEAUX DE CONTAMINATION DANS LES ARCHIVES.....	31
FIG. 8 DYNAMIQUE SPATIALE DES FACTEURS D'ENRICHISSEMENT DANS LES SEDIMENTS.....	32
TAB. 5. MOYENNE, MINIMUM ET MAXIMUM DES TENEURS EN POP.....	33
FIG. 7 : PROFIL EN LONG DE LA SOMME DES 16 HAP PRIORITAIRES.....	35
FIG. 8 : DYNAMIQUE TEMPORELLE DES METAUX	37
FIG. 9 : CHRONIQUE DES POLLUTIONS AUX PCB1.....	38
FIG. 10 : CHRONIQUE DES TENEURS EN HAP.....	39
FIG. 19 : DYNAMIQUE TEMPORELLE DU DEHP DANS LA CAROTTE DE DORTAN.....	40
TAB. 6 : CORRELATIONS INTERELEMENTAIRES.....	41
FIG. 11 : TRAÇAGE DES SOURCES DE CU, PB, SN ET ZN.....	42
FIG. 11 : EVOLUTION DES SIGNATURES GEOCHIMIQUES ARCHIVES.....	43
FIG. 12. EVOLUTION DES MODULES ANNUELLES.....	45
FIG. 13 CARACTERISATION DES SOURCES DE HAP	47
FIG. 14 : NIVEAUX DE RISQUES ECOTOXICOLOGIQUES DES SEDIMENTS.....	50
TAB 7 : COMPARAISON DES TENEURS EN POLLUANTS.....	52
FIG. 15 : TESTS DE MORTALITE ET DE CROISSANCE SUR CHIRONOMES ET OSTRACODES.....	54

FIG. 16 : COMPARAISON DES TENEURS EN METAUX DANS LES SUSPENSIONS SEDIMENTAIRES.....	57
TAB. 8 A : TENEURS EN METAUX DANS LES SUSPENSIONS SEDIMENTAIRES.....	58

PARTIE 2 : ANALYSE DES CONTAMINANTS METALLIQUES ET ORGANIQUES PRESENTS DANS LES EAUX DE LA BIENNE AU COURS DE DIFFERENTS EVENEMENTS DU CYCLE HYDROLOGIQUE

FIG. 1 : DISPOSITIF DE SURVEILLANCE DE LA QUALITE DE LA BIENNE	66
TAB. 1 : TYPES DE CAPTEURS PASSIFS UTILISES DANS L'ETUDE.....	67
FIG. 2 : PRESENTATION DES DIFFERENTS CAPTEURS PASSIFS.....	68
FIG. 3 RELATION ENTRE LES PARAMETRES RS DE DIFFERENTES SUBSTANCES.....	70
TAB. 2 : COMPOSEES METALLIQUES ET ORGANIQUES QUANTIFIES DANS LES CAPTEURS PASSIFS...	72
TAB. 3. COMPOSEES MEDICAMENTEUX PRESENTS DANS LES CAPTEURS PASSIFS POCIS.....	75
TAB. 3 TENEURS MOYENNES EN ETM.....	77
FIG. 4. EVOLUTION DES CONCENTRATIONS MOYENNES EN CU ET ZN.....	78
TAB. 4. CONCENTRATIONS EN CONTAMINANTS ORGANIQUES APOLAIRES.....	81
FIG. 5. EVOLUTION DES CONCENTRATIONS EN COMPOSES ORGANIQUES APOLAIRES.....	82
TAB. 5 CONCENTRATIONS EN PESTICIDES ET PHARMACEUTIQUES RECONSTITUES.....	86
FIG. 6 . EVOLUTION DES CONCENTRATIONS EN RESIDUS MEDICAMENTEUX.....	87
FIG. 7 : EVOLUTION DES TENEURS EN CU, PB ET ZN DANS LES ECHANTILLONS DE BIOFILM.....	91
FIG. 8 : EVOLUTION DU NOMBRE DE JOURS D'ETIAGES.....	93
FIG. 9 : CARACTERISATION DES SOURCES DE HAP CONTAMINANT.....	98
TAB. 6. COMPARAISON DES CONCENTRATIONS EN CONTAMINANTS.....	101
FIG. 10 : EVOLUTION DES TENEURS EN CU ET ZN DANS LA FRACTION DISSOUTE	103

PARTIE 3 : SYNTHESE ENJEUX ET PERSPECTIVES

FIG. 1 : PHOTOGRAPHIES DES BERGES DE LA BIENNE AU COURS DE L'HIVER 2019-2020.....	108
FIG. 2 SCHEMA CONCEPTUEL MONTRANT L'EVOLUTION DES NIVEAUX DE POLLUTION	110
TAB. 1. SYNTHESE DES ALTERATIONS CHIMIQUES DE LA BIENNE.....	111
FIG. 3 MISE EN RELATION DES DIFFERENTS SCENARIO D'EVOLUTION ECOSYSTEMIQUES	112



PARTIE 1 : ANALYSE SPATIALE ET TEMPORELLE DES CONTAMINANTS DANS LES SEDIMENTS ARCHIVEES AU NIVEAU DES LES BERGES DE LA BIENNE



Principaux résultats :

- Forts niveaux de contaminations dans les sédiments des berges de la Bienne pour le bismuth, le cuivre, le mercure, le plomb, l'étain et le zinc, ainsi que pour les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP)
- Pollutions d'origines essentiellement industrielles pour les micropolluants métalliques, faisant intervenir différentes sources pour les micropolluants organiques
- Niveaux de pollution les plus importants en aval de Morez matérialisant historiquement le principal foyer de pollution à l'échelle du linéaire,
- Diminution généralisée des niveaux contaminations depuis la fin des années 1970 pour la plupart des contaminants métalliques et organiques
- Réactivation de la signature géochimique des pollutions anciennes enregistrées de manière régulière depuis le début des années 2010 en lien avec une accentuation de l'érosion des berges contaminées
- Pollutions sédimentaires en mesure d'imposer localement des impacts écotoxiques sévères en cas de remobilisations sédimentaires,

Mots clés :

Micropolluants, pollutions sédimentaires, dynamique spatiale, dynamique temporelle, sources de pollution, impact écotoxicologique,

RESUME

Cette étude s'intéresse aux pollutions piégées dans les sédiments accumulés au niveau des berges de la Bienne. **Les contaminants retrouvés en plus fortes teneurs dans les sédiments sont les éléments traces métalliques (bismuth, cuivre, mercure, plomb, étain et zinc) et les hydrocarbures aromatiques polycycliques.** D'autres substances présentent des concentrations sédimentaires non négligeables et caractéristiques des bassins industrialisés : les phtalates, les polychlorobiphényles, ainsi que les dioxines et furanes. Ces pollutions sont majoritairement **d'origines industrielles** ; la combustion du bois constitue également une source importante de pollution aux hydrocarbures aromatiques polycycliques dans le bassin. Pour la majorité des micropolluants, les contaminations sont **maximales en aval de Morez et décrivent une diminution progressive des teneurs vers l'aval.** Cette dynamique matérialise ainsi un foyer principal de pollution en tête de bassin. En ce qui concerne les micropolluants organiques, le réservoir d'Etables constitue également une zone de forte contamination.

Afin d'analyser l'évolution temporelle des pollutions à l'échelle de la Bienne, une carotte sédimentaire a été prélevée dans la partie aval de la Bienne. L'élaboration d'un modèle d'âge a permis de retracer les chroniques de pollution à l'échelle du bassin depuis la fin des années 1960. La grande majorité des éléments traces métalliques, ainsi que les polychlorobiphényles, les dioxines et les furanes présentent **une tendance à la diminution généralisée des teneurs depuis la fin des années 1970.** Les hydrocarbures aromatiques polycycliques attestent également d'une baisse du niveau de contamination, mais plus tardive – milieu des années 1990. D'autres substances ne présentent, quant à elle, pas de tendances statistiquement significatives, c'est le cas du cuivre, du mercure et de l'étain, ainsi que des phtalates. L'analyse de cette archive sédimentaire met également en évidence **une réactivation de la signature géochimique des pollutions anciennes.** L'influence de ces pollutions héritées du passé (situation ante 1980) apparaît progressivement dans les années 2000 et est régulièrement enregistrée au cours des années 2010. **Une accentuation de l'érosion des berges contaminées** peut être invoquée pour expliquer cela. Ce phénomène advient dans **un contexte hydrosédimentaire fortement altéré** sur certains tronçons. De surcroît, une période de plus forte hydraulicité de la Bienne s'est mise en place depuis le début des années 2010, **en lien avec des évolutions hydroclimatiques locales.**

Les teneurs en micropolluants métalliques et organiques dans les sédiments ont été comparées à des seuils écotoxicologiques afin d'évaluer les pressions toxiques auxquelles sont soumises les espèces aquatiques. Il s'avère que **les niveaux de contamination sont en mesure d'avoir profondément impactés l'écosystème au cours des dernières décennies.** Les risques écotoxiques sont particulièrement importants dans la partie amont de la Bienne et dans le réservoir d'Etables du fait des fortes teneurs en éléments traces métalliques et en HAP. Des analyses géochimiques ont également été réalisées sur des suspensions sédimentaires simulant des événements érosifs affectant les berges. Elles mettent en évidence la mobilisation de **fortes concentrations en éléments traces métalliques dans l'eau en cas de déstockage sédimentaire.** Des bioessais évaluant l'écotoxicité par contact ont également été mis en place sur Chironomes et Ostracodes. Ces analyses ne se sont pas révélées très probantes en ce qui concerne le critère d'excès de mortalité. Pour autant, des effets sublétaux non négligeables (critères d'inhibition de la croissance) ont été mis en évidence.

1. INTRODUCTION

Les sédiments ont la propriété de piéger une partie des polluants transportés dans les cours d'eau. Au cours du temps, les sédiments jouent ainsi un rôle de **puif pour les contaminants persistants**, métalliques et organiques.

Les teneurs en micropolluants sont généralement **plus importantes dans les environnements permettant le dépôt de la fraction fine** (< 63µm ; Horowitz et Elrick, 1987, Carpentier et al, 2002). Ce mécanisme a des répercussions à l'échelle des bassins versants, la distribution spatiale des pollutions sédimentaires étant en partie contrôlée par la capacité de dépôts des sédiments fins au niveau :

- des **sédiments en transit dans les chenaux** (Birch et al, 2001 ; Walling et al 2003 ; Estrany et al, 2011 ; Reis et al, 2014),
- et **des sédiments archivés à plus long terme dans les berges** (Walling et He, 1997 ; Martin, 2000 ; Maklin et al, 2006 ; Lecee et Pavlowsky, 2014), **les anciens chenaux**¹ (Babeck et al, 2008; Mourier et al, 2014 ; Dhivert et al, 2015) **et les réservoirs de barrage** (Audry et al, 2004 ; Ye et al, 2011 ; Vukovic et al, 2014 ; Bertrand et al, 2015 ; Dhivert et al 2015).

D'importants **stocks de sédiments fins sont implantés dans le bassin Bienne au niveau des berges du cours d'eau** (Annexe 1). Ces accumulations sédimentaires s'établissent sur environ 80 à 160 cm d'épaisseur et plusieurs dizaines à plusieurs centaines de mètres de large. Les indices historiques retrouvés à la base des enregistrements tels que la présence de débris plastiques et l'analyse des photographies aériennes attestent **d'une mise en place au début de la seconde moitié du XXème s.** En aval de Jeurre la plaine d'inondation est plus large et plus ancienne dans sa partie distale (ante XIXème s.). Au niveau des gorges de la Bienne, le réservoir sédimentaire² en berge est plus discontinu. La visite du réservoir du barrage d'Etables lors de la vidange de 2018 a également permis de mettre en évidence une importante accumulation **de sédiments fins au niveau des berges.**

Ces « Legacy sediments » se sont accumulés du fait des perturbations anthropiques du cours de la rivière (Vauclin et al, 2020). En utilisant les capacités d'archivage des pollutions conférées aux sédiments, différents objectifs ont été poursuivis dans cette première partie :

- **Définir les variabilités spatiales des pollutions sédimentaires à l'échelle pluri-décennale,**
- **Analyser les trajectoires temporelles des différents contaminants à l'échelle du bassin**
- **Caractériser des principales sources pour les contaminants identifiés dans les sédiments.**
- **Évaluer les impacts écotoxiques des pollutions sédimentaires**

¹ Les anciens chenaux ont été abandonnés compte tenu de processus géomorphologiques à long terme. Des milieux humides propices au stockage des sédiments fins en résultent souvent.

² Le terme réservoir sédimentaire désigne les sédiments accumulés au niveau de la zone de divagation du cours d'eau et en amont des obstacles à l'écoulement.

2. MATERIEL ET METHODE

2.1. CAMPAGNE D'ÉCHANTILLONNAGE

Sur la base des travaux de prospection (Annexe 1), **8 stations d'échantillonnage** ont été définies le long du linéaire de la Bienne et au niveau de la résurgence principale du réseau karstique de l'Enragé (Fig. 1 ; Tab. 1). Les stations en de Morez, des Gorges de la Bienne, Etables rives gauche et droite, aval de la confluence avec le Lison, et de Jeurre ont bénéficié de prélèvements entre le 09/10/2018 et le 06/11/2018. Les sédiments ont été collectés à l'aide d'une pelle ou d'une tarière en inox sur **l'ensemble de la hauteur de la berge**, après rafraîchissement.



Carottage à l'aide d'un carottier russe en sommet de berge au niveau de la station en aval de Dortan



Echantillonnage de la surface d'érosion de la berge au niveau de la station en aval des gorges

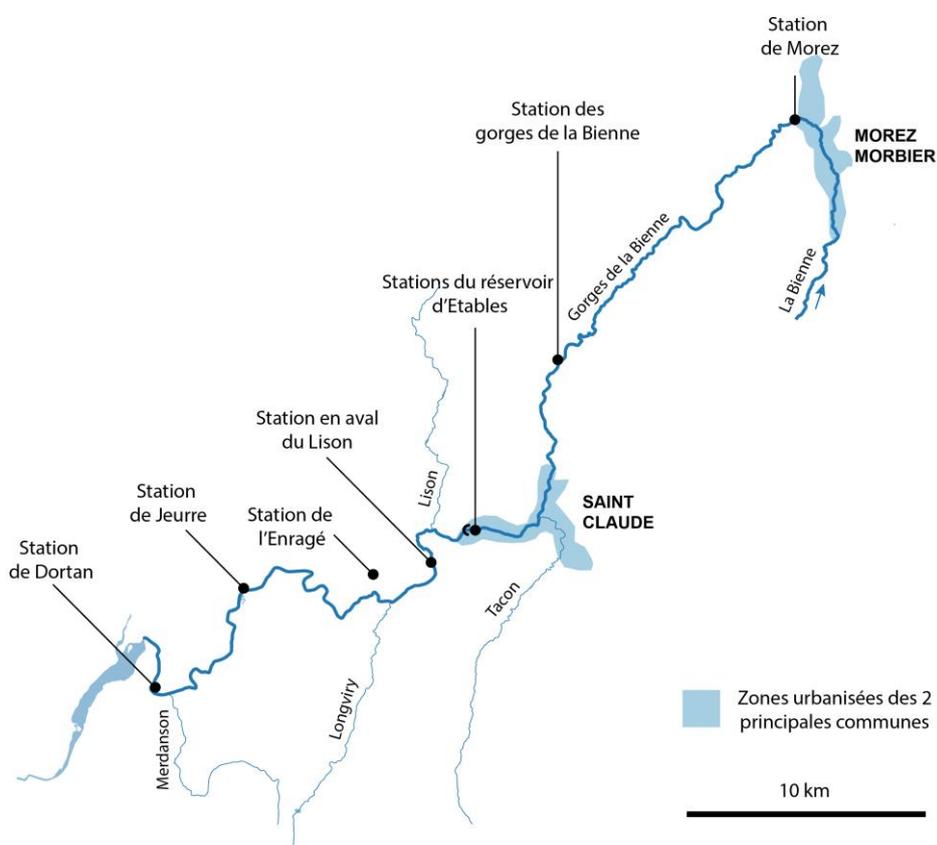


FIG. 1 : LOCALISATION DES STATIONS DE PRELEVEMENTS SUR LA BIENNE ET PHOTOGRAPHIES DES 2 TYPES D'ÉCHANTILLONNAGES EN BERGE – CAROTTE SEDIMENTAIRE ET PRELEVEMENT DES SURFACES D'ÉROSION

Stations	Coordonnées L93	Echantillonnage	Nb d'échantillons
Morez	X:930215 - Y:6607904	Grattage en berge	5
Gorges de la Bienne	X:920552 - Y:6597888	Grattage en berge	5
Réservoir d'Etables rive droite	X:916930 - Y:6590832	Prélèvements à la tarière	8
Réservoir d'Etables rive gauche	X:916715 - Y:6590691	Tranchée en berge	8
Aval du Lison	X:915326 - Y:6589193	Grattage en berge	5
Jeurre	X:907926 - Y:6588286	Grattage en berge	5
Grotte de l'Enragé	X:912972 - Y:6588596	Grattage en berge	5
Dortan	X:903878 - Y:6583841	Carottage (carottier russe)	21

TAB. 1 : CARACTERISTIQUES DES STATIONS D'ECHANTILLONNAGES

Au niveau de la station définie dans la cavité **du réseau karstique de l'Enragé** (Fig. 2). Les dépôts sédimentaires prélevés se situent à plusieurs centaines de mètres de la résurgence (la Grotte de l'Enragé).

Au niveau de chaque site, la berge a fait l'objet de **5 à 8 prélèvements du sommet à la base**. Les épaisseurs ont été définies de manière à intégrer l'ensemble des faciès sédimentaires visibles.

Un carottage a également été réalisé à l'aide d'un carottier russe en inox au **niveau de la station la plus aval** (Dortan) le 17/05/2019. Une archive sédimentaire de 84 cm a pu être remontée. En dessous de cette limite, les sédiments sont grossiers (sables grossiers et galets), ils ne peuvent pas être prélevés de manière appropriée et n'ont donc pas été pris en considération dans cette analyse ciblant les sédiments les plus à même d'enregistrer les pollutions. Un laboratoire de terrain a été mis en place sur site afin d'**échantillonner l'archive sédimentaire par tranche de 4 cm**. Un total de 8 carottages a été nécessaire afin de disposer d'assez de matière pour réaliser l'ensemble des analyses. Les carottes sédimentaires composant l'archive finale ont été corrélées³ entre elles directement sur le terrain par rapprochement de transitions sédimentaires analogues.

Lors de l'échantillonnage des surfaces d'érosion comme de la carotte sédimentaire, des précautions particulières ont été portées afin de **ne pas risquer de contaminations**. Les outils de prélèvements ont ainsi été rincés avec une solution d'acide (HNO₃ 30%) entre chaque échantillon. Les sédiments utilisés pour les analyses géochimiques et écotoxicologiques ont été directement placés dans des flacons en verre fumé et conservés en glacière réfrigérée, avant d'être placés dans un congélateur à -25°C au laboratoire. L'autre partie des sédiments utilisés pour les analyses granulométriques et la radiodatation a été conservée dans des sachets en plastique en chambre froide (5°C).

³ Lorsqu'il est nécessaire de reconstituer une archive sédimentaire avec plusieurs carottes prélevées sur le même site, celles-ci doivent être corrélées c-à-d qu'il faut s'assurer que les niveaux sédimentaires qui seront découpés dans les différentes carottes et conservés sous une appellation commune (ex : BIE-4-8 cm pour la tranche 4-8 cm de profondeur) se soient déposés en même temps.



FIG. 2 : ECHANTILLONNAGE D'UN DEPOT SEDIMENTAIRE DANS LE RESEAU KARSTIQUE DE L'ENRAGE

2.2. ANALYSE CHRONOSTRATIGRAPHIQUE

A. ANALYSE SEDIMENTOLOGIQUE

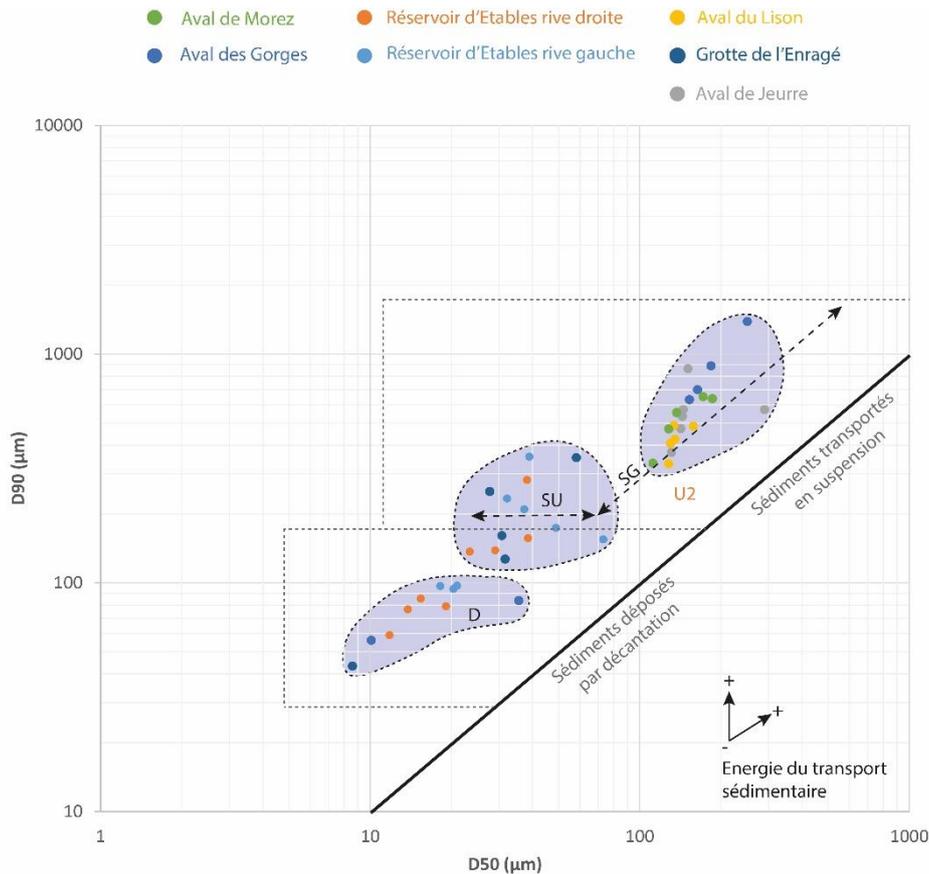
Une analyse sédimentologique a été réalisée sur **l'ensemble des échantillons** à l'aide d'un microgranulomètre laser en voie humide (Mastersizer 3000, Malvern). Différents paramètres ont ainsi été extraites **D₁₀ D₅₀ et D₉₀**, correspondant aux percentiles 10, 50 et 90% de la répartition de la taille des grains, ainsi que **la teneur en fraction < 63 µm**.

Reconstitution des environnements dépôts sédimentaires

Les paramètres D₅₀ et D₉₀ ont été utilisés dans le **diagramme de Passega (1964, 1977)**, selon les modalités fixées dans Dhivert et al. (2014). Cette analyse permet de **discriminer les processus hydrosédimentaires**⁴ à l'origine des dépôts **en fonction de la distribution de la taille des grains**. Plusieurs domaines ont été retenus (Fig. 3 et 4) :

- **Le domaine D** correspond aux sédiments les plus fins (argiles, limons, sables très fins) et les moins bien triés. Ils se sont déposés par **décantation** dans un contexte où la vitesse du courant était quasiment nulle. La taille des sédiments les plus grossiers (D₉₀) est inférieure à 100 µm.
- **Le domaine SU** correspond à des sédiments fins pour lesquels le D₉₀ est de l'ordre de 200 – 300 µm et le D₅₀ assez hétérogène. Il s'agit de sables fins en association avec des limons déposés dans un contexte **de suspension uniforme** (la distribution de la taille des grains est homogène sur la hauteur de la colonne d'eau).
- **Le domaine SG** correspond à des sédiments plus grossiers (sables fins à grossiers avec une plus faible teneur en sédiments fins). Les paramètres D₅₀ et D₉₀ sont proportionnels. Ces sédiments se sont déposés dans un contexte de **suspension graduée** c.-à-d. avec un granoclassement entre les sédiments transportés à la base de la colonne d'eau et la surface.
- **Le domaine EH** a été défini selon Dhivert et al (2015). Il s'agit **d'événements hydrosédimentaires majeurs** dont la signature granulométrique est singulière par rapport au reste de l'enregistrement. Le D₅₀ est généralement du même ordre que les domaines SU et SG, cependant le D₉₀ est beaucoup plus important. Ces sédiments plus grossiers que la normale (sables moyens à grossiers) sont apportés lors des **crues les plus importantes**. Ce domaine s'applique essentiellement à l'analyse des carottes sédimentaires, pour lesquelles le découpage en tranche plus fine permet une meilleure résolution sur les événements hydrosédimentaires.

⁴ Les processus hydrosédimentaires désignent les mécanismes de transport/stockage de sédiments inhérents à l'énergie du courant



D = Décantation des sédiments fins
 SU = Sédiments transportés en suspension uniforme dans la colonne d'eau
 SG = Sédiments transportés en suspension graduée, granoclassement dans la colonne d'eau

FIG. 3 : RECONSTITUTION DES PROCESSUS HYDROSEDIMENTAIRES ASSOCIEES AUX SEDIMENTS DE BERGES DE LA BIENNE A L'AIDE D'UN DIAGRAMME DE PASSEGA

La texture des sédiments récupérés en berge sont **limono-sableux à sablo-limoneux**⁵. L'analyse sédimentologique fait apparaître une **importante variabilité granulométrique**, matérialisant 3 domaines (Fig. 3).

Les sédiments **des berges de la Bienne** au niveau des stations en aval de **Morez, des Gorges, du Lison et de Jeurre** sont les plus riches en sables (moyenne 72 %) et les plus hétérométriques. Ils représentent le pôle le plus grossier sur l'ensemble des échantillons analysés avec un D_{50} compris entre 112 et 334 µm et un D_{90} compris entre 291 et 1390 µm. Ces caractéristiques reflètent un dépôt dans un environnement avec une forte vitesse de courant correspondant à **une suspension graduée**.

Les sédiments des berges **du réservoir d'Etalles et de la Grotte de l'Enragé** pour leur grande majorité sont moins riches en sables (moyenne 28%) et avec une granularité plus faible (D_{50} compris entre 8.4 et 73.2 µm ; D_{90} compris entre 43.3 et 353 µm). Ils se sont mis en place dans un environnement avec de plus faible vitesse de courant, majoritairement de **la suspension uniforme** et dans une moindre mesure **de la décantation**.

⁵ la différence tiend à la teneur en sable plus importante dans le second que dans le premier

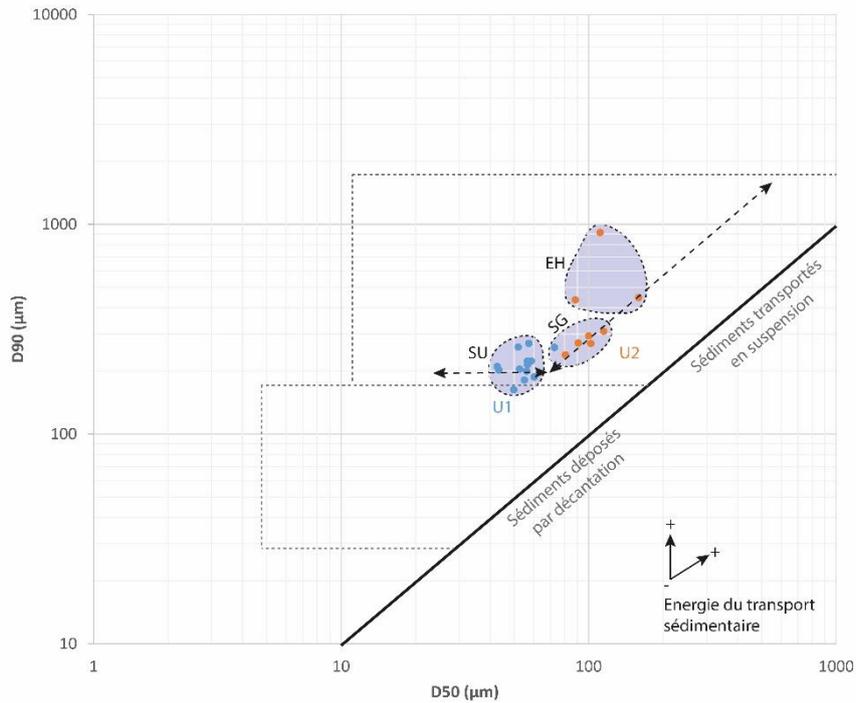
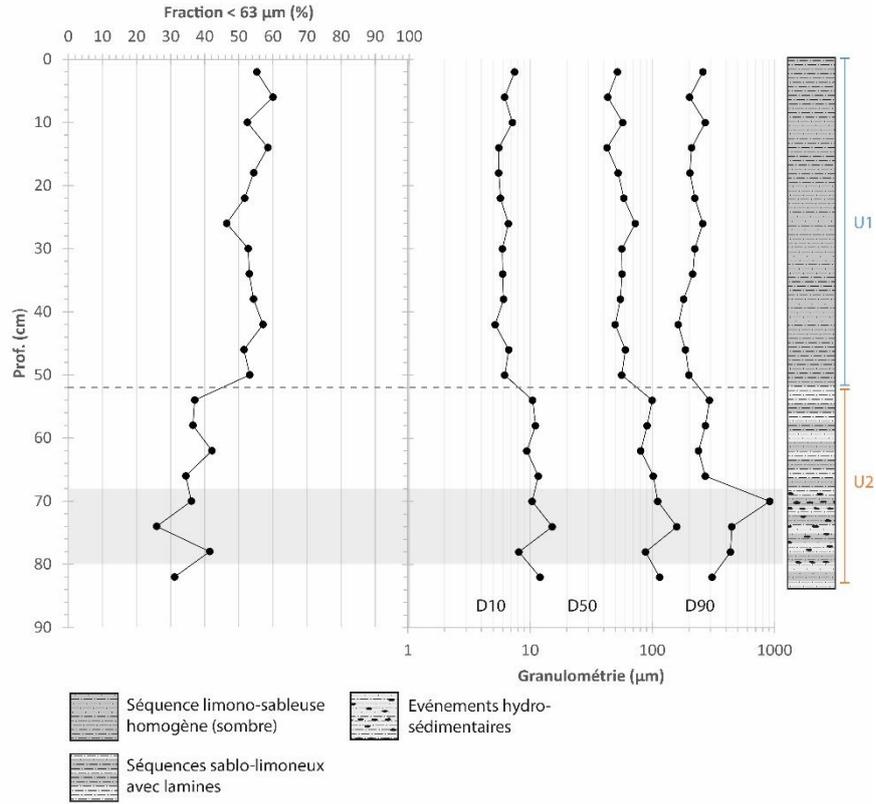
Ces résultats permettent de montrer que les sédiments archivés dans les berges de la Bienne sont généralement associés à **des dépôts épisodiques lors des débordements en crue et sous des vitesses de courant élevées**. Localement (réservoir d'Etalles, Grotte de l'Enragé) les aménagements ou la topographie permettent de faire ralentir le courant afin de **favoriser la décantation des sédiments les plus fins**.

Une analyse plus fine a été réalisée sur la carotte sédimentaire de Dortan (Fig. 4). Le profil vertical des paramètres sédimentologiques fait apparaître **2 unités distinctes**.

L'unité 1 entre 0 et 52 cm de profondeur est composée de sédiments limono-sableux visuellement homogènes et sombres. Cette unité montre une faible variabilité granulométrique avec un D_{50} compris entre 42.7 et 72.7 μm pour un D_{90} compris entre 163 et 271 μm . La teneur moyenne en sable est de 46%. Ces sédiments se sont déposés dans un contexte de **suspension uniforme**.

L'unité 2 entre 52 et 84 cm est composée de sédiments sablo-limoneux avec une alternance de lamines sombres et claires. La teneur moyenne en sable est plus importante avec 64%. Cette unité est également plus hétérométrique avec un D_{50} compris entre 80.5 et 159 μm et un D_{90} compris entre 239 et 915 μm . Ces sédiments se sont déposés avec des vitesses d'écoulement plus élevées que l'unité 1, dans un contexte de **suspension graduée**.

Trois niveaux sédimentaires se détachent du reste de l'archive. En effet, les niveaux **68-72 cm et 76-80 cm** ne suivent pas la relation de proportionnalité de l'unité 2 et présentent des D_{90} sensiblement plus élevés (respectivement 915 μm et 437 μm). Le niveau **72-76 cm** se trouve dans le domaine SG, mais le D_{90} est bien plus élevé que le reste de l'unité (447 μm). Il s'agit ici de **l'enregistrement total ou partiel d'un ou plusieurs niveaux de crues**, associés à un/des événements hydrologiques particulièrement intenses.



SU = Sédiments transportés en suspension uniforme dans la colonne d'eau
 SG = Sédiments transportés en suspension graduée, granoclassement dans la colonne d'eau
 EH = Événements hydrosédimentaires types niveaux de crues

FIG. 4 : PROFIL VERTICAL DES PARAMETRES TENEUR EN FRACTION < 63 μm , D10, D50 ET D90 DANS LA CAROTTE SEDIMENTAIRE DE DORTAN ET ANALYSE DES PROCESSUS HYDROSEDIMENTAIRES A L'AIDE DU DIAGRAMME DE PASSEGA

B. DEFINITION DU MODELE D'AGE DE LA CAROTTE SEDIMENTAIRE

L'élaboration d'un modèle d'âge permet de dater les différents niveaux échantillonnés dans une archive sédimentaire. Pour ce faire, il est nécessaire de disposer de **marqueurs temporels** au sein de l'enregistrement.

Le niveau de surface intègre les dépôts récents, son âge est ainsi fixé à la date de carottage. Des marqueurs temporels absolus peuvent également être définis en analysant le profil vertical **de l'activité en ^{137}Cs** . Ce radionucléide artificiel était **inexistant avant 1950** et le lancement des programmes d'armements nucléaires mondiaux. Il marque généralement deux pics associés :

- **au maximum des retombées radioactives globales (1963-1964)**, inhérentes aux essais nucléaires
- aux retombées liées à la **catastrophe nucléaire de Tchernobyl en 1986**, qui peuvent être localement fortes.

Un total de 14 niveaux sédimentaires a bénéficié d'une analyse de l'activité du ^{137}Cs dans la carotte de Dortan. Les analyses ont été réalisées par spectrométrie gamma sur 24h, équipé d'un détecteur au cristal de germanium haute pureté (laboratoire SAME-LFE-IRSN).

Le ^{137}Cs est détecté dans l'ensemble des échantillons analysés (Fig. 5). Sa présence à la base de l'enregistrement montre que les sédiments les plus anciens se sont mis en place **post 1950**. Un seul pic est détecté dans la carotte et concerne un nombre restreint d'échantillons. Le maximum est atteint pour le niveau 48-52 cm (17.3 Bq/kg). **Cet unique pic est attribuable aux retombées de la catastrophe de Tchernobyl** et ainsi permet de définir le marqueur temporel 1986. Le taux de sédimentation sur la période **post 1986 (0-52 cm)** est ainsi de **1.52 cm/an**. Cet ancrage temporel est corroboré par d'autres indices sédimentologiques. En effet, la transition entre les unités 1 et 2 de la carotte sédimentaire trouve une explication dans la **dynamique de comblement de la berge**. Les photographies aériennes disponibles sur le site Géoportail (www.geoportail.gouv.fr) permettent de repérer une transition entre 1984 et 1989, passant d'une berge fragmentée avec de nombreux bancs de sables/graviers vers un environnement plus stabilisé et similaire à celui présent actuellement.

L'analyse des photographies aériennes de la zone montre également **d'importants travaux en berge entre 1969 et 1971** (défrichage). D'autre part, **une ou plusieurs crues importantes sont advenues lors de la construction du barrage de Coiselet** ayant induit la destruction des barrages de dérivation en 1967. En raison de ce faisceau d'indices, et de l'analyse sédimentologique qui a mis en évidence un archivage sédimentaire discontinu pour la séquence sédimentaire **68-84 cm** il est plus prudent de l'attribuer **à un/des événements hydrosédimentaires singuliers** ayant eu lieu au cours de cette période (**fin des années 1960**).

Le taux de sédimentation sur la période **1986-1970 (52-68 cm)** est alors de **4.00 cm/an**. Ces résultats sont cohérents avec d'autres archives sédimentaires prélevées dans des conditions de dépôts similaires (Arnaud Fasseta, 2003, Grosbois et al, 2012 ; Eschbach et al, 2018).

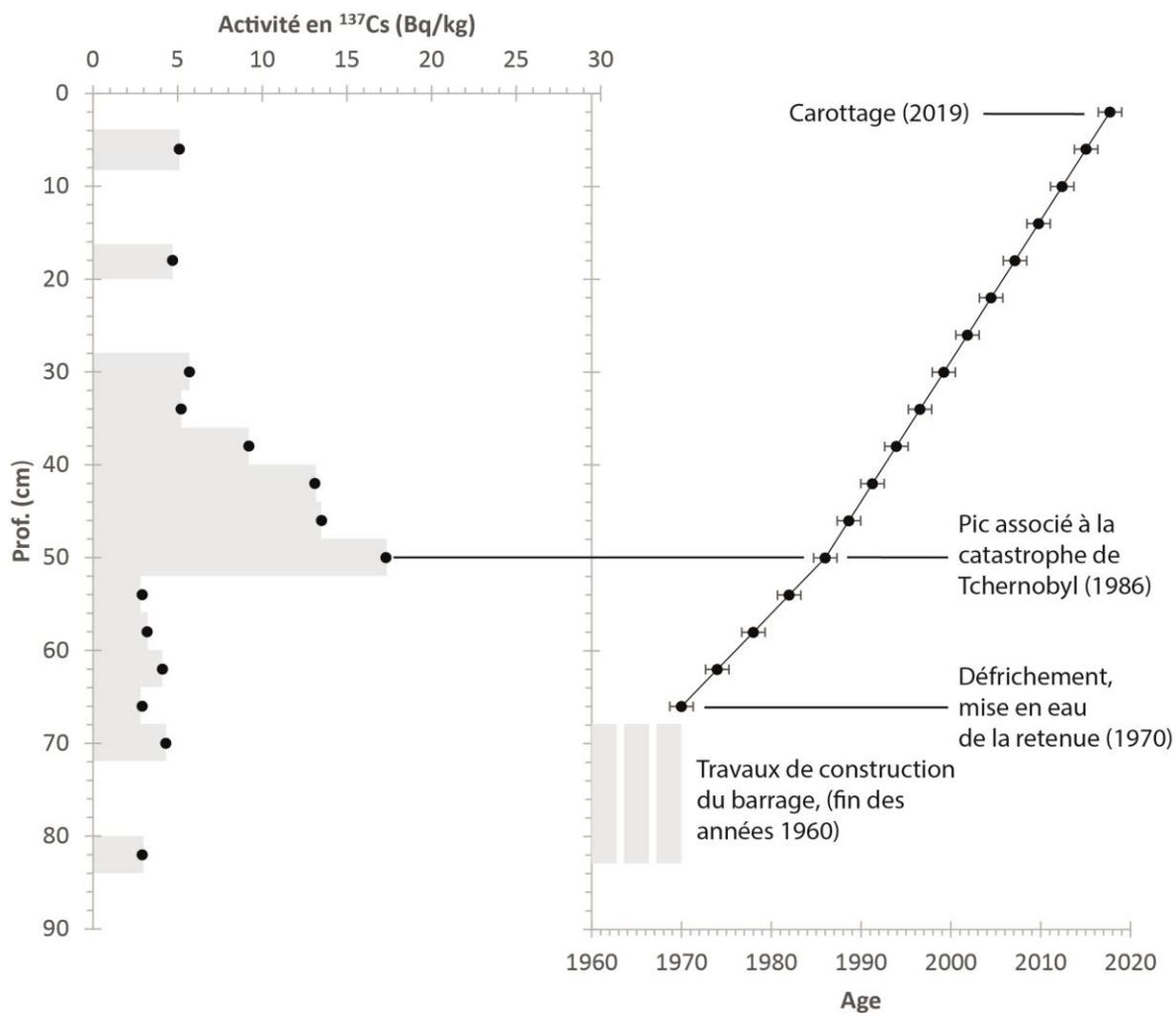


FIG. 5 : PROFIL VERTICAL DE L'ACTIVITE EN ^{137}CS DE LA CAROTTE DE DORTAN ET ELABORATION DU MODELE D'AGE CORRESPONDANT.

2.3. ANALYSES GEOCHIMIQUES

Les analyses géochimiques ont été réalisées par le laboratoire Eurofins Environnement. Le détail des analyses réalisées sur sédiments est visible en annexe.

Micropolluants métalliques :

Les éléments traces métalliques (ETM) sont représentés par leurs symboles dans le tableau de Mendeleïev : Ag = Argent, As = Arsenic, Bi = Bismuth, Cd = Cadmium, Cr = Chrome, Cu = Cuivre, Hg = Mercure, Ni = Nickel, Pb = Plomb, Sb = Antimoine, Sn = Etain, Zn = Zinc. Un parti pris est ici assumé d'analyser les ETM sur **la fraction < 63 µm** afin de limiter la variabilité naturelle des concentrations sédimentaires associée à la granularité des sédiments. Il s'agit ici d'un facteur de normalisation efficace dans les cours d'eau montrant une importante hétérogénéité granulométrique (ex. Grosbois et al, 2012, Dhivert et al, 2015, Dhivert et al, 2016 sur la Loire ; Dendeviel et al. 2020 sur le Rhône). Les éléments traces métalliques ont pu être quantifiés sur l'ensemble des échantillons de sédiments de la Bienne. Les sédiments de la grotte de l'Enragé montrent cependant des teneurs en Ag et Sn inférieures aux LQ dans les niveaux 0-60, 60-120 et 130-160 cm. Dans la carotte sédimentaire de Dortan Sb et Hg sont présents en concentrations inférieures ou très proches de la LQ. En ce qui concerne les données quantifiées, les teneurs sont de l'ordre de 10⁻² à 10² mg/kg ou ppm.

Afin de tenir compte des éléments traces naturellement contenus dans les minéraux, les **facteurs d'enrichissement** ont été calculés (FE, equ. 1).

$$\text{Équ. 1} \quad \text{FE}(M) = \frac{[M]_{[Al] \text{ ech.}}}{[M]_{[Al] \text{ ref.}}}$$

Où :

- FE(M) est le facteur d'enrichissement pour l'élément M dans la fraction < 63 µm des sédiments
- $\frac{[M]}{[Al] \text{ ech.}}$ est le ratio des concentrations en M sur celles en aluminium dans l'échantillon considéré⁶
- $\frac{[M]}{[Al] \text{ ref.}}$ est le ratio des concentrations en M sur celles en aluminium dans les niveaux datant de l'époque préindustrielle ou prélevée en amont des sources

Cet indice est basé sur une comparaison des teneurs en ETM dans les échantillons par rapport à des **bruits de fond géochimiques locaux**. Dans le cadre de cette étude, des sédiments datant de l'époque préindustrielle ont été prélevés dans la partie aval du bassin (rive gauche de la Bienne au niveau de Uffel, Tab. 1)⁷. Il s'agit d'une ancienne plaine

⁶ Al a été choisi pour normaliser les concentrations et limiter l'influence de la variabilité minéralogique sur les teneurs en métaux. Al est l'élément majeur présentant les plus fortes corrélations avec les éléments traces.

⁷ Les concentrations sédimentaires sont ici comparables entre elles et avec des références communes, car les analyses ont été réalisées sur une fraction granulométrique homogène (< 63 µm) ce qui limite variabilité granulométrique naturelle (Horowitz et Elrick, 1987).

	Ag	As	Bi	Cd	Cr	Cu	Hg	Mo	Ni	Pb	Sb	Sn	W	Zn
Bienne (à Dortan)	0,3	7,8	0,15	0,24	11,5	12,6	0,04	0,54	9,4	14,9	0,4	1,4	77,3	42,3
Rhône -partie amont ¹				0,18	63,8	12,5			36,5	13,4				59,1
Rhône – partie médiane ¹				0,17	71,6	20,7			40,1	22,3				83,7
Rhône - partie aval ²				0,07 8	44,6	10,0	0,05		25,1	14,6				61,3
Loire – corridor ^{3,4}	0,2	19,6	0,7	0,35	99	20	0,02	0,4	28,4	35	0,5	8	6,3	93,5
Loire - bassins sédimentaires ³		13,1		0,62	59,7	13,2	0,04		20,3	30,6				63,2
Seine – corridor ^{5,6}				0,2	40	14	0,02			20				60
Garonne - partie aval ⁷				0,5	23	25			12	18				78

TAB. 2 : COMPARAISON DES CONCENTRATIONS PREINDUSTRIELLES DANS LA FRACTION < 63 µm DES SEDIMENTS ENTRE DIFFERENTS BASSINS DE LA FRANCE METROPOLITAINE (1= DENDIEVEL ET AL, 2020 ; 2 = FERRAND ET AL, 2012 ; 3 = GROSBOIS ET AL, 2012 ; 4 = DHIVERT ET AL, 2015 ; 5 = MEYBECK ET AL, 2004, 2007 ; 6 = LE CLOAREC ET AL, 2011 ; 7 = GROUSSET ET AL, 1999)

d'inondation, mise en place à une époque où le transport sédimentaire de la Bienne était plus fort qu'aujourd'hui, comme en témoigne la présence de galets arrondis et bloc. Ces dépôts sédimentaires datent très probablement du Petit Age Glaciaire⁸. A l'époque, les cours d'eau étaient plus larges et charriaient une charge sédimentaire bien plus importante qu'actuellement, du fait d'une érosion plus intense sur les versants et d'une capacité de transport des sédiments plus importante (Arnaud-Fassetta et al, 2003). De nos jours, son fonctionnement s'apparente plus à celui d'une terrasse fluviale, notamment depuis le contrôle de la ligne d'eau par la retenue de Coiselet.

Les références géochimiques définies à Uffel sont du même ordre de grandeur que celles établies dans les autres bassins de la France métropolitaine (Tab. 2). On peut toutefois noter des concentrations un peu plus faibles en As, Cr, Ni et Sn. A contrario W est bien plus élevé dans la Bienne que dans la Loire. La Bienne drainant essentiellement des roches sédimentaires jurassiques caractéristiques du massif, **les références établies dans cette étude pourront être transposées à d'autres cours d'eau jurassien.**

La compilation des résultats de différentes études permet de dresser un référentiel rendant compte des niveaux de pollution :

- **Teneurs proches des fonds géochimiques FE < 2**
- **Niveau de contamination faible à modéré 2 ≤ FE < 5**
- **Niveau de contamination modéré à fort 5 ≤ FE < 10**
- **Niveau de contamination fort à très fort FE ≥ 10.**

⁸ Le Petit Age glaciaire désigne une période courant du XIV^{ème} au XIX^{ème} s. particulièrement froide en Europe.

Micropolluants organiques :

Les polluants organiques persistants (POP)⁹ présentent une affinité particulière pour les sédiments¹⁰. L'influence de la taille des grains est moins bien documentée et les quantités de matières nécessaires pour les analyses sont plus importantes. Les teneurs ont par conséquent été analysées **sur la fraction < 2 mm**.

Dans les dépôts sédimentaires de la Bienne, **les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) sont les POP les plus abondants** (10^2 à 10^4 ppb) suivis par **les phtalates** représentés quasi exclusivement par le diéthylhexylphtalate (DEHP ; 10 à 10^3 ppb) ; **puis les polychlorobiphényles (PCB)** (1 à 10 ppb) et **les dioxines et furanes** (10^{-3} à 1 ppb).

Les HAP sont des substances organiques composées de plusieurs cycles aromatiques. Au sein de cette famille de molécules, **16 HAP ont été définies comme prioritaires** par l'US-EAP pour leur toxicité et ubiquité dans l'environnement. Les HAP peuvent avoir différentes sources, **pyrogéniques** lorsqu'ils proviennent de la combustion des hydrocarbures et de la biomasse vs **petrogéniques** pour les rejets de dérivés de pétroles. Les HAP sont symbolisés par des codes dans cette étude :

- Faibles masses moléculaires (2-3 cycles aromatiques) - NAP = Naphtalène, ACY = Acénaphthylène, ACE = Acénaphthène, FLU = Fluorène, PHE = Phénanthrène, ANT = Anthracène
- Masses moléculaires intermédiaires (4 cycles aromatiques) – FLT = Fluoranthène, PYR = Pyrène, BaA = Benzo (a) anthracène, CHY = Chrysène
- Fortes masses moléculaires (5-6 cycles aromatiques) – BbF = Benzo (b) fluoranthène, BkF = Benzo (k) fluoranthène, BaP = Benzo (a) pyrène, dBahA = diBenzo(a, h) anthracène, BghiPL = Benzo(g, h, i)Pérylène, IcdP = Indeno(1,2,3,c,d)pyrène.

Les 16 HAP ont été retrouvés dans l'ensemble des sédiments de la Bienne. Les niveaux 130-160, 230-260 et 60-120 cm de la grotte de l'Enragé présentent toutefois des teneurs en HAP de faibles masses moléculaires (2-3 cycles) et fortes masses moléculaires (5-6 cycles) inférieures aux LQ. Baumard et al (1998) proposent d'exprimer les niveaux de pollution en sommant les teneurs des 16 HAP prioritaires. Cet indice est couramment utilisé dans la littérature et relève de 4 classes :

- **$\sum 16 \text{ HAP} \leq 100 \text{ ppb}$ = niveau de contamination négligeable à faible,**
- **$100 < \sum 16 \text{ HAP} \leq 1000 \text{ ppb}$ = niveau de contamination faible à modéré,**
- **$1000 < \sum 16 \text{ HAP} \leq 5000 \text{ ppb}$ = niveau de contamination modéré à fort,**
- **$\sum 16 \text{ HAP} > 5000 \text{ ppb}$ = niveau de contamination fort à très fort.**

⁹ Certains HAP et dioxines peuvent avoir des sources naturelles locales et globales (essentiellement associés la combustion de la biomasse, cependant les concentrations en jeux sont très faibles. Il n'est donc pas intéressant d'exprimer les enrichissements comme pour les métaux.

¹⁰ Les POP montrent une affinité particulièrement forte pour ma matière organique. Aucune corrélation significative n'est cependant établie entre les teneurs en POP et COT dans la fraction < 2 mm des sédiments de la Bienne ($r < 0.19$; $p > 0.05$). Il est ainsi établi que la teneur en COT n'influence pas de manière significative les concentrations en POP mesurées. Il n'est donc pas nécessaire d'exprimer les rapports POP/COT afin d'avoir des données comparables entre les stations

Le DEHP est un phtalate utilisé en grande quantité depuis les années 1960 dans différentes industries. La grande majorité sert de plastifiant dans l'industrie des polymères. Le DEHP entre également dans la composition des PVC souples et les caoutchoucs. Il est utilisé en moindre quantité dans l'industrie papier et les laquages. Une grande partie de du DEHP présent dans l'environnement provient également des déchets contenant du DEHP (incinération, décharges, déchets restant dans l'environnement...), mais aussi des eaux usées et de ruissèlement (Risk assessment report, 2001 ; ; Lachambre et Fisson, 2007)

Les PCB sont des molécules organochlorées dont l'usage a été très répandu en France au cours des années 1950-1980. On compte 209 congénères en fonction du degré de chloration des molécules et de la position des atomes Cl. Les PCB faiblement chlorés peuvent être volatiles ou/et sensibles à la biodégradation, pour autant la majorité des congénères présentent une forte affinité pour les sédiments où les processus de dégradation sont négligeables (INERIS, 2011). La somme des **PCB totaux (PCB_t)**, ainsi que celles des **PCB indicateurs (PCB_i)** et **PCB dioxines like (PCB_{dl})** définissent des indices utilisés dans la littérature. Les PCB_i correspondent aux congénères les plus abondants (28, 52, 101, 118, 138, 153 et 180). Ce paramètre est le plus couramment utilisé. Dans les sédiments de la Bienne le congénère 28 est inférieur à sa LQ dans l'ensemble du pool d'échantillon. Les PCB_{dl} rassemblent les congénères présentant une toxicité comparable aux dioxines (77, 81, 105, 114, 118, 123, 126, 156, 157, 167, 169, 189). Dans les sédiments de la Bienne seuls les congénères 118 et pour quelques séquences le 105 sont présents en quantités supérieures aux LQ.

Les dioxines et les furanes ou **polychlorodibenzo-para-dioxines (PCDD) et les polychlorodibenzofuranes (PCDF) sont des composés organiques polycycliques halogénés**. Les atomes d'hydrogène peuvent ainsi être substitués par des halogènes et en particulier des atomes de Cl (maximum 8 chlorations). Les PCDD/F sont peu sensibles à la dégradation dans les sédiments, le processus principal de dégradation étant la photolyse et l'action des microorganismes étant difficiles sur les molécules fortement chlorées (US-EPA, www.epa.gov). Parmi les 75 congénères de PCDD et 135 congénères de PCDF, les plus ubiquitaires dans l'environnement ont été analysées : TCDD/F = Tetrachlorodibenzo-paradioxines/furanes, PeCDD/F = Pentachlorodibenzo-paradioxines/furanes, HxCDD/F = Hexachlorodibenzo-paradioxines/furanes, HpCDD/F = Heptachlorodibenzo-paradioxines/furanes, OCDD/f = Octachlorodibenzo-paradioxines/furanes. **Les sommes des PCDD/F** constituent les paramètres les plus utilisés dans la littérature scientifique. Le TCDD n'a pu être quantifié que dans un seul échantillon prélevé dans la station située en aval des gorges et dans des teneurs proches des LQ. D'autre part, le 2,3,4,6,7,8 HxCDF présente des teneurs inférieures à sa LQ dans l'ensemble des échantillons prélevés en berges. Pour autant, les teneurs dans les niveaux sédimentaires de la carotte sont supérieures à sa LQ. Les autres congénères ont été quantifiés dans la majorité des stations.

D'autres familles de POP ont également été analysés dans les sédiments de la Bienne, mais dans des teneurs < ou proches des LQ. Il s'agit des chloroalcanes qui présentent des teneurs inférieures aux limites de quantification (< LQ) dans l'ensemble des échantillons. De même, pour les polybromodiphényléthers (PBDE) dont seul le congénère 209 est présent dans des teneurs proches des LQ dans deux échantillons situés au niveau de Jeurre et dans le réservoir d'Etables. Pour ces raisons, ces paramètres n'ont pas été analysés dans la carotte sédimentaire de Dortan. En ce qui concerne les pesticides, seul le pentachlorophénol est présent dans des teneurs proches des LQ au niveau des stations d'Etables, en aval du Lison, en aval de Jeurre et dans la grotte de l'Enragé.

2.4. ANALYSE ECOTOXICOLOGIQUES

A. EVALUATION DE L'ECOTOXICITE DES SEDIMENTS

A partir des teneurs en micropolluants analysées dans les échantillons de sédiments de la Bienne, des analyses écotoxicologiques ont été entreprises. Les objectifs d'une telle analyse sont ici de définir **les risques écosystémiques en cas d'exposition prolongés aux contaminations sédimentaires**. Pour ce faire, les teneurs en polluants ont été **comparées aux valeurs écotoxicologiques de références**¹¹.

Dans un premier temps, l'évaluation de l'écotoxicité des sédiments a été réalisée à l'échelle de la station, à partir du calcul de **l'indice HQ_c** (Piva et al, 2011 ; equ. 2)

$$\text{Eq. 2} \quad \text{HQ}_c = \sum_n^i \frac{C_i/PEL_i}{n} + \sum_m^j C_j/PEL_j$$

Où

HQ_c est l'indice de Priva et al, 2011

C_i/PEL_i est le rapport de la teneur sédimentaire en métal i sur la valeur de sa PEL < 1

n correspond au nombre de C_i/PEL_i < 1

C_j/PEL_j le rapport de la teneur sédimentaire en métal j sur la valeur de sa PEL > 1

m est le nombre de C_j/PEL_j > 1

Cet indice exprime **un niveau de risque écotoxique** en comparaison avec les **PEL** (Tab. 3). Les PEL (Probable Effect Levels) sont définis comme les teneurs sédimentaires au-dessus desquels un excès de mortalité supérieur à 20% est quantifié en laboratoire (MacDonald et al, 1996, 2000, 2003, Smith et al, 1996). L'indice HQ_c permet ainsi d'exprimer un niveau de risque écotoxique selon un référentiel :

- **HQ_c < 2.6 = risque négligeable à faible**
- **2.6 < HQ_c < 6.5 = risque faible à modéré**
- **6.5 < HQ_c < 13 = risque modéré à majeur**
- **HQ_c > 13 = risque sévère**

La seconde étape de cette analyse a pour objectif **d'évaluer les risques au niveau des différents paramètres** afin de mieux cerner ceux qui sont en mesure d'impacter la qualité de l'écosystème. En se basant sur les objectifs de la DCE, de Deckere et al (2011) ont développé un système de **valeurs guides** basées sur une analyse scientifique des relations entre les teneurs sédimentaires et les impacts écotoxiques (Sediment Quality Guidelines, SQG, Tab. 3) :

- **les teneurs supérieures aux SQG_L** (valeurs seuils basses) **ne sont pas compatibles avec le bon état écologique du cours d'eau** à long terme
- **les teneurs supérieures aux SQG_H** (valeurs seuils hautes), sont en mesure d'imposer **des effets toxiques modérés à sévères sur les composantes de l'écosystème aquatique**.

¹¹ Les valeurs écotoxicologiques de référence ou seuils écotoxicologiques sont des limites au-dessus desquels les teneurs en polluants sont susceptibles d'engendrer un dommage prévisible sur l'écosystème.

Dans le cadre de cette étude, les comparaisons ont également été faites avec les **SEL** (Sever Effective Levels ; Persaud et al, 1993 ; Tab. 3) compte tenu des fortes concentrations localement analysées. Les SEL ont été définies à partir d'une approche écologique, pour des teneurs supérieures à ces seuils seul les **5 % des espèces de macroinvertébrés constituant initialement l'écosystème aquatique peuvent survivre, c'est-à-dire les plus polluotolérantes.**

		SQGL	SQGH	PEL	SEL	Ref.
ETM (mg/kg)	Cu	14	60	34	85	
	Hg	0,23	1,2	0,47	1,8	
	Pb	25	118	68	167	
	Sn	1,4	12	3,3	21	
	Zn	146	800	305	1300	
HAPs (µg/kg)	NAP	200	6600	2800	10000	
	ACY	30	5200	1600	8800	
	ACE	40	3300	1600	5000	
	FLU	40	260	240	290	
	PHE	180	890	560	1200	
	ANT	30	170	120	230	
	FLT	250	1200	880	1600	
	PYR	240	940	690	1200	
	BaA	120	600	400	810	De Deckere et al, 2011
	CHY	150	830	480	1200	
	BbF	170	660	440	880	
	BkF	80	320	230	400	
	BaP	140	600	400	810	
dBahA	20	120	70	160		
BghiPL	110	450	300	600		
IcdP	120	480	310	660		
PCBs (µg/kg)	PCB 52	0,1	4,6	2,2	7	
	PCB 101	0,54	6,7	4,7	8,7	
	PCB 118	0,43	6,9	-	6,9	
	PCB 138	1	7,5	4,3	11	
	PCB 153	1,5	9,7	6	13	
	PCB 170	0,19	2,8	1,4	4,3	
	PCB 180	0,44	5,5	1,6	9,4	
DEHP (µg/kg)			470 ²		Naito et al, 2006 (NOEC) ²	
TEQ ^{TCDD} (µg/kg)			0,0215		Canada, 2002	

TAB 3 : VALEURS ECOTOXICOLOGIQUES DE REFERENCE UTILISEES DANS LE CADRE DE CETTE ETUDE. LES LIGNES DU TABLEAU REFERENCENT LES DIFFERENTES SUBSTANCES POLLUANTES. LES COLONNES PRESENTENT LES DIFFERENTES VALEURS ECOTOXICOLOGIQUES DE REFERENCES (SQGL ET H SONT DES SEUILS DE QUALITE DEFINIS SUR LA BASE DE CONSENSUS, PEL ET SEL SONT DES SEUILS DE TOXICITE ATTESTANT D'IMPACTS AVERES ET FORTS SUR LES ESPECES SENSIBLES.

Pour compléter cette analyse, **des bioessais écotoxicologiques** ont également été menés sur les sédiments de berge. Cette analyse a été réalisée à l'échelle de la station en réalisant des échantillons composites (200g par niveau sédimentaires).

Deux types de bioessais ont ainsi été réalisés **sur ostracodes et sur chironomes**. Les ostracodes ont été choisis pour leur sensibilité aux polluants présents en faibles concentrations dans les sédiments. Les chironomes, quant à eux sont rencontrés dans une large gamme d'environnements aquatiques et occupent une place importante dans la chaîne alimentaire des cours d'eau.

Essai Ostracode – Kit OSTRACODTOXKIT F :

De jeunes ostracodes *Heterocypris incongruens* âgés de 52 h +/- 2 h ont été exposés par groupe de 10 organismes de taille comprise entre 150 µm et 250 µm à un échantillon de sédiment pendant une période de 6 jours à une température de 25 °C +/- 1 °C à l'obscurité. Un total de 6 répliquas a été réalisé par échantillon. Les tests ont été faits dans des microplaques de six puits d'une contenance de 10 mL à raison de 1 mL de sédiments pour 2 mL de colonne d'eau¹².

Au bout de 6 jours, la survie des ostracodes a été déterminée. Le critère d'effet subléthal a également été défini : l'inhibition de la croissance des organismes exposés aux sédiments.

Les résultats obtenus lors de l'essai ont été comparés à ceux d'un témoin (substrat de type artificiel : fourni avec le kit OSTRACODTOXKIT F) réalisé en parallèle. Les données sur la survie et sur la croissance ont été analysées.

Essai Chironomes

De jeunes Chironomes *Chironomus riparius* âgés de 48 h +/- 4h ont été exposés par groupe de 10 organismes à un échantillon de sédiment pendant une période de 7 jours à une

¹² Composition de l'eau constituant la colonne d'eau (2 mL par puits d'essai) :

Sels	Pesée (mg) pour un litre d'eau
NaHCO ₃	96
CaSO ₄ .2H ₂ O	60
CaSO ₄ .2H ₂ O	60
MgSO ₄ .7H ₂ O	123
KCl	4

pH : 7,6 +/- 0,3.

Nourriture/fréquence : algues vertes fournies avec le kit OSTRACODTOXKIT F (*Scenedesmus* spp.) : 2 mL par puits en début d'essai.

température de 21 °C +/- 1 °C – cycle jour/nuit 16h/8h. Un total de 5 répliques a été réalisé par échantillon.

48 heures avant introduction des organismes, les sédiments prétraités ont été introduits dans des béciers de 500 mL sur une hauteur comprise entre 1,5 cm et 2,5 cm. La colonne d'eau a ensuite été ajoutée¹³. Le ratio entre le sédiment et la colonne d'eau était d'environ ¼ volume/volume. 10 organismes âgés de 48 heures +/- 4 heures ont alors été introduits par récipient¹⁴.

Au bout de 7 jours, la survie et la croissance de *Chironomus riparius* ont été déterminées. Les résultats obtenus lors de l'essai ont été comparés à ceux d'un témoin (substrat de type artificiel : sable quartzique de granulométrie 120 µm à 250 µm mûré) réalisé en parallèle. Les données sur la survie et sur la croissance ont été analysées.

Lors des tests, les critères de validités ont été respectés dans l'ensemble des échantillons :

Essai chironomes

- Au début de l'essai, la taille moyenne des organismes, calculée sur la base de 10 chironomes, était égale à 1,9 +/- 0,3 mm.
- Le taux de survie observé dans les récipients témoins était supérieur à 70% après 7 jours.
- La taille moyenne des organismes dans les récipients témoins était supérieure à 9 mm après 7 jours.
- Le coefficient de variation de croissance dans les témoins était inférieur à 30 %.
- Après 7 jours, la concentration en nitrite dans le témoin était inférieure à 5 mg/L.
- Après 7 jours, la concentration en ammoniac dans le témoin était inférieure à 10 mg/L.

Essai ostracodes

- Le pourcentage de mortalité observé dans le sédiment de contrôle était inférieur ou égal à 20 %.
- La longueur moyenne des ostracodes dans le sédiment de contrôle devait avoir augmenté au moins d'un facteur 1,5 entre le début et la fin de l'essai.

¹³ Composition de l'eau constituant la colonne d'eau : mélange d'eaux minérales Volvic/Evian (50/50).

Nourriture/fréquence : Tetramin ®/t0, t+3, t+4, t+5, t+6.

¹⁴ Origine des organismes : élevage du laboratoire prestataire (fournisseur initial : CEMAGREF).

B. EVALUATION DES RISQUES ECOTOXIQUES EN CAS DE DESTOCKAGE SEDIMENTAIRE

Dans l'objectif de mieux **évaluer les teneurs en micropolluants auxquels sont soumises les espèces aquatiques lors des épisodes de déstockage massifs des berges polluées**, des analyses géochimiques ont également été menées sur eaux après **remises en suspension des sédiments**.

Afin de disposer d'une **valeur moyenne à l'échelle de la station**, des échantillons composites ont ainsi été réalisés (20g par échantillon, 5 à 8 niveaux par station)¹⁵. Pour chaque échantillon composite, une suspension de sédiments de 10 g/l (avec de l'eau UP) a par la suite été préparée dans un récipient en verre préalablement rincé à l'eau acidifiée (Fig. 6). Une agitation a été mise en place pendant 24 h à l'aide d'un barreau magnétique en verre¹⁶. La vitesse d'agitation était constante et permettait de **simuler une suspension graduée** (processus mis en évidence préalablement, § 2.2.). À la suite de ce temps de contact, les suspensions ont été réservées quelques instants afin de laisser sédimenter les sables les plus grossiers. Cette étape permet ainsi **sélectionner les particules les plus fines (MES)** pouvant durablement rester en suspension, qui sont également les plus à même d'être en contact prolongé avec les organismes aquatiques (externe et interne). La suspension sédimentaire initiale a été dimensionnée de telle sorte à obtenir une teneur en MES moyenne de l'ordre de 300 à 600 mg/l (incluant les sables). Ces concentrations peuvent localement être atteintes pour des débits de l'ordre de 300 à 500 m³/s selon Petelet-Giraud et Negrel (2007¹⁷). Cela correspond à des crues avec des temps de retour biennuel à quinquennal pour la Bienne à Jeurre.

Les analyses géochimiques ont été réalisées à la fois **sur eaux brutes et sur eaux filtrées** à 1.2 µm (Fig. 6). Cela permet d'accéder **aux concentrations totales (intégrant les MES) et celles associées aux phases dissoutes et colloïdales**. Les flacons ont été acidifiés et conservés en chambre froide à 5°C avant analyses géochimiques (éléments majeurs et traces, HAP et PCB).

¹⁵ Il s'agit ici d'une simplification des processus naturels, car l'érosion n'est pas forcément constante sur ensemble de la hauteur de berge. Pour autant, la dynamique d'érosion est très variable le long du linéaire et entre les épisodes de crues. L'approche mise en place ici offre l'avantage de produire des données comparables entre les différentes stations échantillonnées.

¹⁶ Ce temps de contact est long par rapport à la réalité de déplacement des ondes de crues dans la Bienne (environ 7 - 8 h pour les crues les plus rapides entre les stations hydrologiques de Morez et Jeurre). Pour autant, il est nécessaire dans le cadre de cette expérience en laboratoire afin de disperser l'ensemble des agrégats. Dans la rivière, la rugosité exercée par les galets et blocs présents dans le chenal, favorise ce phénomène.

¹⁷ Des relevés ponctuels durant l'hiver 2018-2019 sur la Bienne, ont permis de trouver des valeurs proches de celles pouvant être prédites par cette relation teneur en MES/débit défini par Petelet-Giraud et Negrel (2007) dans l'Herault

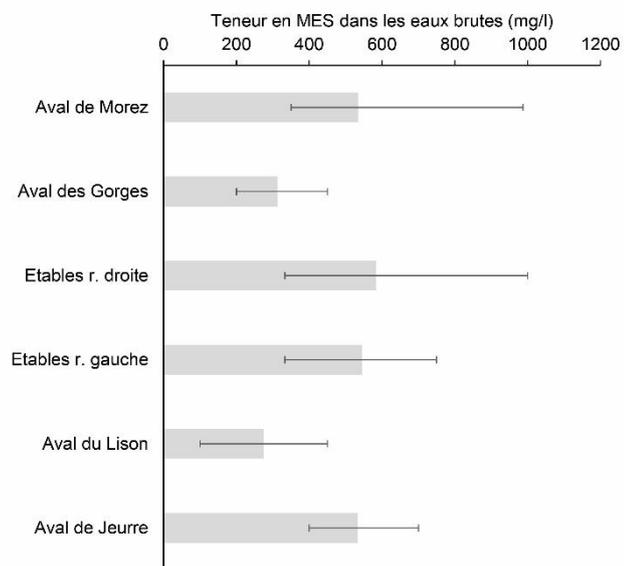
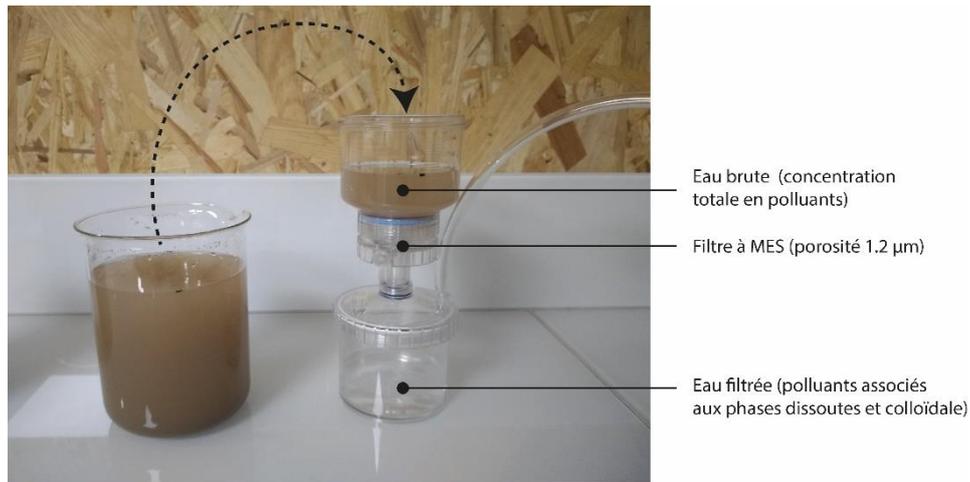


FIG. 6 : PHOTOGRAPHIE EXPLIQUANT LA DIFFERENCE ENTRE EAU BRUTE ET EAU FILTRÉE. TENEUR EN MES DANS LES EAUX BRUTES ANALYSEES. DANS LES HISTOGRAMMES LES BARRES MONTRENT LES MOYENNES ET LES MAXIMUM ET MINIMUM SONT ENCADRES

3. RESULTATS ET DISCUSSIONS

3.1. VARIABILITE SPATIALE DES CONTAMINATIONS SEDIMENTAIRES

A. EVOLUTION SPATIALE DES CONTAMINANTS METALLIQUES

Les teneurs en contaminants métalliques sont élevés dans les sédiments de la Bienne. Ainsi, les classes d'aptitudes moyenne et médiocre de la grille d'évaluation du SEQ-EAU sont atteintes pour un nombre conséquent d'échantillons :

- Entre 35 et 50% pour Cu, Pb et Zn
- Entre 15 et 21% pour As, Hg et Ni
- Plus rarement pour Cd (3%).

Le calcul des **facteurs d'enrichissement (EF)** met également en évidence des niveaux de contamination localement élevés pour **Bi** (med. = 2.5, max. = 23.4), **Cu** (med. = 2.5, max. 25.8), **Hg**, (med. = 2.2, max. = 15.7), **Pb** (med. = 2.6, max. = 25.0), **Sn** (med. = 4.5, max. = 34.5) et dans une moindre mesure **Ag, Sb et Zn** (médianes respectives de 1.3, 1.1 et 1.9, maximums respectifs de 7.2, 4.8 et 7.3). D'autres éléments traces ont été moins impactés par les activités anthropiques et montrent **des facteurs d'enrichissement proches de 1 ou faibles** : **As** ≤ 2.3, **Cd** ≤ 2.8, **Cr** ≤ 2.6, **Mo** ≤ 1.8, **Ni** ≤ 2.7 et **W** ≤ 1.5 (Annexe. 3).

Sur la base du référentiel d'interprétation des EF (cf. 2.3), une synthèse des niveaux de contaminations par station est présentée en Tab. 2. **De forts à très forts enrichissements** en contaminants métalliques sont ainsi mis en évidence dans les berges de la Bienne. **Les plus forts niveaux de contaminations sont relevés dans la partie amont de la Bienne** et concerne Cu, Hg, Pb, et Sn. On identifie également **de fortes contaminations métalliques au niveau du réservoir d'Etable et la station en aval du Lison** pour Bi, Hg, Pb et Sn.

	Ag			Bi			Cu			Hg			Pb			Sb			Sn			Zn		
Aval de Morez	4,6	3,1	7,2	2,9	2,5	3,6	23,5	20,4	25,8	9,6	3,6	12,7	19,2	10,9	25,0	3,8	2,7	4,8	29,1	15,5	34,5	6,1	4,8	7,3
Aval des gorges de la Bienne	1,7	1,4	2,0	4,0	1,8	7,5	7,1	5,6	8,1	3,6	2,2	5,0	3,8	2,5	5,0	1,4	1,0	1,6	7,5	5,1	11,3	2,9	2,2	3,6
R. d'Etables rive gauche	2,5	1,5	3,5	12,7	2,7	23,4	3,5	2,5	4,1	3,3	2,3	6,2	7,6	1,5	24,2	1,7	0,8	3,7	4,2	2,4	6,3	2,9	2,5	3,6
R. d'Etables rive droite	1,0	0,2	1,5	3,8	0,4	11,3	2,4	0,4	3,6	2,9	0,5	5,7	3,0	0,5	5,7	2,0	0,4	3,5	3,1	0,3	5,2	1,8	0,7	2,6
Aval du Lison	2,7	1,1	3,3	8,3	2,1	22,4	4,3	2,5	5,4	5,8	1,5	15,7	6,5	2,4	11,9	2,0	1,0	3,4	8,5	6,1	12,5	3,2	1,9	3,9
Aval de Jeurre	1,4	0,7	2,1	1,8	1,7	2,1	2,2	1,8	2,6	3,0	1,1	5,7	2,3	2,0	2,7	1,1	0,8	1,5	4,9	3,9	5,9	1,9	1,6	2,1
Carotte de Dortan	0,9	0,7	1,5	2,3	1,7	3,3	2,2	1,4	2,9	1,7	1,2	2,2	2,5	2,1	2,9	0,8	0,3	1,8	4,1	1,9	6,7	1,7	1,4	2,2
Grotte de l'Enragé	0,2	0,1	0,2	0,4	0,3	0,5	0,2	0,2	0,3	0,3	0,3	0,4	0,3	0,2	0,3	0,2	0,2	0,3	0,2	0,2	0,2	0,5	0,5	0,6

TAB. 4. MOYENNE (EN GRAS), MINIMUM ET MAXIMUM DES FACTEURS D'ENRICHISSEMENT (EN ITALIC) CALCULES DANS LES SEDIMENTS DE BERGES DE LA BIENNE. INTERPRETATION DES NIVEAUX DE CONTAMINATION : BLEU = NEGLIGEABLES A FAIBLES ; VERT = FAIBLES A MODERES ; JAUNE = MODERES A FORTS ; ROUGE = FORTS A TRES FORTS. ICI SEUL LES CONTAMINANTS METALLIQUES LES PLUS ENRICHIS SONT PRESENTES LES AUTRES ATTESTENT D'ENRICHISSEMENTS NEGLIGEABLES A FAIBLES.

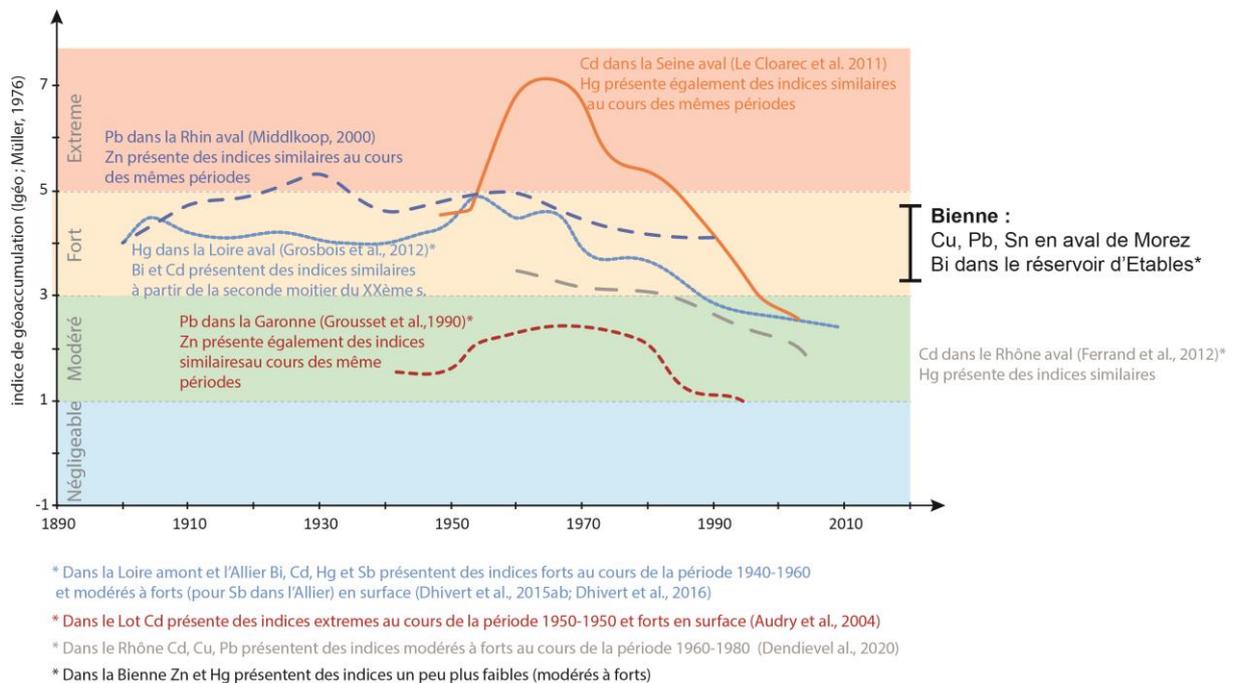


FIG. 7. COMPARAISON DES NIVEAUX DE CONTAMINATION DANS LES ARCHIVES SEDIMENTAIRES DE LA BIENNE AVEC CEUX HISTORIQUES ANALYSES DANS LES PRINCIPAUX COURS D'EAU D'EUROPE DE L'OUEST. ¹⁸

Les enrichissements les plus élevés calculés dans la Bienne sont du même ordre de grandeur que ceux relevés au cours de la période de contamination maximale (1950-1980) **dans les carottes sédimentaires prélevées en aval d'importants foyers industriels et urbains** (Fig. 7). Hg montrent des enrichissements localement élevés dans les sédiments de la Bienne, toutefois ils sont nettement moins importants que ceux calculés dans la Loire, la Seine ou le Lot (Audry et al., 2010).

Afin d'étudier la variabilité spatiale des contaminations métalliques avec plus de précision, les facteurs d'enrichissements ont été spatialisés sur des profils en long (Fig. 8).

Cette analyse met en évidence que **Ag, Cu, Hg, Pb, Sb, Sn et Zn** présentent des **niveaux de pollution maximum en aval de Morez**. Une diminution **progressive des enrichissements** est ensuite observée vers l'aval. D'importantes sources de contaminants métalliques sont également implantées dans **la vallée du Lison – Lavans les St Claude**, pour autant leur contribution et largement moins importantes que celles présentes dans l'amont du bassin. En ce qui concerne **Pb et Hg**, on relève des **épisodes de pollutions localisées au niveau des stations d'Etalles et en aval du Lison**, affectant seulement quelques niveaux sédimentaires.

Bi suit une dynamique spatiale différente des autres ETM. Les enrichissements sont faibles en aval de Morez et à Jeurre, seul le tronçon allant de la station des gorges à celle en aval de la confluence avec le Lison montre des enrichissements élevés. Les niveaux de contamination les plus forts sont atteints au niveau du réservoir d'Etalles et de la station en aval du Lison.

Dans le bassin de la Bienne, **les contaminations métalliques des sédiments sont rapidement atténuées en aval des sources**. Une telle dynamique spatiale peut être mise en relation avec la fréquence des seuils et barrages sur le parcours de la rivière qui ont **largement impacté le**

¹⁸ Dans la Fig. 7 les niveaux de contamination sont exprimés via le calcul de l'indice de géoaccumulation et non les facteurs d'enrichissement car sur certaines carottes les teneurs en Al ne sont pas disponibles.

transport solide (Bravard et al, 1998 ; Landon et al, 2000). **La propagation vers l'aval des particules contaminées s'en trouve ainsi limité par ces obstacles aux écoulements.**

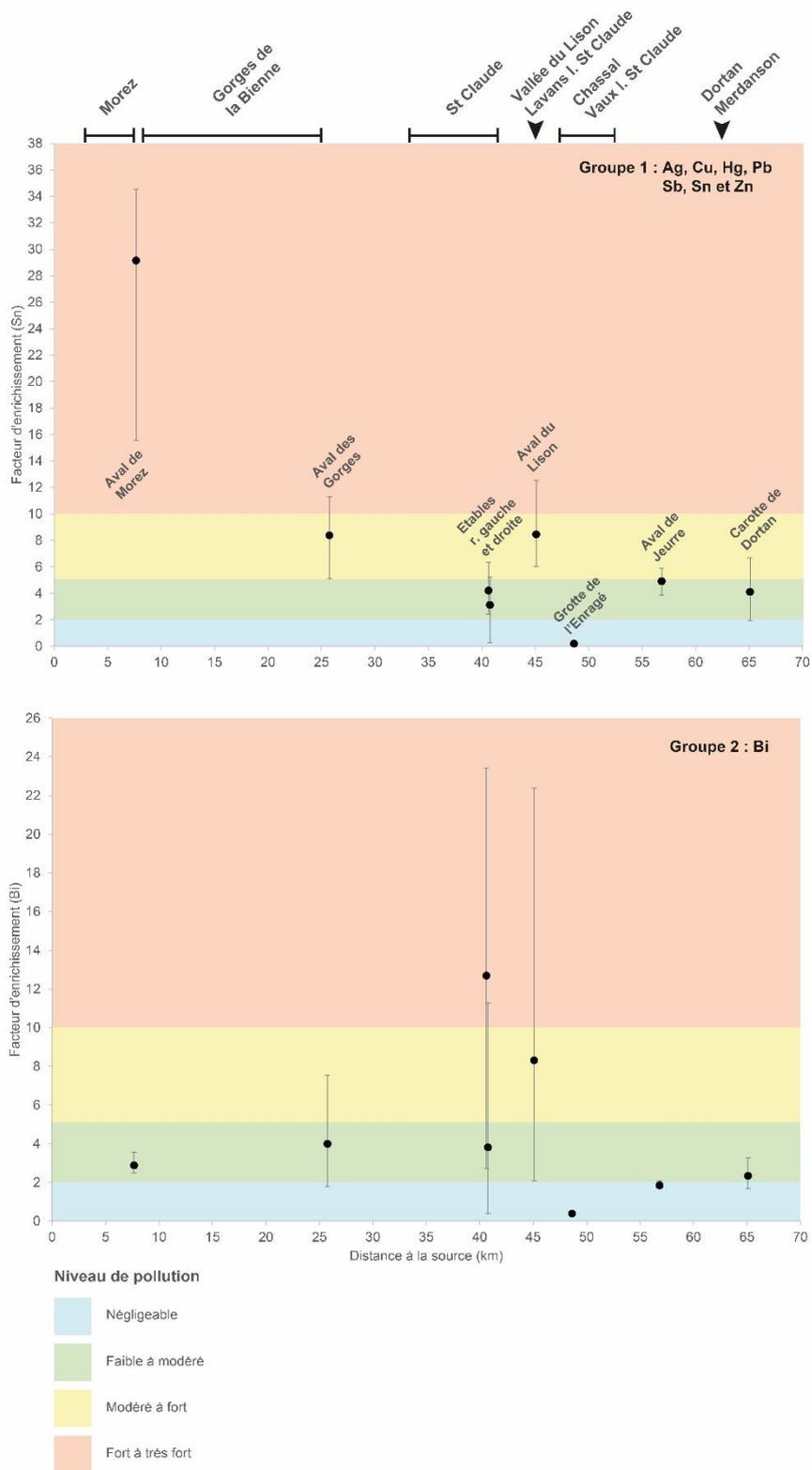


FIG. 8 DYNAMIQUE SPATIALE DES FACTEURS D'ENRICHISSEMENT DANS LES SEDIMENTS DE BERGE DE LA BIENNE. LES POINTS PRESENTENT LES MOYENNES ET LES BARRES DELIMITENT LES MINIMUM ET MAXIMUM.

B. EVOLUTION SPATIALE DES POLLUANTS ORGANIQUES PERSISTANTS

De fortes teneurs en HAP ont été relevées dans les archives sédimentaires de la Bienne. La médiane pour la somme des 16 HAP prioritaires est de 2973.8 ppb pour un maximum de 16094 ppb. Selon la grille d'évaluation du SEQ EAU, **l'ensemble des échantillons analysés attestent d'une qualité moyenne ou médiocres.**

De la même manière que pour les contaminants métalliques une synthèse des niveaux de contaminations en HAP est présentée en Tab. 5, sur la base du référentiel d'interprétation de la somme des 16 HAP prioritaires (cf. 2.3). Cette analyse met en évidence **de forts à très fortes contaminations dans les berges du réservoir d'Étables et en aval de Morez.** Plus généralement, les niveaux de contamination **modérés à très forts concernent l'ensemble des stations à l'exception de la Grotte de l'Enragé.**

Ces fortes teneurs en HAP s'inscrivent dans contexte régional, particulier à l'échelle du territoire métropolitain. En effet, selon l'agence de l'eau RMC (<http://sierm.eaurmc.fr>), les anciennes régions Bourgogne et Franche-Comté présentent l'un des plus importants taux de dépassement des seuils de qualité pour les HAP à l'échelle nationale, avec respectivement 62 et 50% des stations de surveillance classées en mauvais état écologique pour ce paramètre dans les eaux superficielles. Il a également été établi que les teneurs en HAP peuvent être localement fortes au niveau des sédiments de surface de la région (Chiffre et al, 2015 max. 3625 ppb ; Renard, 2017 max. 129685 ppb). Cette présente étude s'intéresse aux sédiments archivés sur les berges au cours du temps, **elle met en évidence le caractère multi décennale de ces pollutions aux HAP.** D'autre part, ces résultats nous montre que **les teneurs en HAP élevées peuvent concerner des cours d'eau entier** et pas seulement les tronçons en aval des plus fortes sources

En comparaison avec les autres archives sédimentaires qui ont été analysées dans d'autres bassins, les pollutions historiques de la Bienne sont proches de celles de la Loire amont (max 13348 ppb, Bertrand et al, 2015), mais restent plus faibles que celles que l'on peut analyser dans la Seine aval (max. 38 200 ppb, Gardes et al, 2020)

(en ppb)	HAP			DEHP			PCBi			PCDD/F		
Aval de Morez	3491	<i>1237</i>	7939	203	<i>24</i>	850	19,5	<i>< LQ</i>	19,5	0,084	<i>0,058</i>	0,103
Aval des gorges de la Bienne	3258	<i>1930</i>	4652	538	<i>290</i>	870	10,9	<i>5,0</i>	18,5	0,189	<i>0,076</i>	0,390
R. d'Étables rive gauche	9850	<i>270</i>	16094	185	<i>33</i>	850	5,5	<i>< LQ</i>	6,9	0,112	<i>< LQ</i>	0,318
R. d'Étables rive droite	6692	<i>2491</i>	11277	774	<i>52</i>	1600	12,8	<i>2,3</i>	26,1	0,538	<i>0,252</i>	0,915
Aval du Lison	3157	<i>1142</i>	5393	241	<i>57</i>	470	8,5	<i>< LQ</i>	17,3	0,145	<i>0,042</i>	0,265
Aval de Jeurre	1475	<i>965</i>	1933	334	<i>260</i>	530	3,5	<i>< LQ</i>	3,7	0,051	<i>0,026</i>	0,075
Carotte de Dortan	1574	<i>269</i>	3356	105	<i>30</i>	190	7,1	<i>2,6</i>	15,8	0,097	<i>0,025</i>	0,178
Grotte de l'Enragé	182	<i>21</i>	472	52	<i>34</i>	70	< LQ	<i>< LQ</i>	< LQ	< LQ	<i>< LQ</i>	< LQ

TAB. 5. MOYENNE (EN GRAS), MINIMUM ET MAXIMUM DES TENEURS EN POP (EN ITALIC) CALCULES DANS LES SEDIMENTS DE BERGES DE LA BIENNE. INTERPRETATION DES NIVEAUX DE CONTAMINATION EN HAP : BLEU = NEGLIGEABLES A FAIBLES ; VERT = FAIBLES A MODERES ; JAUNE = MODERES A FORTS ; ROUGE = FORTS A TRES FORTS. LES AUTRES POP SONT PROCHES DES TENEURS UBIQUITAIRES.

Les autres POP sont présents dans des gammes de concentrations **relativement ubiquitaires dans le bassin de la Bienne**, ou du moins proches de celles qui sont fréquemment relevées dans les sédiments des bassins drainant des foyers industriels (Tab. 5).

Le DEHP est le POP quantifié en plus grande quantité dans les sédiments de la Bienne après les HAP (médiane 125 ppb, max 1600 ppb). **L'ensemble des échantillons analysés contiennent du DEHP** attestant de l'importante imprégnation des sédiments du bassin par ce POP, cela depuis plusieurs décennies. La situation de la Bienne n'est pas exceptionnelle. Le DEHP ayant été largement utilisé dans différents secteurs industriels depuis les années 1950, il s'agit maintenant d'une molécule ubiquiste dans l'environnement. Il existe une large gamme de teneurs sédimentaires en DEHP relatée par la littérature. **En Europe, la majorité des études attestent de concentrations comprises entre 10^2 et 10^4 ppb** (RECORD, 2015).

Les PCB_i représentent en moyenne 85 % (entre 56 et 100% selon les échantillons) **de la somme totale des PCB**. La teneur médiane en PCB_i dans les sédiments de la Bienne est de 6.7 ppb (max 26.1 ppb). Ces teneurs **sont bien inférieures aux concentrations atteintes au cours de la période 1970-1990** dans les bassins de la Seine (max 5000 ppb), le Rhône (max 2400 ppb,) et la Loire (1400 ppb ; Dendievel et al, 2019). Le PCB153 est considéré comme l'un des plus ubiquitaires et présents en plus fortes teneurs dans les sédiments des cours d'eau de France métropolitaine (ONEMA, 2011). Dans les sédiments de surface analysés dans le cadre du suivi national de 2009, seuls 5% dépassent les 20 ppb (49% des échantillons étaient inférieurs aux LQ). Les teneurs maximales en PCB153 dans les sédiments de la Bienne sont de 7.5 ppb.

Dans les sédiments de la Bienne la médiane des teneurs en PCDD est de $6.2 \cdot 10^{-2}$ ppb (compris entre $< LQ$ et $7.9 \cdot 10^{-1}$ ppb) et $1.2 \cdot 10^{-2}$ ppb pour les PCDF (compris entre $< LQ$ – $4.2 \cdot 10^{-1}$ ppb). La médiane des sommes des PCDD et les PCDF est de $6.7 \cdot 10^{-2}$ ppb (compris entre $< LQ$ et $9.2 \cdot 10^{-1}$ ppb). Ces valeurs sont **du même ordre de grandeur que celles établies dans le bassin du Rhône** ($5.7 \cdot 10^{-1}$ ppb pour les PCDD et $6.0 \cdot 10^{-2}$ ppb pour les PCDF ; Liber et al, 2019). Pour autant, les concentrations sédiments en PCDD/F dans le bassin de la Bienne sont bien inférieures aux maximales quantifiées au cours des années 1970-2000 sur le Rhône (max 67.2 ppb ; Van Metre et al, 2015 ; Liber et al, 2019).

Afin d'analyser la variabilité spatiale des teneurs en POP le long du linéaire de la Bienne, les teneurs ont été positionnées sur un profil en long (Fig. 7). **Les distributions spatiales sont proches entre les HAP, les PCB, le DEHP** et dans une moindre mesure les PCDD/F. Les contaminations maximales sont atteintes au niveau du réservoir d'Étables et particulièrement en rive gauche. Pour cette station, la proximité avec le rejet de la STEP de St Claude doit imposer localement des niveaux de pollution élevés. De plus, le réservoir d'Étables constitue une zone favorisant le dépôt des particules contaminées provenant de la zone urbaine et industrielle de St Claude. A l'échelle du linéaire, **les teneurs en POP sont élevées dès la station de Morez et restent fortes jusqu'en aval de la confluence avec le Lison**. Les niveaux de contamination dans la basse Bienne sont sensiblement moins élevés qu'en amont. La distribution spatiale des POP marque ici une nette différence avec celle des ETM pour qui les niveaux de contamination sont maximum en aval de Morez, suivi par une tendance à l'abattement progressif des enrichissements vers l'aval. Cela peut s'expliquer par une répartition moins polarisée des sources de pollution, **les foyers industriels et urbains de Morez et St Claude constituant tout de même les principaux contributeurs**.

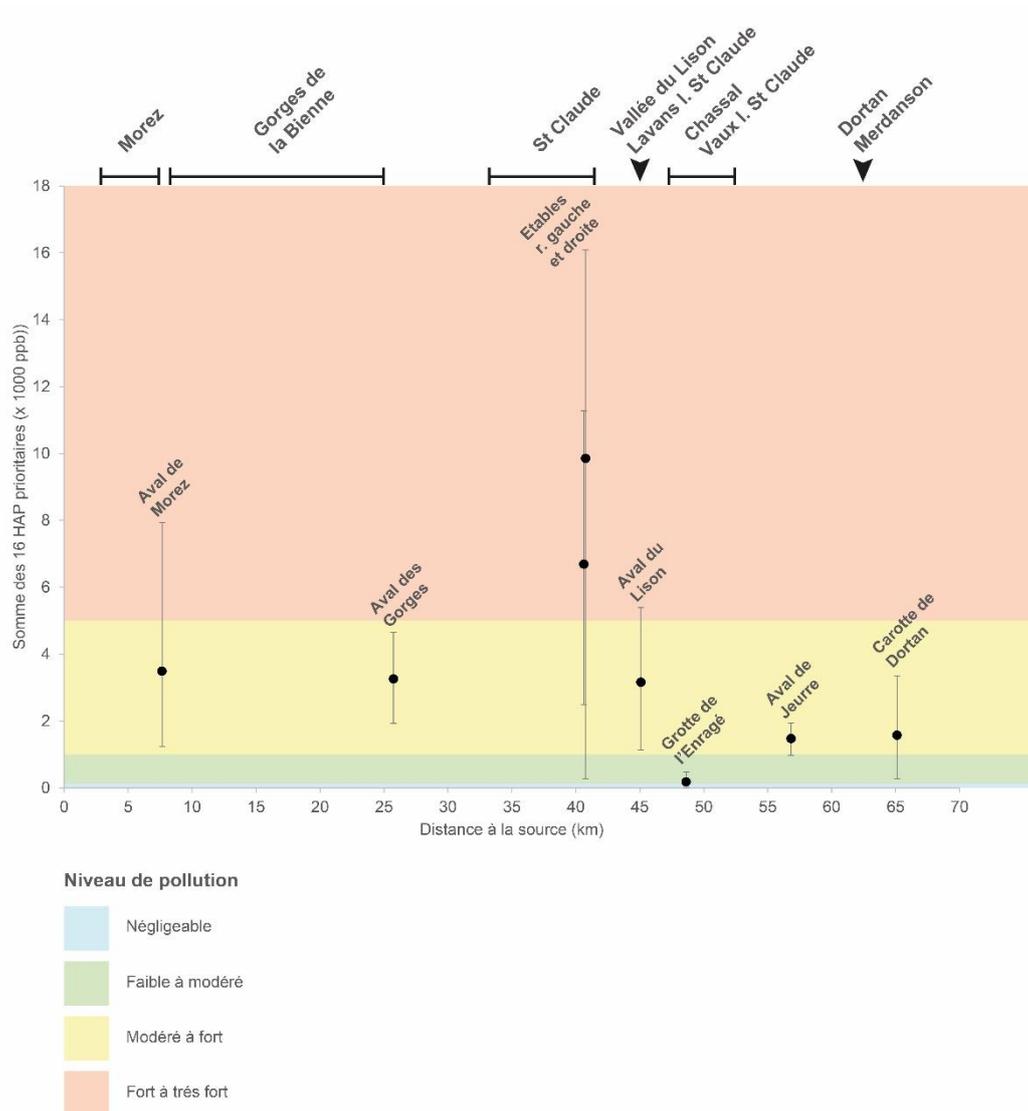


FIG. 7 : PROFIL EN LONG DE LA SOMME DES 16 HAP PRIORITAIRES DANS LA FRACTION < 2 MM DES SEDIMENTS DE LA BIENNE (EN PPB). LES POINTS PRESENTENT LES MOYENNES ET LES BARRES DELIMITTENT LES MINIMUM ET MAXIMUM.

3.2. VARIABILITE TEMPORELLE DES CONTAMINATIONS SEDIMENTAIRES

A. EVOLUTION TEMPORELLE DE LA CONTAMINATION METALLIQUE DES SEDIMENTS

Les niveaux de contamination sont fortement atténués au niveau de la carotte sédimentaire de Dortan par rapport à la partie amont du bassin de la Bienne. Pour autant, cette archive sédimentaire permet **d'accéder aux trajectoires temporelles** des différents ETM à l'échelle du bassin. La dynamique temporelle des ETM les plus enrichis dans les sédiments de la Bienne a ainsi été analysée sur la période 1970-2019 (Bi, Cu, Hg, Pb, Sn et Zn). Elle laisse apparaître deux types d'évolution temporelle des enrichissements (Fig. 8). Les sédiments datant de la fin des années 1960 se sont mis en place dans des conditions sédimentologies particulières (cf. 2.2). Ces niveaux sédimentaires attestent de conditions de dépôts différents du reste de l'enregistrement, pour autant les enrichissements en ETM sont du même ordre de grandeur.

L'enregistrement sédimentaire de la carotte de Dortan met en évidence **une période de contamination maximale au cours des années 1970 pour Bi, Pb et Zn**. Depuis la fin des années 1970, **une tendance à la diminution des enrichissements** statistiquement significative est enregistrée ($r \geq 0.7$, $p < 0.05$). Il s'agit ici d'une dynamique temporelle fréquemment rencontrée dans les bassins d'Europe de l'Ouest, qui a été documentée *via* les suivis annuels de la qualité des cours d'eau et l'analyse des archives sédimentaires (ex. Le Cloarec et al, 2011 ; Dhivert et al, 2016 ; Dendievel et al, 2020). Elle est le résultat de l'amélioration progressif du traitement des effluents ; mais aussi de la restructuration de l'industrie à l'échelle des territoires (abandon des activités les plus polluantes).

En ce qui concerne **Cu et Sn**, les enrichissements sont sensiblement plus forts que les autres ETM et **ne font pas apparaître de tendance statistiquement significative**. Sn montre ainsi une importante variabilité interannuelle des enrichissements comparés aux autres ETM, autour d'une moyenne des enrichissements de 4,0. De la même manière, les enrichissements en Cu s'établissent autour d'une moyenne de 2.5 depuis le début des années 1970. Pour ces éléments traces, l'importante variabilité interannuel pourrait masquer les tendances sur la période d'enregistrement. On peut également soupçonner l'influence d'une source locale. Hg présente quant à lui de faibles enrichissements dans l'ensemble de la carotte de Dortan ($EF \leq 2.1$) et aucune évolution temporelle reconnaissable.

Deux pics de pollutions datant de 1997 et 2008 sont visibles surtout sur les chroniques de Bi et Sn. Ces événements sont concomitants avec deux accidents industriels ayant entraîné une pollution de la Bienne datant de ces années sont référencés dans la base de données ARIA (www.aria.developpement-durable.gouv.fr). L'accident de 1997 n'est pas très renseigné, on sait seulement qu'il concerne les Hauts de Bienne et que 2000 truites ont été récupérées. Celui de 2008 concerne une fuite de produits dans une fonderie de métaux non ferreux (effluents de poteyage) au niveau de St Claude.

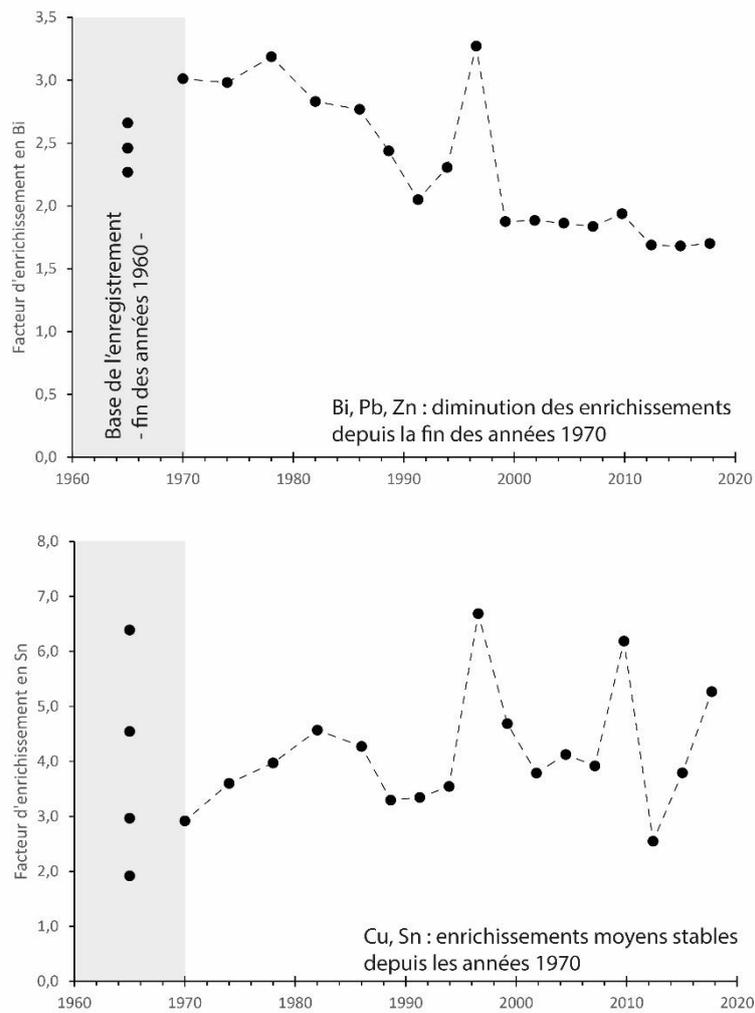


FIG. 8 : DYNAMIQUE TEMPORELLE DES ETM LES PLUS ENRICHIS DANS LA CAROTTE SEDIMENTAIRE DE DORTAN

B. EVOLUTION TEMPORELLE DES POLLUANTS ORGANIQUES PERSISTANTS

Les chroniques des différentes familles POP ont également été établies dans l'archive sédimentaire de Dortan à l'aide des indices précédemment décrits : somme des 16 HAP prioritaires, DEHP, somme des PCB indicateurs, somme des PCDD et PCDF. Elles mettent en évidence des trajectoires temporelles différentes.

Les **PCBi** ainsi que les **PCDD/F** montrent une dynamique temporelle proche de celles des contaminants métalliques c-à-d **des teneurs maximales à la fin des années 1970 suivi par une période de diminution progressive des niveaux de contamination** (Fig. 9). Les teneurs en PCBi diminuent ainsi de manière exponentielle depuis le début des années 1980 ($r = 0.81$; $p < 0.05$). Cette dynamique est commune à la plupart des bassins d'Europe de l'Ouest et résulte de la mise en place des réglementations concernant l'utilisation des PCB (ex. Dendeviel et al, 2020). En ce qui concerne les PCDF une diminution linéaire des teneurs est enregistrée ($r = 0.82$; $p < 0.05$), alors que la diminution est plus exponentielle pour les PCDD ($r = 0.93$, $p < 0,05$).

Le signal temporel des HAP fait état **d'une forte variabilité interannuelle** dans la carotte de Dortan (Fig. 10). Deux périodes se distinguent dans l'enregistrement. La première s'établit entre **le début des années 1970 et le milieu des années 1990** et se caractérise par une **forte variabilité des concentrations** fluctuant autour d'une moyenne de 1976 ppb pour la somme des 16 HAP prioritaires. Dans la seconde, milieu des années 1990 à 2019, les **teneurs sont relativement plus faibles**, s'établissant autour d'une moyenne de 1039 ppb, et montrent **une variabilité interannuelle un peu plus faible** également (les teneurs les plus importantes n'atteignent plus celle de la période précédente).

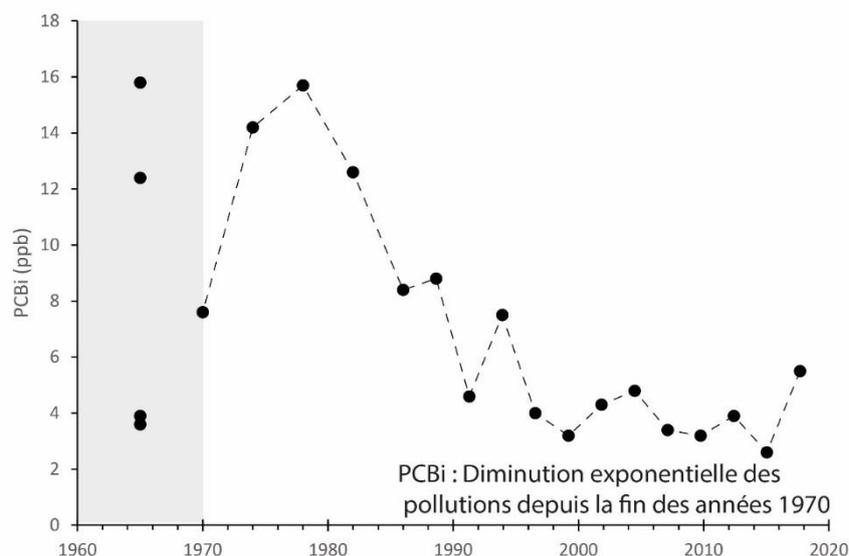


FIG. 9 : CHRONIQUE DES POLLUTIONS AUX PCBi (SOMME DES 7 PCB INDICATEURS) ENREGISTREE DANS LA CAROTTE DE DORTAN

Cette dynamique temporelle se retrouve également si l'on discrimine les HAP en fonction de leurs masses moléculaires :

- HAP légers (somme des HAP de 2 et 3 cycles) = moyenne de 205 ppb pour 1970-1995 et 104 ppb pour 1995-2019,
- HAP intermédiaires (somme des HAP à 4 cycles = moyennes de 897 et 506 ppb respectivement pour les 2 périodes,
- HAP lourds (somme des HAP de 5 et 6 cycles) = moyennes de 873 et 428 ppb respectivement pour les 2 périodes.

Dans les autres bassins européens, une tendance à la diminution progressive des teneurs en HAP est enregistrée depuis le début des années 1980, voire les années 1960 (Bertrand et al, 2015 ; Lorgeoux et al, 2016 ; Gardes et al, 2020). Dans le cas de la Bienne, l'abatement des teneurs en HAP est plus tardif et ne dessine pas une réelle tendance, mais plus **un changement de situation au milieu des années 1990 vers des niveaux de contamination relativement plus faibles avec une moindre variabilité d'une année sur l'autre**. Pour expliquer cela, il est possible d'invoquer l'abandon des activités les plus polluantes et une amélioration du traitement des effluents industriels et de l'assainissement collectif. Pour autant, cette dynamique trouve des concomitances avec différents événements ayant été documentés dans le bassin :

- Une **détérioration importante de l'activité économique sur le bassin**. Une diminution de l'activité industrielle a été enregistrée entre 1995 et 1998 au niveau de l'agglomération de St Claude. Cette agglomération constitue une des principales zones sources pour les HAP(cf 3.1).
- La **fermeture de sociétés polluantes**, telle que la société SA Convert en 1994 qui est située dans le bassin hydrogéologique du Merdanson est connue pour être un site lourdement contaminé par les HAP selon la base de données BASOL (<https://basol.developpement-durable.gouv.fr/>).

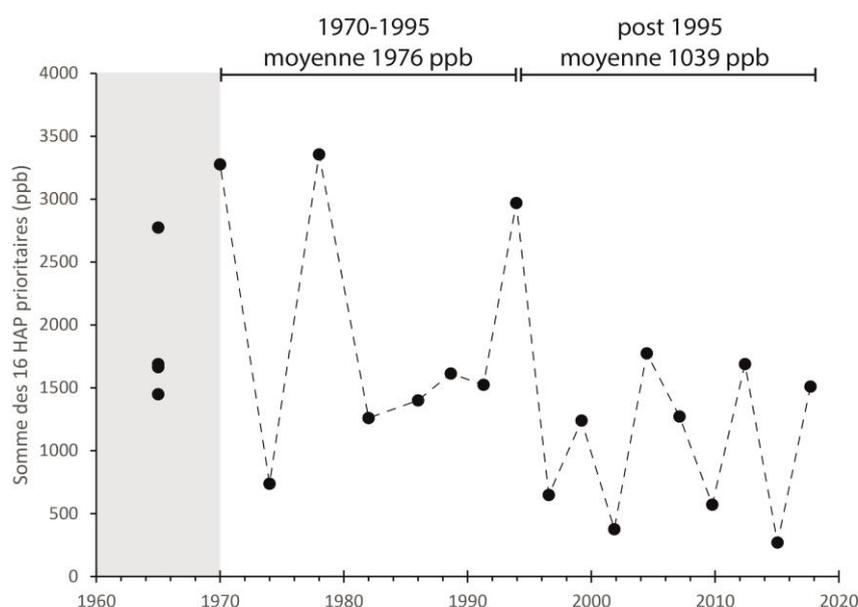


FIG. 10 : CHRONIQUE DES TENEURS EN HAP (SOMME DES 16 HAP PRIORITAIRES) ENREGISTREE DANS LA CAROTTE DE DORTAN

La trajectoire temporelle des teneurs en DEHP enregistrée dans la carotte sédimentaire de Dortan ne fait pas apparaître de tendance statistiquement significative (Fig. 11). Il est toutefois possible de remarquer que la variabilité interannuelle des teneurs en DEHP et les maxima sont un peu moins importants depuis le début des années 1990. A notre connaissance, il s'agit de la première chronique temporelle établie concernant le DEHP. Elle met en évidence une **imprégnation des sédiments de la Bienne par les phtalates datant d'a minima les années 1960**. Les premières utilisations industrielles des phtalates datent des années 1950 avec l'apparition des PVC.

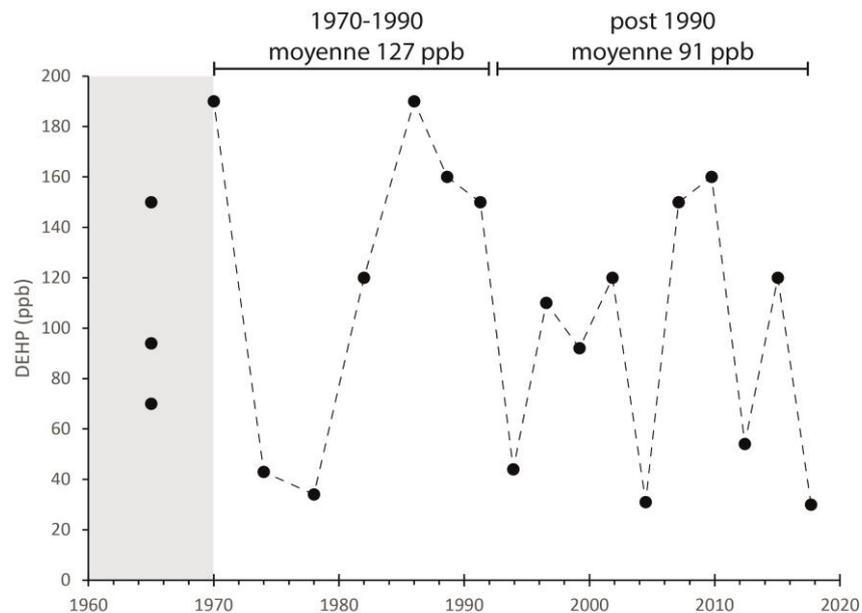


FIG. 19 : DYNAMIQUE TEMPORELLE DU DEHP DANS LA CAROTTE DE DORTAN

3.3. CARACTERISATION DES SOURCES DE POLLUTIONS METALLIQUES DES SEDIMENTS

La caractérisation des sources en micropolluants est ici réalisée suivant deux approches complémentaires :

- **Spatiale**, à partir des sédiments prélevés en berge et ayant pour but de localisation des principales sources de pollution le long du linéaire de la Bienne
- **Temporelle**, à partir de la carotte sédimentaire afin de définir l'évolution de la contribution des sources sur la période 1970-2019.

A. CARACTERISATION DES PRINCIPALES SOURCES DE CONTAMINANTS METALLIQUES

Une analyse statistique des ratios ETM/ aluminium permet de définir des **groupes de ETM sur la base de corrélations interélémentaires** (Tab. 6). En considérant l'ensemble des échantillons prélevés dans les sédiments de la Bienne (n=36), **un regroupement statistique peut être établi entre Cu, Pb, Sn et Zn**, associés par de fortes corrélations ($r > 0.8$, $p < 0.05$). **Hg** est également statistiquement associé à ce groupe, toute fois il montre des corrélations moins probantes ($r \geq 0.7$, $P < 0.05$). **Bi**, quant à lui, n'est pas corrélé à ce groupe.

	Ag/Al	As/Al	Bi/Al	Cd/Al	Cr/Al	Cu/Al	Hg/Al	Mo/Al	Ni/Al	Pb/Al	Sb/Al	Sn/Al	W/Al	Zn/Al
As/Al	0,51													
Bi/Al	0,12	-0,07												
Cd/Al	0,40	0,39	0,52											
Cr/Al	0,27	0,16	0,59	0,55										
Cu/Al	0,71	0,78	-0,14	0,25	-0,02									
Hg/Al	0,51	0,64	-0,05	0,15	0,08	0,68								
Mo/Al	0,44	0,71	-0,16	0,40	0,30	0,48	0,33							
Ni/Al	0,56	0,61	0,11	0,49	0,43	0,62	0,46	0,69						
Pb/Al	0,69	0,80	0,07	0,26	0,05	0,78	0,63	0,38	0,44					
Sb/Al	0,59	0,69	0,06	0,27	-0,05	0,71	0,62	0,32	0,34	0,85				
Sn/Al	0,63	0,87	-0,11	0,25	0,03	0,96	0,71	0,52	0,61	0,81	0,75			
W/Al	0,16	0,59	-0,01	0,30	0,07	0,35	0,20	0,44	0,47	0,39	0,37	0,41		
Zn/Al	0,74	0,82	0,17	0,48	0,25	0,91	0,70	0,52	0,70	0,80	0,71	0,91	0,41	

TAB. 6 : CORRELATIONS INTERELEMENTAIRES DANS LES SEDIMENTS DE BERGE DE LA BIENNE (COEFICIENT DE PEARSON R). LES DONNEES EN ITALIQUES CORRESPONDENT A DES CORRELATION NON STATISTIQUEMENT SIGNIFICATIVES (P>0.05).

Sur la base de ce regroupement statistique il est possible d'identifier **les signatures géochimiques** des pollutions enregistrées dans les sédiments et de **localiser des ensembles de sources apparentés**¹⁹. Les signatures géochimiques établies entre les ETM les plus enrichis dans les sédiments de la Bienne : **Cu, Pb, Sn et Zn** sont ainsi présentées en Fig. 11. Cette analyse permet de mettre en évidence **l'influence de différents foyers industrielles et urbains** sur la géochimie des sédiments de la Bienne :

- **Morez** concernant Cu, Pb, Sn et Zn influençant l'ensemble du linéaire de la Bienne,
- **Vallée du Lison – Lavans les St Claude** concernant Cu, Sn et Zn influençant la basse Bienne en complément des apports provenant de l'amont du bassin,
- **St Claude** concernant essentiellement Pb, influençant le réservoir d'Etables et la station localisée dans le tronçon cour circuité. Cette source monométallique en Pb n'est actuellement plus active, son signal géochimique n'étant plus détectés dans les niveaux sédimentaires les plus proches de la surface.

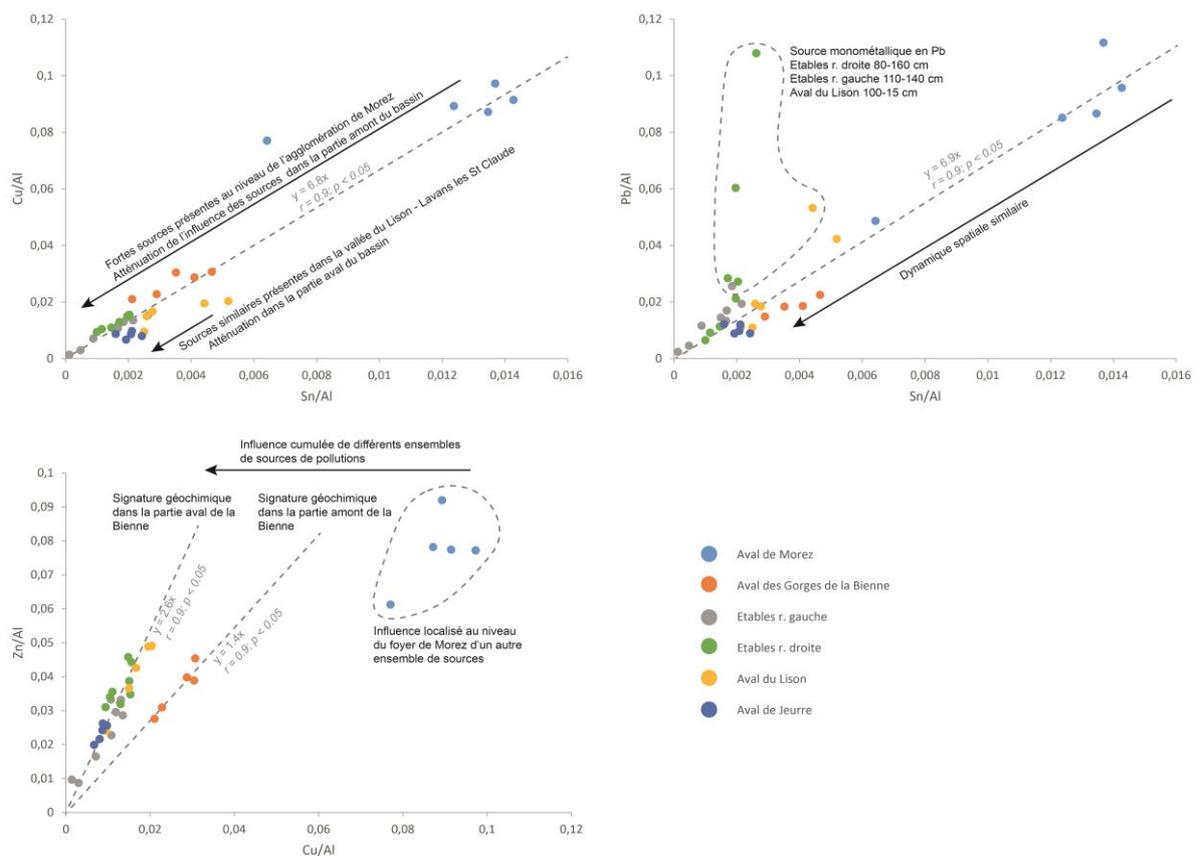


FIG. 11 : TRAÇAGE DES SOURCES DE CU, PB, SN ET ZN INFLUENCANT LA GEOCHIMIE DES SEDIMENTS DANS LE BASSIN DE LA BIENNE

¹⁹ Il est préférable d'utiliser l'expression ensemble de sources apparentées faisant référence à plusieurs rejets associés à une même activité ou un même process.

Les signatures géochimiques entre Cu, Pb, Sn et Zn établies avec les sédiments de berge ont également été recherchées dans **la carotte sédimentaire de Dortan**.

Les relations de proportionnalités entre les teneurs en Pb et Zn dessinent une évolution particulièrement intéressante au sein de l'enregistrement temporel (Fig. 11). En effet, dans les sédiments archivés **jusqu'au début des années 1980, les deux éléments sont présents dans une proportion similaire à ce qui a été relevé dans les sédiments de berge en amont** ($Zn \approx 2 Pb$). A partir de la seconde moitié des années 1980 et jusqu'à la fin des années 1990, le signal géochimique est différent, s'éloignant du rapport de proportionnalité initiale. Suite à cela, une dynamique inverse est enregistrée, le signal géochimique se rapprochant de la situation anté-1980 au cours des années 2000. **Au cours des années 2010, le signal ancien est alors enregistré de manière récurrente**. Cette dynamique temporelle est également retrouvée entre les autres éléments traces du groupe.

Ces résultats mettent en évidence :

- **Une diminution progressive de la contribution des sources historiques de pollution entre les années 1970 et les années 2000,**
- **Suivi par une réactivation de la signature des pollutions anciennes, avec une influence croissante au cours des années 2000 et bien établie dans la décennie 2010.**

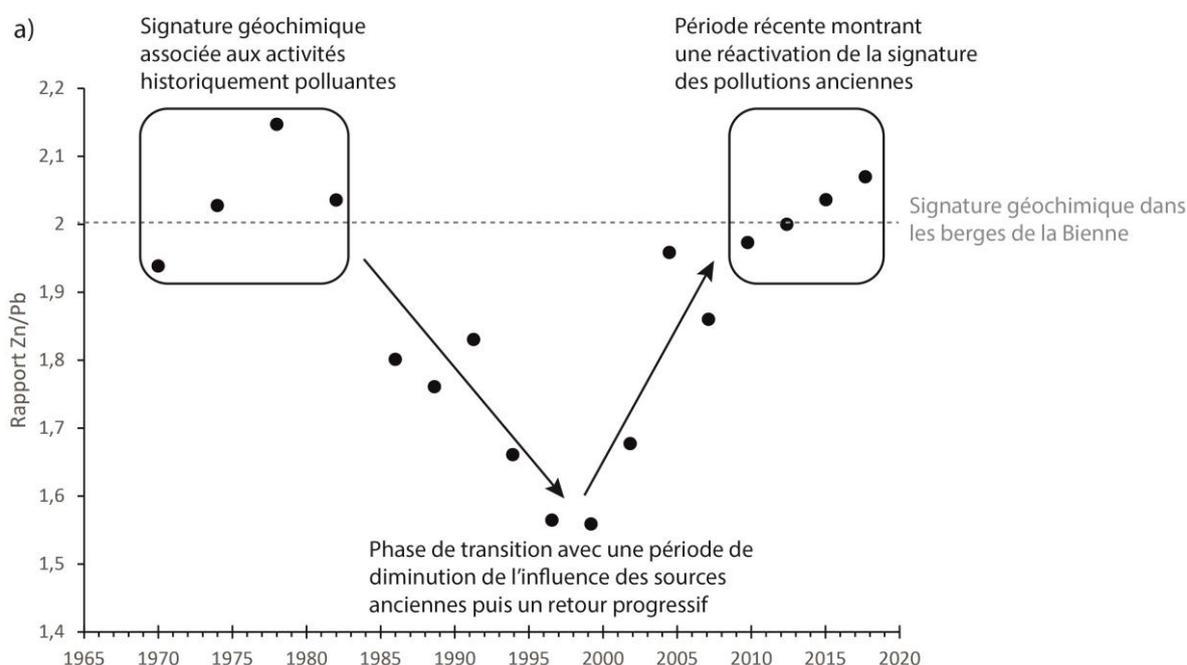


FIG. 11 : EVOLUTION DES SIGNATURES GEOCHIMIQUES ARCHIVES DANS LA CAROTTE DE DORTAN

La dynamique temporelle enregistrée dans la carotte peut s'expliquer par une **diminution conséquente des rejets en ETM** depuis la fin des années 1970, du fait de l'amélioration des traitements des effluents et/ou d'un ralentissement de l'activité industrielle. Dans ce contexte, l'absence d'abattement des teneurs sédimentaires en Cu et Sn reste inexpliquée. Cu, Pb, Sn et Zn ont été largement utilisés au cours de l'ère industrielle, majoritairement dans le secteur **de la métallurgie** (Lestel et al, 2007; Tilton, 1990 ; Rogich et Matos, 2008).

Les industries des alliages (fabrication et transformation) **et des traitements de surface** sont connues pour constituer **une importante source de pollution dans les bassins** (ex. Alleman et al, 2010 ; Jasmika et Robert, 2011 ; Lourino-Cabana et al, 2011). Ces activités sont largement rependues dans le bassin de la Bienne. Les teneurs en **Cu, Pb et Zn** peuvent être fortes dans les rejets industriels des secteurs **du décolletage, de la tribofinition et du traitement des surfaces métalliques** présents dans le bassin de la Bienne (ordre 10^3 à 10^4 µg/l, base de données fournie par le PNR du Haut Jura).

Bi est utilisé dans le processus de polymérisation (notamment pour la vulcanisation du caoutchouc) et comme retardateurs de flamme en plasturgie. Le tronçon concerné par les contaminations au Bi reçoit les rejets de nombreuses industries plasturgiques. Bi est également utilisé comme un **substitut à Pb dans les alliages utilisés pour la fabrication des moules de précision**. Là encore cette industrie est densément présente dans ce tronçon de la Bienne.

La **réactivation des pollutions anciennes dans la séquence sédimentaire la plus récente** (décennie 2010) peut trouver une explication dans le **déstockage des sédiments de berges pollués et l'érosion des sols contaminés ainsi que des résidus d'activités/déchets à proximité des sources anciennes**. En effet, des signes d'une intensification de l'érosion des berges sont visibles dans le bassin de la Bienne. Ce phénomène touche particulièrement les tronçons affectés par un **important déficit de la charge sédimentaire de fond**²⁰ (Bravard et al, 1998) ; Landon et al, 2000). Au niveau du réservoir d'Etables, les traces d'une intense érosion sont également visibles en rive gauche (à proximité de la prise d'eau du barrage).

Ce phénomène d'intensification de l'érosion des dépôts sédimentaires s'inscrit ainsi dans un **contexte hydrosédimentaire perturbé**. Il advient également dans **contexte hydroclimatique particulier**. En effet, l'analyse de la distribution des débits enregistrés à la station de jaugeage de Jeurre, met en évidence une alternance de cycles alternant entre périodes de faibles hydraulicités²¹ et plus fortes (Fig. 12). Depuis le début des années 2010, la Bienne est entrée dans une **période de plus forte hydraulicité**. Lors de ces périodes relativement plus humides, la capacité de transport de la rivière se voit amplifiée comparativement aux périodes plus sèches.

²⁰ On différencie la charge sédimentaire de fond (les sédiments en transit rapide dans le lit mineur du cours d'eau) des sédiments archivés en berge (stockés à plus ou moins long terme)

²¹ L'hydraulicité se définit comme le rapport de la moyenne des débits sur le pas de temps considéré par rapport au module interannuel

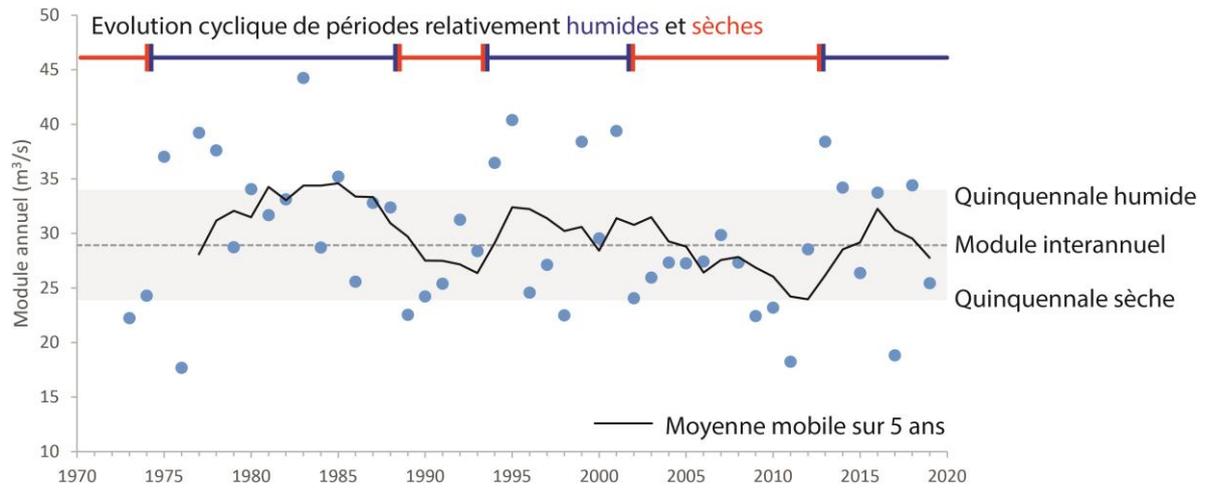


FIG. 12. EVOLUTION DES MODULES ANNUELLES AU NIVEAU DE LA STATION DE JAUGEAGE DE JEURRE SUR LA PERIODE 1972-2019 (DATA : BANQUE HYDRO, 2020)

B. CARACTERISATION DES PRINCIPALES SOURCES EN HAP

Différentes sources de HAP peuvent contribuer aux pollutions environnementales. Des sources naturelles existent, issues de différents processus de biosynthèse, des incendies et même des éruptions volcaniques (ex. Laflamme et Hites, 1978 ; Krauss et al, 2005). Les apports associés aux **sources anthropiques sont d'une bien plus forte intensité** et concernent le transport ou l'utilisation des carburants fossiles, la pyrolyse des matières organiques à haute température, la combustion des charbons et pétroles (Bigus et al, 2014).

Une première analyse sur la composition du cortège de HAP, permet de mettre en évidence que 8 molécules représentent à elles seules 81% (compris entre 52 et 89%) de la somme des 16 HAP : **FLT > BbF > PYR > BaP > BaA > IcdP > CHY > PHE. Les HAP de masses moléculaires intermédiaires et lourdes (4, 5 et 6 cycles) sont ainsi plus abondants** dans les sédiments de la Bienne que ceux de basses masses moléculaires (2-3 cycles = 11% compris entre 3 et 68% de la somme des 16 HAP; 4 cycles = 45% compris entre 19 et 69%, 5-6 cycles = 42% compris entre 10 et 68%). Ce déficit a déjà été observé dans les archives sédimentaires de la Loire et la Seine (Ayrault et al, 2010 ; Bertrand et al, 2015 Gardes et al, 2020). Il peut trouver deux explications complémentaires :

- Il est avéré que les **HAP de basses masses moléculaires sont sensibles à la dégradation** via des processus d'oxydation, photodégradation ou par l'activité microbienne (Fasnacht et Blough, 2002 ; Hinga, 2003 ; Rothermich et al, 2002). Les HAP avec plus de cycles aromatiques sont eux plus résistants à la dégradation (Cerniglia, 1992 ; Quantin et al, 2005).
- Cette prédominance des HAP lourds et la présence en grande quantité de FLT atteste d'une **origine majoritairement pyrogénique²² et plus particulièrement issus de la combustion du bois ou/et du charbon** (Li et al, 2006 ; Masclat et al, 1987).

Yunker et al (2002) propose un diagramme permettant d'analyser avec plus détaillée des sources en HAP (Fig. 13). Dans ce schéma, $FLT/202 = FLT/(FLT+PYR)$ et $IcdP/276 = IcdP/(IcdP+BghiPL)$ sont ainsi nommés du fait de la masse moléculaire des HAP concernés. Cette analyse permet de mettre en évidence différents pôles pouvant être apparentés à aux signatures des sources de pollution. Cette analyse montre **l'influence forte de la combustion du bois ou du charbon** sur les pollutions des sédiments de berge de la Bienne. Au niveau de chaque station, certaines séquences sont également influencées par des **apports de goudrons de houille et/ou des dépôts de particules atmosphériques**. Certains échantillons du réservoir d'Étables matérialisent également une signature atypique, caractérisée par un ratio FLT/202 un peu plus élevé comparativement aux autres échantillons. Dans la **carotte sédimentaire de Dortan**, la majeure partie des échantillons définissent un pôle, influencé **principalement par les apports de goudron de houille, mais aussi la combustion du bois et du charbon**. Certains échantillons se positionnent également à proximité d'une signature atypique définie par des échantillons du réservoir d'Étables (4-8 ; 12-16 ; 24-28 ; 52-56, 60-64 et 64-68 cm). Deux niveaux sédimentaires de la carotte sont excentrés par rapport au reste de l'enregistrement (28-32 et 48-52 cm). Ils sont davantage influencés par des **apports mixtes pyrogéniques et pétrogéniques** et traduisent vraisemblablement des déversements accidentels d'hydrocarbures dans la Bienne.

²² Ce terme signifie provenant de la combustion d'une substance

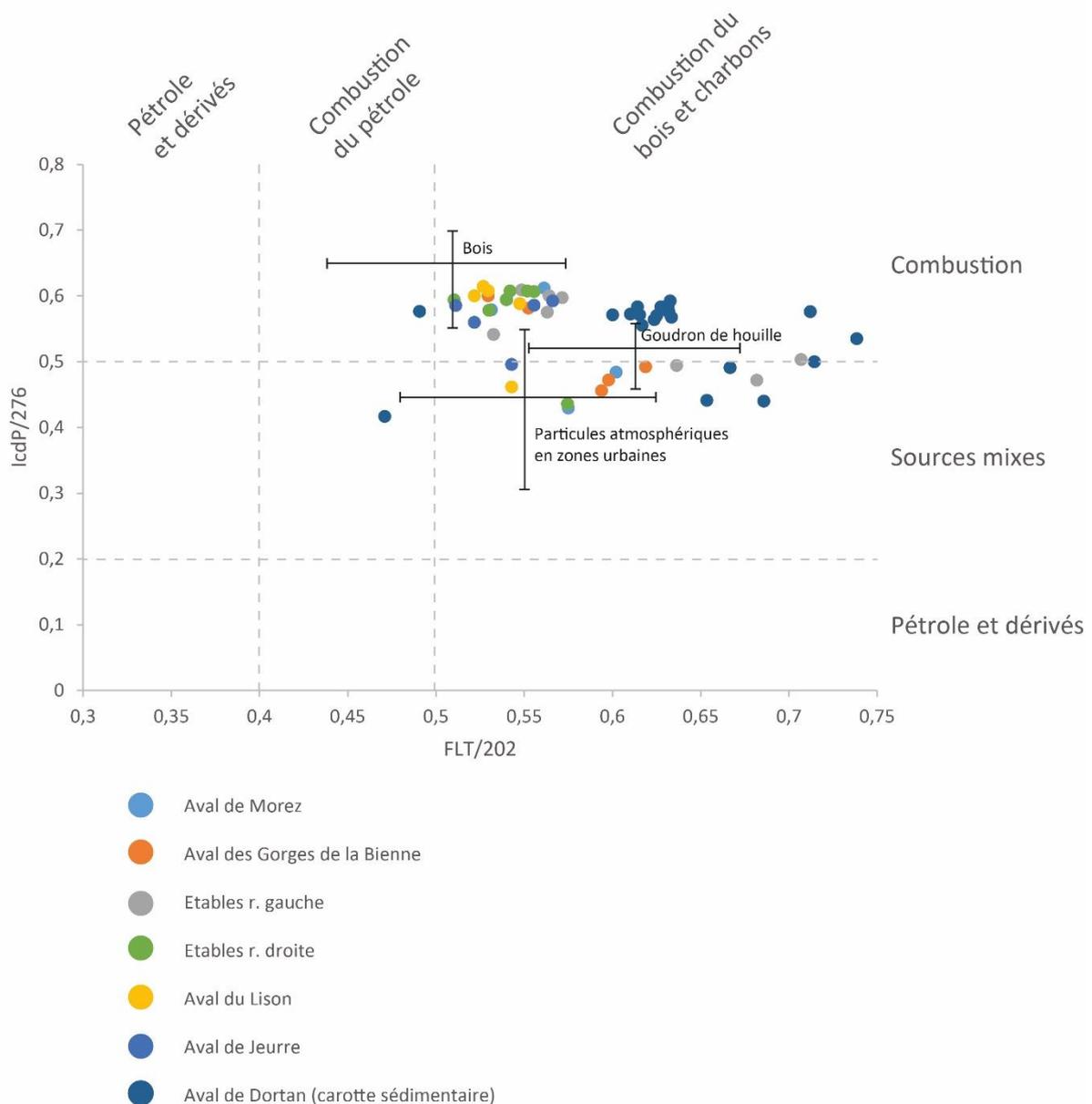


FIG. 13 CARACTERISATION DES SOURCES DE HAP DANS LE BASSIN DE LA BIENNE A L'AIDE DU DIAGRAMME DE YUNKER ET AL, 2002.

L'influence des résidus de combustion du bois et charbon est indéniable dans le bassin de la Bienne et s'explique facilement par le mode de chauffage des bâtiments. Celle des goudrons de houille est moins évidente. Pourtant la houille a également été largement utilisée dans l'industrie locale jusque dans les années 1960-1970. Des usines de distillation du gaz de houille étaient même implantées au niveau de Morez et St Claude. Une partie des HAP enregistrée dans les sédiments peut ainsi provenir à la fois du **lessivage des dépôts atmosphériques et aussi de la mobilisation de stocks de cendres/charbons dispersés dans le bassin**. D'autre part, une contribution **des apports atmosphériques transnationaux** associés à la combustion du charbon est suspectée dans l'est de la France (Agence de l'eau RMC, www.eaurmc.fr)

D'autre part, **l'influence des graisses et lubrifiants utilisés dans l'industrie** n'est pas à négliger. En effet, la base de données concernant la qualité chimique des rejets industriels nous

apprend que **FLT et NAP** sont les HAP présentant les plus fortes concentrations dans les effluents du bassin (base de données établie par le PNR du Haut-Jura). Les activités de **dégraissage des métaux, décolletage et de teinture du polyester** sont principalement concernées. En effet, les HAP entrent dans la composition des huiles et graisses utilisées dans l'industrie et peuvent même servir d'agent chimique par exemple **pour la plasturgie** (SANDRE, 2012). Il est hautement probable qu'une partie conséquente des HAP présents dans les sédiments de la Bienne proviennent de **ces rejets industriels**.

Au niveau de la carotte de Dortan, l'enregistrement du signal atypique mis en évidence uniquement dans le réservoir d'Etables témoigne :

- potentiellement de l'enregistrement des contributions de sources analogues,
- mais plus vraisemblablement de la **remobilisation des sédiments pollués du réservoir**. Lors de des visites du réservoir en 2008 et 2018, une intense érosion de la berge polluée a été constatée à proximité de la prise d'eau.

3.4. EVALUATION DE L'IMPACT ECOTOXICOLOGIQUE DES POLLUTIONS SEDIMENTAIRES

A. ECOTOXICITE DES SEDIMENTS

Dans le cadre de cette étude, l'écotoxicité des sédiments a été évaluée suivant trois approches décrites dans la partie matériel et méthode (cf. 2.4).

Evaluation de l'écotoxicité des sédiments à l'échelle de la station

Le calcul des indices HQc de Piva et al (2011) à l'échelle des stations permet de spatialiser les niveaux de risques écotoxiques à l'échelle du linéaire. Dans le cadre de cette étude, ils ont été calculés pour chaque famille de micropolluants (Fig. 14):

- Les contaminants métalliques, en considérant uniquement les ETM les plus enrichis : Cu, Hg, Pb, Sn et Zn (Bi n'a pas pu être pris en compte, car il s'agit d'un métal très peu soluble dont la toxicité est mal connue)
- Les 16 HAPs prioritaires,
- Les congénères 52, 101, 138, 153, 170 et 180 des PCB_i
- Le DEHP, comparé à sa NOEC, car il n'existe pas de valeur de PEL à notre connaissance
- Les dioxines-like²³ (c.-à-d. les PCDD/F et les PCB dioxine-like) pour lesquels la valeur de TEQ^{TCDD24} dispose d'une valeur de PEL.

Les plus forts indices HQc concernent les contaminants métalliques et HAP au niveau de la station de Morez, ainsi que les HAP dans le réservoir d'Etables. Pour ces paramètres les maximum atteints dans les profils de berge sont de 34,1 pour les ETM et 39,5 pour les HAP. Ces fortes valeurs attestent d'un **impact écotoxique sévère**. Les indices HQc pour les contaminants métalliques et les HAP sont plus faibles dans les autres stations. Les niveaux de risques écotoxiques restent tout même **modéré à majeurs pour les stations des gorges de la Bienne, du réservoir d'Etables en ce qui concerne les ETM, et de celles positionnées en aval de la confluence du Lison** (HQc maximum de 11,6 pour les ETM et 9,7 pour les HAP). Pour les stations de **la partie aval de la Bienne, les niveaux de risques sont faibles à modérés**. Les autres contaminants analysés dans les sédiments de la Bienne montrent des niveaux de risques écotoxiques **faibles à modérés** (à l'exception des PCB_i dans 2 échantillons de la rive droite du réservoir d'Etables présentant des risques modérés à majeurs)

²³ Le regroupement des contaminants dioxine-like se fait pour les molécules qui ont des mécanismes de toxicités similaires à ceux des dioxines.

²⁴ L'indice de TEQ^{TCDD} est défini pour exprimer la toxicité du mélange de contaminants dioxine-like par rapport à celle de la molécule dont la toxicité est la mieux connue le TCDD.

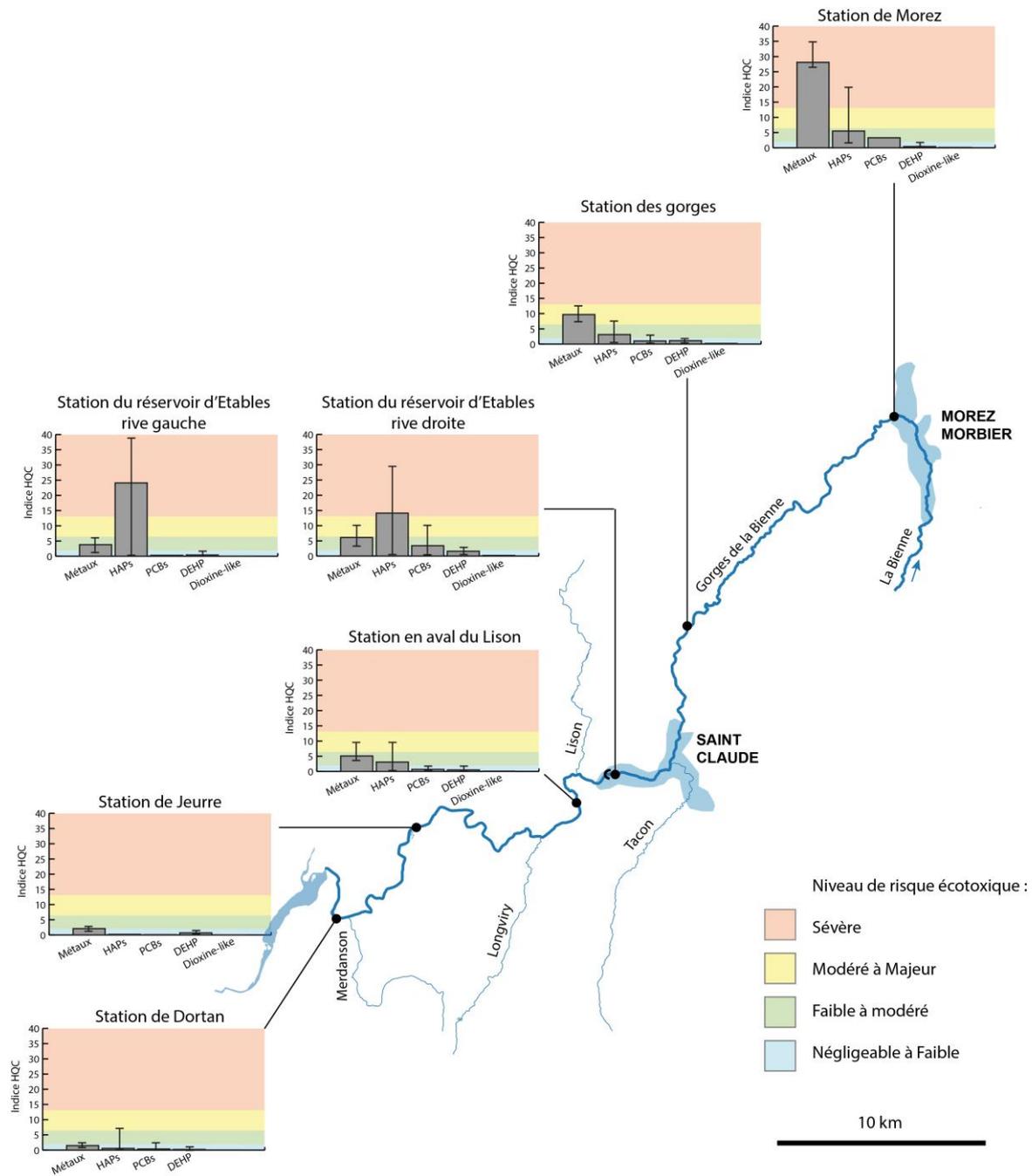


FIG. 14 : NIVEAUX DE RISQUES ECOTOXICOLOGIQUES DES SEDIMENTS ETABLIS SELON L'INDICE HQC (PRIVA ET AL, 2011). DANS LES HISTOGRAMMES LES BARRES MONTRENT LES MOYENNES SUR LES PROFILES ET LES MINIMUM ET MAXIMUM SONT ENCADRES PAR LES CROCHETS

Evaluation de l'écotoxicité des sédiments à l'échelle des différents contaminants

Afin d'identifier les contaminants qui sont les plus en mesure d'impacter l'écosystème aquatique, les teneurs sédimentaires analysées dans les sédiments de la Bienne ont été comparés aux SQG et aux SEL établis par de Deckere et al (2011 ; Tab. 7).

Cette analyse met ainsi en évidence **des teneurs en Cu, Pb, Sn supérieur à la SEL** au niveau des stations de Morez, des gorges de la Bienne en ce qui concerne Cu et de la rive droite du réservoir d'Etables en ce qui concerne Pb. **Les teneurs en HAP de masses moléculaires intermédiaires et lourds dépassent également les SEL** dans le réservoir d'Etables. On identifie également des dépassements des SEL concernant **BbF, dBahA et IcdP** dans quelques échantillons des stations de Morez, des gorges de la Bienne, en aval de la confluence avec le Lison et de Dortan. De la même manière, la SEL du **PCB170** est dépassée dans un échantillon de la rive droite du réservoir d'Etables.

Des teneurs supérieures aux SQGH, mais ne dépassant pas les SEL sont relevées pour **Cu, Sn et Pb** dans quelques échantillons des stations des gorges de la Bienne, d'Etables et en aval du Lison. De même pour **BaA, BaP, dBahA et IcdP** de la station de Morez à celle du Lison, mais aussi **ANT, FLT, CHY, BkF, BghiPL** ainsi que les **PCB 170 et 180** dans le réservoir d'Etables

D'autre part, dans l'ensemble des séquences sédimentaires les SQGL sont dépassées à l'exception de la station de l'Enragé

Selon les valeurs guides définies par de Deckere et al (2011), les niveaux de contamination dans les sédiments de la Bienne ne sont donc **pas compatibles avec le bon état écologique du cours d'eau, et cela depuis plusieurs décennies.**

Les teneurs en ETM et HAP au niveau des stations de Morez, des gorges et du réservoir d'Etables sont en mesure d'impacter sévèrement le fonctionnement de l'écosystème aquatique.

Des effets écotoxiques faibles à modérés sont également envisagés dans la basse Bienne.

	Prof. (cm)	Cu	Hg	Pb	Sn	Zn	NAP	ACY	ACE	FLU	PHE	ANT	FLT	PYR	BaA	CHY	BbF	BkF	BaP	dBaH	BghiPL	IcdP	PCB 52	PCB 101	PCB 118	PCB 138	PCB 153	PCB 170	PCB 180	
Aval de Morez	0-20	300,0	0,39	298,0	46,3	269,0	14	8	8	16	130	36	270	230	180	160	330	94	200	50	150	220	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	
	30-50	301,0	0,45	287,0	41,7	310,0	14	9	10	15	140	47	340	300	210	200	340	120	210	54	160	220	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	
	60-80	300,0	0,44	314,0	46,8	254,0	18	42	11	23	200	57	590	390	420	310	480	85	390	160	320	300	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	
	90-110	359,0	0,56	412,0	50,5	285,0	26	62	21	30	380	140	1100	860	750	660	1300	310	770	190	520	820	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	
	120-140	336,0	0,19	212,0	28,0	267,0	7	15	8	21	130	25	230	170	100	82	130	41	85	37	89	67	3,5	4,8	3,1	3,3	3,7	1,0	1,1	
Aval des Gorges de la Bienne	0-20	116,0	0,23	69,8	13,4	148,0	14	12	14	32	210	55	370	300	260	220	360	130	250	58	180	250	<LQ	<LQ	<LQ	2,2	2,8	<LQ	<LQ	
	30-50	126,0	0,18	92,1	19,1	186,0	19	45	15	26	250	73	760	520	420	350	480	120	360	150	310	260	<LQ	1,6	2,8	5,5	6,8	<LQ	1,8	
	80-100	107,0	0,18	69,6	13,6	145,0	14	19	10	16	120	36	270	240	160	160	280	92	170	43	120	180	<LQ	<LQ	1,3	2,3	3,0	<LQ	<LQ	
	110-130	122,0	0,15	64,4	12,3	160,0	17	32	15	39	270	63	520	350	280	190	320	62	230	87	190	170	<LQ	1,1	1,4	2,8	3,8	1,2	1,3	
	140-150	135,0	0,21	87,4	19,3	187,0	17	64	21	41	340	92	860	530	510	360	520	97	380	170	330	320	<LQ		2,7	4,3	6,0	1,1	1,1	
Réservoir d'Etalles en rive droite	0-20	50,8	0,15	34,9	5,4	167,0	16	25	20	46	240	49	340	290	190	190	360	93	210	52	150	220	<LQ	<LQ	<LQ	2,5	2,7	1,3	1,6	
	20-40	41,6	0,14	42,6	5,5	134,0	16	54	16	26	220	80	530	470	340	310	620	150	360	91	270	370	<LQ	<LQ	<LQ	5,9	5,9	4,7	5,7	
	40-60	49,8	0,16	43,6	5,5	162,0	15	43	20	45	300	85	500	480	320	320	670	160	360	71	280	410	2,0	1,1	1,6	3,4	4,5	1,8	2,7	
	60-80	70,5	0,17	101,0	9,4	218,0	21	89	39	61	510	130	1100	930	770	680	1500	340	920	230	620	960	2,5	2,1	1,9	5,5	7,5	2,9	6,6	
	80-100	61,2	0,14	107,0	8,0	174,0	36	81	53	77	750	220	1600	1300	1000	890	1700	400	1100	260	710	1100	3,9	4,0	1,4	2,4	3,4	1,4	1,8	
	100-120	51,9	0,25	366,0	8,9	118,0	30	110	35	70	590	210	1500	1200	1100	830	1700	340	980	240	590	910	<LQ	<LQ	<LQ	1,2	1,1	<LQ	<LQ	
	120-140	62,6	0,15	251,0	8,2	161,0	35	110	35	75	620	170	2400	1200	870	770	930	180	660	300	560	540	1,3	1,3	2,2	3,0	3,2	<LQ	1,2	
	140-160	58,9	0,16	129,0	7,8	145,0	7	51	8	29	200	65	540	400	260	230	360	86	250	98	220	170	1,3	<LQ	<LQ	1,7	2,0	<LQ	<LQ	
Réservoir d'Etalles en rive gauche	0-90	37,1	0,13	46,1	5,8	115,0	19	14	21	42	340	97	670	520	430	430	670	180	430	98	310	420	<LQ	<LQ	<LQ	3,2	2,6	<LQ	1,1	
	110-140	58,6	0,21	115,0	8,3	149,0	45	160	42	86	790	250	1700	1400	1400	1100	2200	390	1300	310	770	1200	1,7	<LQ	<LQ	1,1	1,2	<LQ	<LQ	
	140-185	22,1	0,10	37,3	1,9	150,0	11	3	7	18	49	10	41	36	12	14	17	13	11	4	11	13	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	
	185-260	51,5	0,15	73,9	8,2	109,0	37	130	33	76	670	210	1600	1200	1100	930	1600	380	1100	250	640	950	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	
	260-300	45,8	0,18	74,7	5,7	106,0	34	110	28	97	560	150	1400	800	700	590	740	150	550	230	430	420	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	
	300-350	50,3	0,18	71,9	7,1	125,0	43	190	44	100	1100	310	2200	1700	1500	1200	2100	460	1300	310	800	1200	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	
	350-380	44,7	0,14	60,0	6,2	94,3	49	200	35	120	980	330	4100	1700	1700	1600	1600	260	1300	470	820	830	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	
	< 380	25,7	0,33	38,6	4,1	74,4	80	48	75	120	1000	230	3000	1400	1100	1100	1100	190	890	400	750	670	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	
Aval du Lison	0-20	31,2	0,06	35,6	8,2	78,5	11	22	8	24	110	27	190	160	100	73	130	30	92	35	70	60	<LQ	<LQ	<LQ	1,3	1,2	<LQ	<LQ	
	30-50	42,6	0,15	55,1	7,3	104,0	11	29	10	18	160	64	360	330	230	190	400	90	210	50	140	210	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	
	60-80	58,4	0,66	64,7	9,7	149,0	13	19	15	28	240	87	520	430	310	270	480	140	290	72	210	300	<LQ	1,2	3,8	4,5	6,5	<LQ	1,3	
	80-100	66,1	0,18	137,0	16,8	159,0	15	64	20	30	290	94	690	620	530	430	960	190	510	120	320	510	<LQ	<LQ	1,2	3,3	2,8	<LQ	1,3	
	100-115	27,0	0,04	73,5	6,1	67,4	10	32	12	19	180	65	450	400	330	260	540	140	300	76	200	310	<LQ	<LQ	1,1	2,3	2,2	<LQ	<LQ	
Aval de Jeurre	0-10	21,1	0,04	27,8	6,1	62,6	8	5	11	18	95	20	150	120	78	77	110	45	81	19	53	75	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	
	10-20	26,7	0,21	30,1	6,4	74,6	8	13	10	23	150	44	300	230	170	160	260	75	180	40	110	160	<LQ	<LQ	<LQ	1,8	1,4	<LQ	<LQ	
	30-40	25,5	0,06	28,4	7,7	68,8	5	16	8	21	89	21	190	160	110	80	120	25	85	34	64	63	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	
	50-60	21,6	0,13	26,6	4,7	56,6	6	17	8	15	100	32	230	220	150	120	240	66	140	35	92	130	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	1,8	1,9	<LQ	<LQ
	70-80	19,6	0,05	27,2	3,6	58,7	9	16	8	19	120	35	240	220	170	150	290	71	150	35	110	140	<LQ	<LQ	<LQ	1,6	2,0	<LQ	<LQ	
Grotte de l'Enragé	0-60	7,2	0,04	11,5	0,6	65,4	6	3	2	8	37	7	34	36	17	24	40	21	18	6	17	16	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	
	130-160	6,6	0,04	11,6	<LQ	67,4	5	2	<LQ	7	29	23	12	13	6	5	13	9	7	<LQ	6	7	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	
	230-260	8,7	0,03	10,9	0,7	63,4	10	<LQ	<LQ	7	28	30	7	8	3	2	7	<LQ	2	<LQ	<LQ	2	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	
	0-60	8,1	0,03	11,5	0,8	65,7	9	3	3	10	55	10	77	65	45	5	59	15	42	12	33	29	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	
	60-120	6,0	0,03	10,9	0,7	49,7	36	<LQ	<LQ	18	82	69	32	31	13	11	19	<LQ	11	<LQ	<LQ	13	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	

TAB 7 A : COMPARAISON DES TENEURS EN POLLUANTS DANS LES SEDIMENTS DE LA BIENNE ET LES VALEURS TOXICOLOGIQUES DE DECKERE ET AL, 2011. ROUGE > SELS ; ORANGE > SQGH ; JAUNE > SQGL.

	Prof. (cm)	Cu	Hg	Pb	Sn	Zn	NAP	ACY	ACE	FLU	PHE	ANT	FLT	PYR	BaA	CHY	BbF	BkF	BaP	dBahA	BghiPL	IcdP	PCB 52	PCB 101	PCB 118	PCB 138	PCB 153	PCB 170	PCB 180
	0-4	18,4	0,04	22,9	5,2	47,4	6	15	7	7	69	26	320	200	130	100	160	82	150	27	90	120	< LQ	< LQ	1,2	2,6	1,7	< LQ	< LQ
	4-8	19,7	0,05	25,0	4,0	50,9	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	32	21	66	35	20	23	12	< LQ	17	9	19	15	< LQ	< LQ	< LQ	1,5	1,1	< LQ	< LQ
	8-12	26,5	0,05	25,5	2,8	51,0	5	17	7	7	73	30	360	230	150	130	170	95	160	27	97	130	< LQ	< LQ	< LQ	2,1	1,8	< LQ	< LQ
	12-16	21,3	0,06	25,8	5,8	50,9	< LQ	10	10	3	70	21	79	28	77	58	57	27	36	8	40	46	< LQ	< LQ	< LQ	1,6	1,6	< LQ	< LQ
	16-20	20,9	0,04	26,4	3,9	49,1	5	16	5	7	58	26	270	180	120	83	130	61	120	18	75	100	< LQ	< LQ	< LQ	1,8	1,6	< LQ	< LQ
	20-24	21,2	0,05	26,5	4,0	51,9	6	18	6	9	80	34	370	230	150	120	180	99	170	32	120	150	< LQ	< LQ	< LQ	2,8	2,0	< LQ	< LQ
	24-28	18,5	0,05	25,4	3,4	42,6	< LQ	4	< LQ	< LQ	12	3	90	36	52	45	50	23	8	8	22	22	< LQ	< LQ	< LQ	2,5	1,8	< LQ	< LQ
	28-32	19,7	0,04	27,2	4,6	42,4	6	20	4	6	53	26	89	100	150	110	110	16	140	50	210	150	< LQ	< LQ	< LQ	1,9	1,3	< LQ	< LQ
	32-36	21,4	0,05	29,4	6,6	46,0	7	18	4	5	46	18	190	110	26	27	60	19	37	7	32	42	< LQ	< LQ	< LQ	2,4	1,6	< LQ	< LQ
	36-40	27,6	0,05	33,6	4,2	55,8	8	26	10	13	130	53	670	390	270	200	310	160	280	49	170	230	< LQ	< LQ	1,1	3,0	2,4	< LQ	1,0
	40-44	23,0	0,05	29,5	4,0	54,0	7	27	5	8	66	32	250	150	160	100	260	74	140	17	98	130	< LQ	< LQ	< LQ	2,5	2,1	< LQ	< LQ
	44-48	25,5	0,05	32,2	3,8	56,7	8	23	7	9	84	32	320	190	160	110	180	76	150	23	100	140	< LQ	1,1	1,3	2,9	2,5	< LQ	1,0
	48-52	24,1	0,05	33,2	4,6	59,8	23	32	12	9	160	86	260	270	70	63	120	51	89	18	58	79	< LQ	1,1	1,2	3,0	2,1	< LQ	1,0
	52-56	22,3	0,06	28,0	4,5	57,0	7	17	7	8	59	12	240	110	85	110	98	60	140	56	140	110	< LQ	1,7	2,0	4,2	3,4	< LQ	1,3
	56-60	25,6	0,05	30,6	3,8	65,7	12	32	10	14	130	66	700	440	310	230	350	180	340	62	200	280	< LQ	2,2	2,2	5,3	4,1	1,0	1,9
	60-64	21,2	0,05	29,1	3,4	59,0	6	18	6	36	59	27	260	130	36	37	20	3	29	15	28	27	< LQ	1,5	2,0	4,3	3,6	< LQ	1,4
	64-68	22,5	0,05	32,5	3,1	63,0	5	8	< LQ	2	72	9	47	19	480	420	940	240	370	74	250	340	< LQ	1,3	1,3	2,7	2,3	< LQ	< LQ
	68-72	14,6	0,05	26,2	6,4	46,7	12	50	12	20	170	87	530	320	310	210	290	64	260	49	170	220	1,0	2,5	3,1	< LQ	4,6	< LQ	1,2
	72-76	15,5	0,06	28,4	5,2	54,2	6	21	6	8	81	34	310	180	160	120	190	82	170	25	110	160	< LQ	< LQ	< LQ	2,0	1,6	< LQ	< LQ
	76-80	14,6	0,04	26,4	3,4	47,2	6	25	7	10	98	35	360	210	180	120	170	66	160	18	94	130	< LQ	< LQ	< LQ	1,9	2,0	< LQ	< LQ
	80-84	13,8	0,04	25,0	1,8	42,6	28	11	14	59	100	71	17	110	190	150	320	97	72	32	98	79	2,1	2,4	2,8	4,1	3,3	< LQ	1,1

TAB 7 B : COMPARAISON DES TENEURS EN POLLUANTS DANS LES SEDIMENTS DE LA BIENNE ET LES VALEURS TOXICOLOGIQUES DE DECKERE ET AL, 2011. ROUGE > SELS ; ORANGE > SQGH ; JAUNE > SQGL.



Bioessais écotoxicologiques sur les sédiments de la Bienne

Les **tests de contact organismes - sédiments** ont pour objectif d'évaluer la toxicité sur la base de **critères biologiques** en conditions standardisées. Ils rendent ainsi compte de l'impact global d'une pollution sédimentaire sur des modèles biologiques.

Deux paramètres ont ici été analysés sur une durée de contact de 7 jours :

- **l'excès de mortalité**
- **et l'inhibition de la croissance** (Fig. 15)

Ces paramètres sont exprimés par **comparaison avec une série de répliquas témoins** et sur deux modèles biologiques : **les Chironomes** (*Chironomus riparius*) et **les Ostracodes**. (*Heterocypris incongruens*) Dans le cadre de cette analyse **un seuil de signification de 5%** a été fixé (cf. NOEC, cf. 2.4)

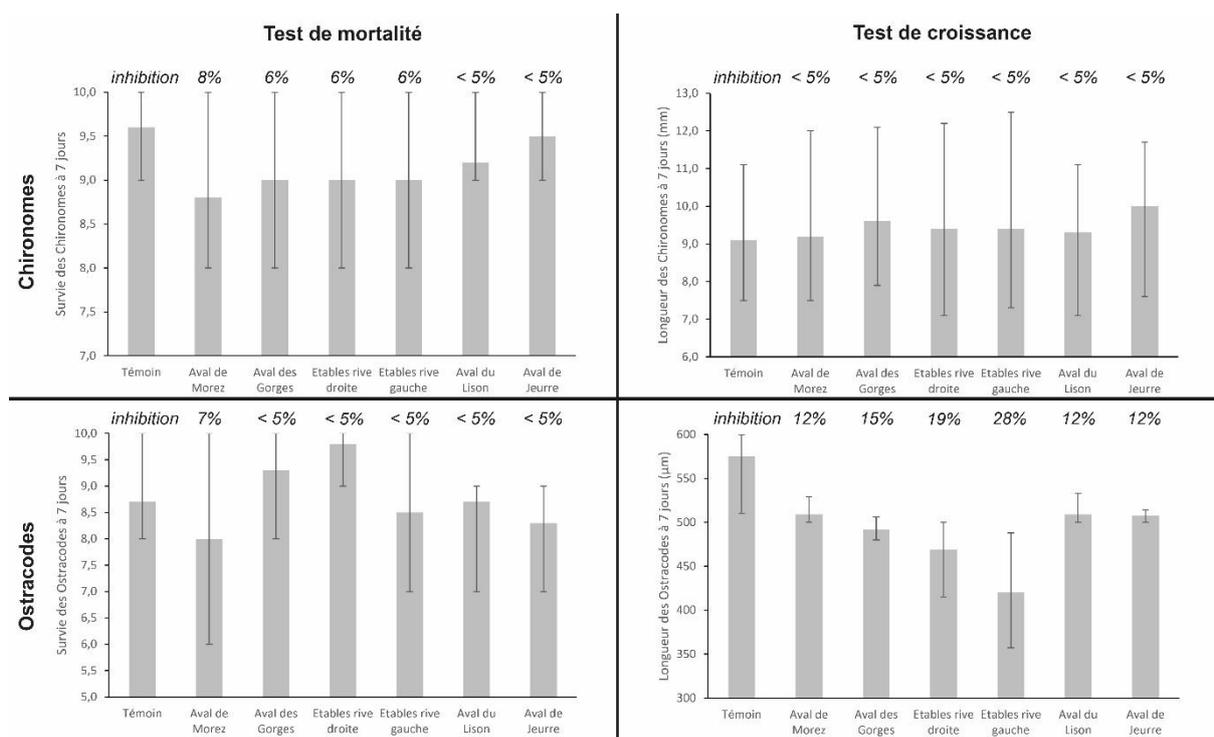


FIG. 15 : TESTS DE MORTALITE ET DE CROISSANCE A 7 JOURS SUR CHIRONOMES ET OSTRACODES A PARTIR DES SEDIMENTS DE BERGE DE LA BIENNE. 50 INDIVIDUS ONT ETE ETUDIES DANS LA CADRE DES CHIRONOMES (10 X 5 REPLICATS), 60 POUR LES OSTRACODES (10 X 6 REPLICATS). DANS LES HISTOGRAMMES LES BARRES MONTRENT LES MOYENNES LES MINIMUM ET MAXIMUM SONT ENCADRES PAR LES CROCHETS.

Test de mortalité :

Les **excès de mortalité** relevés dans ces tests **sont faibles** (< 8%). Seules les stations de **Morez à Etables pour les Chironomes et seulement celle de Morez pour les Ostracodes** présentent les excès de mortalité au-dessus du seuil de signification.

Compte tenu des fortes teneurs en ETM et HAP analysés dans les sédiments de la Bienne, un fort excès de mortalité serait attendu. Or les résultats de cette analyse concernant ce critère sont peu probants. Ces différences tiennent vraisemblablement à la nature du dispositif expérimental mis en place. En effet, ces tests visent principalement à évaluer la **toxicité par contact des organismes avec les sédiments**. Ils intègrent aussi une part de **polluants pouvant être relargués dans les eaux interstitielles des sédiments**. Dans ce cadre, des équilibres chimiques se mettent en place limitant grandement les teneurs en polluants disponibles pour les organismes par rapport à ce qui peut être mobilisé dans les suspensions. Nous voulons ici insister sur le fait qu'il s'agit ici d'une **évaluation de la toxicité via un mode de contact particulier**. Dans le milieu naturel, il existe une multitude de formes d'exposition possibles et simultanées, notamment lors de la remobilisation des sédiments contaminés.

Test de croissance :

Le critère d'évaluation sublétales – l'inhibition de la croissance des organismes est plus contrastée. En ce qui concerne les **Chironomes, l'inhibition est inférieure à 5%** pour l'ensemble des stations. Les **Ostracodes** quant à eux montrent des **inhibitions non négligeables**, comprises entre 12 et 15% pour la majorité des stations. Les **maximales sont atteintes avec les sédiments du réservoir d'Etables** - 19% en rive droite, 28% en rive gauche.

La dynamique spatiale des impacts sublétaux mis en évidence dans cette analyse peut difficilement être reliée à celles des teneurs en polluants dans les sédiments. Pour autant, il est ici important d'expliquer que **les effets des polluants sur les activités biologiques ne dépendent pas seulement des concentrations et des espèces, mais aussi des mélanges de substances en présence, des formes chimiques et de leurs interactions avec les organismes**.

B. RISQUES ECOTOXICOLOGIQUES LORS DES EPISODES DE DESTOCKAGES SEDIMENTAIRES

Dans l'objectif de compléter cette **évaluation des risques écotoxicologiques**, des analyses géochimiques ont été réalisées sur des **suspensions sédimentaires** réalisées à partir des sédiments de berge prélevés dans la Bienne. Elles ont vocation à simuler **les concentrations potentielles en polluants dans l'eau en cas de remise en suspensions des sédiments**. Les analyses portent ici sur des échantillons composites moyennant les hauteurs de berges au niveau des stations de Morez à Jeurre (cf. 2.4). **Les fractions totales** (incluant les MES) d'une part, **colloïdale et dissoute** de l'autre part ont été analysées (Tab. 8).

L'ensemble des ETM ont pu être analysés dans des concentrations supérieures aux LQ à l'exception de Hg (inférieure à sa LQ pour l'ensemble des suspensions).

Les ETM **les moins solubles ont été retrouvés principalement dans les eaux brutes et en faibles concentrations** compte tenu des teneurs sédimentaires :

- c'est le cas de **Bi** qui n'a pu être mesuré seulement dans la fraction brute de la suspension des sédiments de la rive droite du réservoir d'Etables (2.4 µg/L)
- et **Sn** pour qui les concentrations dans les eaux filtrées sont majoritairement inférieures à la LQ (à part pour les suspensions des stations de Morez et Jeurre - respectivement 0.2 et 1.7 µg/L).

Pour les autres ETM, les concentrations en polluant sont également supérieures dans les eaux brutes par rapport aux eaux filtrées²⁵. Cette différence matérialise ainsi la part associée aux particules en suspension. Pour **Cr, Ni et Pb la part associée à cette phase particulaire est supérieure à 90%** dans l'ensemble des stations. **Cu et Zn** présentent une proportion associée à la **phase particulaire sensiblement plus élevée dans la partie amont que la partie aval du bassin** (Cu comprise entre 87 et 98%, Zn comprise entre 70 et 95% pour les stations entre Morez et Etables ; Cu comprise entre 65 et 84%, Zn comprise entre 43 et 67% pour les stations du Lison et de Jeurre). Ces résultats témoignent d'une **disponibilité accrue des contaminants métalliques dans la partie aval par rapport la partie amont de la Bienne en cas de remobilisation sédimentaire**.

La comparaison interstation permet de mettre en évidence **deux dynamiques spatiales quant aux teneurs dans les suspensions sédimentaires** – simulant les teneurs potentielles dans l'eau en cas de déstockages sédimentaires (Fig. 16) :

- **Ag, As, Cd, Cr, Ni, Sb et Sn montrent des teneurs sensiblement du même ordre de grandeur entre les stations.**
- **Cu, Pb et Zn attestent des concentrations très importantes en aval de Morez et montrent une décroissance vers l'aval.** Pb et Zn ont cependant des teneurs également importantes dans le réservoir d'Etables

²⁵ Pour la station de Morez Ag est analysé en teneur plus importante dans les eaux filtrées que dans les eaux brutes. Il s'agit ici très certainement d'un problème analytique.

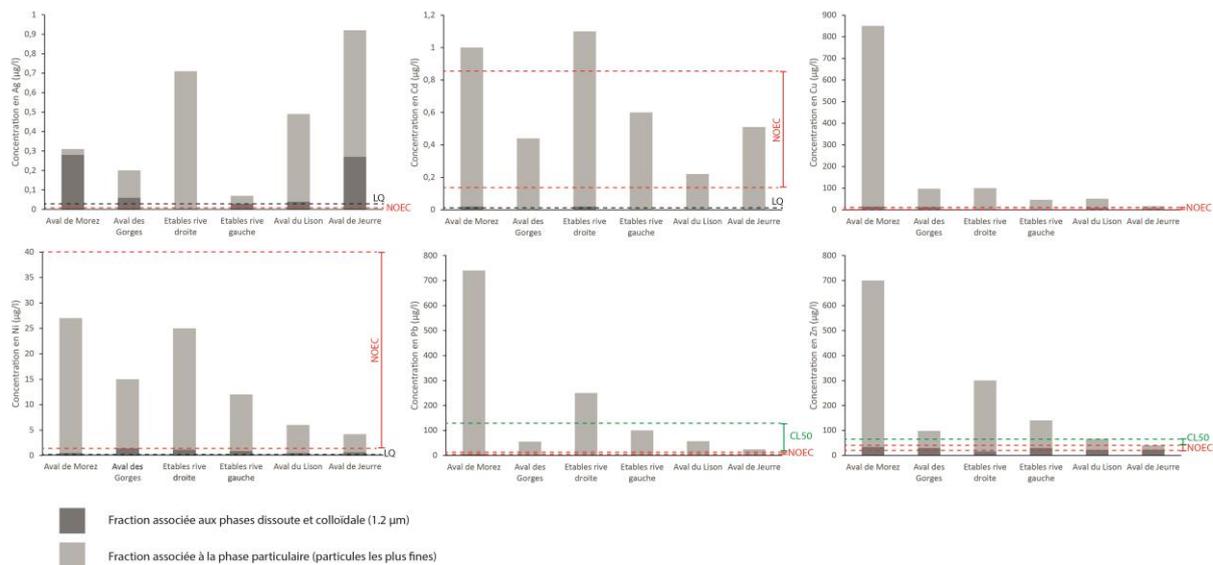


FIG. 16 : COMPARAISON DES TENEURS EN ETM DANS LES SUSPENSIONS SEDIMENTAIRES ET LES NOEC (INERIS)

Les teneurs en **Ag, Cd, Cr, Cu, Ni, Pb et Zn** sont **supérieures aux PNEC** (Predicted Non Effective Concentration, substances.ineris.fr ; Tab. 8). Ces valeurs toxicologiques ont vocation à évaluer la **toxicité chronique des eaux**. Cette comparaison n'est pas très adaptée au phénomène de remobilisation événementielle des sédiments, mais elle reste intéressante pour évaluer les risques sur le long terme. Les **NOEC** (Non Observed Effect Concentration) sont établis comme la concentration au-dessus de laquelle la mortalité observée en laboratoire est statistiquement significative - supérieure à 10%. Les **CL50** ne sont disponibles que pour certaines substances polluantes, elles correspondent aux concentrations maximales au-dessus desquelles une mortalité supérieure à 50% des effectifs testés est observée. Dans le cadre de cette étude, ces valeurs toxicologiques sont mieux adaptées pour juger de la toxicité en cas de mobilisation massive des sédiments²⁶. Deux comportements se dégagent là aussi :

- **Cu, Pb et Zn** montrent des teneurs très supérieures aux NOEC et aux CL50 dans les eaux brutes de toutes les stations, surtout en aval de Morez. Dans les eaux filtrées les teneurs sont du même ordre de grandeur que les NOEC (pour Pb ceci est seulement le cas en aval de Morez) Les NOEC pour **Ag** sont très basses et les concentrations sont très supérieures à ces valeurs dans les deux fractions
- **Cd et Ni** montrent des teneurs du même ordre de grandeur que les NOEC dans les eaux brutes. Les concentrations sont inférieures aux NOEC dans les eaux filtrées.

En ce qui concerne les POP, **les HAP sont présents en faibles concentrations dans les eaux brutes**, compte tenu des teneurs sédimentaires. Dans les **eaux filtrées seuls les HAP de masses moléculaires faibles et intermédiaires ont été détectés** dans des teneurs proches des LQ (NAP, FLU, PHE, ANT, FLT et PYR, Fig. 8). En ce qui concerne **les PCB, l'ensemble des congénères n'ont pas pu être mesurés dans des teneurs supérieures aux LQ**. Pour ces POP ces faibles concentrations sont prévisibles compte tenu de leurs faibles solubilités.

²⁶ Les CL50 ou concentrations impliquant une mortalité de 50% des effectifs serait un paramètre complémentaire qu'il aurait été intéressant d'intégrer. Cependant ces données, ne sont pas disponibles pour les métaux qui nous intéressent dans le cadre de cette étude.

LQ	Ag		As		Cd		Cr		Cu		Ni		Pb		Sb		Sn		Zn	
	0,01		0,01		0,01		0,05		0,1		0,2		0,1		0,05		0,2		0,9	
	Fraction		B	F	B	F	B	F	B	F	B	F	B	F	B	F	B	F	B	F
Aval de Morez	0,03	0,28	9,8	1,2	1,00	0,02	4,80	0,09	850	15,0	27,0	0,4	740	4,3	0,61	0,13	0,9	0,2	700	34,0
Aval des Gorges	0,20	0,06	2,2	0,7	0,44	<	3,50	0,21	97,0	13,0	15,0	1,1	55	1,2	0,24	0,12	<	<	98,0	30,0
Etables rive droite	0,71	<	9,5	1,7	1,10	0,02	13,0	0,16	100	2,5	25,0	0,9	250	1,3	1,2	0,47	1,0	<	300	16,0
Etables rive gauche	0,07	0,03	6,6	3,2	0,60	<	4,60	0,16	46,0	2,5	12,0	0,7	100	0,9	1,6	1,5	<	<	140	30,0
Aval du Lison	0,49	0,04	2,4	0,9	0,22	<	4,90	0,18	51,0	8,0	6,0	0,4	57,0	1,5	0,46	0,19	0,2	<	66,0	22,0
Aval de Jeurre	0,92	0,27	1,1	0,4	0,51	<	1,90	0,19	16,0	5,6	4,2	0,5	24,0	0,4	<	0,14	<*	1,7	40,0	23,0
INERIS	NOEC	0,002	10-90		0,16 - 0,85				0,03 - 10		1,8 - 40		4,1 - 10		1130 - 2110		80 - 180		20 - 40	
	PNEC	0,0001	1,37		0,19				1,6		1,7		0,41		113		1,5		7,8	
James et al. 2009	PNEC		4,2		0,08		3,4		1,4		3,8		2,3				0,95		10,8	

LQ	NAP		ACY		ACE		FLU		PHE		ANT		FLT		PYR	
	0,01		0,01		0,01		0,01		0,01		0,01		0,01		0,01	
	Fraction		B	F	B	F	B	F	B	F	B	F	B	F	B	F
Aval de Morez	0,02	0,01	0,02	<	0,01	<	0,02	<	0,21	0,02	0,05	<	0,36	<	0,26	<
Aval des Gorges	0,03	0,02	0,02	<	0,01	<	0,02	<	0,16	0,03	0,04	<	0,30	<	0,23	<
Etables rive droite	0,02	<	0,01	<	0,01	<	0,01	<	0,06	0,02	0,02	<	0,16	0,01	0,14	0,01
Etables rive gauche	0,02	0,01	<	<	0,01	<	0,02	0,02	0,08	0,06	0,02	0,01	0,11	0,04	0,09	0,03
Aval du Lison	0,01	<	<	<	<	<	0,01	<	0,08	0,03	0,02	<	0,14	0,01	0,13	<
Aval de Jeurre	0,02	<	<	<	<	<	<	<	0,07	0,01	0,02	<	0,16	<	0,15	<
INERIS	NOEC	20 - 4300					20 - 80	10 - 20	1,2 - 1,9	1,2 - 10	1,2 - 100					
	PNEC	2					0,25	1,34	0,19	0,12	0,024					
James et al. 2009	PNEC	2,4		1,3		3,8		2,5	1,3	0,11	0,005					
LQ	BaA		CHY		BbF		BkF		BaP		dBahA		BghiPL		IcdP	
	0,01		0,01		0,01		0,01		0,0075		0,01		0,01		0,01	
	Fraction		B	F	B	F	B	F	B	F	B	F	B	F	B	F
Aval de Morez	0,22	<	0,21	<	0,26	<	0,10	<	0,1920	<	0,07	<	0,15	<	0,13	<
Aval des Gorges	0,18	<	0,17	<	0,22	<	0,11	<	0,1720	<	0,05	<	0,11	<	0,10	<
Etables rive droite	0,08	<	0,10	<	0,15	<	0,06	<	0,0964	<	0,03	<	0,06	<	0,06	<
Etables rive gauche	0,06	<	0,07	<	0,09	<	0,03	<	0,0638	<	0,02	<	0,04	<	0,04	<
Aval du Lison	0,09	<	0,09	<	0,12	<	0,05	<	0,0853	<	0,03	<	0,06	<	0,06	<
Aval de Jeurre	0,09	<	0,08	<	0,10	<	0,04	<	0,0773	<	0,03	<	0,05	<	0,05	<
INERIS	NOEC	1,2 - 10					0,27 - 1	0,5 - 1		0,08 - 1,2	0,27 - 1,5					
	PNEC	0,024					0,027	0,05		0,002	0,002					
James et al. 2009	PNEC	0,012		0,07		0,027		0,017	0,022	0,001	0,003					

TABLEAU 8 B : TENEURS EN HAP (µG/L) DANS LES SUSPENSIONS SEDIMENTAIRES. < = < LQ ; B = EAU BRUTE ; F = EAU FILTRÉE. EN ROUGE LES CONCENTRATIONS SUPÉRIEURES AUX PNEC, EN GRIS CLAIRES CELLES QUI SONT DANS LA GAMME DE NOEC ET GRIS PLUS FONCÉES CELLES QUI SONT SUPÉRIEURES AUX NOEC

Les concentrations en HAP dans les suspensions sont plus importantes dans la partie amont du bassin que dans la partie aval, alors que les concentrations sédimentaires montrent un maximum au niveau du réservoir d'Etables. Cela peut s'expliquer par **une disponibilité plus importante de ces polluants** dans ce secteur en lien avec des concentrations en carbone organique sensiblement plus important (compris entre 3.5 et 11 mg/l dans la partie amont contre 3.0 et 5.6 mg/l pour les stations en aval du réservoir). **Différents HAP dépassent les PNEC : FLT, PYR, BaA, CHY, BkF, BaP, dBahA, BghiPL et IcdP**. Les teneurs en **BghiPL** sont du même ordre de grandeur que les **NOEC**.

Cette analyse met ainsi en évidence que l'érosion des berges de la Bienne est en mesure de **générer localement des concentrations en contaminants métalliques et HAP pouvant impacter l'écosystème aquatique**. Dans la partie amont de la Bienne et au niveau du réservoir d'Etables les impacts écotoxiques peuvent être sévères.

4. CONCLUSION

Dans le cadre de cette étude, la distribution spatiale des contaminants métalliques et organiques a été analysée dans les sédiments des berges de la Bienne. Les ETM (**Bi, Cu, Hg, Pb, Sn et Zn**) ainsi que les HAP sont les micropolluants attestant des plus forts niveaux de contamination. Les PCB, le DEHP et les PCDD/F sont également présents dans les sédiments des berges, mais dans des teneurs plus faibles. **Les pollutions les plus importantes sont relevées en aval de Morez** et une tendance à l'abatement des contaminations est mise en évidence le long du linéaire du cours d'eau. **Le réservoir d'Étables montre également de forts niveaux de contamination en HAP, Bi et Pb.** Les activités industrielles locales, en premiers lieux les industries utilisant les ETM, l'utilisation de combustibles (biomasse et fossile) et des dérivés de pétrole constituent les principales sources de pollution.

Les trajectoires temporelles des micropolluants ont également été étudiées à partir de l'analyse d'une carotte sédimentaire prélevée dans la partie aval de la Bienne. Pour la plupart des substances polluantes, cette analyse met en évidence **une amélioration de la qualité générale des sédiments depuis la fin des années 1970.** En ce qui concerne les HAP, l'infléchissement des niveaux de contamination est plus tardif – milieu des années 1990. Certains contaminants comme Cu, Sn et le DEHP ne montrent pas de tendance temporelle statistiquement significative (trop forte variabilité interannuelle et/ou influence localisée d'une source). Dans ce contexte **une réactivation de source de pollution ancienne est mise en évidence au cours des années 2000 et surtout 2010.** Ce phénomène peut être mis en relation avec une intensification de l'érosion des berges contaminées.

Une analyse écotoxicologique des sédiments a également été réalisée. Dans la partie amont de la Bienne et dans le réservoir d'Étables **l'écotoxicité des sédiments est importante, et cela depuis plusieurs décennies.** Dans la partie aval de la Bienne, l'écotoxicité des sédiments est plus modérée. Cette analyse met également en évidence **d'importants risques écotoxicologiques lors des épisodes d'érosion des berges polluées.**

L'imprégnation des sédiments de la Bienne par les contaminants métalliques et organiques nous renseigne ainsi d'une altération multi décennale de la qualité chimique de la rivière, en mesure d'avoir profondément impacté le fonctionnement de l'écosystème aquatique. Elle met en cause les activités humaines historiquement implantées dans le bassin. L'accumulation de sédiments contaminés au niveau des berges de la Bienne constitue un héritage toxique de ce passé. De nos jours, alors que les rejets en contaminants ont diminué, la remobilisation de ce stock de pollutions anciennes constitue un facteur de risque écotoxique important. Ces résultats sont particulièrement préoccupants, car il s'agit là d'un mécanisme en capacité d'impacter l'écosystème sur le très long terme. Ce problème est multifactoriel, impliquant des dysfonctionnements dans le transport solide de la rivière et une influence des conditions hydroclimatiques locales. Certains modèles climatiques prévoient une accentuation des épisodes de pluies intenses au cours du XXI^{ème} s. (Zgonc et al, 2011). Dans ces conditions, une intensification de l'érosion des berges polluées est prévisible.

PARTIE 2 : ANALYSE DES CONTAMINANTS METALLIQUES ET ORGANIQUES PRESENTS DANS LES EAUX DE LA BIENNE AU COURS DE DIFFERENTS EVENEMENTS DU CYCLE HYDROLOGIQUE



Principaux résultats :

- Identification de nombreuses substances polluantes dans la Bienne (ETM, HAP, PCB, insecticides- acaricides, herbicides-fongicides, pharmaceutiques)
- Concentrations les plus élevées en aval de Morez et décrivant un abattement vers l'aval pour la plupart des contaminants
- Importante variabilité des contaminations au cours du suivi en lien avec l'hydrologie et l'activation saisonnière des sources
- Implication de différentes sources de pollutions actuelles (rejets industriels et urbains, ruissellement sur des surfaces contaminées, utilisation des combustibles, des dérivés de pétrole, de biocides et de substances médicamenteuses) et héritées (persistance de substances interdites, remobilisation des sédiments contaminés)
- Plusieurs contaminants métalliques et organiques dépassent régulièrement les seuils d'écotoxicité (de manière plus importante au cours des étiages et suites à de fortes précipitations pour Cu et Zn)

Mots clés :

Capteurs passifs, fraction dissoute, matière en suspension, biofilm, évènements hydrologiques, étiages, crues, substances polluantes, analyse écotoxicologique

RESUME

Dans le cadre de cette étude, les concentrations en contaminants métalliques et organiques ont été analysées dans la Bienne suivant différentes conditions hydrologiques. Le dispositif de monitoring mis en place intégrait différentes méthodes de suivi spatial et temporel : **capteurs passifs, prélèvements en crue, piège à MES, prélèvements de biofilm.**

Les résultats font état de **nombreuses substances polluantes présentes dans la Bienne. Cu, Zn** et plus localement **Cr et Pb** sont les éléments traces métalliques montrant les plus fortes concentrations. En ce qui concerne les contaminants organiques, les concentrations les plus élevées concernent les **pharmaceutiques** sur les deux stations de suivi en aval des gorges de la Bienne et à Jeurre (en particuliers les antiparasitaires et les antibiotiques). Les contaminants organiques apolaires sont moins solubles et donc présents en plus faibles concentrations. Les plus abondants sont les **HAP**, suivi par les **insecticides-acaricides** et les **PCB**. Un total de **20 substances dont l'utilisation est totalement ou partiellement interdite** a été identifié dans la Bienne, cela tout au long du suivi et sur l'ensemble des stations.

Pour la plupart des contaminants les concentrations **les plus importants sont relevés en aval de l'agglomération de Morez** et décrivent un abattement vers l'aval. Les pharmaceutiques, quant à eux, montrent des concentrations proches entre les deux stations de suivi. On identifie également **une importante variabilité temporelle des concentrations en micropolluants** en lien avec l'hydrologie et l'activation des sources. **Les étiages prolongés et les périodes de crues** sont les événements hydrologiques montrant les plus fortes contaminations.

Différents mécanismes de contamination sont en présence dans la Bienne :

- Les **rejets industriels, urbains et agricoles, l'utilisation des combustibles, des dérivés de pétrole, des biocides et des substances médicamenteuses** représentent une source importante de contaminations.
- À la suite de fortes précipitations, **le ruissellement sur des surface et les sols contaminés ainsi que le débordement des réseaux** constituent un facteur de pollution également important.
- Des contaminations héritées des activités anthropiques passées impactent la Bienne. Une **persistance de substances polluantes interdites** à l'utilisation est ainsi décrite. D'autre part, lors des crues, la **remobilisation de sédiments contaminés** constitue une source de pollution pouvant être localement forte.

La comparaison des concentrations avec des valeurs écotoxicologiques de référence met en évidence **des impacts potentiellement forts pour Cu et Zn en période d'étiage prolongé et de crue**. D'autre part, **les antiparasitaires et les antibiotiques présentent des concentrations supérieures aux seuils de toxicités.**

1. INTRODUCTION

La première partie permet d'établir la répartition spatiale et temporelle des contaminants piégés dans les sédiments des berges de la Bienne. Il met en évidence l'existence de fortes pollutions sédimentaires héritées d'un long passé industriel. **Des interrogations émergent concernant l'origine des pollutions affectant la Bienne de nos jours.**

En effet, des épisodes de **réactivation de pollutions anciennes ont été enregistrés au cours de la dernière décennie** (cf. Partie 1), de manière concomitante avec l'apparition des surmortalités piscicoles. Des preuves d'une **intense érosion des sédiments de berge de la Bienne** ont également été observées. Or il est établi que le déstockage des sédiments contaminés (tout comme les sols pollués) est **un facteur pouvant dégrader la qualité des milieux aquatiques**. Lors de ces épisodes érosifs, les pollutions archivées peuvent ainsi être libérées et constituer **des sources secondaires** dont l'impact sur l'écosystème aquatique est différé dans le temps et l'espace par rapport aux sources originelles (Förstner, 2004, Coynel et al, 2007 ; Audry et al, 2010 ; Reis et al, 2014 ; Dhivert et al, 2015). **La remobilisation des sédiments stockés dans les réservoirs de barrages peut également être un facteur de pollution** via un processus de mise en suspension de particules porteuses de substances toxiques, voire par lessivage (Opp et al, 2015 ; Frémion et al, 2015 ; Frémion et al, 2016). Ce phénomène a d'ailleurs déjà été mis en évidence au niveau des réservoirs d'Etables et Lavancia (Colas et al, 2013).

D'autre part, des questionnements existent quant à **l'évolution spatiale et temporelle des niveaux de contamination dans les eaux de la Bienne, de leurs liens avec l'hydrologie du cours d'eau et des activités anthropiques à l'origine des rejets actuels.**

Afin de **mieux comprendre la dynamique des pollutions** affectant actuellement les eaux de la Bienne, un suivi a été réalisé, intégrant différents événements du cycle hydrologique. Les objectifs de l'étude sont ici de :

- **Analyser l'évolution spatiale des teneurs en contaminants dans la Bienne** selon différents événements hydrologiques,
- **Identifier les sources des contaminants actuelles et historiques** transportés par la rivière,
- **Evaluer l'écotoxicité des concentrations en éléments traces métalliques et certains composés organiques** présents dans la rivière.

2. MATERIEL ET METHODE

2.1. SUIVIS DES POLLUTIONS DE LA BIENNE

Afin d'analyser l'**évolution des pollutions de la Bienne au cours de différentes conditions hydrologiques**, un dispositif de suivi de la qualité chimique de la rivière a été mis en place. Différentes analyses ont ainsi été réalisées au niveau des stations de surveillances qui ont été définies (Fig. 1).

Suivi des contaminations de l'eau :

Des capteurs passifs ont ainsi été installés au niveau **des stations de Morez, des gorges de la Bienne et de Jeurre**. Les capteurs passifs sont constitués de membranes ayant la propriété de piéger les micropolluants transportés en solution dans la rivière. Ils accumulent **la fraction de micropolluants la plus facilement disponible pour les organismes aquatiques** (hors apports par l'alimentation et phénomène de bioaccumulation). Ils ont permis de réaliser un échantillonnage passif (ou intégratif) sur des périodes d'environ 2 semaines au cours de 4 événements hydrologiques :

- Une **période d'étiage prolongée** entre le 02 au 16 septembre 2019 (débit journalier moyen sur la période = 2.58 m³/s à la station de Jeurre),
- **Deux épisodes de crues** du 14 au 28 octobre et du 25 novembre au 06 décembre 2019 (débit journalier moyen sur la période respectivement de 70.00 et 67.92 m³/s)
- **Une situation hivernale** du 07 au 21 janvier 2020, composée d'une période de relatives basses eaux, entrecoupée de légères hausses des débits, du fait des précipitations et du fonctionnement du barrage d'Etables dans la partie aval (cycles répétés d'éclusées ; débit journalier moyen sur la période = 12.49 m³/s).

Ce dispositif de surveillance de la qualité de l'eau a été complété par **des prélèvements d'eau qui ont été réalisés lors des périodes de crues** – plus précisément les phases d'augmentation rapide du débit qui faisaient suite à de fortes précipitations. Ce type d'échantillonnage limité dans le temps renseigne sur l'état de la Bienne lors de ces événements particulière du cycle hydrologique. Ils ont concerné les stations de Jeurre et des gorges au cours des montées en crues du 15/10/2019 et 31/01/2020. D'autres échantillons ont été prélevés en aval de Morez à la suite d'un épisode de pluie intense qui a eu lieu le 17/01/2020. Pour ce faire des échantillonnages composites sur une période de 1 h ont été réalisés (4 fois 500 ml toutes les 15 minutes).

Les paramètres physicochimiques de l'eau de la Bienne ont été mesurés à chaque visite et au niveau de chaque station. **Le pH et la conductivité de l'eau sont relativement stables au cours de la période de suivi** (pH ≈ 8, conductivité entre 350 et 450 µS). La température de l'eau était de l'ordre 15°C en période d'étiage de fin d'été, entre 10 et 5 °C au cours de l'automne et l'hiver.

Suivi des contaminations des biofilms et des matières en suspensions :

De la même manière que précédemment, ce dispositif de suivi a été pensé pour analyser à la fois **une matrice intégrant une large plage temporelle et une autre renseignant sur les situations de crue.**

Les **biofilms** se développant sur les galets du fond de la rivière ont la propriété **d'accumuler les contaminants métalliques** (Morin et al, 2008). Cette matrice organo-minérale fait ainsi office de capteurs intégratifs des contaminations des fractions dissoute et particulaire. Les biofilms ont ainsi été analysés au niveau de 7 stations :

- La station de Jeurre, en aval du pont de la D27,
- Molinges, en aval du méandre avant Vaux les St Claude,
- Chassal, en aval du canal de restitution de la retenue d'Etables,
- St Claude, au niveau du pont de la rue du Miroir,
- La station des gorges de la Bienne, au niveau du pont menant à Noire Combe,
- Tancua en aval de l'usine hydroélectrique
- Morez en aval de la STEP ou deux sites ont été échantillonnés en amont et aval de la résurgence de la Doye Gabet

Les prélèvements ont eu lieu au cours du mois de juillet 2020. Entre 1,9 et 55,2 g MS de matière a pu être collecté selon les sites. Les biofilms échantillonnés dans le cadre de cette étude étaient **essentiellement composés de colonies d'organismes unicellulaires** en majorité des diatomées et des algues filamenteuses périphytiques, **de carbonates et de particules organiques et minérales** (des MES qui ont été piégées dans la matrice).

Afin de compléter ce suivi, **un piège à MES verticale** ($\varnothing = 50$ mm, l = 500 mm) a été implanté au niveau de la station de Jeurre. L'exposition des pièges à MES a été réalisée entre le 27/01 et le 20/02/2020 et intègre un épisode de crue (débits journaliers maximum = 225 m³/s). Un total de 6 g MS de particules fines ont pu être récupérés lors de cette crue.

Dans le but d'éviter que le piège à MES ne se remplisse de sable et à l'inverse **favoriser l'interception des particules les plus fines**, l'ouverture a été positionnée au niveau du sommet de la berge. Cette mesure est nécessaire dans le cadre de la Bienne, les analyses sédimentologiques ayant montrées la mise en place de suspension graduée lors des crues (cf. partie 1, §2.2).



Prolifération de biofilm sur un galet de la Bienne, cette matrice organo-minérale a été prélevée



Exemple de capteurs passifs exposés dans la Bienne, ici les membranes POCIS et leur dispositif de protection



Piège à MES exposé dans la Bienne

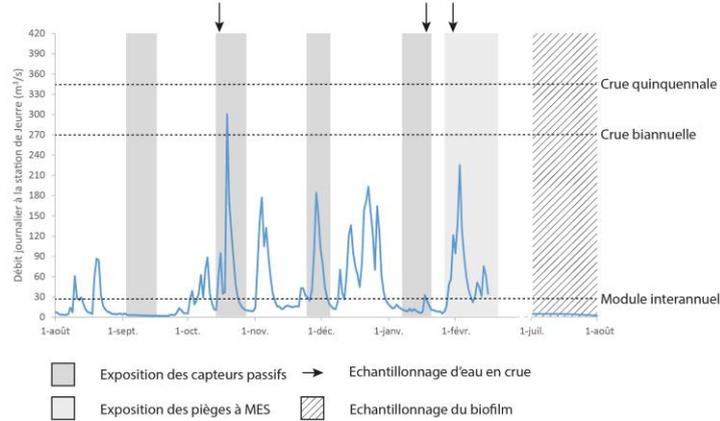
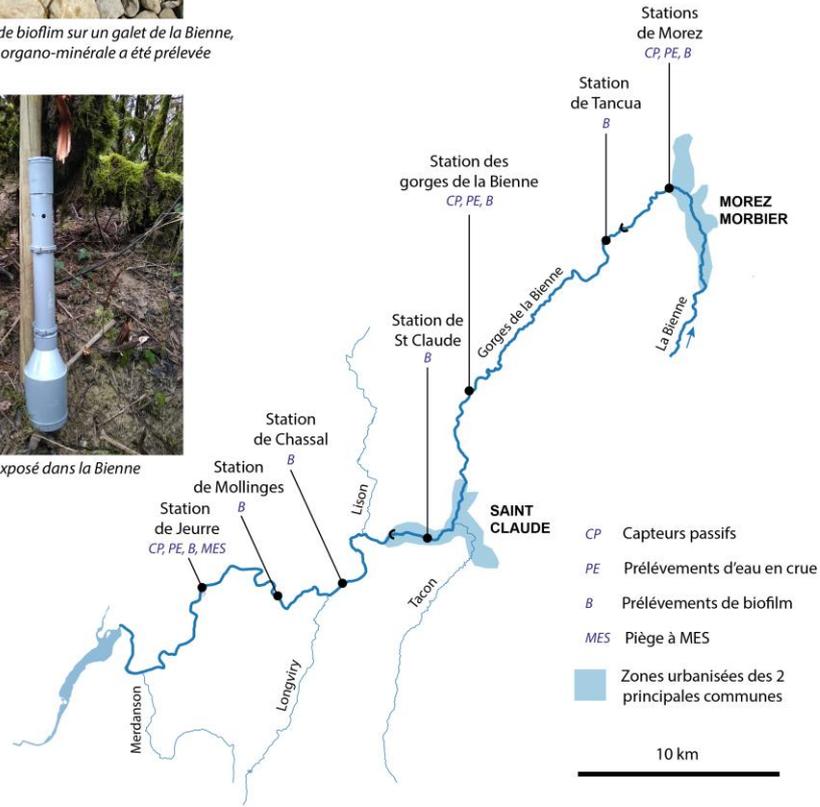


FIG. 1 : DISPOSITIF DE SURVEILLANCE DE LA QUALITE DE LA BIENNE MIS EN PLACE DANS LE CADRE DE CETTE ETUDE ET HYDROGRAMME DE LA BIENNE A LA STATION DE JAUGEAGE JEURRE SUR LA PERIODE D'ECHANTILLONNAGE DE L'EAU ET DES MES (DATA : BANQUE-HYDRO, 2020).

2.2. ANALYSES GEOCHIMIQUES

Dans le cadre de cette étude, différents types de membranes ont été utilisés dans les capteurs passifs. Cela afin d'analyser un large spectre de micropolluants présents en solution dans la Bienne (Fig. 2 ; Tab. 1).

	Utilisation	Extraction	Paramètres analysés ²⁷
DGT-(Diffuse Gradient Thin Film)	Eléments majeurs et traces	élution 24h dans 1 mL de HNO ₃ 1M	Cd, Co, Cr, Cu, Hg, Mn, Ni, Pb, Zn (par ICP-MS)- Eurofins
SPMD-(Semipermeable Passive Sampling Devices)	Molécules organiques avec un coefficient de partage octanole-eau élevé (-log Kow > 3)	2 éluions successives dans un bain de cyclohexane de 100 mL, extraits combinés et concentrés	16 HAP, 7 PCB, pesticides les plus hydrophobes (par GC-MS) - Exposmetre AB
POCIS Pest et Pharma-(Polar Organic Chemical Intergrative Samplig)	Molécules organiques polaires comme les pesticides et les produits pharmaceutiques -(0 <-log Kow < 3).	élution dans 5 ml de méthanol, évaporation totale puis récupération des résidus secs dans 2 * 500 µl d'un mélange eau/acétonitrile (90/10 vv).	Pesticides polaires et Pharmaceutiques (par GC-MS) - Exposmetre AB et IC2MP UMR CNRS 7285

TAB. 1 : TYPES DE CAPTEURS PASSIFS UTILISES DANS L'ETUDE, METHODES D'EXTRACTION, PARAMETRES ANALYSES ET LABORATOIRES D'ANALYSES.

Les analyses géochimiques réalisées sur les prélèvements d'eau en période de crue ont concerné **les éléments traces métalliques (ETM), les HAP, les PCB et les phthalates**. Elles ont été réalisées **sur eaux brutes, ainsi que sur eaux filtrées à 1.2 µm** (filtration sur unité de filtration sous vide Sartorius, avec papier filtre en fibre de verre sans liant Wathman).

Les quantités de matière récupérées dans le piège à MES et les biofilms n'ont permis que de réaliser **les analyses des éléments traces et majeurs** après minéralisation totale. Etant données que les échantillons de biofilm des stations de Molinges et des gorges disposaient d'une quantité de matière suffisante **l'azote totale** a également été analysé.

²⁷ Les paramètres analysés sont ceux pour lesquels des méthodes d'analyses validées sont disponibles. Il aurait été intéressant de surveiller le bismuth et l'étain, mais cela n'a pas été possible.



Capteurs DGT - échantillonnage des métaux



Capteurs POCIS - échantillonnage des polluants organiques polaires



Capteurs SPMD - échantillonnage des polluants organiques apolaires



Dispositif permettant l'exposition des capteurs passifs

FIG. 2 : PRESENTATION DES DIFFERENTS CAPTEURS PASSIFS EXPOSES DANS LA BIENNE

2.3. RECONSTITUTION DES CONCENTRATIONS MOYENNES AVEC LES CAPTEURS PASSIFS

L'exposition des capteurs passifs pendant une période donnée permet de retenir **des flux de substances chimiques proportionnelles aux concentrations moyennes sur la période**. Ces teneurs peuvent alors être reconstituées a posteriori (eq. 2).

$$C = \frac{M}{Rst} \text{ (eq. 2)}$$

Où

C = concentration dans l'eau (ng/l)

M = masse de la substance accumulée dans le capteur (ng)

Rs =taux d'échantillonnage du capteur (l/j) dépendant de la géométrie des membranes, ainsi que du coefficient de diffusion.

t = période d'exposition (j).

Dans le cadre **des membranes DGT** utilisées pour le suivi des ETM, les coefficients de diffusion dépendent de la température de l'eau et sont fournis par le constructeur afin de calculer les taux d'échantillonnage (annexe 4). **Une incertitude de 10% peut être appliquée sur la technique DGT** (Devillers, 2017, Kreuzeder et al, 2015).

En ce qui concerne les membranes SPMD, l'utilisation de **composés de références incorporés avant l'exposition (PRC) a permis un étalonnage interne**. Le taux de récupération de ces PRC (après exposition) est compris entre $22 \pm 7 \%$ et $68 \pm 5 \%$. Les teneurs moyennes ont ainsi pu être calculées en tenant compte de cette récupération à l'aide du logiciel fourni par l'USGS (<https://www.usgs.gov>). L'incertitude sur le calcul du coefficient Rs est grande pour les membranes SPMD. Elle est calculée par le logiciel pour chaque échantillon et est comprise entre un facteur 1,7 à 2,1.

En ce qui concerne **les membranes POCIS**, les coefficients Rs disponibles dans la littérature scientifique ne permettent pas de renseigner l'ensemble des substances qui ont été quantifiées. De plus, il peut exister plusieurs valeurs pour une même substances, quelques fois relativement disparates entre les différents auteurs. Afin de palier à ce problème et pouvoir définir a minima les ordres de grandeurs des concentrations, **une estimation a été réalisés par compilation de différentes bases de données** disponibles dans la littérature (Fig.3). Les relations entre les paramètres Rs et log kow des substances analysées s'organisent ainsi autour d'une sigmoïde marquant un palier à 206 ml/j pour les molécules montrant un log kow >0 (modélisation logistique d'équation $y=205,59/(1+0,28*e^{(-3,32x)})$; AIC = 8,8E5). La médiane des valeurs pour les substances de log kow > 0 est également de 199 ml/j pour des percentiles 25 et 75 % de 165 et 245 ml/j. **Une valeur de 0,2 l/j** a ainsi été utilisés pour calculer les concentrations des substances de log kow >0. Pour ces molécules, les percentiles 5 et 95% sont de 63 et 388 ml/j. **Une incertitude permettant d'intégrer ces 90% de la variabilité des coefficients Rs** a été affiliés aux concentrations calculées : **0,1 – 0,4 l/j**. Pour les molécules de log kow < 0, les coefficients Rs ont été calculées à partir de la modélisation. Pour autant, le calcul des concentrations pour les substances de log kow < 0 est à considérer avec plus de précautions.

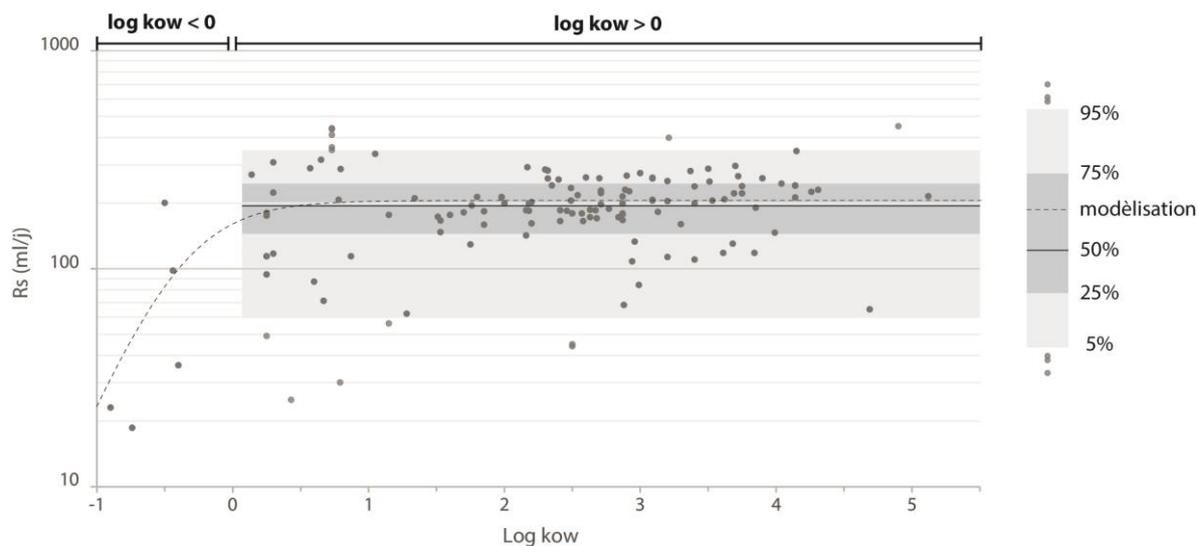


FIG. 3 RELATION ENTRE LES PARAMETRES RS DE DIFFERENTES SUBSTANCES DISPONIBLES DANS LA LITERATURE ET LEURS LOG KOW (MORIN ET AL, 2013, MAZZELLA ET AL, 2013, GUIBAL, 2018 ; AISHA, 2018, BENI, 2020).

Les coefficients Rs de certaines substances en présence dans les POCIS sont renseignées dans la littérature²⁸. Pour la plupart d'entre elles, les médianes calculées à partir des différentes valeurs de Rs sont de 0,2 l/j. D'autres présentent des médianes comprises entre 0,1 et 0,4 l/j comprises dans la gamme d'incertitude appliquées aux résultats dans le cadre de la modélisation.

28

	Rs médian (l/j)	n	Ref.
Atrazin	0,2	3	
Terbutylazine	0,2	1	
Metolachlore	0,2	2	Mazzella et al, 2020
Carbendazime	0,2	1	
Diuron	0,2	3	
Terbutryne	0,3	1	
Lincomycine	0,2	3	
Oxytétracycline	0,02	1	
Sulfaméthazine	0,1	6	Morin et al, 2012; Guibal, 2018; Beni, 2020
Triméthoprime	0,4	5	
Tylosine	0,3	1	
Flunixin	0,4	1	

3. RESULTATS

3.1. SUBSTANCES POLLUANTES DETECTEES DANS LA BIENNE

A. CONTAMINANTS METALLIQUES ET ORGANIQUES APOLAIRES ET PESTICIDES

Les capteurs passifs permettent de détecter de nombreux contaminants dans les cours d'eau. L'intérêt majeur de cette technique est de pouvoir analyser les substances polluantes présentes en faibles concentrations. A ce titre, ils constituent d'intéressants outils pour réaliser **des inventaires des contaminants affectant les milieux aquatiques**. Sur un total de 152 contaminants métalliques et organiques recherchés dans les capteurs passifs exposés dans la Bienne, **63 ont pu être quantifiés dans des teneurs supérieures au LQ** (Tab 2). La liste des micropolluants montrant des teneurs inférieures aux LQ sur l'ensemble du suivi est consultable en annexe 5.

Les ETM sont présents en quantité comprise entre 100 et 1200 ng/ech dans les membranes DGT. Les éléments les plus abondamment quantifiés dans les capteurs passifs sont **Zn** (compris entre 140 et 680 ng/ech.), **Cu** (compris entre 25 et 420 ng/ech.) et **Cr** (compris entre 10 et 280 ng/ech.). **Cu et Zn sont quantifiés sur l'ensemble des stations et sur la quasi-totalité du suivi**, alors que Cr est présent en teneurs supérieures à sa LQ tout au long du suivi au niveau de la station de Jeurre et seulement en novembre et janvier au niveau de la station des gorges. D'autres ETM comme **Ni et Co** sont quantifiés plus rarement au cours du suivi.

Les micropolluants retenus en plus grande quantité dans les membranes SPMD sont **les HAP**. Ils sont présents à hauteur de 336 à 2212 ng/échantillon. En règle générale ce sont **les HAP de masses moléculaires intermédiaires** (4 cycles) **qui sont les plus abondantes**, avec des maximums atteints pour **PYR** (compris entre 31 et 515 ng/ech.), **PHE** (compris entre 15 et 430 ng/ech.) et **FLT** (compris entre 18 et 260 ng/ech.). L'ensemble des HAP, à l'exception de ceux de plus fortes masses moléculaires et plus rarement de ACY, sont **quantifiés sur l'ensemble des stations et tout au long du suivi**.

Les PCB quant à eux sont présents en quantités comprises entre 1,9 et 19,5 ng/ech dans les membranes SPMD. Les **PCB 52 et 101** sont **les plus abondants** au niveau de la station de Morez (compris entre 1,6 et 6,5 ng/ech), alors que le **PCB 153** montre les plus fortes teneurs au niveau des deux autres stations (compris entre 0,7 et 2,2 ng/ech.). **Les congénères 138 et 153 sont quantifiés dans l'ensemble des échantillons** entre 0,6 et 3,1 ng/ech. Plus généralement seul les PCB 180 et 28 présentent des teneurs inférieures ou proches des LQ au niveau des stations de Morez et des gorges, alors que cette situation concerne la plupart des PCB pour la station de Jeurre (à l'exception des PCB 138 et 153).

D'autres composés organiques hydrophobes sont également quantifiés dans les membranes SPMD, mais de manière plus localisée et/ou ne concernant pas l'ensemble du suivi. Un ensemble d'**insecticides-acaricides** peu solubles sont ainsi présents à hauteur de 0,8 à 43,0 ng/ech. **Les cyperméthrine et resmethrine** sont des pyréthrinoïdes de synthèse dont l'usage est largement répandu en France. Lorsque ces substances sont quantifiées, elles attestent des plus fortes teneurs (comprises entre 15 et 28 ng/ech). Ces molécules sont quantifiées 1 fois au niveau de la station des gorges, 2 fois au niveau des stations de Morez et Jeurre dans des teneurs proches. **Le composé le plus souvent retrouvé est la bifenthrine** (compris entre 1 et 15 ng/ech. lorsqu'il est quantifié). Il s'agit d'un pyréthrinoïde de synthèse qui a été largement utilisé et dont l'utilisation dans la fabrication des biocides est interdite depuis 2013.

(ng/ech)		Station de Morez				Station des gorges				Station de Jeurre				Occ.	
LQ		02 au 16/09	14 au 28/10	25 au 06/12	07 au 21/01	02 au 16/09	14 au 28/10	25 au 06/12	07 au 21/01	02 au 16/09	14 au 28/10	25 au 06/12	07 au 21/01		
ETM	Co	5	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	7	8%	
	Cr	10	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	280	20	10	30	20	20	50%	
	Cu	10	420	140	90	130	100	84	46	72	35	35	25	38	100%
	Ni	50	100	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	8%
	Zn	100	680	310	290	370	< LQ	200	140	270	150	160	140	320	92%
ΣETM			1200	450	380	500	100	284	466	362	195	225	185	385	52%
16 HAP prioritaires	NAP	5	31	42	110	53	17	35	30	35	16	12	42	49	100%
	ACY	5	11	15	50	36	< LQ	6	13	7	< LQ	< LQ	16	13	75%
	ACE	5	67	83	325	51	19	21	80	16	15	16	28	16	100%
	FLU	5	77	75	190	68	25	35	71	34	25	24	36	37	100%
	PHE	5	81	95	430	180	15	23	105	32	15	35	46	36	100%
	ANT	5	35	37	52	64	28	20	49	15	23	25	13	18	100%
	FLT	10	160	160	220	260	24	41	73	31	18	78	44	38	100%
	PYR	10	160	165	515	360	44	48	200	46	31	67	82	48	100%
	BaA	10	125	125	105	115	110	105	110	13	15	77	87	86	100%
	CHY	10	160	120	130	120	110	100	105	110	98	77	82	97	100%
	BbF	10	53	62	51	55	63	50	50	48	46	36	40	45	100%
	BkF	10	22	20	17	19	12	17	16	15	16	11	13	14	100%
	BaP	10	< LQ	23	17	17	23	18	24	< LQ	18	< LQ	17	13	75%
	dBahA	10	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	0%
	BghiPL	10	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	0%
IcdP	10	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	0%	
Σ16HAP			982	1022	2212	1398	490	519	926	402	336	458	546	510	78%
7 PCB indicateurs	PCB 28*	0,5	1,6	0,9	0,9	1,3	< LQ	0,5	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	42%
	PCB 52*	0,5	6,5	2,6	2,0	3,3	0,7	1,1	1,0	0,6	< LQ	0,7	0,5	< LQ	83%
	PCB 101*	0,5	3,6	2,1	1,6	2,7	0,8	1,2	1,1	0,8	< LQ	0,7	0,7	0,6	92%
	PCB 118*	0,5	1,9	1,2	0,5	1,3	0,8	0,9	0,7	0,6	< LQ	0,6	0,6	0,5	92%
	PCB 138*	0,5	2,8	1,6	1,1	1,9	0,7	1,0	0,9	0,8	0,6	0,8	1,4	1,2	100%
	PCB 153*	0,5	3,1	2,3	1,5	2,6	1,0	1,1	1,4	1,1	0,7	1,3	2,2	1,7	100%
	PCB 180*	0,5	< LQ	0,6	< LQ	0,8	0,6	0,6	0,5	< LQ	0,6	< LQ	1,5	0,7	67%
Σ7PCB			19,5	11,3	7,6	13,9	4,6	6,4	5,6	3,9	1,9	4,1	6,9	4,7	96%
Herbicides Fongicides	dEt-atrazine	5	6	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	N.A	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	8%
	Metribuzine	5	11	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	N.A	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	8%
	Mecoprop	0,5	0,9	0,6	< LQ	1,5	< LQ	N.A	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	25%
	Terbutylazine*	2	2	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	N.A	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	8%
	Metolachlore*	1	< LQ	1	< LQ	< LQ	< LQ	N.A	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	8%
	Carbendazime*	2	2	7	< LQ	4	< LQ	N.A	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	25%
	Propiconazole	2	6	3	< LQ	8	< LQ	N.A	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	25%
	Diuron*	2	8	26	7	9	< LQ	N.A	4	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	42%
	Terbutryne*	2	6	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	N.A	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	8%
	Hexachlorob.*	0,5	3,0	1,9	1,5	2,9	0,6	0,8	0,8	0,7	0,6	0,8	0,8	0,6	100%
Pentachlorob.*	0,5	1,5	0,9	0,7	1,4	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	0,5	< LQ	< LQ	< LQ	42%	
ΣHerb.-Fong.			47,0	39,9	9,1	26,0	0,6	0,8	4,9	0,7	1,1	0,8	0,8	0,6	27%
Insecticides Acaricides	p,p-DDE*	0,5	1,4	0,6	0,6	0,8	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	33%
	p,p-DDT*	0,5	0,6	< LQ	1,5	0,7	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	25%
	Chlorpyrifos*	0,5	0,8	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	8%
	Bifenthrine*	1	2	14	< LQ	1	< LQ	< LQ	15	2	12	3	8	3	75%
	Cypermethrine	1	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	15	< LQ	8%
Membrane SPMD	Resmethrine	1	< LQ	17	< LQ	20	< LQ	< LQ	28	< LQ	20	< LQ	< LQ	< LQ	33%
	Lindane*	0,5	2,5	2,9	< LQ	1,0	0,8	0,8	< LQ	1,0	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	50%
	ΣInsect.-Acar.			7,6	34,5	2,1	23,8	0,8	0,8	43,0	2,7	32,0	2,8	23,4	2,8
Autre Membrane POCIS	benzotriazol-methyl	5	24	9	< LQ	28	< LQ	N.A	< LQ	< LQ	12	< LQ	< LQ	11	42%

Hexachlorob. = hexachlorobenzène ; Pentachlorob. = pentachlorobenzène

TAB. 2 : COMPOSEES METALLIQUES ET ORGANIQUES QUANTIFIES DANS LES CAPTEURS PASSIFS. LES DONNEES PRESENTEES CORRESPONDENT AUX MASSES ACCUMULEES DANS LES MEMBRANES SUR LES PERIODES D'EXPOSITION (EN NG/ECHANTILLONS). LE GRADIENT DE VALEUR DE GRIS PERMET D'IDENTIFIER LES PLUS FORTES TENEURS PAR FAMILLES. L'OCCURRENCE (OCC.) CORRESPOND AU POURCENTAGE DE DONNEES > LQ SUR L'ENSEMBLE DES ECHANTILLONS ANALYSES. SUBSTANCES DONT L'UTILISATION A ETE INTERDITE OU PARTIELLEMENT INTERDITE SONT MARQUEES D'UNE *

ENTREE EN VIGUEUR DES INTERDICTIONS D'UTILISATION :

DDT (1971) ; PCB (1979, 1987) ; HEXACHLOROENZENE (1981) ; PENTACHLOROENZENE (2002) ; ATRAZINE (2003) ; DIURON (2003 POUR LES USAGES AGRICOLE MAIS TOUJOURS UTILISES DANS LES ANTI-ALGUES, ANTI-MOUSSE, ANTI-FOULING ET PEINTURES DE FAÇADE) ; TERBUTRYNE (2003) ; METALOCLORE (2003 SAUF SOUS LA FORME S-METALOCLORE) ; TERBUTHYLAZINE (2004 A PAR SUR LES MAÏS DEPUIS 2017) ; LINDANE (2007) ; CARBENDAZIME (2009 EN TANT QUE PHYTOPHARMACEUTIQUE, 2019 DANS LES BIOCIDES) ; BIFENTHRINE (2009 DANS LES PRODUITS PHYTOPHARMACEUTIQUES, 2013 DANS LES BIOCIDES) ; CHLOROPYRIFOS (2016, AUTORISE UNIQUEMENT POUR LA CULTURE DES EPINARDS)

Cette molécule est quantifiée tout au long du suivi au niveau de la station de Jeurre, 2 et 3 fois sur les 4 périodes d'exposition pour les stations des gorges et de Morez. D'autres insecticides dont l'usage est interdit sont également détectés dans la Bienne. C'est le cas du **lindane** (gama-HCH) et des **DDT**, tous les deux des organochlorés interdits respectivement depuis 1998 et depuis 1971. Ces molécules sont quantifiées sur la quasi-totalité du suivi au niveau de la station de Morez dans des teneurs comprises entre 0,6 et 2,9 ng/ech. Le lindane est également détecté 3 fois au niveau de la station des gorges (compris entre 0,8 et 1 ng/ech.). A Jeurre, ni le Lindane, ni les DDT- DDE ne sont présents en quantités supérieures aux LQ. **Le chloropyrifos** est un pesticide organophosphoré dont l'usage est restreint depuis 2016. Il est quantifié au niveau de la station de Morez et seulement septembre dans une teneur proche de sa LQ (0,8 ng/ech.). **L'héxachlorobenzène et le pentachlorobenzène** (2 fongicides peu solubles) sont également détectés dans les membranes SPMD en quantités comprises entre 0,6 et 3,0 ng/ech. L'usage de l'hexachlorobenzène est interdit depuis 1981 pour autant il est quantifié dans l'ensemble des stations et tout au long du suivi. Le pentachlorobenzène (interdit depuis 2002) est principalement quantifié au niveau de la station de Morez.

La grande majorité des composés organiques quantifiés dans les membranes POCIS Pest sont des **herbicides-fongicides**, affectant la station de Morez essentiellement. Ce sont des molécules plus polaires que celles retrouvées dans les membranes SPMD. Les herbicides-fongicides montrent ainsi des teneurs comprises entre 0,6 et 47,0 ng/ech. L'herbicide le plus abondant dans les membranes POCIS Pest est le **diuron** (compris entre 4 et 26 ng/ech lorsqu'il est quantifié). Cette molécule est quantifiée tout au long du suivi, au niveau de la station de Morez. Le diuron est un herbicide de la famille des phénylamines qui est interdit pour les usages agricoles depuis 2003, il est toujours utilisé dans les préparations anti-algales, antimousses et antifouling. D'autres herbicides-fongicides sont également fréquemment quantifiés au niveau de la station de Morez (**Mecoprop, Carbendazime, Propiconazole**), alors que d'autres sont seulement détectés en septembre (**Atrazine, Metribuzine, Terbutryne**). Il est possible de différencier les différents composés présents dans les membranes en fonction de leurs usages. Ainsi les carbendazime, hexachlorobenzène, pentachlorobenzène et terbutryne sont des **fongicides utilisés comme biocides dans l'industrie**. Pour certains d'entre eux, l'usage n'est plus autorisé depuis plusieurs décennies. **Les autres substances sont des herbicides et fongicides utilisés dans l'agriculture, ainsi que pour l'usage domestique en ce qui concerne le mecoprop**. Seul l'usage des **métribuzine** (désherbage des pommes de terre), mecoprop (désherbage des pelouses) et **propiconazole** (fongicide utilisé dans l'agriculture) est autorisé de nos jours. Le **benzotriazole** est également quantifié dans les membranes POCIS entre 9 et 28 ng/ech, 3 fois au niveau de la station de Morez, ainsi qu'en septembre et janvier à Jeurre. Ce composé est employé comme anticorrosif et liquide de refroidissement dans l'industrie.

B. RESIDUS MEDICAMENTEUX PRESENTS DANS LES EAUX DE LA BIENNE

Dans le cadre de cette étude, certains pharmaceutiques ont également été analysés dans les membranes POCIS-Pharma au niveau des stations des gorges et de Jeurre. L'utilisation des substances médicamenteuses pour la santé humaine et animale constitue les principales sources de contamination dans les cours d'eau (ex. Guibal, 2018 ; Danner et al, 2019). Dans les zones d'élevage, certains pharmaceutiques montrent une forte occurrence (Soulie et al, 2015). Compte tenu du contexte du bassin de la Bienne, c-à-d faible densité de population et importante zone d'élevage de gros bétails (vaches laitières principalement), cette première approche de la problématique a porté sur **les pharmaceutiques les plus utilisés comme substances vétérinaires**. Une rapide enquête auprès des vétérinaires exerçant dans le bassin de la Bienne a permis de cibler différentes familles pouvant être classés par leurs utilisations:

- des **lactones macrocycliques, imidazothiazoles, pyréthrinoïdes et organophosphorés** pour leurs propriétés antiparasitaires et insecticides-acaricides,
- les **antibiotiques** utilisés pour traiter les infections mais aussi potentiellement comme compléments alimentaires
- les **fénamates** qui sont des anti-inflammatoires non-stéroïdiens ayant des propriétés analgésiques et antipyrétiques.

Parmi les substances ciblées certaines ont strictement un usage vétérinaire, alors que d'autres sont également utilisées pour la médication humaine (Tab. 3).

La famille des **lactones macrocycliques sont les plus abondants dans les membranes POCIS-Pharma**, avec des teneurs comprises entre 1280,45 et 5363,70 ng/g/j²⁹. L'ensemble des substances analysés a pu être quantifié dans tous les échantillons. La **doramécitine** est la molécule présente en plus fortes teneurs dans les membranes (entre 260,46 et 2517,21 ng/g/j). Les autres représentants de la famille présentent également des teneurs élevées comparativement aux autres pharmaceutiques (entre 187,42 et 996,53 ng/g/j). Les lactones macrocycliques sont principalement utilisées pour **lutter contre les parasitoses des bovins, ovins et porcins**, notamment les nématodes et les arthropodes.

Les **antibiotiques** sont également abondamment retrouvés dans les membranes POCIS-Pharma avec des teneurs comprises entre 1256,25 et 2045,43 ng/g/j. La grande majorité des molécules (6/10) a été quantifiées dans l'ensemble des échantillons à l'exception de l'enrofloxacin en novembre-décembre au niveau des gorges et en octobre à Jeurre, la marbrofloxacin en septembre à au niveau des gorges, la spiramycine en octobre au niveau des gorges ainsi qu'en septembre et janvier à Jeurre, la sulfaméthazine en septembre à Jeurre. La tylosine est l'antibiotique présentant les plus fortes teneurs, comprises entre 80,81 et 598,86 ng/g/j. On relève également des teneurs élevées pour l'enrofloxacin, la marbrofloxacin, la spiramycine et la triméthoprime dépassant régulièrement les 300 ng/g/j. Parmi les antibiotiques analysés en plus fortes teneurs on retrouve les trois à usage uniquement vétérinaire : **enrofloxacines, marbrofloxacin et tylosine**.

²⁹ Les résultats des pharmaceutiques ont été rendu sous forme des teneurs en ng / g de résine rapportées à la durée des expositions en j. Pour retranscrire les données en ng/ech. il faut considérer une masse de résine de 0,2 g et une durée d'exposition de 14 j sauf en novembre décembre 2019 ou elle a été de 11 j.

(ng/g/j)	Ut.	LD	LQ	Station des gorges				Station de Jeurre				Occ.	
				02 au 16/09	14 au 28/10	25 au 06/12	07 au 21/01	02 au 16/09	14 au 28/10	25 au 06/12	07 au 21/01		
Lactones macrocycliques (antiparasitaires)	Doramectine	V	11,26	37,54	260,46	2 143,98	1 814,16	1 104,42	721,10	874,51	2 517,21	383,48	100%
	Eprinomectine	V	12,64	42,12	666,72	853,62	856,30	676,08	696,37	516,06	902,35	187,42	100%
	Ivermectine	V/H	8,41	28,04	231,57	862,30	865,50	782,23	696,98	980,52	996,53	489,94	100%
	Moxidectine	V	40,42	134,72	883,44	930,52	893,54	698,04	408,08	820,14	953,61	219,62	100%
Σ Lactones macrocycliques					2 042,19	4 790,42	4 429,50	3 260,76	2 522,53	3 191,23	5 369,70	1 280,45	100%
Imidazothiazoles (antiparasitaires)	Levamisole	V/H	2,38	7,94	<LD	<LD	32,76	18,19	78,73	19,21	23,37	12,82	75%
Pyrethrinoïdes (antiparasitaires, insecticides)	Cyperméthrine	M	5,17	17,23	25,88	27,50	77,26	40,46	50,08	41,17	78,51	28,59	100%
	Déltaméthrine	M	26,56	88,52	<LD	<LQ	153,70	<LQ	150,52	<LQ	<LD	<LD	25%
Σ Pyrethrinoïdes					25,88	27,50	230,96	40,46	200,60	41,17	78,51	28,59	63%
Organophosphorés (antiparasitaires, insecticides)	Phoxime	M	11,05	36,83	133,90	119,46	163,48	102,56	84,56	216,69	195,12	139,72	100%
Antibiotiques	Doxycycline	V/H	19,93	66,42	136,11	93,67	152,15	89,87	191,25	78,59	125,68	112,41	100%
	Enrofloxacin	V	2,81	9,38	74,36	46,25	<LQ	107,02	353,28	<LD	178,66	70,41	75%
	Fluméquine	V/H	1,66	5,52	104,37	78,90	70,85	49,88	17,44	107,06	106,64	29,28	100%
	Lincomycine	V/H	6,26	20,85	89,74	43,65	152,28	97,84	26,95	97,42	262,57	191,88	100%
	Marbofloxacin	V	7,53	25,09	<LQ	116,90	74,85	129,42	361,64	75,18	188,07	137,57	88%
	Oxytétracycline	V/H	1,78	5,92	197,57	152,21	238,76	161,88	224,40	127,95	184,64	254,83	100%
	Spiramycine	V/H	3,22	10,75	120,29	<LQ	137,06	318,59	<LQ	212,27	332,23	<LD	63%
	Sulfaméthazine	V/H	3,41	11,38	85,02	68,89	52,65	55,31	<LQ	117,04	94,49	65,51	88%
	Triméthoprime	V/H	1,65	5,49	230,02	217,76	247,74	211,04	129,91	289,39	296,53	323,51	100%
Tylosine	V	3,22	10,74	84,86	598,86	486,27	131,09	143,32	511,84	80,81	386,24	100%	
Σ Antibiotiques					1 256,25	1 536,56	1 776,09	1 454,48	1 532,75	1 833,44	2 045,43	1 711,35	91%
Fénamates (anti-inflammatoires non stéroïdiens)	Flunixin	V	11,57	38,57	704,94	700,71	856,48	657,87	654,89	689,78	903,30	551,35	100%

TAB. 3. COMPOSEES MEDICAMENTEUX PRESENTS DANS LES CAPTEURS PASSIFS POCIS. LES DONNEES PRESENTEES CORRESPONDENT AUX CONCENTRATIONS DANS LES MEMBRANES RAPPORTEES A LA DUREE D'EXPOSITION (EN NG/G DE RESINE/J). LE GRADIENT DE VALEUR DE GRIS PERMET D'IDENTIFIER LES PLUS FORTES TENEURS PAR FAMILLES. L'UTILISATION DES SUBSTANCES (UT.) EST DIFFERENCIEES ENTRE CELLES A USAGE VETERINAIRES (V) OU EGALEMENT POUR LA SANTEE HUMAINE (V/H) ET CELLES QUI ONT UNE LARGE GAMME D'UTILISATION (M). L'OCCURRENCE (OCC.) CORRESPOND AU POURCENTAGE DE DONNEES > LQ SUR L'ENSEMBLE DES ECHANTILLONS ANALYSES. ON PEUT DIFFERENCIER LES TENEURS INFÉRIEURES AUX LIMITES DE QUANTIFICATION MAIS SUPÉRIEURES AUX LIMITES DE DETECTION (<LQ) ET CELLES INFÉRIEURES AUX LIMITES DE DETECTION (<LD).

Les **fénamates** représentés uniquement par **la flunixin** montrent quant à eux des teneurs comprises entre 551,33 et 903,30 ng/g/j). Cette substance a pu être quantifiée dans l'ensemble des échantillons dans des teneurs proches de celles des lactones macrocycliques. La flunixin est un **anti-inflammatoire non stéroïdien aux propriétés analgésiques et antipyrétiques**. Il est utilisé principalement sur les bovins, équins et porcins.

Les organophosphorés et les pyréthrinoïdes sont présents à hauteur de 84,56 à 216,69 ng/g/j et 25,88 à 230,96 ng/g/j respectivement. **Le Phoxime** (unique représentant des organophosphorés) a pu être quantifié dans l'ensemble des échantillons. Il s'agit d'un **antiparasitaire utilisé pour traiter les volailles et les bâtiments d'élevages**. En ce qui concerne les pyréthrinoïdes, **la cyperméthrine** a pu être quantifiés dans l'ensemble des échantillons entre 25,88 et 78,51 ng/g/j à la différence des membranes SPMD ou elle est identifiée dans un seul échantillon. Les membranes POCIS sont ainsi plus performantes pour le suivi de cette famille de

contaminants. **La deltaméthrine** a été seulement quantifiée en novembre-décembre au niveau des gorges et septembres à Jeurre. Pour ces deux échantillons les teneurs sont relativement plus élevées (153,70 et 150,52 ng/g/j). Ces molécules ont **une large gamme d'utilisation en tant que phytopharmaceutiques, biocides et médicaments**.

Le **lévamisole** a été quantifiés seulement pour les expositions de novembre décembre et janvier au niveau des gorges et sur l'ensemble du suivi à Jeurre. Les teneurs sont proches de celle de la cyperméthrine, comprises entre 12,82 et 78,35 ng/g/j. Il est utilisé sur les **bovins, ovins, porcins et volailles pour lutter contre les vers intestinaux et les strongles pulmonaires**.

Les résultats de cette étude témoignent ainsi d'**une forte occurrence des substances pharmaceutiques dans les eaux de la Bienne**. Les études menées dans d'autres bassins drainant des zones d'élevages font état de plus faibles fréquences de quantifications (ex. 5 à 57% pour 2 bassins bretons ; Soulier et al, 2015). Le dispositif de suivi par POCIS-Pharma couplée à une méthode d'analyse particulièrement performante a indubitablement joué un rôle majeur dans l'obtention de ces résultats. Pour autant, elle n'explique pas à elle seule les fréquences de détection élevées mises en évidence dans la Bienne, les concentrations mesurées étant également fortes (cet aspect est traité dans le paragraphe suivant). Ces résultats démontrent ainsi que **les pharmaceutiques sont des contaminants présents tout au long du suivi et dans des concentrations relativement élevées**.

Ce screening dresse ainsi un premier **état des lieux de l'état chimique de la rivière**. Il met en évidence **la diversité des substances polluantes pouvant être détectées dans la Bienne**. Certaines contaminations concernent tout le linéaire et sont présentes tout au long du suivi, alors que d'autres sont plus localisées et/ou plus épisodiques. **De nombreuses molécules organiques dont l'usage est interdit ou fortement limité** par la réglementation sont également détectées dans la Bienne. Ces résultats de **l'importante imprégnation des milieux aquatiques par les substances polluantes issues des activités anthropiques actuelles, mais également de l'héritage des pollutions anciennes**.

3.2. DISTRIBUTION SPATIALE ET TEMPORELLE DES TENEURS EN SUBSTANCES POLLUANTES DANS L'EAU DE LA BIENNE

A. EVOLUTION SPATIALE ET TEMPORELLE DES CONTAMINANTS METALLIQUES

A partir des masses en micropolluants accumulées dans les capteurs passifs, il est possible de reconstituer les concentrations moyennes sur les périodes d'exposition (cf. 2.3).

Les teneurs moyennes en contaminants métalliques ont été calculées à partir de l'analyse des membrane DGT (Tab. 4). **Les concentrations les plus importantes sont celles de Cu et Zn**, comprises respectivement entre 0,16 et 2,32 µg/l et entre < 0,60 et 3,84 µg/l (Fig. 4). Cr montre des concentrations généralement plus faibles (entre 0,09 et 0,22 µg/l), à l'exception de l'échantillon de novembre-décembre 2019 au niveau de la station en amont de St Claude (2,32 µg/l). Co et Ni présentent exceptionnellement des concentrations proches des LQ.

Les concentrations moyennes sur les périodes de suivi en Cu et Zn (les principaux contaminants métalliques) sont **plus importantes en aval de Morez que pour les autres stations et cela tout au long du suivi** (Fig. 3). En ce qui concerne Cu, les concentrations tendent à diminuer progressivement en aval de Morez. La moyenne des concentrations en Cu sur l'ensemble du suivi passe ainsi de 1,07 µg/l en aval de Morez à 0,46 µg/l au niveau de la station des gorges et 0,22 µg/l à Jeurre. Zn quant à lui montre une moyenne de concentrations de 2,33 µg/l en aval de Morez, qui devient plus basse et assez proche pour les deux autres stations : 1,17 et 1,27 µg/l. En septembre 2019, **lors de l'épisode d'étiage prolongé, les concentrations en Cu et Zn sont bien plus importantes que pour les autres périodes d'exposition au niveau de la station de Morez**. Cette situation ne se retrouve pas pour les 2 autres stations pour lesquelles les concentrations en Cu sont relativement proches entre les périodes d'exposition et celles en Zn maximales en janvier 2020.

µg/l		Cd	Co	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn
Station de Morez	02-16/09/19	< 0,02	< 0,03	< 0,06	2,02	< 0,04	0,72	< 0,04	3,34
	14-28/10/19	< 0,02	< 0,02	< 0,06	0,72	< 0,04	< 0,25	< 0,04	1,62
	25-06/12/19	< 0,03	< 0,03	< 0,07	0,67	< 0,06	< 0,31	< 0,04	2,21
	07-21/01/20	< 0,03	< 0,03	< 0,06	0,76	< 0,05	< 0,28	< 0,04	2,21
Station des gorges	02-16/09/19	< 0,03	< 0,03	< 0,06	0,46	< 0,04	< 0,28	< 0,06	< 0,52
	14-28/10/19	< 0,03	< 0,03	< 0,06	0,43	< 0,04	< 0,27	< 0,04	1,05
	25-06/12/19	< 0,04	< 0,04	2,57	0,34	< 0,06	< 0,40	< 0,06	1,07
	07-21/01/20	< 0,03	< 0,03	0,11	0,39	< 0,04	< 0,32	< 0,05	1,51
Station de Jeurre	02-16/09/19	< 0,03	< 0,03	0,06	0,16	< 0,04	< 0,32	< 0,05	0,69
	14-28/10/19	< 0,03	< 0,03	0,16	0,17	< 0,04	< 0,32	< 0,05	0,81
	25-06/12/19	< 0,04	< 0,04	0,14	0,19	< 0,06	< 0,38	< 0,05	1,07
	07-21/01/20	< 0,03	0,03	0,15	0,21	< 0,04	< 0,29	< 0,04	1,79

TAB. 4 TENEURS MOYENNES EN ETM RECONSTITUEES A PARTIR DES CAPTEURS PASSIFS (EN µG/L). LES NIVEAUX DE GRIS REPRESENTENT LE GRADIENT DE CONCENTRATIONS AU NIVEAU DE LA FAMILLE DES CONTAMINANTS METALLIQUES

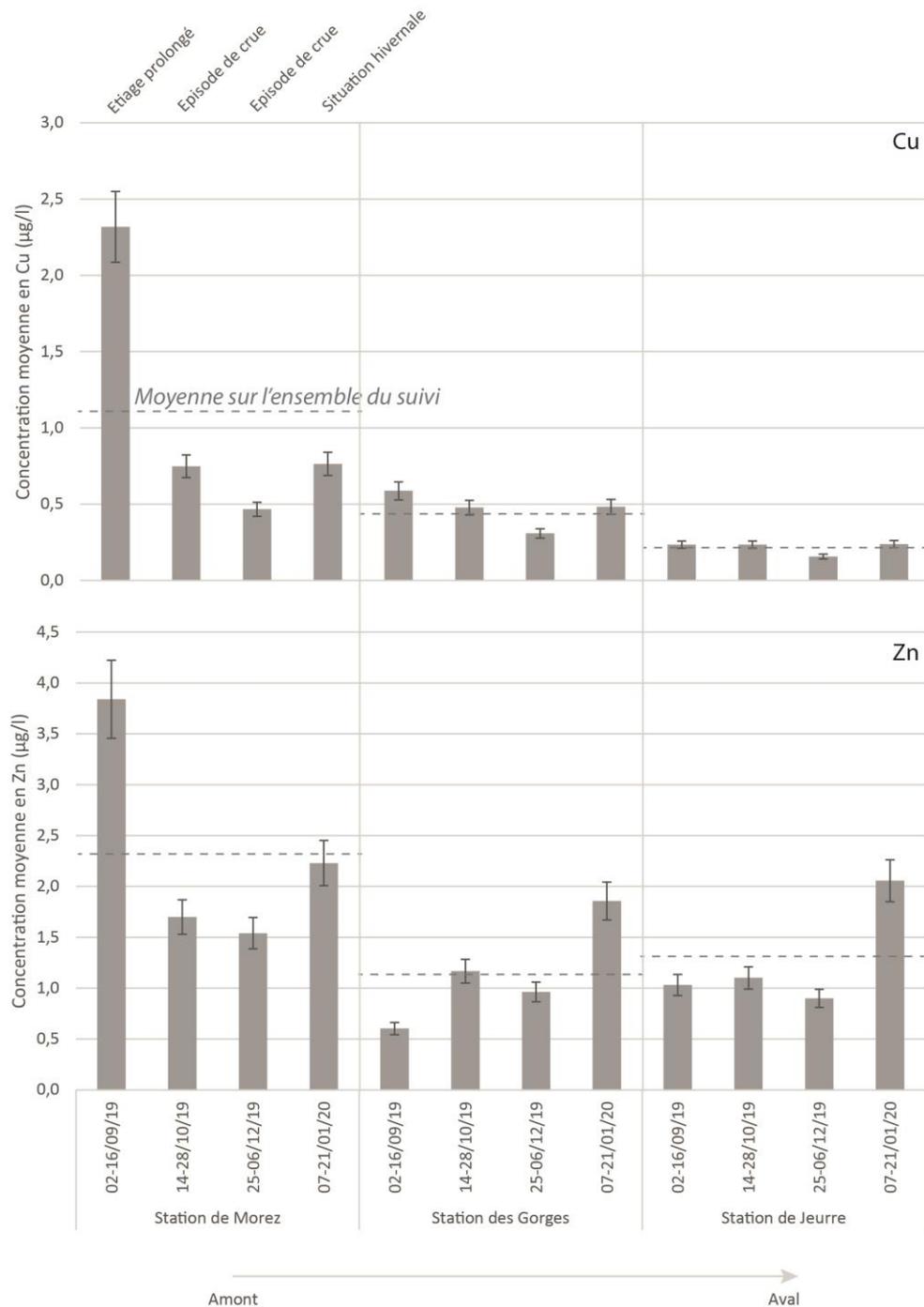


FIG. 4. EVOLUTION DES CONCENTRATIONS MOYENNES EN CU ET ZN SUR LES PERIODES D'EXPOSITION DES CAPTEURS PASSIFS. LES BARRES ENCADRENT UNE INCERTITUDE DE 10%

Les analyses des prélèvements d'eau mettent en évidence **d'importantes contaminations en ETM affectant la Bienne lors de ces phases d'augmentation rapide du débit**. En ce qui concerne Cu, les concentrations dans la fraction dissoute au niveau des stations des gorges et Jeurre sont comprises entre 1.6 à 2.3 µg/l. La concentration en Cu analysée en aval de Morez lors d'un épisode de forte précipitation est plus importante encore (4.1 µg/l). **Les concentrations en Zn relevés pendant ces épisodes sont également élevées et bien au-dessus de ce qui a pu être calculé dans les capteurs passifs**. Les concentrations sont ainsi comprises entre 54 et

220 µg/l dans la Bienne pour Zn. Dans la fraction brute des eaux de la Bienne les concentrations sont également fortes lors des phases d'augmentation du débit de la Bienne³⁰, compris entre 2.0 et 6.2 µg/l pour Cu ; 13 et 190 µg/l pour Zn. D'autres ETM présentent également des concentrations élevées dans la fraction brute, mais de manière plus localisée comme Cr au niveau de la station des gorges (5.50 µg/l) ou Pb pour la station de Jeurre (5.8 µg/l). Ce phénomène a également été mis en évidence au niveau de la résurgence de l'Enragé (Annexe 6).

La **base de données Naiades** (<http://www.naiades.eaufrance.fr/>) regroupe les données de qualité des eaux de surface au niveau des différentes stations de surveillance. Une analyse statistique a été réalisée à partir des résultats supérieurs aux LQ sur la période 2015-2019 afin de repositionner les données obtenues dans le cadre de l'étude de la Bienne dans le contexte géographique plus large. Un total de 60758 résultats en Cu a ainsi été retenu selon ces critères. La moyenne nationale est de 1,5 µg/l pour une médiane de 0,8 µg/l, ce qui est proche des données obtenues avec les capteurs passifs (hors période étiage) dans la Bienne. Toutefois, les valeurs plus fortes relevées à l'étiage et dans les prélèvements d'eau se positionnent entre les percentiles 85 et 95% du jeu de données national, voire 98% pour la valeur la plus élevée analysée en aval de Morez après de fortes précipitations. En ce qui concerne Zn, sur un total de 52114 résultats, la moyenne nationale est de 6,5 µg/l pour une médiane de 2,9 µg/l. Ces valeurs sont du même ordre de grandeur que ce qui est mis en évidence à partir des capteurs passifs. L'analyse statistique de la base de données nationale révèle que 99% des résultats présentent des concentrations en Zn inférieures à 52,3 µg/l. Les teneurs en **Zn relevées dans la Bienne lors des phases de montée de crue sont donc particulièrement fortes** (entre 54 et 220 µg/l). A l'échelle du bassin RMC 68 échantillons dépassent les 52,3 µg/l. Le Bief du Murgin à Moirans en Montagne (un affluent de l'Ain situé à proximité de la Bienne) tient la seconde place en matière de contamination avec 10 résultats au-dessus du seuil et un maximum à 282,1 µg/l en avril 2017, après le Crenze à St Laurent le Minier en aval d'une ancienne mine de Pb et Zn !

Cette étude met ainsi en évidence :

- Les **fortes concentrations en Cu et Zn** et dans une moindre mesure Cr et Pb dans l'eau de la Bienne.
- Des **contaminations maximales en aval de Morez suivi d'un abattement des concentrations en aval**, matérialisant ainsi l'existence d'un important foyer de pollution en tête de bassin. Lors des épisodes de crue, cette distribution spatiale tend à s'effacer au profit de teneurs importantes sur l'ensemble du linéaire analysé.
- Une **importante variabilité temporelle des concentrations en ETM**, impliquant des épisodes de plus fortes contaminations en septembre 2019 en aval de Morez et lors des phases d'augmentation rapide du débit de la Bienne au niveau de l'ensemble des stations.

³⁰ Les résultats sur fraction brute sont à considérer avec précaution dans le cadre de ces prélèvements, en effet ils laissent présager à des interactions entre métaux et carbonates au sein des flacons de prélèvements pouvant modifier les concentrations mesurées.

B. EVOLUTION SPATIALE ET TEMPORELLE DES CONTAMINANTS ORGANIQUES APOLAIRES

Les concentrations moyennes en composés apolaires sur les périodes d'exposition ont été calculées à partir des teneurs dans les membranes SPMD (Tab. 4). Ces reconstitutions tiennent compte des teneurs en PRC récupérées après exposition et des log kow des différentes substances (cf. 2 .3)

Les HAP sont les composés organiques apolaires montrant les plus importantes concentrations en solution dans la Bienne (Fig.5). La somme des 16 HAP prioritaires est comprise entre 2,24 et 18,54 ng/l (jusqu'à environ 34,41 ng/l si on tient compte du facteur d'incertitude). Les concentrations moyennes sur l'ensemble du suivi **les plus importantes sont établies en aval de Morez** avec 9,98 ng/l, les stations des gorges et de Jeurre montrant de concentrations moyennes assez proches, respectivement 4,20 ng/l et 3,65 ng/l. Les concentrations les plus importantes sont relevées en novembre-décembre 2019 pour les stations de l'amont de la Bienne, alors qu'au niveau de la station de Jeurre les concentrations les plus élevées concernent les périodes d'expositions de novembre-décembre et janvier 2020. De manière générale, les concentrations en HAP les plus élevées concernent la fin de l'automne et en hiver. La solubilité des composés est plus importante pour les HAP légers. Les concentrations en **NAP** sont ainsi les plus importantes sur l'ensemble des stations et du suivi (37 à 65% de la teneur totale en HAP), et les teneurs en HAP sont de plus en plus faibles à mesure que les log Kow augmentent. Les HAP **ACE, FLU, PHE, FLT et PYR** ne suivent pour autant pas cette tendance, témoignant contaminations plus marquées pour ces HAP. Les concentrations en HAP reconstitués à partir des capteurs passifs sont un peu plus faibles que les teneurs médianes établies au niveau de la région Bourgogne Franche-Comté (autours de 50 ng/l ; Renard, 2017). Pour autant, les données recueillies sur la Bienne concernent les HAP en solution, et non pas les eaux brutes. Les contaminants organiques ont été peu quantifiés dans les prélèvements d'eau réalisés en période de crue. Ils étaient présents en concentrations supérieures à la LQ uniquement dans les eaux brutes de la Bienne. **Les teneurs en HAP établies lors des épisodes de crues sont ainsi nettement plus élevées**, comme en témoigne l'échantillon d'eau prélevé lors de la crue du 15/10/2019 au niveau de Jeurre montrant une teneur de 469 ng/l pour la somme des 16 HAP. Ces différences entre eaux brutes et fraction dissoute analysée avec les membranes SPMD tiennent au fait que les HAP sont très peu solubles dans l'eau et sont donc **naturellement présents en faibles concentrations en solution et préférentiellement associés aux particules et colloïdes** (Vrana et al, 2014).

Les autres contaminants organiques quantifiés dans les membranes SPMD sont présents en plus faibles concentrations que les HAP (Tab. 4 ; Fig. 5). La somme des **pesticides apolaires** est comprise entre 0,01 et 0,54 ng/l. La moyenne sur l'ensemble de suivi est **maximale en aval de Morez** avec 0,28 ng/l et va en s'amenuisant vers l'aval avec 0,14 ng/l pour la station des gorges et 0,08 ng/l à Jeurre. L'évolution temporelle de la somme des pesticides est différente entre les stations, ainsi les concentrations maximales sont atteintes en septembre et surtout octobre 2019 au niveau de la station de Morez, alors qu'elles adviennent lors des expositions de novembre-décembre pour la station de gorges et septembre à Jeurre. Parmi les 8 pesticides dont les concentrations ont pu être reconstituées, le **lindane et les pyréthriinoïdes présentent les plus fortes contaminations**, respectivement jusqu'à 0,384 ng/l et 0,219 ng/l. Les concentrations maximales en lindane sont atteintes en septembre et octobre en aval de Morez, alors que celles en pyréthriinoïdes concernent la station de Morez en octobre et les stations des gorges et de Jeurre en novembre-décembre.

ng/l	Log Kow	LQ	Station de Morez				Station des gorges				Station de Jeurre			
			02 au 16/09/19	14 au 28/10/19	25 au 06/12/19	07 au 21/01/20	02 au 16/09/19	14 au 28/10/19	25 au 06/12/19	07 au 21/01/20	02 au 16/09/19	14 au 28/10/19	25 au 06/12/19	07 au 21/01/20
NAP	3,5	0,07	2,11	2,86	7,50	3,61	1,16	2,39	2,05	2,39	1,09	0,82	2,86	3,34
ACY	4,1	0,07	0,15	0,21	0,69	0,50	<LQ	0,08	0,18	0,10	<LQ	<LQ	0,22	0,18
ACE	4,2	0,07	0,68	0,84	3,30	0,52	0,20	0,21	0,82	0,16	0,15	0,16	0,29	0,16
FLU	4,4	0,07	0,56	0,55	1,40	0,49	0,19	0,26	0,53	0,25	0,18	0,18	0,27	0,27
PHE	4,5	0,07	0,51	0,60	2,73	1,12	0,10	0,15	0,68	0,21	0,10	0,22	0,29	0,23
ANT	4,5	0,07	0,19	0,20	0,29	0,35	0,16	0,11	0,28	0,08	0,13	0,14	0,07	0,10
FLT	5,2	0,03	0,40	0,43	0,59	0,64	0,07	0,11	0,20	0,09	0,05	0,21	0,12	0,10
PYR	5,3	0,03	0,37	0,42	1,30	0,83	0,13	0,12	0,53	0,12	0,08	0,17	0,21	0,12
BaA	5,9	0,03	0,26	0,29	0,24	0,23	0,30	0,23	0,27	0,03	0,04	0,17	0,21	0,20
CHY	5,6	0,03	0,34	0,28	0,30	0,25	0,29	0,22	0,26	0,26	0,23	0,18	0,20	0,22
BbF	5,8	0,03	0,11	0,14	0,12	0,11	0,17	0,11	0,12	0,11	0,11	0,08	0,09	0,10
BkF	6,2	0,03	0,05	0,05	0,04	0,04	0,03	0,04	0,04	0,04	0,04	0,03	0,03	0,03
BaP	6,4	0,03	<LQ	0,06	0,04	0,04	0,07	0,04	0,07	<LQ	0,05	<LQ	0,05	0,03
dBahA	6,9	0,03	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
BghiPL	6,5	0,03	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
IcdP	6,8	0,03	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
Hexachlorobenzene	5,7	0,005	0,006	0,004	0,003	0,006	0,002	0,002	0,002	0,002	0,001	0,002	0,002	0,001
Lindane	3,7	0,066	0,331	0,384	<LQ	0,132	0,106	0,106	<LQ	0,132	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
Chlorpyrifos	4,9	0,005	0,008	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
p,p'-DDE	6,1	0,001	0,003	0,001	0,001	0,002	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
p,p'-DDT	5,5	0,001	0,001	<LQ	0,004	0,002	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
Bifenthrine	6,4	0,005	0,010	0,066	<LQ	0,005	<LQ	<LQ	0,076	0,008	0,058	0,013	0,040	0,013
Cypermethrine	6,5	0,005	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	0,076	<LQ
Resmethrine	6,5	0,005	<LQ	0,081	<LQ	0,083	<LQ	<LQ	0,143	<LQ	0,098	<LQ	<LQ	<LQ
Σ16HAP			5,72	6,93	18,54	8,73	2,86	4,08	6,01	3,84	2,24	2,35	4,92	5,10
Σ7PCBi			0,045	0,029	0,020	0,032	0,014	0,016	0,016	0,011	0,005	0,011	0,019	0,013
ΣPesticides			0,360	0,536	0,008	0,229	0,107	0,108	0,221	0,142	0,157	0,015	0,118	0,014

TAB. 4. CONCENTRATIONS EN CONTAMINANTS ORGANIQUES APOLAIRES RECONSTITUES A PARTIR DES MEMBRANES SPMD. LES NIVEAUX DE GRIS REPRESENTENT LE GRADIENT DE CONCENTRATIONS AU NIVEAU DES FAMILLES DE CONTAMINANTS ORGANIQUES

Les concentrations moyennes en **PCBi reconstituées à partir des capteurs passifs sont plus faibles encore**, comprises entre 0,005 et 0,045 ng/l. Sur l'ensemble du suivi les concentrations moyennes les plus importantes sont relevées en aval de Morez avec 0,031 ng/l, alors que les deux autres stations présentent des concentrations proches 0,14 et 0,012 ng/l. Au niveau de la station de Morez les contaminations les plus fortes concernent la période d'exposition de septembre, alors que sur les autres stations, la variabilité temporelle des concentrations en PCBi est plus limitée.

Les PCBi ont également été analysés dans les prélèvements d'eau, cependant ils n'ont pas pu être quantifiés (< 0,01 µg/l). De même pour les phtalates, seul les DEHP, DEP et DINP ont été quantifiés en aval de Morez dans des concentrations proches des LQ (respectivement 0,1, 0,2 et 2,8 µg/l). Leur présence peut être expliquée par le passage de grande quantité d'eau dans les réseaux en PVC à la suite des fortes précipitations qui ont précédés les prélèvements (le PVC est la principale source des phtalates).

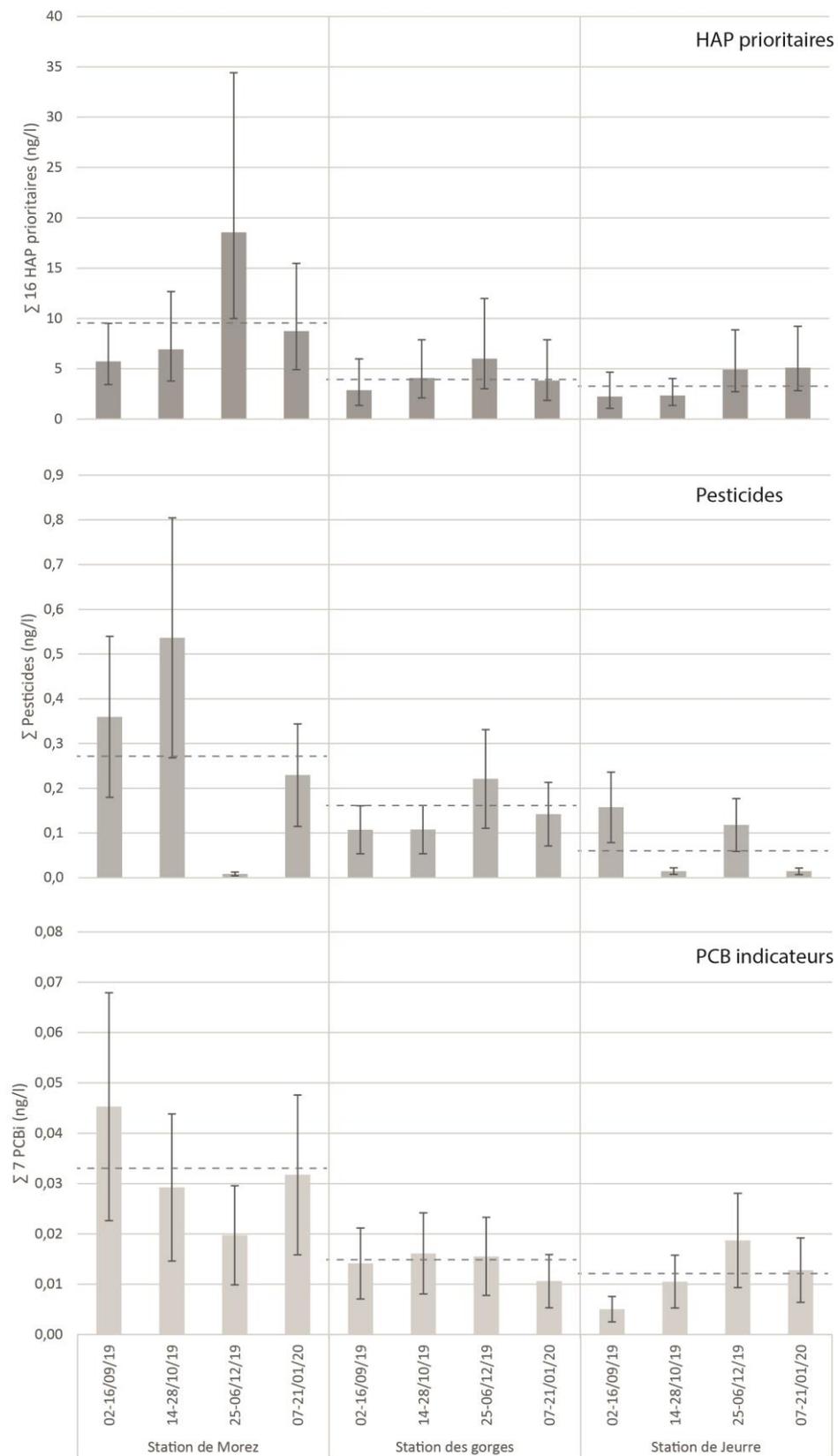


FIG. 5. EVOLUTION DES CONCENTRATIONS EN COMPOSES ORGANIQUES APOLAIRES RECONSTITUES A L'AIDE DES MEMBRANES SPMD. EN POINTILLES LES MOYENNES SUR LA PERIODE DE SUIVI. LES BARRES ENCADRENT UNE INCERTITUDE CALCULEE POUR CHAQUE ECHANTILLON

Ces résultats mettent ainsi en évidence :

- Les **HAP constituent les principaux contaminants organiques** présents en solution dans la Bienne. En période de crue, les teneurs en HAP dans les eaux brutes peuvent être importantes.
- La **présence de nombreux pesticides** dont certains interdits depuis de nombreuses années, fortement toxiques pour les organismes aquatiques,
- Des concentrations en contaminants organiques sont maximales en aval de Morez et relativement proches sur les autres stations. De la même manière que ce qui a été montré avec les ETM, cela matérialise un **foyer de pollution principal suivi d'un abattement des niveaux de contaminations en aval des sources**.
- Une **variabilité saisonnière des contaminations** (surtout marquée pour les HAP) à la fois en matière de concentrations totales, mais aussi de composition et donc d'activation des sources de pollutions.

C. EVOLUTION SPATIALE ET TEMPORELLE DES RESIDUS MEDICAMENTEUX

Les concentrations moyennes sur les périodes d'exposition des composés quantifiés dans les membranes POCIS sont présentées en Tab. 5. Il s'agit de reconstitutions réalisées à partir des coefficients Rs modélisés en fonction des log kow (cf ; 2.3).

Les **lactones macrocycliques** sont les contaminants retrouvés en plus grandes concentrations dans la Bienne (Fig. 6). Les concentrations moyennes sont proches entre les stations des gorges et de Jeurre, avec respectivement 3630,7 et 3091,0 ng/l. Les concentrations les plus élevées sont identifiées au cours des périodes d'exposition d'octobre et novembre-décembre. Au niveau de la station des gorges, les concentrations sont proches entre ces deux épisodes (4429,5 et 4790,4 ng/l), alors que l'épisode de novembre-décembre est sensiblement plus fort au niveau de la station de Jeurre avec 5569,7 ng/l. La **doramectine** est la molécule présentant les concentrations les plus élevées, comprises entre 260,5 et 2517,2 ng/l. Les autres représentant de la famille sont présents en concentrations relativement similaires de l'ordre de 187,4 à 996,5 ng/l.

Les **autres substances antiparasitaires ou insecticides-acaricides** présentent des concentrations plus faibles dans la Bienne (moyennes de 223,8 et 279,8 ng/l pour les stations des gorges et de Jeurre). Le **phoxime** (famille des organophosphorés) est présent à hauteur de 84,6 à 216,7 ng/l au cours du suivi. Au niveau de la station de Jeurre les concentrations sont légèrement plus élevées en octobre et novembre-décembre. Ceci est moins le cas pour la station des gorges. Les **pyréthrinoides de synthèse** montrent des concentrations de l'ordre de 27,5 à 231,6 ng/l. Les plus fortes concentrations concernent les périodes de novembre-décembre pour la station des gorges et septembre à Jeurre et s'expliquent par des concentrations en **deltaméthrine** d'environ 150 ng/l, alors que la substance n'est pas quantifiée dans les autres échantillons. Les concentrations en **cyperméthrine**³¹ quant à elles sont relativement similaires sur l'ensemble du suivi et montrent un maximum en novembre-décembre autour de 78 ng/l pour les deux stations. Le **lévamisole** montre une variabilité spatiale et temporelle plus importante. Cette molécule est détectée uniquement au cours des deux dernières périodes de suivi au niveau des gorges, alors qu'elle est quantifiée tout au long du suivi à Jeurre. Pour autant, lorsque la substance est quantifiée les concentrations sont proches sauf en septembre à Jeurre où un maximum à 78,7 ng/l est enregistré.

³¹ Les concentrations cyperméthrine reconstituées à partir des capteurs POCIS sont plus élevées que celles mis en évidence avec les capteurs SPMD. D'autre part, la quantification de la substance est plus fréquente. Pour ce type de molécules, le suivi par les POCIS semble ainsi bien meilleurs.

ng/l		log k _{ow}	LD	LQ	Station de Morez				Station des gorges				Station de Jeurre			
					02 au 16/09/19	14 au 28/10/19	25 au 06/12/19	07 au 21/01/20	02 au 16/09/19	14 au 28/10/19	25 au 06/12/19	07 au 21/01/20	02 au 16/09/19	14 au 28/10/19	25 au 06/12/19	07 au 21/01/20
Herbicides	Atrazin	2,7		1,8	2,0	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
	Metribuzine	1,7		1,8	3,9	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
	Mecoprop	2,2		0,2	0,3	0,2	<LQ	0,5	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
	Terbuthylazine	3,4		0,7	0,8	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
	Metolachlore	3,1		0,4	<LQ	0,4	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
	Carbendazime	1,8		0,7	0,8	2,3	<LQ	1,3	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
	Propiconazole	3,7		0,7	2,3	1,0	<LQ	2,9	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
	Diuron	2,9		0,7	3,0	9,3	3,1	3,0	<LQ	<LQ	1,9	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
	Terbutryne	3,7		0,7	2,1	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
Anticorosif Liquide de refroidissement	Benzotriazol	1,7		1,8	8,6	3,2	<LQ	10,0	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	4,3	<LQ	<LQ	3,9
Lactones macrocycliques	Doramectine	3,1	11,3	37,5	NA	NA	NA	NA	260,5	2144,0	1814,2	1104,4	721,1	874,5	2517,2	383,5
	Eprinomectine	4,9	12,6	42,1	NA	NA	NA	NA	666,7	853,6	856,3	676,1	696,4	516,1	902,4	187,4
	Ivermectine	3,2	8,4	28,0	NA	NA	NA	NA	231,6	862,3	865,5	782,2	697,0	980,5	996,5	489,9
	Moxidectine	4,1	40,4	134,7	NA	NA	NA	NA	883,4	930,5	893,5	698,0	408,1	820,1	953,6	219,6
Imidazothiazoles	Levamisole	2,3	2,4	7,9	NA	NA	NA	NA	<LD	<LD	32,8	18,2	78,7	19,2	23,4	12,8
Pyrethrinoïdes	Cypermethrine	6,4	5,2	17,2	NA	NA	NA	NA	25,9	27,5	77,3	40,5	50,1	41,2	78,5	28,6
	Déltamethrine	6,2	26,6	88,5	NA	NA	NA	NA	<LD	<LQ	153,7	<LQ	150,5	<LQ	<LD	<LD
Organophosphorés	Phoxime	4,4	11,0	36,8	NA	NA	NA	NA	133,9	119,5	163,5	102,6	84,6	216,7	195,1	139,7
Fenamates	Flunixinine	4,9	11,6	38,6	NA	NA	NA	NA	704,9	700,7	856,5	657,9	654,9	689,8	903,3	551,4
Σ Herbicides-Fongicides					15,2	13,3	3,1	7,8	<LQ	<LQ	1,9	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ
Σ Lactones macrocycliques					NA	NA	NA	NA	2042,2	4790,4	4429,5	3260,8	2522,5	3191,2	5369,7	1280,5
Σ Pyrethrinoïdes					NA	NA	NA	NA	25,9	27,5	231,0	40,5	200,6	41,2	78,5	28,6
Σ Antiparasitaires, insecticides, acaricides					NA	NA	NA	NA	2202,0	4937,4	4856,7	3422,0	2886,4	3468,3	5666,7	1461,6

TAB. 5 CONCENTRATIONS EN PESTICIDES ET PHARMACEUTIQUES RECONSTITUES A PARTIR DES MEMBRANES POCIS (UN COEFFICIENT RS DE 0,2 L/J A ETE APPLIQUE). LES GRADIENTS DE CONCENTRATIONS PAR FAMILLE SONT SYMBOLISES PAR LES NIVEAUX DE GRIS

ng/l	log kow	LD	LQ	Station de Morez				Station des gorges				Station de Jeurre				
				02 au 16/09/19	14 au 28/10/19	25 au 06/12/19	07 au 21/01/20	02 au 16/09/19	14 au 28/10/19	25 au 06/12/19	07 au 21/01/20	02 au 16/09/19	14 au 28/10/19	25 au 06/12/19	07 au 21/01/20	
Antibiotiques	Doxycycline	0,0	19,9	66,4	NA	NA	NA	NA	136,1	93,7	152,2	89,9	191,3	78,6	125,7	112,4
	Enrofloxacin	0,7	2,8	9,4	NA	NA	NA	NA	74,4	46,2	<LQ	107,0	353,3	<LD	178,7	70,4
	Fluméquine	2,8	1,7	5,5	NA	NA	NA	NA	104,4	78,9	70,8	49,9	17,4	107,1	106,6	29,3
	Lincomycine	0,3	6,3	20,9	NA	NA	NA	NA	89,7	43,6	152,3	97,8	27,0	97,4	262,6	191,9
	Spiramycine	1,9	3,2	10,7	NA	NA	NA	NA	120,3	<LQ	137,1	318,6	<LQ	212,3	332,2	<LD
	Sulfaméthazine	0,3	3,4	11,4	NA	NA	NA	NA	85,0	68,9	52,7	55,3	<LQ	117,0	94,5	65,5
	Triméthoprime	0,7	1,6	5,5	NA	NA	NA	NA	230,0	217,8	247,7	211,0	129,9	289,4	296,5	323,5
	Tylosine	1,1	3,2	10,7	NA	NA	NA	NA	84,9	598,9	486,3	131,1	143,3	511,8	80,8	386,2
	Marbofloxacin	-1,1	87,0	289,9	NA	NA	NA	NA	<LQ	1350,5	864,8	1495,2	4178,0	868,6	2172,8	1589,3
	Oxytétracycline	-0,9	11,4	38,0	NA	NA	NA	NA	1268,0	976,9	1532,3	1038,9	1440,2	821,2	1185,0	1635,5
Σ Antibiotiques (sans Marbrof., Oxytétr.)				NA	NA	NA	NA	924,8	1148,0	1299,0	1060,6	862,2	1413,6	1477,6	1179,2	
Σ Marbrof., Oxytétr.				NA	NA	NA	NA	1268,0	2327,4	2397,1	2534,1	5618,2	1689,8	3357,8	3224,8	

TAB. 5 CONCENTRATIONS EN PESTICIDES ET PHARMACEUTIQUES RECONSTITUES A PARTIR DES MEMBRANES POCIS (UN COEFFICIENT RS DE 0,2 L/J A ETE APPLIQUE SAUF POUR LES SUBSTANCES DE LOG KOW <0 POUR LESQUELS LES RS SONT DE 0,02 ET 0,03 L/J - LES CALCULS DE CONCENTRATIONS SONT A CONSIDERER AVEC PLUS DE PRECAUTIONS).

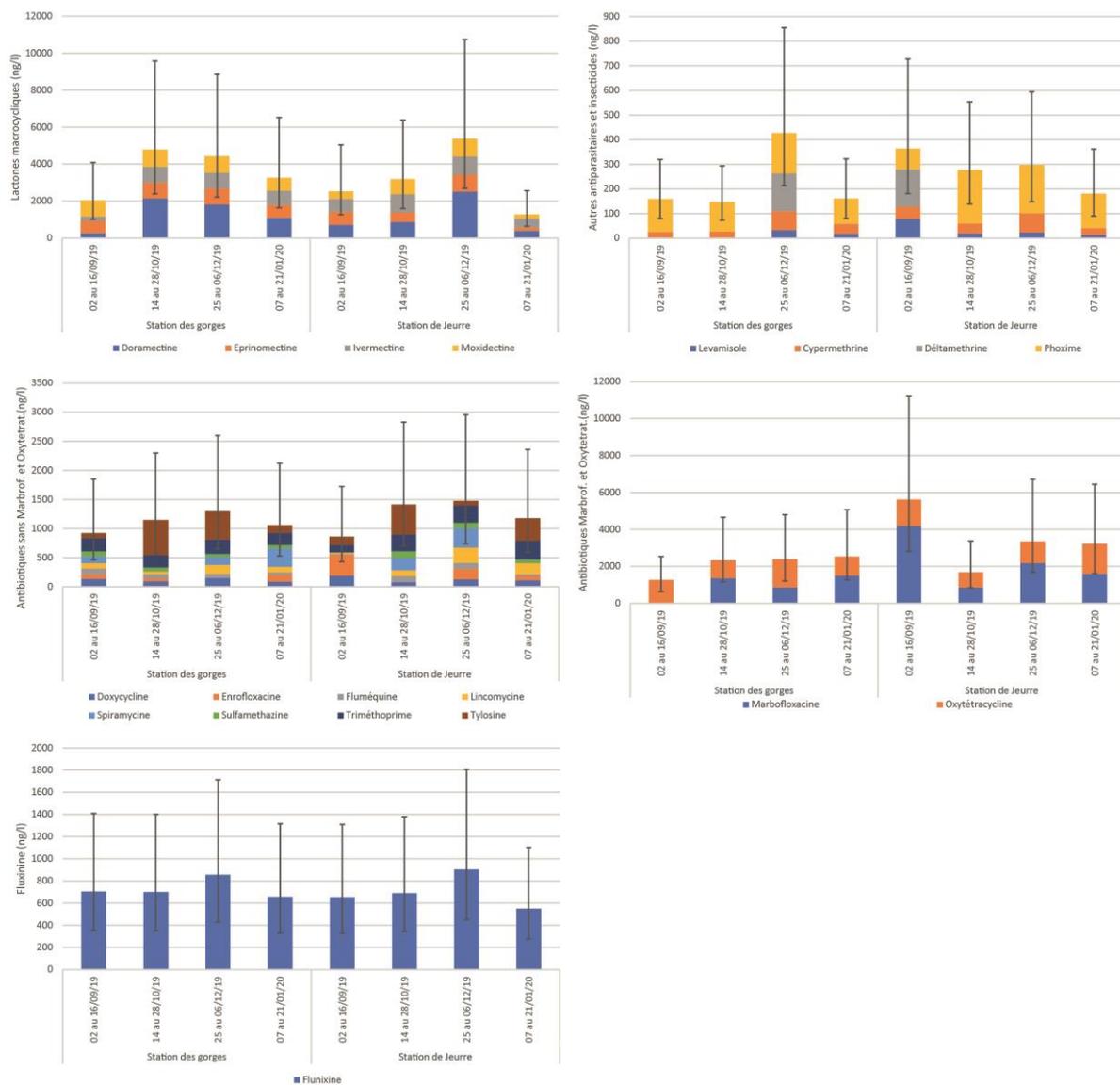


FIG. 6 . EVOLUTION DES CONCENTRATIONS EN RESIDUS MEDICAMENTEUX RECONSTITUES A APTIR DES MEMBRANES POCIS. LES BARRES ENCADRE L'INCERTITUDE INTERGRANT 90% DE LA VARIABILITE DES VALEURS DE RS DISPONIBLES DANS LA LITTERATURE.

Les **antibiotiques** sont également présents en concentrations relativement élevées dans la Bienne. Pour l'ensemble des substances suivi, moins la marbofloxacin et oxytétracycline, la somme des antibiotiques est de 1108,1 et 1233,2 ng/l pour les stations des gorges et de Jeurre. La somme des concentrations en marbofloxacin et oxytétracycline est de 2131,7 et 3472,6 ng/l, cependant la reconstitution des concentrations est moins fiable, étant donné que les log kow sont inférieures à 0. La variabilité temporelle est relativement faible pour bon nombre de molécules. C'est le cas pour le **triméthoprime** qui montre des concentrations relativement élevées tout au long du suivi, comprises entre 129,9 et 323,5 ng/l, mais aussi de la **doxycycline**, **de la sulfaméthazine** ou **de l'oxytétracycline**. D'autres antibiotiques au contraire présentent de plus fortes variabilités temporelles, comme la **tylosine** avec des concentrations plus élevées en octobre et novembre décembre au niveau de la station des gorges et dans une moindre mesure à Jeurre. C'est aussi le cas de **l'enrofloxacin**, **la fluméquine**, **la lincomycine**, **la**

spiramycine et la marbofloxacin qui montrent des concentrations sensiblement plus élevées sur certaines périodes mais pas forcément pour les deux stations.

La **flunixin**, quant à elle, présentent des concentrations relativement proches entre les stations et les périodes de suivi, comprises entre 551,4 et 903,3 ng/l. On identifie cependant des concentrations un peu plus élevées au cours de l'exposition de novembre-décembre pour les deux stations.

Les concentrations en substances médicamenteuses relevées dans la Bienne sont élevées. Les rares études s'intéressant aux contaminations par les pharmaceutiques vétérinaires soutiennent également le même constat (Bruxau, 2013 ; Soulier et al, 2015 ; Jaffrezic et al, 2017 ; Römbke et al, 2018). Soulier et al (2015) relèvent ainsi des concentrations moyennes en crue de 1010 ng/l pour l'ivermectine et 415 ng/l pour l'eprinomectine dans deux bassins bretons drainant des zones d'élevages intensifs. Ces valeurs sont relativement proches de celles analysées dans la Bienne (gamme de concentrations 187,4 – 996,5 ng/l pour les deux molécules). La doramectine n'a pas été analysée dans l'étude sur les cours d'eau breton. Le cas de la Bienne met en évidence de fortes concentrations pour cet antiparasitaire, qui est également l'un des plus toxiques pour l'écosystème aquatique (Römbke et al, 2018). En ce qui concerne les antibiotiques, la Bienne et des cours d'eau bretons attestent des gammes de concentrations relativement proches (comprises entre 10 et 213 ng/l pour les cours d'eau bretons et entre 17,4 et 598,9 ng/l dans la Bienne sans compter la marbofloxacin et l'oxytétracycline). A l'échelle européenne, d'autres bassins attestent également de concentrations en antibiotiques du même ordre que ce que l'on retrouve dans la Bienne, voir les dépassent (Danner et al, 2019).

Les concentrations en **herbicides-fongicides** ont également pu être reconstitués au niveau de la station de Morez. Ils sont quantifiés à l'état de trace, les concentrations étant proches des LQ pour la plupart des échantillons. Le **diuron** attestent des concentrations les plus fortes comprises seulement entre 3,0 et 9,3 ng/l. Ces molécules sont retrouvées uniquement en aval de Morez, très probablement du fait de la proximité de la station avec la STEP.

Ces résultats mettent ainsi en évidence :

- **D'importantes concentrations en pharmaceutiques** dans la Bienne, tout au long du suivi.
- Les **lactones macrocycliques et les antibiotiques** sont les deux familles présentent en plus fortes concentrations, mais on relève également des concentrations relativement élevées en **antiparasitaires/ insecticides pyréthrinoïdes et organophosphorés, ainsi qu'en flunixin**
- Les **concentrations sont relativement proches entre les deux stations de suivi** des gorges et de Jeurre, impliquant ainsi une situation relativement homogène à l'échelle du linéaire suivi.

3.3. EVOLUTION DES TENEURS EN ETM DANS LE BIOFILM DE LA BIENNE

Les teneurs en ETM sont conséquentes dans les échantillons de biofilm prélevés dans la Bienne. L'élément trace présent en plus forte teneur est **Zn** (médiane de 41,6 ppm, compris entre 13 et 192 ppm), suivi par **Pb** (médiane de 16,7 ppm, compris entre 2,0 et 33,2 ppm) et **Cu** (médiane 11,4 ppm compris entre 3,3 et 56,4 ppm). Les autres ETM ont été quantifiés dans de plus petites teneurs avec des médianes de 2,4 ppm pour As, 0,1 ppm pour Bi, 0,3 ppm pour Cd, 4,9 ppm pour Cr, 0,3 ppm pour Mo, 6,4 ppm pour Ni, 0,5 ppm pour Sb et 4,4 ppm pour Sn.

Pour la grande majorité des contaminants, **les teneurs les plus élevées sont relevées en aval de Morez et montrent un abattement progressif vers l'aval** (Fig. 7). Cette tendance est statistiquement significative pour les ETM les plus enrichis Cu, Pb et Zn ($r > 0,81$; $p < 0,05$). La diminution des teneurs suit une évolution exponentielle avec des coefficients proches ($e^{-0,04x}$ pour Pb et Zn, $e^{-0,05x}$ pour Cu). La distribution spatiale des teneurs en ETM dans le biofilm est ainsi très cohérente avec ce qui a été mis en évidence dans l'eau (cf 3.2) et les archives sédimentaire (cf. partie 1). Cette dynamique spatiale se retrouve également en ce qui concerne les teneurs en ETM dans les bryophytes, suivi par le PNR du Haut Jura depuis les années 1990. L'ensemble des données disponibles concordent ainsi à montrer que **l'agglomération de Morez constitue le principal foyer de pollution historique et actuel à l'échelle du linéaire de la Bienne, en ce qui concerne les micropolluants métalliques.**

En aval de l'usine hydroélectrique d'Etalles on constate des teneurs anormalement élevées en **Cr, Ni et Pb** compte tenu de la dynamique d'abattement sur le linéaire. En ce qui concerne Cr et Ni les teneurs au niveau de la station de Chassal sont assez proches de celles en aval de Morez, atteignant respectivement 9,4 ppm et 7,0 ppm contre 10,6 ppm et 10,9 ppm au niveau de la station amont. Cela même, alors qu'en amont du réservoir d'Etalles elles sont bien plus basses (respectivement 4,7 ppm et 3,8 ppm pour Cr et Ni). La même dynamique est mise en évidence pour Pb, mais la teneur est de 15,5 ppm en aval de l'usine contre 33,2 ppm en aval de Morez. Ces résultats mettent ainsi en évidence **l'existence d'un ensemble de sources pour ces éléments** assez fortes pour influencer la géochimie des biofilms localisée au niveau du **réservoir d'Etalles et/ou dans la vallée du Lison-Lavans les St Claude**. On relève également une forte teneur en **Sn** au niveau de la station des gorges (22,2 ppm), assez proche de celle en aval de Morez (20,4, ppm). Au niveau de la station de Tancua la teneur en Sn est bien plus basse (4,4 ppm), attestant ainsi **de l'existence d'une source conséquente de Sn entre les stations de Tancua et des gorges**. De la même manière, une importante teneur en **Hg** est quantifiée dans l'échantillon de biofilm **de Molinges** (4,8 ppm), alors que l'ensemble des autres échantillons attestent de teneurs inférieures à la LQ. Cela témoigne de l'existence d'une importante **source en Hg entre les stations de Chassal et Molinges** dont l'influence est localisée.

L'analyse des éléments majeurs contenus dans les biofilms met en évidence l'importante proportion de **Ca** (compris en 24,8% et 38,7 %MS). Cet élément est un traceur géochimique permettant d'apprécier les teneurs en **carbonate de calcium**. Ces fortes teneurs s'expliquent par le contexte géologique du bassin. Cette matrice organo-minérale montre également des teneurs conséquentes en **COT** (comprises entre 5,4 % et 7,7 %MS). Les teneurs en **nutriments** sont de l'ordre de 0,52 % à 0,63 %MS pour **N**, 0,08 % à 0,20 % MS pour **S** et 0,04 % à 0,15 % MS pour **P**.

En extrapolant les données de cette étude, il est possible de calculer **une accumulation de 63,8 kg/an pour Cu et 221,5 kg/an pour Zn entre les stations de Morez et Jeurre**. Ce calcul est très approximatif et demande à être précisé avec des investigations complémentaires. Il est

basé sur une intégration des courbes de tendances établies en Fig. 7 et assume une prolifération homogène de la matrice organo-minérale de 1 mm/an pour d'une largeur moyenne du cours d'eau de 30 m. La densité de la matrice est d'environ 2,7. A partir des concentrations établies avec les capteurs passifs, il est également possible de calculer des **flux annuels de 220,6 kg/an pour Cu et 1253,5 kg/an pour Zn au niveau de la station de Jeurre** (extrapolation sur une année du flux de ETM enregistré au cours de la période de suivi). Dans ces conditions, **l'accumulation des ETM par le biofilm représente 28% pour Cu et 18% pour Zn du flux annuels dans la fraction dissoute** sur le tronçon considéré. L'interception par le biofilm semble être d'autant plus grande que l'on s'éloigne des sources. En effet, en aval directe de Morez (entre la STEP et la station de suivi) l'accumulation par le biofilm représente seulement 8 et 9% des flux annuels en Cu et Zn extrapolé à partir des résultats des capteurs passifs.

Ces résultats mettent en évidence **le rôle de réservoir que constitue le biofilm, pour les contaminants métalliques et les nutriments**. Les organismes du biofilm jouent leur rôle de **pompe biologique**, captant les éléments chimiques présents dans la rivière (Morin et al, 2008). Dans le contexte de la Bienne, avec des pH élevés (le plus souvent > 8) et d'importants apports karstiques, cela s'accompagne d'un phénomène de **précipitation des carbonates** qui permet d'accentuer l'abatement des teneurs en ETM présents dans la rivière (ex. Cukrov et al, 2008, Lourino-Cabana et al, 2009 ; Grosbois et al, 2010). Cette étude met ainsi en évidence l'existence d'un **facteur de contrôle des contaminants dont l'influence reste à préciser**. En effet, la prolifération du biofilm et la précipitation des carbonates, et *a contrario* la mise en suspension de la matrice organo-minérale lors des épisodes de transport solide est dépendant des conditions hydrologiques et climatiques saisonnières.

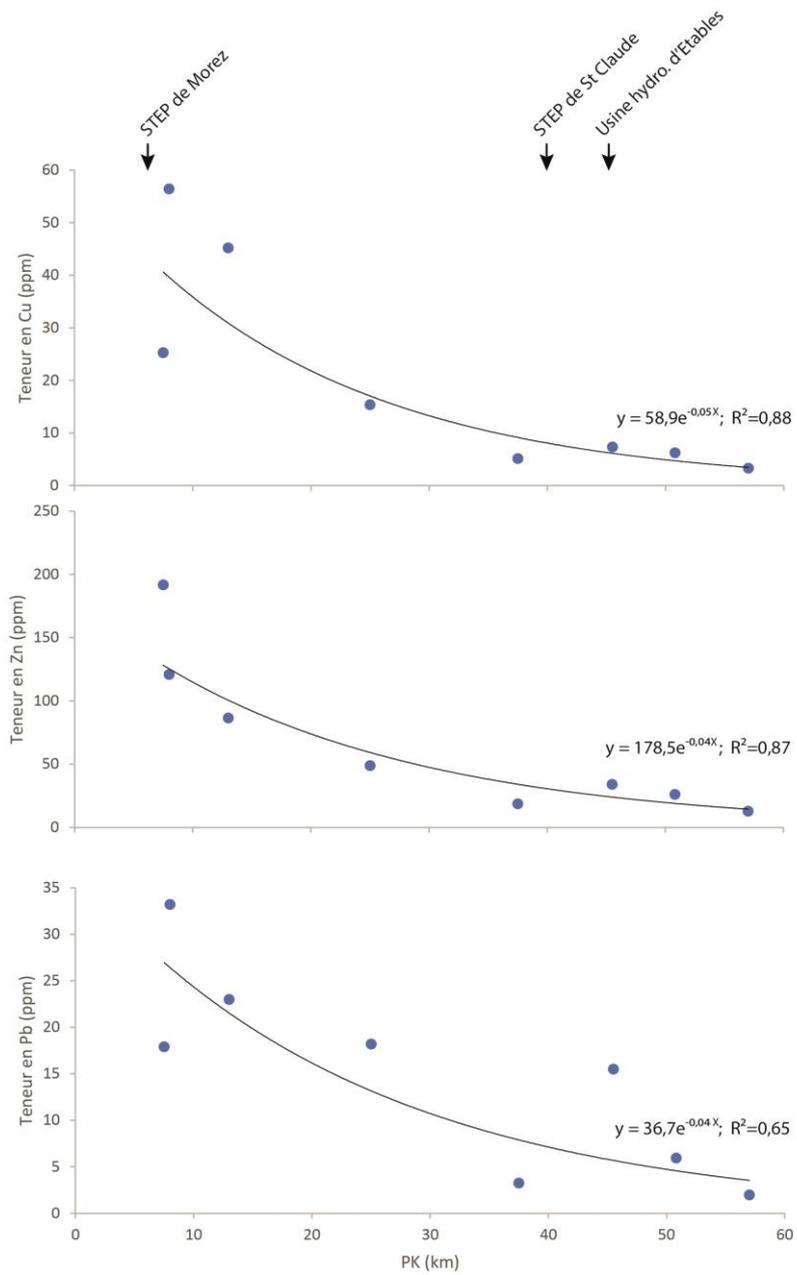


FIG. 7 : EVOLUTION DES TENEURS EN CU, PB ET ZN DANS LES ECHANTILLONS DE BIOFILM DE LA BIENNE

4. DISCUSSION

4.1. INFLUENCE DE L'HYDROLOGIE SUR LES TENEURS EN MICROPOLLUANTS DANS LA BIENNE

Le suivi de la qualité de l'eau permet de mettre en évidence une importante variabilité temporelle des contaminations. En ce qui concerne **les contaminants métalliques et les pharmaceutiques, ces évolutions peuvent être rapprochées des conditions hydrologiques lors des périodes d'échantillonnage**. Les autres micropolluants organiques semblent davantage influencés par les évolutions temporelles dans l'activation des sources de pollution.

A. INFLUENCE DES PERIODES D'ETIAGES PROLONGES

Lors de l'épisode d'étiage prolongé de septembre 2019, les teneurs en Cu et Zn sont plus importantes que pour les autres périodes de suivi en aval de Morez. Dans une étude précédente concernant la Bienne, des teneurs en Cu plus importantes en périodes de basses eaux, qu'en hautes eaux avaient également été mis en évidence (Agnelot et Bourlier, 2017). En aval des sources de pollution, les teneurs en ETM dans le cours d'eau sont directement contrôlées par la capacité de dilution de ces rejets. **Ainsi en période d'étiage prolongé les faibles débits se traduisent par des concentrations plus fortes que pour des débits plus élevés.**

L'effet de l'étiage sur la qualité chimique de l'eau se fait fortement ressentir en aval de Morez, mais est moins marqué pour les stations en aval. Cette différence de comportement peut s'expliquer par la proximité de la station de Morez avec les sources présentes dans l'agglomération et en premier lieu la STEP. Compte tenu de ce qui a été mis en évidence concernant l'abattement rapide des contaminations métalliques dans la Bienne, **il est possible d'imaginer que l'influence des faibles débits est en partie masquée par l'éloignement aux sources de pollution au niveau des stations des gorges et de Jeurre**. Cet abattement des contaminations métalliques doit être d'autant plus fort en période d'étiage estival, que la température de l'eau et l'ensoleillement renforcent l'activité biologique et la précipitation des carbonates (cf. 3.3). Un second élément pouvant expliquer l'influence moins marquée des étiages pour les stations des gorges et de Jeurre serait également **d'impliquer un plus fort soutient d'étiage par les apports des grands réseaux karstiques** comme celui de la Doye Gabet et de l'Enragé, comparativement au tronçon de la Bienne où la station de Morez est implantée.

L'influence des étiages sur la qualité chimique de la rivière est un phénomène préoccupant.

En effet, cette pression vient se rajouter à d'autres altérations comme l'augmentation de la température de l'eau et la prolifération de pathogènes, de cyanobactéries et d'algues filamenteuses qui sont facteurs de stress pour l'écosystème aquatique (Degiorgi et Badot, 2020). Une analyse statistique de l'enregistrement des débits à Jeurre met en évidence **une augmentation de la fréquence et de la durée de ces étiages au cours de période 1972 à 2019** (seuil d'étiage défini à 2,93 m³/s soit 10% du module, les mêmes dynamiques existent avec les VCN₁₀³² et VCN₃; Fig. 8). En ce qui concerne le nombre de jours d'étiage, une augmentation non linéaire est ici documentée ($r = 0.31$; $p < 0.05$). En effet, entre 1972 et 1985 le nombre de jours d'étiage est compris entre 4 et 63 avec une moyenne de 26 jours par an. À la suite de cela une première dégradation rapide est enregistrée entre 1986 et 1992. Une stabilisation de la dynamique fait suite à cela entre 1993 et 2014 avec un nombre de jours d'étiage

³² Les VCN10 et 3 correspondent aux débits minimaux sur 10 et 3 jours consécutifs

sensiblement plus élevé compris entre 9 et 91 avec une moyenne sur la période de 40 jours par an. Depuis 2015 une nouvelle phase de dégradation est en cours (entre 65 et 123 jours d'étiage pour une moyenne de 82 jours par an). Ainsi, en l'espace de 47 ans le nombre de jours d'étiage moyen sur l'année hydrologique a été plus que triplé (facteur 3.15). Cette tendance concerne principalement les mois de juin à octobre. Au niveau de la durée des étiages, une augmentation exponentielle de la moyenne annuelle est mise en évidence dans cette étude ($r = 0.67$, $p < 0.5$). Au début de la chronique on identifie principalement des étiages de faibles durées souvent 1 à 3 jours et dépassant rarement les 10 jours. A l'inverse, sur la dernière décennie seule 2 années n'ont pas connu d'étiage de plus de 10 jours consécutifs (2013 et 2014). Au cours de cette période, les plus longs étiages de chaque année sont compris entre 14 et 29 jours, avec un record sur l'ensemble de la chronique de 55 jours consécutifs pour l'année hydrologique 2018-2019.

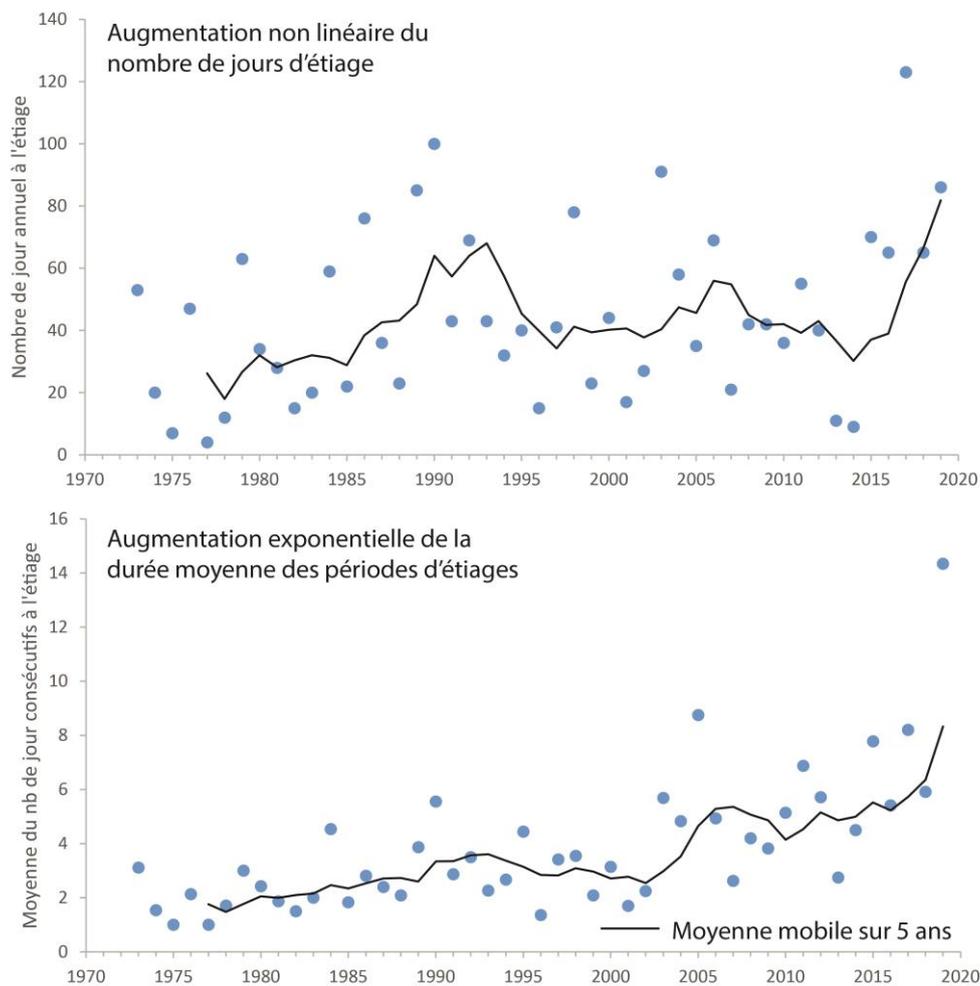


FIG. 8 : EVOLUTION DU NOMBRE DE JOURS D'ETIAGES ET DE LA DUREE MOYENNE DE CES ETIAGES AU COURS DES ANNEES HYDROLOGIQUES 1972 A 2019, SEUIL DE 2.93 M3/S SOIT 10% DU MODULE INTERANNUUEL (DATA : BANQUE HYDRO, 2020)

B. INFLUENCE DES EPISODES DE CRUE

Cette étude met en évidence **d'importantes concentrations en contaminants métalliques, lors des phases d'augmentation du débit de la Bienne faisant suite à d'intenses précipitations**. Ce phénomène a pu être documenté pour Cu et Zn sur l'ensemble du linéaire, et plus localement Cr et Pb et les HAP. Agnelot et Bourlier (2017), avaient également fait état de plus fortes teneurs en Zn lors des périodes de hautes eaux.

Les phases d'augmentation du débit de la Bienne correspondent à des périodes particulières des épisodes de crue activant différents mécanismes de contamination :

- **un ruissèlement intense sur des surfaces plus ou moins polluées,**
- **le débordement des réseaux d'assainissement,**
- **et une activation du transport solide mobilisant les MES qui se sont déposés dans le lit et potentiellement l'érosion du biofilm et des sédiments contaminés en fonction de l'intensité de l'épisode.**

Les concentrations en ETM sont ainsi particulièrement fortes dans les premiers temps des épisodes de pluies intenses, on parle de **first flush effect** (Lee et al, 2004 ; Li et al, 2012). Dans le cadre de la Bienne, les apports lors de ces épisodes de crues semblent diffus à l'échelle du linéaire, bien que les zones les plus urbanisées ou/et industrialisées doivent constituer des foyers de pollution particulièrement forts. Plus tard dans l'épisode de crue, lors de la période de ressuyage, les teneurs en polluants métalliques doivent être plus faibles. C'est ce qui pourrait expliquer les plus faibles teneurs en ETM relevées dans les capteurs passifs lors des crues d'octobre et novembre-décembre. Les apports en contaminants provenant des plus grandes résurgences karstiques peuvent décrire une évolution temporelle similaire mais différée dans le temps par rapport aux écoulements de surface (Cholet et al, 2019).

Les résultats de l'étude mettent également en évidence des **concentrations en pharmaceutiques sensiblement plus élevées lors des épisodes de crues** d'octobre et novembre décembre que pour les deux autres périodes de suivi. Les analyses matérialisent ainsi l'influence de ces événements hydrologiques sur la dynamique temporelle des résidus médicamenteux. Toutefois, cette étude ne permet pas d'avoir une résolution temporelle fine sur l'évolution des concentrations au cours des événements de crue - une importante variabilité temporelle des concentrations pouvant également exister pour ces pharmaceutiques (Soulier et al, 2015 ; Jaffrezic et al, 2016).

Aux contaminations de la fraction dissoute et colloïdale, viennent se rajouter celles de la fraction particulaire. La mobilisation des particules contaminées peut être plus tardif au cours de la crue, le transport solide et en particulier l'érosion des sédiments de berge s'activant lorsque la vitesse des écoulements est suffisante. L'échantillon de MES collecté au niveau de la station de Jeurre atteste d'une composition géochimique proche de ce qui a été mis en évidence dans les sédiments des berges de la Bienne. En effet, les **rapports Zn/Cu et Zn/Pb dans les MES sont similaires à ceux enregistrés dans les années 1970** au niveau de la station de carottage de Dortan, ainsi qu'au niveau des **sédiments de berge dans la partie aval du bassin** (respectivement 2.8 et 2.5). Ces résultats apportent des preuves supplémentaires permettant de mettre en évidence **l'influence des déstockages sédimentaires**.

Au cours de la crue, on peut ainsi imaginer plusieurs vagues de contaminations successives en fonction de la mobilisation des réservoirs de contaminations et de l'évolution des débits.

Cela venant se rajouter à des augmentations des concentrations en aval des fortes sources lors des périodes d'étiages. Ces dynamiques complexes demandent à être précisées et projetées dans une perspective d'évolution des pollutions sur le long terme.

4.2. SOURCES ET MECANISMES DE POLLUTIONS

Afin d'expliquer les contaminations de la Bienne, différentes sources et mécanismes de pollutions peuvent être invoqués. Il est possible de différencier :

- **les sources polarisées autour de foyers industriels et urbains**, dont l'influence sur la qualité du cours d'eau dessine un gradient vers l'aval,
- **et les sources diffuses**, impactant le cours d'eau de manière relativement homogènes.

A. INFLUENCE DES FOYERS DE POLLUTIONS

L'analyse des rapports entre Cu et Zn dans les membranes DGT permet d'identifier **un ensemble de sources communes à l'ensemble de la Bienne**. En effet, les différentes données recueillies au cours du suivi s'alignent autour d'un rapport $Zn = 1,3.Cu$ ($r = 0,9$; $p < 0,05$).

Ces résultats mis en parallèle avec les dynamiques spatiales établies à partir des sédiments, des capteurs passifs et des biofilms montrent **l'influence très majoritaire des apports en ETM provenant de la partie amont du bassin** sur la qualité de l'eau à l'échelle du linéaire.

Les concentrations en ETM dans les différentes matrices diminuent alors que l'on s'éloigne de **l'agglomération de Morez, matérialisant le principal foyer de pollution à l'échelle du bassin**. L'analyse de la distribution spatiale des contaminants métalliques met également en évidence **la contribution d'une source en contaminants métalliques en aval du réservoir d'Etables**. Il n'est pas possible de localiser précisément ce foyer de pollution secondaire, pouvant être établie au niveau de la zone industrielle de St Claude et/ou de la vallée du Lison-Lavans les St Claude.

Les ETM (Cu, Zn, mais aussi Ag, Bi, Cr, Hg, Ni, Pb et Sn) sont largement utilisés dans l'industrie locale et les rejets en certains éléments sont suivis par le PNR du Haut Jura. Les **activités industrielles utilisant les ETM** et en premier lieu le décolletage et la tribofinition sont d'importants contributeurs avec des concentrations dans les effluents de l'ordre de 10^4 µg/l. Dans une moindre mesure, les activités de dégraissage / décapage des métaux montrent également de fortes concentrations dans les effluents de l'ordre de 10^3 µg/l.

Ces activités industrielles sont principalement implantées au niveau des agglomérations de Morez, St Claude, ainsi que la vallée du Lison-Lavans les St Claude. Cependant, il existe des usines réparties dans le bassin qui doivent également contribuer à la contamination de la Bienne.

B. INFLUENCE DES SOURCES DE POLLUTION DIFFUSES

Les rapports Zn/Cu dans les prélèvements d'eau réalisés en périodes de crues sont bien plus élevés que ceux mis en évidence dans les capteurs passifs et les autres matrices analysées, compris entre 21,0 et 95,7. Lors de ces épisodes, **les concentrations élevés en Cu et surtout Zn, ainsi que les ratios inter-élémentaires différents affectent l'ensemble du linéaire de manière relativement homogène**. Le même type de contamination en Cu et Zn a également été mis en évidence au niveau de la résurgence de l'Enragé (annexe 6). **Cela témoigne de l'activation temporaire de sources de contaminations aux moments de ces épisodes**. Comme il en a été fait mention précédemment, différents mécanismes de contaminations peuvent avoir lieu, à la suite fortes précipitations (cf. § 4.1). Les apports associés aux débordements des réseaux et le ruissèlement sur les surfaces anthropisées peuvent amener à des concentrations fortes en aval des foyers industriels et urbains. Dans le contexte de la Bienne, des explications complémentaires peuvent également être avancées, invoquant la **contribution de sources diffuses à l'échelle du bassin – en lien avec la contamination des sols et le contexte hydrogéologiques favorisant la connectivité entre ces zones sources et la rivière**³³.

En effet, différents indices semblent établir **une influence plus forte des activités agricoles sur la pollution de la Bienne au moment des épisodes de crue**. En effet, l'épandage des lisiers, des fumiers et des boues de STEP constituent d'importants contributeurs en ETM pour les sols, avec des ratios Zn/Cu dans la fraction soluble du même ordre de grandeur que ceux mis en évidence dans la Bienne au cours des épisodes de crue (Menzi et Kessler, 1998, Ogiyama et al, 2005 ; Hokayem et al, 2014). Ces contaminants peuvent facilement rejoindre les écoulements de surfaces et souterrains lors des épisodes de pluies intenses via le ruissèlement et l'infiltration des eaux. Ce mécanisme de pollution a également été avancée pour expliquer les fortes teneurs en Zn dans la Loue (Badot et al, 2019). D'autre part, l'analyse **des pharmaceutiques a révélé une augmentation des concentrations au cours des épisodes de crues**. Là également, le débordement des réseaux d'assainissement peu en partie expliquer cette dynamique pour les substances utilisées pour la médication humaine. Pour autant, les augmentations de concentrations sont particulièrement prononcées pour les médicaments vétérinaires, impliquant **une plus forte contribution des sources agricoles**. La contamination des sols se fait lors des épandages des lisiers et/ou des boues de STEP, ainsi que par les déjections lors des périodes de pâtures. Les pharmaceutiques vétérinaires rejoignent massivement les rivières après les épandages et les épisodes de pluies (Jaffrézic et al, 2017). Pour la majorité de ces substances **les temps de dégradation sont longs à l'abris de la lumière**, la photodégradation étant le principal mécanisme d'inactivation.

Les sols agricoles semblent ainsi constituer d'importantes sources de contaminants métalliques et pharmaceutiques pour la Bienne via les eaux de ruissèlement et d'infiltration. Dans les massifs karstiques, le rôle des écoulements souterrains est important en ce qui concerne le transport des contaminants des zones sources vers les rivières, faisant intervenir des mécanismes complexes sur différentes échelle de temps (épisodes de crue – infiltration lentes – stockage/déstockage dans l'endokarst ; Schiperski et al, 2015 ; Cholet et al, 2019). Il s'agit là d'un premier constat de la problématique qui demandent à être approfondis. Ces résultats soulèvent notamment des interrogations quant au niveau de contamination des sols, aux concentrations dans l'eau d'infiltration et ruissèlement au niveau des parcelles agricoles et également la vulnérabilité particulière du bassin liée à ses caractéristiques hydrogéologiques.

³³ Les écoulements dans les zones de plus forte perméabilité au sein du système karstique induit un transfert rapide entre les sols et la rivière.

C. SOURCES DE CONTAMINATIONS EN HAP

Dans les membranes SPMD, la distribution des HAP montre une variabilité importante au cours du suivi. La composition du mélange de HAP présent dans l'eau est caractéristique **de sources mixtes pyrogéniques (combustibles fossiles - biomasse) et pétrogéniques (pétroles et dérivés)**. L'analyse des rapports ANT/178 ($ANT/(ANT+PHE)$) et FLT/202 ($FLT/(FLT+PYR)$) permet de préciser cela (Fig. 9). En effet des rapports ANT/178 < 0,1 et FLT/202 < 0,4 attestent d'apport pétrogéniques alors qu'au-dessus de ces seuils les apports sont pyrogéniques (Yunker et al, 2002 ; Pies et al, 2008). **Dans le cadre de la Bienne 4 pôles se distinguent en fonction de l'hydrologie et de l'activation saisonnière des sources**

Trois sur les quatre échantillons récupérés en aval de Morez ainsi que ceux de janvier 2020 au niveau des stations de St Claude et Jeurre occupent une **position influencée principalement par des sources pyrogéniques**, mais aussi dans une moindre mesure pétrogéniques.

Les échantillons de septembre récupérés au niveau des stations de St Claude et Jeurre, ainsi que ceux de la crue de novembre-décembre 2019 sur l'ensemble des stations matérialisent 2 pôles pour lesquels **les apports pétrogéniques sont plus marqués**. Au cours de l'étiage de septembre, la Bienne était majoritairement sous l'influence des rejets industriels et urbains, étant donné qu'il n'y a pas eu de précipitations importantes pendant la période d'exposition. Au cours de la crue de novembre-décembre **le ruissèlement sur les surfaces contaminées** à très probablement jouer un rôle important dans l'augmentation des apports pétrogéniques, via le lessivage des hydrocarbures. Pour autant, le caractère épisodique du phénomène laisse fortement présager un/des **déversements accidentels d'hydrocarbures**. Ces données mettent ainsi en évidence que ce genre de contamination est en mesure d'impacter la qualité de l'eau d'amont en aval du cours d'eau.

Au cours de la crue d'octobre 2019, la signature géochimique au niveau des stations de St Claude et Jeurre atteste **d'un renforcement des apports pyrogéniques**. Cette signature se rapproche également de celle mise en évidence dans les sédiments de berge de la Bienne. Compte tenu des conditions hydrologiques (crue biennale), on peut imaginer **la contribution des pollutions sédimentaires** au cours de cet épisode, lors de remise en suspension des sédiments et migration vers la phase aqueuse.

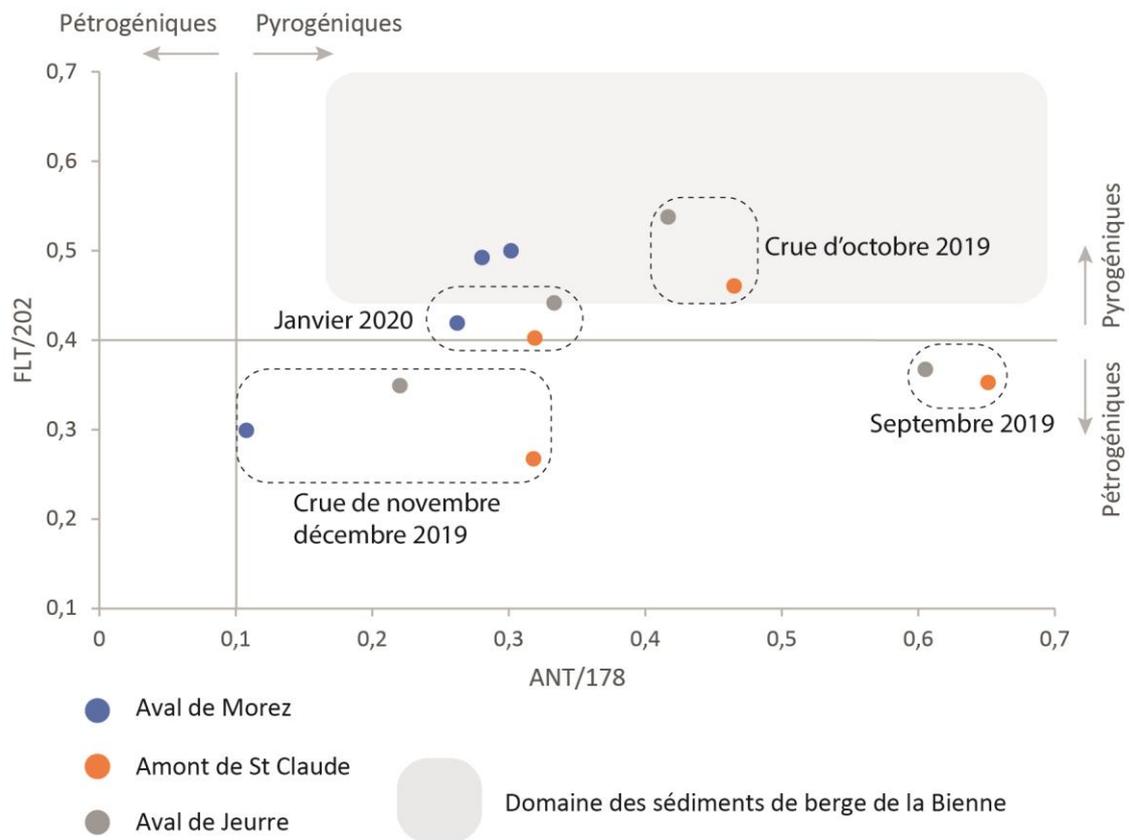


FIG. 9: CARACTERISATION DES SOURCES DE HAP CONTAMINANT LES EAUX DE LA BIENNE A L'AIDE DU DIAGRAMME DE YUNKER ET AL, 2002

4.3. EVALUATION DE L'IMPACT ECOTOXICOLOGIQUE

A. IMPACT ECOTOXICOLOGIQUE CHRONIQUE

Les concentrations moyennes reconstituées à partir des capteurs passifs intègrent de longues plages temporelles. Ces résultats sont particulièrement bien adaptés pour être **comparés avec des valeurs de référence évaluant l'écotoxicité chronique des contaminations**³⁴. Différents seuils sont ici mis en relations les données géochimiques (Tab. 6) :

- Les **NOEC** (No-Observed Effect Concentration) représentent les plus fortes concentrations testées n'ayant pas entraîné d'effets significatifs en laboratoire. Dans le cadre de cette étude, les données écotoxicologiques de l'INERIS ont été utilisées (<https://substances.ineris.fr>). Les NOEC ont été définis à partir des CE₁₀, c.-à-d. les teneurs induisant une mortalité de 10% des effectifs exposés sur des temps d'exposition long. Les NOEC sont ici exprimées sous forme d'une gamme de concentrations afin de tenir compte de la variabilité de la réponse écotoxicologique entre les différentes espèces testées. Seuls les NOEC définis sur les poissons et invertébrés ont ici été pris en compte.
- Les **PNEC** (Predicted Non Effect Concentrations) sont définies à partir de la compilation des NOEC auxquels on impose un facteur d'extrapolation c'est-à-dire une marge de sécurité ayant vocation à appliquer les résultats de laboratoire en se projetant sur des durées d'exposition plus longues que les dispositifs expérimentaux et sur une plus large gamme d'espèces.
- Les **NQE** (Normes de Qualité Environnementales) sont définis de la même manière que les PNEC et sont souvent similaires. Elles représentent les concentrations moyennes annuelles à ne pas dépasser pour protéger les organismes aquatiques.
- Les **MAC** (Concentrations maximales acceptables) sont définis seulement pour certaines substances polluantes. Elles sont calculées à partir des CE₅₀ (les concentrations au-dessus desquelles plus de 50% de l'effectif testé meure) auxquels un facteur d'extrapolation est imposé. Les MAC représentent les concentrations maximales instantanée à ne pas dépasser protéger l'écosystème aquatique.

Contaminants métalliques :

Au niveau de la station de Morez, **les concentrations en Cu établies au cours de l'étiage de septembre 2019 sont bien supérieures à la gamme de NOEC**. Cette valeur est même **supérieure à la PNEC**. Les concentrations en Cu sur les autres périodes d'exposition sont proches de la valeur haute de la gamme de NOEC pour cette station. En ce qui concerne les stations des gorges et de Jeurre, les concentrations en Cu se positionnent dans la gamme de NOEC. Les concentrations moyennes en Zn établies à partir des capteurs passifs sont quant à elles inférieurs au PNEC sur l'ensemble du suivi.

³⁴ Ce travail évalue la toxicité des substances indépendamment les unes des autres et se limite à celles dont les seuils de toxicités sont référencés. A ce titre, il permet de repérer les contaminants dont les concentrations sont les plus préoccupantes. La toxicité réelle du mélange de polluants sur les écosystèmes aquatiques n'est pas accessible suivant cette démarche.

			Station de Morez		Station des gorges		Station de Jeurre			
		LQ	Min	Max	Min	Max	Min	Max	PNEC/NQE (MAC)	NOEC
ETM (µg/l)	Cu	0,06	0,67	2,02	0,34	0,46	0,16	0,21	1,6	0,03 - 0,67
	Zn	0,52	1,62	3,34	1,05	1,51	0,69	1,79	7,8	40
HAP (ng/l)	NAP	0,07	2,11	7,5	1,16	2,39	0,82	3,34	2,0.10 ³	2,0.10 ⁴ - 6,0.10 ⁵
	ACE	0,07	0,52	3,3	0,16	0,82	0,15	0,29	3,7.10 ³	4,0.10 ⁴ - 5,0.10 ⁴
	ACY	0,07	0,15	0,69	0,08	0,18	0,18	0,22	2,3.10 ³	
	FLU	0,07	0,49	1,4	0,19	0,53	0,18	0,27	250	2,0.10 ⁴
	PHE	0,07	0,51	2,73	0,1	0,68	0,1	0,29	1,3.10 ³	1,0.10 ⁴ - 2,0.10 ⁴
	ANT	0,07	0,19	0,35	0,08	0,28	0,07	0,14	100	1,2.10 ³ - 1,9.10 ³
	FLT	0,03	0,4	0,64	0,07	0,2	0,05	0,21	6,3	1,2.10 ³ - 1,0.10 ⁴
	PYR	0,03	0,37	1,3	0,12	0,53	0,08	0,21	24	2,1.10 ³ - 1,0.10 ⁵
	BaA	0,03	0,23	0,29	0,03	0,3	0,04	0,21	24	1,0.10 ⁴
	CHY	0,03	0,25	0,34	0,22	0,29	0,18	0,23	30	
	BbF	0,03	0,11	0,14	0,11	0,17	0,08	0,11	30	3,0.10 ² - 1,0.10 ³
	BkF	0,03	0,04	0,05	0,03	0,04	0,03	0,04	50	5,0.10 ² - 1,0.10 ³
	BaP	0,03	0,04	0,06	0,04	0,07	0,03	0,05	1	
Pesticides membranes SPMD (ng/l)	Hexachlorobenzene	0,005	0,003	0,006	0,002	0,002	0,001	0,002	13	1,3.10 ² - 3,7.10 ³
	Lindane	0,066	< LQ	0,384	< LQ	0,132	< LQ	< LQ	20	2,0.10 ² - 2,9.10 ³
	Chlorpyrifos	0,005	< LQ	0,008	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	33	56-140
	p,p'-DDE	0,001	0,001	0,003	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	25	
	p,p'-DDT	0,001	< LQ	0,004	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	25	
	Bifenthrine	0,005	< LQ	0,066	< LQ	0,076	0,013	0,058	0,019 (10)	9,5.10 ⁻³ - 40

TAB. 5. COMPARAISON DES CONCENTRATIONS EN CONTAMINANTS RECONSTITUES A PARTIR DES CAPTEURS PASSIFS DGT ET SPMD AVEC DES VALEURS ECOTOXICOLOGIQUES DE REFERENCE. LES VALEURS PRESENTEES SONT CELLES CALCULES A PARTIR DES COEFFICIENTS RS MEDIAN, POUR AUTANT LES INCERTITUDES ONT ETE PRISE EN COMPTE POUR CES COMPARAISONS. EN GRISE LES VALEURS SUPERIEURS AUX NOEC, EN ROUGE CELLES SUPERIEURES AUX PNEC (SOURCES : INERIS, 2020)

ng/l	LQ	Station de Morez		Station des gorges		Station de Jeurre		PNEC/NQE (MAC)	NOEC
		Min	Max	Min	Max	Min	Max		
Atrazin	1,8	<LQ	2,0	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	600 (2,0.10 ³) ^(a)	
Mecoprop	0,2	<LQ	0,5	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	100 (6,0.10 ⁴) ^(a)	2,2.10 ⁷ - 1,1.10 ^{8(a)}
Terbutylazine	0,7	<LQ	0,8	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	60 (300) ^(a)	1,9.10 ⁴ - 9,0.10 ^{4(a)}
Herbicides- Fongicides	Metolachlore	0,4	0,4	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ		7,1.10 ^{5(a)}
	Carbendazime	0,7	2,3	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	100 (700) ^(a)	1,5.10 ³ - 3,2.10 ^{3(a)}
	Propiconazole	0,7	2,9	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	100 (2,0.10 ³) ^(a)	9,5.10 ⁴ - 3,1.10 ^{5(a)}
	Diuron	0,7	9,3	<LQ	1,9	<LQ	1,9	200 (1,8.10 ³) ^(a)	1,0.10 ⁵ - 4,1.10 ^{5(a)}
	Terbutryne	0,7	2,1	<LQ	<LQ	<LQ	<LQ	65 (340) ^(a)	
Lactones macrocycliques	Doramectine	37,5		260,5	2144,0	383,5	2517,2	1 ^(b)	25 ^(b)
	Eprinomectine	42,1		666,7	856,3	187,4	902,4	4,5 ^(b)	370 ^(b)
	Ivermectine	28,0		231,6	865,5	489,9	996,5	0,25 ^(b)	25 ^(b)
	Moxidectine	134,7		698,0	930,5	219,6	953,6	0,3 ^(b)	10 ^(b)
Autres antiparasitaires - pyréthrinoides et organophosphorés	Cypermethrine	17,2		25,9	77,3	28,6	78,5	0,08 (0,6) ^(a)	9-30 ^(a)
	Déltamethrine	88,5		<LD	153,7	<LD	150,5		9-100 ^(c)
	Phoxime	36,8		102,6	163,5	84,6	216,7	1 ^(a)	50 ^(a)
Antibiotiques	Doxycycline	66,4		89,9	152,2	78,6	191,3	2,6.10 ⁴ / 2,0.10 ^{3(d)}	
	Enrofloxacin	9,4		46,2	107,0	70,4	353,3	1,9.10 ³ / 60 ^(d)	
	Fluméquine	5,5		49,9	104,4	17,4	107,1	250 / 250 ^(d)	
	Lincomycine	20,9		43,6	152,3	27,0	262,6	810 / 2,0.10 ^{3(d)}	
	Spiramycine	10,7		120,3	318,6	212,3	332,2	1,1.10 ³ / 500 ^(d)	
	Sulfamethazine	11,4		52,7	85,0	65,5	117,0	600 / 1,6.10 ^{4(d)}	
	Triméthoprim	5,5		211,0	247,7	129,9	323,5	3,1.10 ⁵ / 500 ^(d)	
	Tylosine	10,7		84,9	598,9	80,8	511,8	980 / 4,0.10 ^{3(d)}	
Oxytétracycline	38,0		976,9	1532,3	821,2	1635,5	4,7.10 ⁴ / 500 ^(d)		

TAB. 5. COMPARAISON DES CONCENTRATIONS EN CONTAMINANTS RECONSTITUES A PARTIR DES CAPTEURS PASSIFS POCIS AVEC DES VALEURS ECOTOXICOLOGIQUES DE REFERENCE. LES VALEURS PRESENTES DANS LE TABLEAU SONT CELLES CALCULEES A PARTIR D'UN RS MEDIAN, POUR AUTANT LES INCERTITUDES ONT EGLEMENT ETE PRISE EN COMPTE POUR CES COMPARAISONS. POUR LES ANTIBIOTIQUES LES VALEURS DE PNEC EN ITALIQUE EVALUENT LA TOXICITE SUR LES COMMUNAUTES MICROBIENNES - EN GRISE LES VALEURS SUPERIEURS AUX NOEC, EN ROUGE CELLES SUPERIEURES AUX PNEC (SOURCES : A-INERIS, 2020 ; B-LUMARET ET AL, 2012 ; C-TOUMI, 2018 ; D-ALLIANCE INDUSTRY, 2020)

Contaminants organiques :

En comparaison avec les seuils de toxicités, les antiparasitaires sont présents en concentrations élevées dans la Bienne. **L'ensemble des lactones macrocycliques dépassent les PNEC et les valeurs de NOEC d'un facteur proche de 10** pour la plupart d'entre eux. **Les pyréthriinoïdes** (bifentrine, cyperméthrine et deltaméthrine) ainsi que **l'organophosphoré** phoxime sont également **présents en concentrations supérieures aux PNEC et proches des valeurs de NOEC** au niveau de l'ensemble des stations.

L'impact environnementale de ces substances vétérinaires dans les zones d'élevages constitue un sujet de préoccupation grandissant (Bruxau, 2013 ; Römbke et al, 2018). En effet **ces antiparasitaires sont fortement toxiques pour les invertébrés dans les sols et la vie aquatique** en générale. D'autre part, leur utilisation généralisée ainsi que les expositions environnementales sont en mesure d'induire une pression de **sélection de parasites résistants** aux traitements. Les résultats de l'étude sur la Bienne mettent en évidence **la poly-contamination par ces antiparasitaires à des niveaux en mesure d'impacter le fonctionnement de l'écosystème aquatique**. Les risques écotoxicologiques sont à considérer sur le long terme ces substances s'accumulant dans les sédiments et la biomasse.

En ce qui concerne **les antibiotiques**, seule **la tylosine montre des concentrations proches de la PNEC au moment des crues**. La toxicité des antibiotiques sur invertébrés et les poissons reste faible. Pour autant, **l'impact de ces molécules sur les communautés microbiennes est loin d'être négligeable**. En effet, 4 des 9 antibiotiques analysées présentent des concentrations du même ordre voir supérieure au PNEC évaluant la toxicité pour les communautés microbiennes (**enrofloxacin, spiramycine, triméthoprime, oxytétracycline**).

L'altération de l'activité microbienne par les antibiotiques peut **engendrer des répercussions sur le fonctionnement de l'écosystème aquatique** dans son ensemble (ex. perturber le cycle de l'azote ; Underwood et al, 2011). D'autre part, la présence d'un cocktail d'antibiotique est en mesure d'induire la **sélection *in situ* de bactéries résistantes ou du moins de favoriser la dissémination des gènes de résistance au sein de l'environnement aquatique** (Danner et al, 2019). Le biofilm constitue un compartiment particulièrement propice à l'accumulation des antibiotiques et la sélection des bactéries résistantes (Aubertheau et al, 2017).

Cette analyse met ainsi en évidence la présence de plusieurs substances polluantes en mesure d'impacter sur le long terme les écosystèmes aquatiques. C'est le cas pour les trois stations et sur l'ensemble du suivi. Un total de 13 substances polluantes dépasse ainsi les seuils de toxicité:

- **Les contaminants métalliques avec Cu et Zn**
- **Les antiparasitaires avec les lactones macrocycliques, les pyréthriinoïdes et les organophosphorés**
- **Les antibiotiques avec l'enrofloxacin, la spiramycine, la triméthoprime la tylosine et l'oxytétracycline.**

B. IMPACT ECOTOXICOLOGIQUES AÏGUE

Les fortes teneurs en Cu et Zn mise en évidence lors des phases d'augmentation rapide du débit de la Bienne ont également été comparés aux valeurs écotoxicologiques de référence (Fig. 10). La CL₅₀ est bien adaptée pour évaluer la toxicité associée à ces épisodes de pollutions de faible emprise temporelle (de l'ordre de quelques heures à quelques jours). Cependant cette valeur n'est pas disponible pour Cu.

Les concentrations en **Cu** sont ainsi bien supérieures aux NOEC et à la PNEC. En ce qui concerne **Zn** les concentrations en crue sont même supérieures à la CL₅₀.

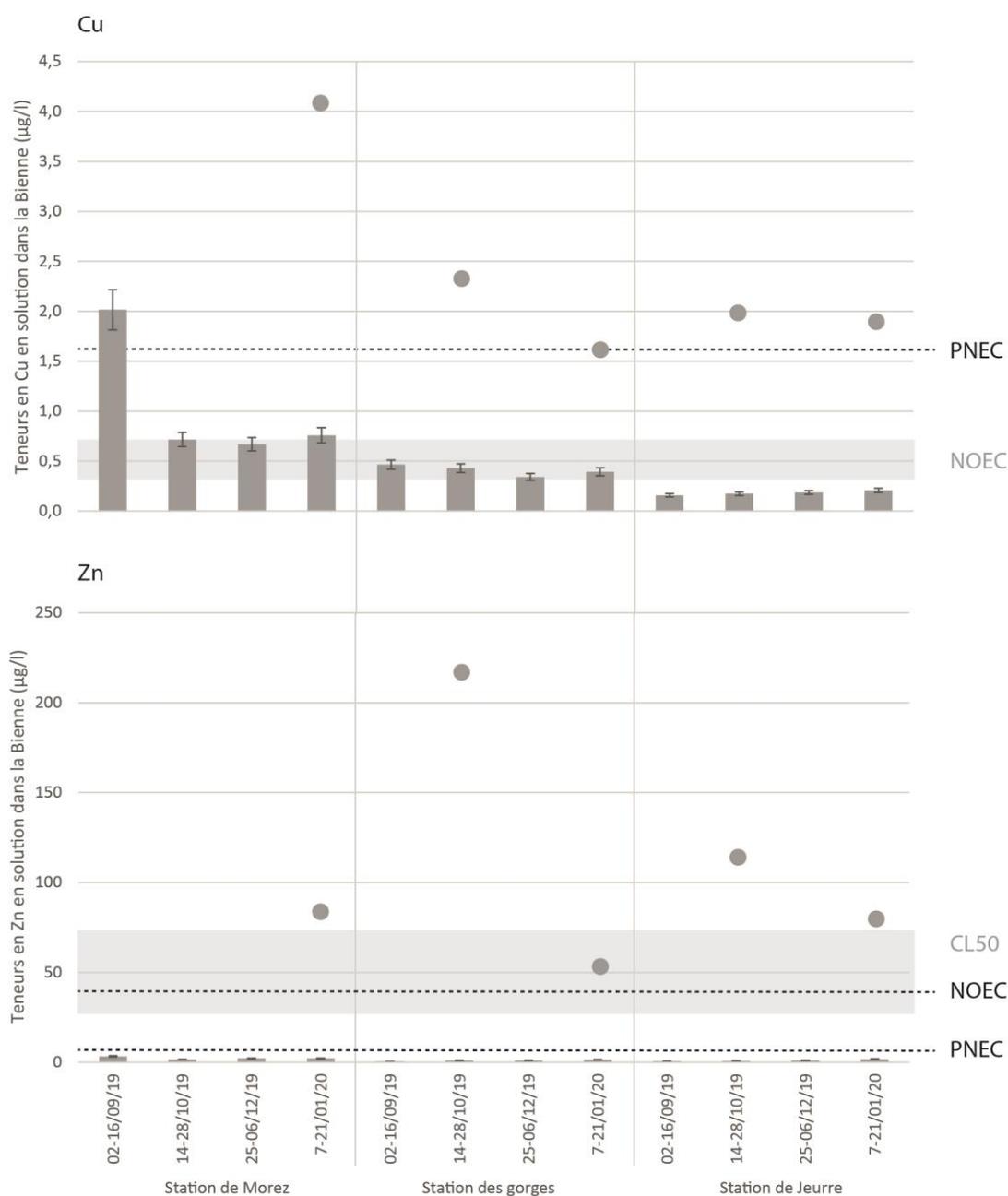


FIG. 10 : EVOLUTION DES TENEURS EN CU ET ZN DANS LA FRACTION DISSOULTE DES EAUX DE LA BIENNE EST COMPARAISANT AVEC DES VALEURS ECOTOXICOLOGIQUES DE REFERENCE SELON INREIS, 2020. LES BARRES CORRESPONDENT AUX RESULTATS DES CAPTEURS PASSIFS, LES ROND CEUX DES PPRELEVEMENTS D'EAU EN CRUE.

Cette étude met en évidence l'existence de différents mécanismes contrôlant l'exposition des organismes aux substances toxiques :

- **des teneurs moyennes en contaminants métalliques et organiques dans la Bienne en mesure d'impacter sur le long terme les écosystèmes et cela sur toutes les stations étudiées.**
- **un phénomène de « pulse de toxicité », impliquant de plus fortes teneurs en contaminants et traversant la Bienne suites à de fortes précipitations faisant rapidement augmenter le débit de la Bienne.**
- **La mobilisation des contaminants piégés dans les sédiments et le biofilm lors des épisodes de crue**

Ce contexte fait ainsi intervenir **une importante variabilité temporelle dans l'exposition des organismes aquatiques en matière de teneurs et de composition du mélange de substances toxiques, ainsi que dans les fractions impliquées dans le transport des contaminants (dissoute et/ou particulaire).**

5. CONCLUSION

Dans le cadre de cette étude, un dispositif de monitoring a été mis en place dans la Bienne afin d'analyser l'évolution spatiale et temporelle des contaminants métalliques et organiques. Il met en œuvre des capteurs passifs, des prélèvements d'eau en crue et de MES, ainsi que des prélèvements de biofilms.

Cette analyse met en évidence **la présence de nombreuses substances polluantes** sur l'ensemble des stations et tout au long du suivi : ETM, HAP, PCB, Insecticides-acaricides, Herbicides, Fongicides, pharmaceutiques vétérinaires. Une vingtaine des substances détectées sont **totalemment ou partiellement interdites d'utilisation**, pour certaines depuis plusieurs décennies, témoignant ainsi de **leur persistance dans l'environnement**.

Les concentrations **les plus importantes sont relevées en aval de Morez**, matérialisant ainsi un foyer principal de contamination à l'échelle du linéaire. **Le réservoir d'Étables et/ou la vallée du Lison-Lavans les St Claude** constitue également un foyer de pollution impactant plus localement la basse Bienne.

Une importante **variabilité temporelle des contaminations** a également été mise en évidence dans cette étude. Elle s'explique par **l'influence de l'hydrologie et de l'activation des sources** dans le bassin. **Les étiages prolongés et les phases d'augmentation du débit de la rivière à la suite de fortes précipitations** sont les événements hydrologiques qui attestent des plus fortes concentrations. D'autre part, **la remobilisation des sédiments pollués** est un facteur de contamination important au cours des crues.

Les concentrations en **Cu, Zn, antiparasitaires et antibiotiques dépassent les seuils de toxicité**. Les teneurs en **Cu et surtout Zn** sont particulièrement fortes lors des phases de montée en crue, impliquant **un niveau de toxicité encore plus élevé**.

La mise en place du dispositif de monitoring a conditionné l'obtention de ces résultats. Les **capteurs passifs sont d'intéressants outils permettant de reconstituer les concentrations moyennes sur une période d'exposition** qui peuvent par la suite être comparés à des valeurs évaluant la **toxicité chronique sur les écosystèmes**. Ils permettent aussi de détecter des substances polluantes présentes en très faibles concentrations dans la rivière et ainsi de **dresser un tableau complet des contaminants en présence**. Cette étude a également permis de montrer qu'il était important de compléter cette surveillance par **des analyses des niveaux de contaminations lors d'événements hydrologiques de faibles emprises temporelles** comme les augmentations rapides du débit et les phases des crues induisant une érosion des berges polluées. Ces données peuvent être comparées à des **valeurs de référence évaluant l'écotoxicité aiguë**. L'analyse des **biofilms** le long d'un transect longitudinal du cours d'eau permet de **repérer les sources**. Les biofilms nous apportent des **données représentatives des niveaux de contamination entre deux épisodes de transport solide**.

PARTIE 3 : SYNTHÈSE, ENJEUX ET PERSPECTIVES

Au cours de cette étude, les teneurs **en micropolluants métalliques et organiques ont été analysées dans les archives sédimentaires ainsi que dans l'eau de la Bienne**. Différents objectifs ont ici été poursuivis :

- **Analyser les dynamiques spatiales et temporelles des pollutions**, et comprendre les mécanismes à l'œuvre,
- **Définir les sources** en faisant notamment la part entre les apports en contaminants actuels de ceux hérités des activités passées,
- **Évaluer l'impact écotoxicologique** des pollutions.

Ce dernier chapitre, en guise de conclusion, vise à synthétiser les résultats de ces recherches et à cibler les perspectives et enjeux opérationnels.

A. Pollution des sédiments :

Au cours de cette étude, **les teneurs en micropolluants métalliques et organiques ont été analysées dans les archives sédimentaires** stockées au niveau des berges de la Bienne et du réservoir d'Étables. **Les dynamiques spatiales** des pollutions ont été établies à partir de profils en long du cours d'eau. Les **trajectoires temporelles** des différents polluants ont été définies à partir de l'analyse d'une carotte sédimentaire prélevée dans la partie aval du bassin.

Ces analyses montrent ainsi que **les ETM et les HAP constituent les deux familles de polluants présentant les plus fortes teneurs dans les sédiments de la Bienne**. Pour ces paramètres, **les niveaux de pollution sont élevés**. Le **DEHP, les PCB et les dioxines et furanes sont également présents**, mais les niveaux de contamination sont de moindres importances. Ces pollutions ont pour origines **les activités industrielles** historiquement implantées dans le bassin et en premier lieu celles utilisant les ETM, ainsi que l'utilisation des **combustibles (biomasse et fossile) et des dérivés de pétroles**. **Les teneurs en ETM sont particulièrement élevées dans la partie amont du bassin**, elles montrent **un maximum en aval de Morez**, puis suivent une tendance à la diminution vers l'aval. **Les polluants organiques** suivent également cette tendance, cependant le **réservoir d'Étables constitue une zone particulièrement contaminée dans le bassin**.

L'analyse temporelle des pollutions sédimentaires fait apparaître deux dynamiques distinctes. Pour **la majorité des ETM, les PCB, les dioxines et les furanes une tendance à la diminution généralisée des pollutions** est enregistrée depuis la fin des années 1970. Une même dynamique temporelle affecte les HAP, mais de manière plus tardive – milieu des années 1990. L'abaissement général du niveau de contamination dans le bassin est à relier à la mise en place de procédés de traitements des effluents et également une importante restructuration de l'activité industrielle. A la différence des autres paramètres, **le cuivre, l'étain et le DEHP ne montrent pas de tendances significatives dans les enregistrements sédimentaires**. L'analyse de la carotte sédimentaire permet de mettre en évidence, **une réactivation de sources de pollutions anciennes**, de manière **épisodique dans les années 2000, puis récurrente dans les années 2010**. La **remobilisation de sédiments contaminés stockés dans les berges et le réservoir d'Étables** en période de crue est à l'origine de ce phénomène (Fig. 1). L'analyse des **matières en suspension** en transit au cours de ces épisodes hydrologiques vient confirmer cela.

Des **analyses écotoxicologiques** ont été menées sur les sédiments de la Bienne. La comparaison des teneurs sédimentaires avec des valeurs écotoxicologiques de référence fait état **d'un risque majeur sur le long terme et en cas d'épisode de déstockage sédimentaire massif**. Les risques sont particulièrement élevés avec les sédiments de la partie amont du bassin et du réservoir d'Etables. Une analyse plus détaillée des risques écotoxicologiques a également été réalisée à partir de ces sédiments. Une évaluation des **teneurs potentielles en polluant dans l'eau en cas de remise en suspension des sédiments** contaminés a ainsi été réalisée. Elle met en évidence **d'importantes teneurs potentielles en Ag, Cu, Pb et Zn** ; dépassant les seuils d'impacts dans eaux brutes et la fraction dissoute. Des **bioessais** ont également été réalisées sur des **chironomes et des ostracodes**. Deux critères ont été testés : **l'excès de mortalité** qui donne des résultats peu probants et **l'inhibition de la croissance des organismes qui n'est pas négligeable en ce qui concerne les ostracodes**.

Le phénomène de **remobilisation des sédiments de berge contaminés** (en période de crue) mis en évidence dans cette étude est particulièrement préoccupant. Il s'inscrit dans un contexte hydro-climatique et sédimentaire favorisant ce type d'événement. En effet, **au début des années 2010 la Bienne est entrée dans une période attestant d'une forte hydraulicité**. Cette situation hydrologique favorise le **transport solide ce qui se traduit dans un contexte où la recharge sédimentaire est altérée par une diminution de la charge de fond**. Ces **problèmes hydrosédimentaires** sont identifiés depuis plusieurs décennies, ils ont pour conséquence d'accentuer le processus **d'érosion des berges**. C'est la conjonction de ces deux facteurs qui aboutit à la situation actuelle. Ces résultats révèlent **le lien étroit existant entre les différents enjeux environnementaux et leurs effets synergiques** – sous l'effet des modifications hydroclimatiques et de la dégradation de la dynamique hydrosédimentaire du cours d'eau, des pollutions héritées du passés sont remobilisées à des niveaux tels qu'elles sont en mesure d'impacter les organismes aquatiques. Les projections climatiques pour le XXIème s. envisagent une intensification des épisodes de pluies intenses. Dans ce contexte, **l'érosion des berges polluées pourrait perdurer, voire s'intensifier**. La surveillance de phénomène constitue une perspective à ce travail, afin de mieux appréhender les dynamiques sur le long terme

Des **mesures d'atténuation** peuvent être mises en œuvre **en restaurant la charge sédimentaire de fond** dégradée au cours des dernières décennies. A ces fins des travaux seraient ainsi à prévoir sur le bassin de la Bienne afin de permettre la **production sédimentaire, le transport des sédiments au niveau des versants et de libérer la continuité sédimentaire dans le cours d'eau**. Pour autant, des incertitudes existent concernant le temps que prendra la restauration d'une dynamique sédimentaire fonctionnelle. Cela va dépendre des conditions hydroclimatiques, mais aussi des travaux qui pourront être réalisés pour favoriser la recharge et le transport de la charge de fond. Des inquiétudes peuvent ainsi être formulées sur les différences d'échelle de temps qui peuvent exister entre ce processus de restauration de la fonctionnalité physique du cours d'eau et de la vitesse de dégradation des écosystèmes aquatiques soumis à de multiples facteurs environnementaux.

En ce qui concerne les remobilisations de sédiments pollués au niveau du réservoir d'Etables, la situation est différente, car **le processus d'érosion est contrôlé par la gestion de la prise d'eau et potentiellement des vannes**. Dans l'état actuel des connaissances, il est possible d'incriminer les forts débits transitant dans la prise d'eau. Pour autant, des analyses complémentaires pourraient être envisagées afin de **mieux caractériser l'influence du fonctionnement de la retenue sur le processus d'érosion de la berge**. Pour ce faire, mesurer la vitesse des écoulements à proximité de la prise d'eau selon différents débits dérivés pourrait être réalisé

dans le but de **calculer les taux de cisaillement**³⁵ et **d'évaluer leurs impacts sur l'érosion des sédiments contaminés**. Une interrogation existe sur l'influence du **fonctionnement des vannes dans ce processus** qui pourrait également être levé par ce dispositif de suivi. L'évacuation de tout ou partie des sédiments contaminés est beaucoup plus complexe à envisager. Les volumes en jeu sont importants et en plus les analyses géochimiques réalisées sur mettent en évidence des teneurs supérieures aux seuils réglementaires pour bon nombre de HAP – les teneurs sont supérieures au seuil le plus haut impliquant **la nécessité d'investigations complémentaires pour évaluer la faisabilité de l'extraction et le stockage des sédiments pollués** (arrêtés du 06/08/2006 et 08/02/2013).

Dans une perspective à très long terme, il serait également important de travailler sur **la préservation de la fonctionnalité écosystémique de la rivière**. Dans ces environnements dégradés avec de multiples pressions sur différentes échelles de temps, il serait intéressant d'étudier l'intérêt de la **mise en place de zone refuge** dans les tronçons les mieux préservés et les plus robustes face aux changements globaux à venir. L'un des principaux objectifs serait ici de **constituer des hotspots de biodiversité en mesure d'assurer la recolonisation du système** lorsque les capacités d'accueils des tronçons dégradés se seront reconstituées. Dans le contexte de la Bienne, **l'évaluation de l'exposition des espèces au cours de leurs traits d'histoire de vie**³⁶ constituerait une perspective intéressante.

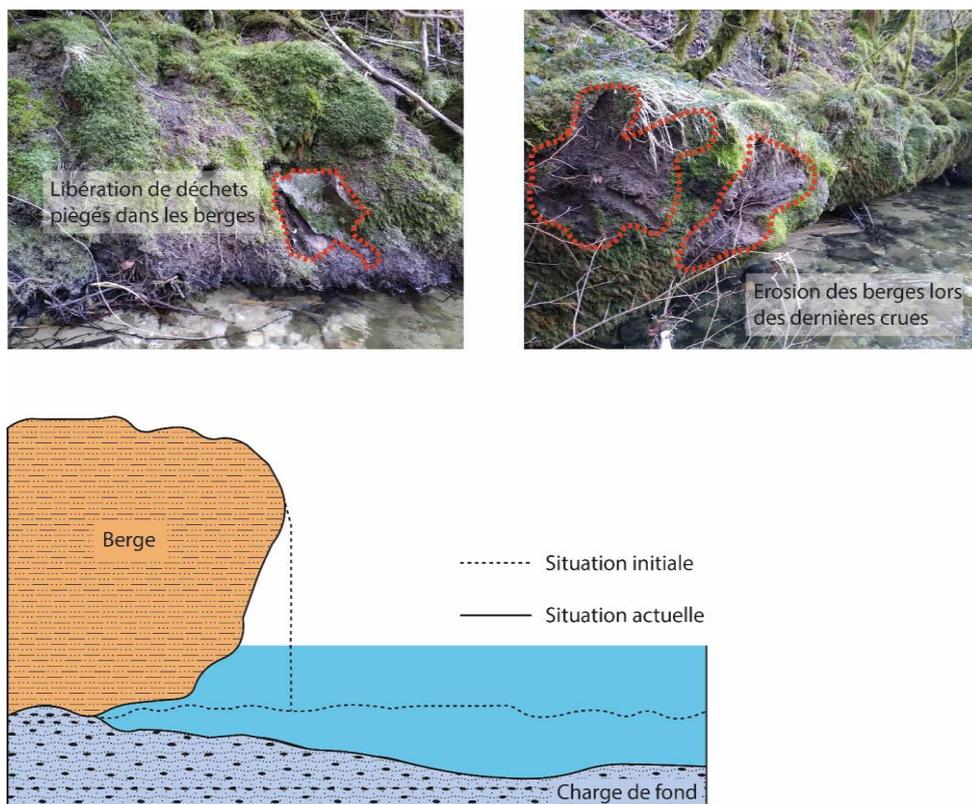


FIG. 1 : PHOTOGRAPHIES DES BERGES DE LA BIENNE AU COURS DE L'HIVER 2019-2020 MONTRANT DES TRACES D'INTENSE EROSION. UNE COUPE LATÉRALE DE LA BERGE MONTRE LE PROCESSUS D'ÉROSION LATÉRALE EN LIEN AVEC LE DÉFICIT DE LA CHARGE DE FOND

³⁵ Le taux de cisaillement définit la contrainte exercée par les écoulements sur les particules et régissant leur mise en suspension. Il dépend de la granulométrie et de la vitesse du courant.

³⁶ Les traits d'histoire de vie regroupent les événements majeurs rythmant la vie des individus (naissance, période juvénile, migration, reproduction, sénescence...)

Pollution de l'eau dans la Bienne :

Dans le cadre de cette étude, les **concentrations en micropolluants ont également été suivies dans la Bienne**. Pour ce faire, des **capteurs passifs ont été exposés sur des périodes de deux semaines** au niveau de 3 stations - Morez, en aval des gorges et Jeurre. **Différentes conditions hydrologiques ont été documentées** : un étiage, deux crues de fortes intensités, ainsi qu'une situation hivernale. Ce dispositif de monitoring a été complété par des **prélèvements d'eau et MES** réalisés lors des épisodes de crues. Les teneurs en ETM ont également été analysées dans **des échantillons de biofilms prélevés le long d'un transect longitudinal de la rivière**.

Les résultats de cette surveillance font état d'un nombre important de contaminants présents dans l'eau : **ETM, HAP, PCB, Insecticides-acaricides, Herbicides-fongicides, pharmaceutiques**. Certaines substances quantifiées sont interdites à l'utilisation depuis plusieurs décennies. Les concentrations en **Cu, Zn, en antiparasitaires et antibiotiques** dépassent les seuils de toxicités sous certaines conditions hydrologiques. Les concentrations en micropolluants les plus élevées sont relevées **en aval de Morez** (pour les pharmaceutiques les deux stations de suivi montrent des résultats proches). En ce qui concerne les ETM, le foyer de pollution de Morez influence l'ensemble du linéaire. Le **réservoir d'Etables et/ou la vallée du Lison Lavans les St Claude** constituent également une source de contamination plus localisée en **Cr, Pb, Ni, et en HAP**. Une importante variabilité temporelle des niveaux de contamination a été mise en évidence, contrôlée par l'hydrologie et l'activation des sources. Deux événements du cycle hydrologiques ont été identifiés comme particulièrement critiques pour l'écosystème aquatique du fait des concentrations élevées.

Au cours des étiages prolongés, le pouvoir de dilution de la rivière est moindre. **En aval des rejets, les concentrations dans le cours d'eau s'en trouvent accentuées**. Ce phénomène concerne seulement les tronçons les plus impactés par les rejets industriels et urbains (en tout cas les plus proches des sources actives). Plus en aval, différents mécanismes semblent atténuer cet effet comme le soutien d'étiage par les apports karstiques et la pompe biologique et géochimique induit par la prolifération de la biomasse algale et la précipitation des carbonates. Pour les tronçons les plus proches des sources, l'influence des étiages sur la qualité chimique est préoccupante au regard de la **dynamique d'augmentation de leur fréquence et de leur intensité** mise en évidence au cours de la période 1972-2019 dans le cadre de cette étude.

En période de crue les teneurs en ETM sont plus homogènes le long du linéaire de la Bienne. Les **phases d'augmentation rapide du débit mobilisent d'importantes teneurs en ETM**, constituant ainsi un « **pulse de toxicité** » traversant la Bienne en début de crue (Fig.2). Ce phénomène est le résultat des épisodes de précipitations intenses initiant **l'activation des déversoirs d'orage, ruissèlements sur des surfaces et les sols contaminés**. Lors de ces épisodes, **les teneurs en Cu, Zn et plus localement Cr et Pb dépassent les seuils de toxicité aigüe** (parfois largement pour Cu et Zn). Au cours des épisodes de crues, lorsque la vitesse du courant est assez forte pour engendrer **une érosion des berges, d'importantes teneurs en contaminants métalliques et organiques sont mobilisées**. Localement les concentrations en jeu peuvent être très largement supérieures aux seuils de toxicité aigüe là aussi.

D'autre part, les **pharmaceutiques vétérinaires sont également quantifiées en plus fortes concentrations au cours de ces périodes de crues**. A la suite des épisodes de précipitations intenses, le ruissèlement et l'infiltration sur les sols agricoles mobilisent ces substances. Elles proviennent de l'épandage des lisiers et des déjections du cheptel lors des phases de

pâturage. En amplifiant la connectivité entre ces zones sources et la rivière, les écoulements karstiques doivent largement favoriser le phénomène.

Cette étude révèle ainsi l'existence de différents mécanismes de contamination du cours d'eau qui sont autant d'**expositions des organismes aquatiques à des substances toxiques** :

- **Les rejets en contaminants associés aux sources industrielles et urbaines actuelles**, dont les concentrations résultantes dans la rivière peuvent être localement amplifiées lors des plus faibles débits
- **La persistance des substances chimiques interdites à l'utilisation**, mais qui contaminent durablement le cours d'eau,
- **Le ruissèlement sur les surfaces imperméabilisées et sols contaminés par certaines activités industrielles et agricoles, ainsi que le débordement des réseaux** à la suite de fortes précipitations, responsables de pulses de toxicité
- **La remobilisation des sédiments contaminés** et notamment l'érosion des berges et des sédiments de la retenue d'Etaves qui présentent de forts niveaux de contamination.

L'impact de telles expositions sur l'écosystème aquatique reste difficile à évaluer avec les approches écotoxicologiques à disposition. Pour autant, **les organismes doivent subir un stress toxique intense et répété**. Cette étude apporte tout un ensemble d'éléments en concordance avec les conclusions des analyses vétérinaires réalisées sur les poissons retrouvés morts dans la Bienne - les contaminants retrouvés dans les chairs et les foies sont présents en fortes concentrations et **les épisodes de pollutions répétés sont en mesure d'affaiblir les organismes**.

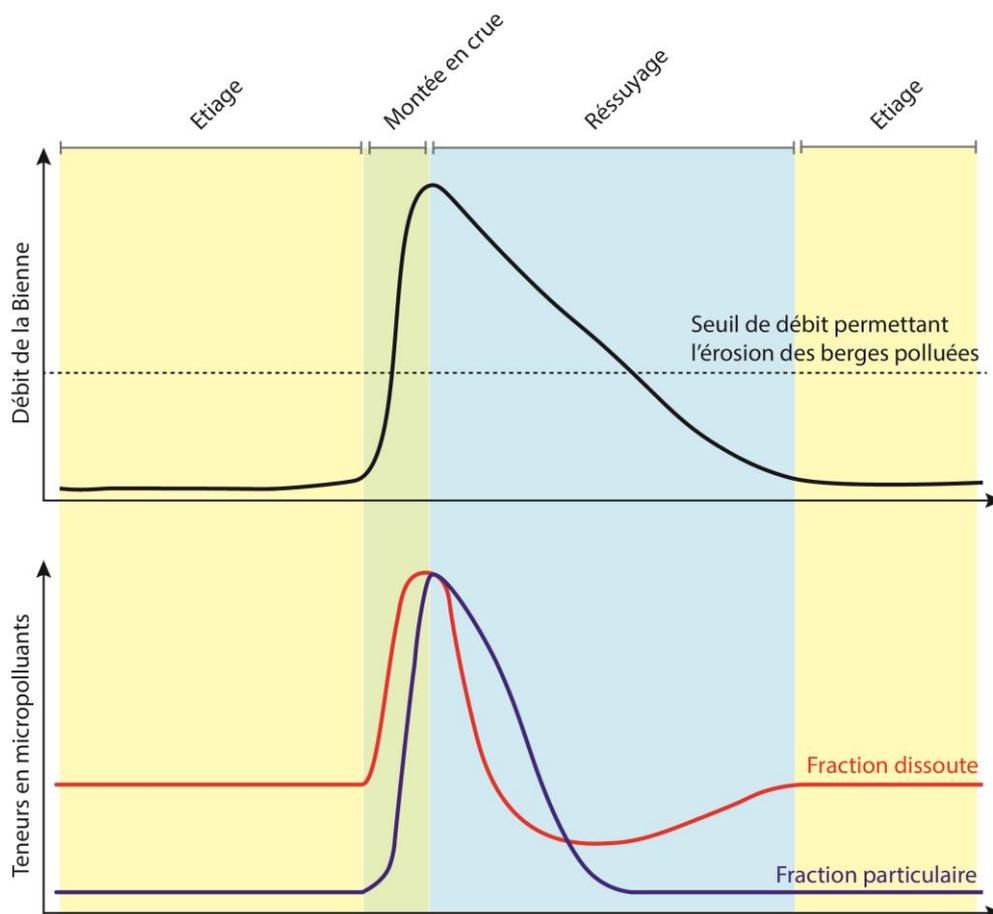


FIG. 2 SCHEMA CONCEPTUEL MONTRANT L'EVOLUTION DES NIVEAUX DE CONTAMINATIONS AU COURS DE DIFFERENTS EVENEMENTS DU CYCLE HYDROLOGIQUE DE LA BIENNE

Le contexte toxique de la Bienne fait intervenir une importante variabilité temporelle dans l'exposition des organismes aquatiques en matière de teneurs et de composition du mélange de substances toxiques, ainsi que dans les fractions impliquées dans le transport des contaminants (dissoute et/ou particulaire). **Comprendre dans quelle mesure l'activité biologique se trouve durablement dégradée par ces différentes expositions répétées et dans quelle mesure un processus de résilience peut opérer** pourrait constituer une perspective au travail écotoxicologique réalisé. L'objectif serait de hiérarchiser les mécanismes de pollution en fonction de leurs impacts sur l'écosystème aquatique et de comprendre les corrélations et décorrélations entre les évolutions des niveaux de pollution et l'état de l'écosystème. De manière plus opérationnelle, les résultats de cette étude mettent en évidence **l'impact de réactivation de pollutions anciennes** pouvant être en partie limitées par un travail de restauration de la dynamique hydrosédimentaire et de diminution **des pollutions associées aux activités actuelles** qui demandent de limiter encore davantage les rejets (Tab. 1). A ces fins et compte tenu des résultats de l'étude, différentes cibles d'action peuvent être identifiées :

- une **diminution des rejets domestiques et industriels, ainsi qu'une amélioration du rendement épuratoire des STEP**, notamment au cours des étiages prolongés
- un travail au **niveau des réseaux d'assainissement et des déversoirs d'orage** pour limiter l'amplitude du pulse de toxicité à la suite des fortes précipitations (stockage des premières eaux de ruissèlement car les plus chargées, suppression des rejets directs des eaux usées ...)
- parfaire les connaissances concernant les sources avec un **repérage des zones les plus contributrices** et en particuliers les surfaces contaminées, **ainsi qu'une meilleure compréhension des mécanismes de transfert** vers le cours d'eau afin d'identifier d'autres moyens d'action (notamment en ce qui concerne les pollutions d'origines agricoles).

	CAUSES IDENTIFIEES	MOYENS D'ACTION	FACTEURS D'INCERTITUDES
REACTIVATION DE SOURCES ANCIENNES	Erosion des berges, favorisée par l'hydraulicité de la Bienne et les problèmes hydrosédimentaires	Reconstitution d'une dynamique hydrosédimentaire permettant de limiter l'érosion des berges Constituer des réserves biologiques dans les zones les mieux préservées dans l'idée de permettre une recolonisation à très long terme	Temps nécessaire pour reconstituer la dynamique hydrosédimentaire Exposition des espèces aquatiques au cours de leurs existences. Modification du régime hydrologique en lien avec les changements hydro-climatiques locaux Tronçons concernés et amplitude spatiale du phénomène
POLLUTIONS DURANT LES PERIODES D'ETIAGE	Rejets courants dans la rivière	Diminuer les rejets <i>à minima</i> pendant les périodes d'étiages	Modification du régime hydrologique en lien avec les changements hydro-climatiques locaux
POLLUTIONS AU COURS DES CRUES	Activation des déversoirs d'orage, débordement des réseaux d'assainissement Ruissèlement/infiltration sur des surfaces contaminées	Améliorer la gestion des fortes précipitations Réduire les émissions de polluants susceptibles d'être mobilisés lors des épisodes de forte précipitation Identifier, comprendre les mécanismes de transfert et définir des actions spécifiques au niveau des zones sources	Impact écotoxicologique des épisodes de plus forte toxicité dans un contexte de toxicité chronique Modification du régime hydrologique en lien avec les changements hydro-climatiques locaux

TAB. 1. SYNTHÈSE DES ALTERATIONS CHIMIQUES DE LA BIENNE, MOYENS D'ACTIONS ET FACTEURS D'INCERTITUDES CONCERNANT L'EFFICACITÉ DES MESURES À METTRE EN ŒUVRE.

D'autre part, **un monitoring de la qualité chimique de la Bienne** serait particulièrement intéressant à envisager sur le long terme, afin de suivre l'évolution de la situation, mieux cerner les dynamiques en cours. L'un des enjeux majeurs de ce monitoring est de pouvoir **surveiller l'évolution de la pression écotoxique afin de définir des scénarios compatibles avec des réponses écosystémiques au cours du XXIème s.** (Fig. 3).

Il conviendrait ainsi **d'évaluer si la pression écotoxique** (dépendant des substances toxiques, ainsi que de l'intensité et de la fréquence des épisodes de pollution) **est constante (A), si elle diminue (B) ou si elle augmente (C)**. Cela permettrait de définir si une diminution progressive ou à effet de seuil des espèces polluosensibles est le scénario le plus probable, si une restauration partielle ou totale des populations est prévisible ou au contraire on peut s'attendre à une accélération de l'impact écosystémique. Cette analyse pourra être faite en se focalisant uniquement sur l'effet des pollutions, mais également en projetant cette problématique dans un contexte faisant intervenir différentes pressions écosystémiques comme la température de l'eau, la dégradation physique de l'habitat,

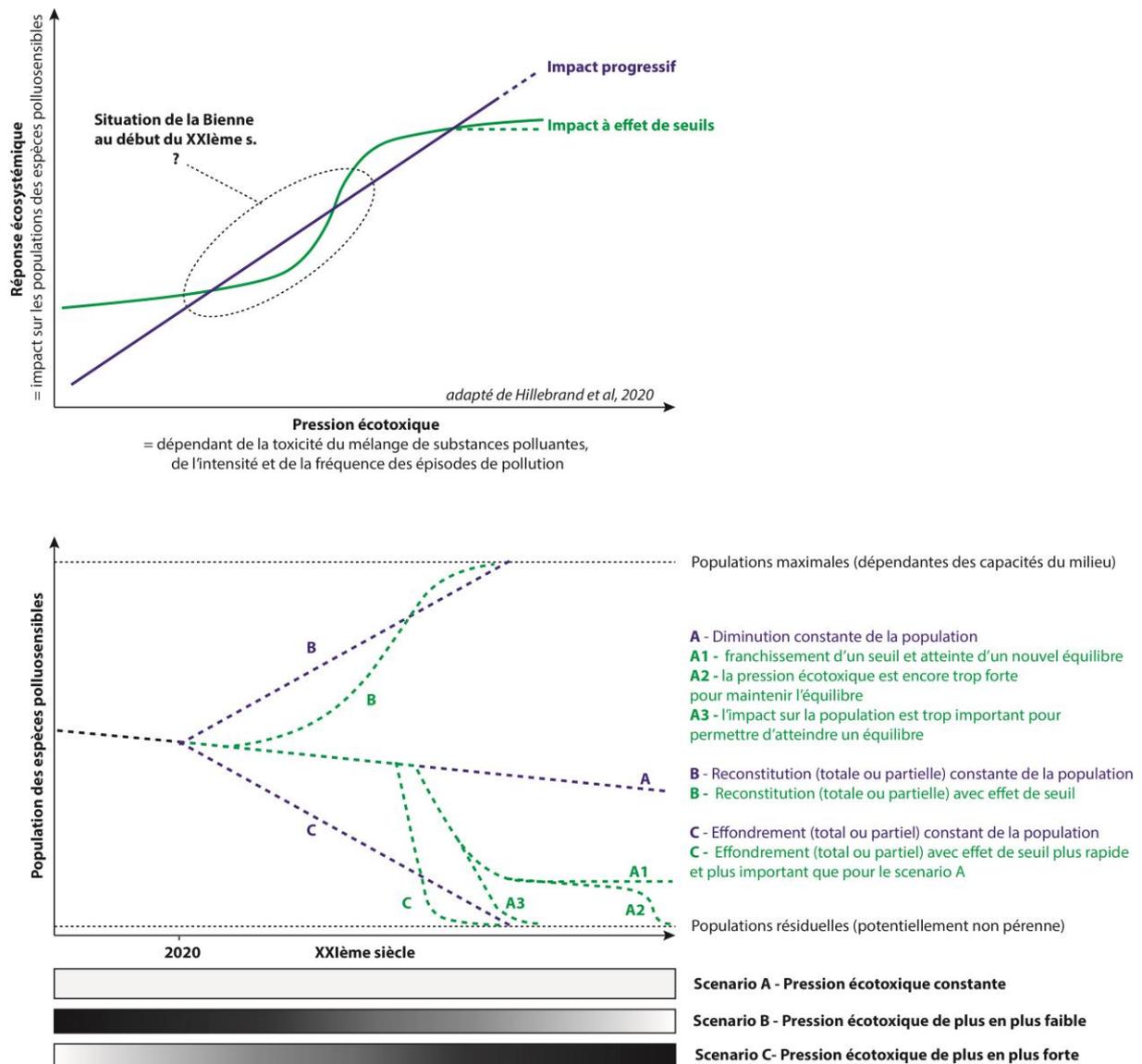


FIG. 3 MISE EN RELATION DES DIFFERENTS SCENARIO D'EVOLUTION ECOSYSTEMIQUES AVEC L'EVOLUTION DE LA PRESSION ECOTOXIQUE AU COURS DU XXIEME S.

Le dispositif de monitoring mis en place dans le cadre de cette étude s'est révélé prometteur et **mériterait d'être poursuivi**, quelques améliorations pourraient être apportées.

1 – Suivi de la qualité de l'eau :

- **Le suivi des niveaux de contamination de la rivière avec les capteurs passifs** pourrait se poursuivre en couvrant cette fois tous les mois, afin d'intégrer l'ensemble des événements hydrologiques et évolution saisonnières des sources. L'exposition de membranes DGT et SPMD peut s'envisager au niveau des stations de Morez et Jeurre et en ce qui concerne les POCIS, il suffirait de suivre les pharmaceutiques à Jeurre. Il est possible de faire l'économie d'un suivi au niveau de la station des gorges sans perdre trop d'informations, les résultats étant relativement proches de ceux de la station de Jeurre,
- **Les analyses d'eau de la Bienne à la suite de fortes précipitations** pourraient être poursuivies, en envisageant de couvrir plusieurs épisodes de crue par an. Il est là aussi possible de se limiter à la station de Jeurre compte tenu du fait que les concentrations sont assez homogènes sur le linéaire lors de ces épisodes. Le suivi de la résurgence de l'Enragé pourrait également venir compléter ce monitoring. L'objectif serait ici de disposer de données concernant de grands bassins hydrogéologiques. Ces analyses devraient concerner les ETM et certains pharmaceutiques.
- **Une meilleure caractérisation des sources de pollution** doit également faire l'objet de suivis particuliers *via* des analyses ciblées au droit de certains points sources (STEP, déversoirs d'orages, ...) mais également au niveau des surfaces contaminées comme les sols agricoles, en suivant la qualité des eaux de ruissellement et/ou infiltration.

2- Suivi de l'érosion des berges et des MES

- Une **surveillance de l'érosion des berges** pourrait ainsi être réalisée au niveau de certains tronçons (aval de Morez, aval des gorges, aval du réservoir d'Etables et Jeurre). Cela permettrait de mieux cerner l'évolution temporelle de ce phénomène, à l'échelle des événements de crue et sur le long terme.
- **La surveillance de la qualité des MES** pourrait être étendue aux niveaux des 4 tronçons ciblés précédemment. Les teneurs en ETM seraient à analyser en priorité. Toutefois, il serait également intéressant de les mettre en parallèle avec les HAP.

3- Suivi du biote

- **Le suivi des teneurs en ETM dans les biofilms** mériterait d'être poursuivi annuellement au niveau des 7 stations établies dans cette étude (Morez, Tancua, aval des gorges, aval du Tacon, aval de l'usine hydroélectrique de Chassal, Molinges et Jeurre). Une station pourrait éventuellement être ajoutée en aval de la vallée du Lison Lavans les St Claude afin de préciser la contribution des sources sur ce tronçon. Le suivi du biofilm pourrait être amélioré en une identification des taxons de diatomées en présence et en analysant les dynamiques de prolifération.
- **Un suivi des niveaux de contaminations dans la chaîne trophique** viendrait compléter ce dispositif de monitoring. Au niveau d'une station et de manière annuelle, les teneurs en différents contaminants (ETM et organiques sujets à biomagnification en priorité) pourraient ainsi être analysés dans le biofilm, le macrobenthos ainsi que dans les poissons.

REFERENCES

- Agnelot K., Bourlier A., 2017. Recherche des causes, antérieures et actuelles, entraînant l'altération de la capacité biogénique de la Bienne (39), rapport de stage de master 2 QUEST
- Alleman, L. Y., Lamaison, L., Perdrix, E., Robache, A., Galloo, J. C., 2010. PM10 metal concentrations and source identification using positive matrix factorization and wind sectoring in a French industrial zone. *Atmospheric Research*, 96, 612-625.
- Arnaud-Fassetta, G., 2003. River channel changes in the Rhone Delta (France) since the end of the Little Ice Age: geomorphological adjustment to hydroclimatic change and natural resource management. *Catena*, 51, 141-172.
- Aubertheau, E., Stalder, T., Mondamert, L., Ploy, M. C., Dagot, C., Labanowski, J., 2017. Impact of wastewater treatment plant discharge on the contamination of river biofilms by pharmaceuticals and antibiotic resistance. *Science of the Total Environment*, 579, 1387-1398.
- Audry, S., Grosbois, C., Bril, H., Schäfer, J., Kierczak, J., & Blanc, G., 2010. Post-depositional redistribution of trace metals in reservoir sediments of a mining/smelting-impacted watershed (the Lot River, SW France). *Applied Geochemistry*, 25(6), 778-794.
- Audry, S., Schäfer, J., Blanc, G., Jouanneau, J. M., 2004. Fifty-year sedimentary record of heavy metal pollution (Cd, Zn, Cu, Pb) in the Lot River reservoirs (France). *Environmental Pollution*, 132, 413-426.
- Ayrault, S., Lefevre, I., Bont e, P., Priadi, C., Carbonaro-Lestel, L., Mouchel, J.M., Lorgeoux, C., Djouarev, I., Gasperi, J., Moilleron, R., Tassin, B., 2010. Archives sédimentaires, témoignages de l'histoire du développement du bassin.
- Bábek, O., Hilscherová, K., Nehyba, S., Zeman, J., Famera, M., Francu, J., Holoubek, I., Machát, J., Klánová, J., 2008. Contamination history of suspended river sediments accumulated in oxbow lakes over the last 25 years. *Journal of Soils and Sediments*. 8, 165-176.
- Baumard, P., Budzinski, H., Garrigues, P., 1998. Polycyclic aromatic hydrocarbons in sediments and mussels of the western Mediterranean sea. *Environ. Toxicol. Chem.* 17, 765e776.
- Beni, N. N., Snow, D. D., Berry, E. D., Mittelstet, A. R., Messer, T. L., & Bartelt-Hunt, S., 2020. Measuring the occurrence of antibiotics in surface water adjacent to cattle grazing areas using passive samplers. *Science of The Total Environment*, 138296.
- Bertrand, O., Mondamert, L., Grosbois, C., Dhivert, E., Bourrain, X., Labanowski, J., Desmet, M., 2015. Storage and source of polycyclic aromatic hydrocarbons in sediments downstream of a major coal district in France. *Environmental Pollution*, 207, 329-340.
- Bigus, P., Tobiszewski, M., Namieśnik, J., 2014. Historical records of organic pollutants in sediment cores. *Marine pollution bulletin*, 78, 26-42.
- Birch, G. F., Taylor, S. E., Matthai, C., 2001. Small-scale spatial and temporal variance in the concentration of heavy metals in aquatic sediments: a review and some new concepts. *Environmental Pollution*, 113, 357-372.
- Bravard J.-P., 1998. Étude géomorphologique de la basse Bienne - 1er volet. Laboratoire Environnement Ville Société du CNRS
- Canadian sediment quality guidelines for the protection of aquatic life, 2002. Canadian Council of Ministers of the Environment

- Carpentier, S., Moilleron, R., Beltran, C., Herve, D., & Thevenot, D., 2002. Quality of dredged material in the river Seine basin (France). II. Micropollutants. *Science of the Total Environment*, 299, 57-72.
- Cerniglia, C., 1992. Biodegradation of polycyclic aromatic hydrocarbons. *Biodegradation* 3, 351-368.
- Chiffre, A., Degiorgi, F., Buleté, A., Spinner, L., & Badot, P. M., 2016. Occurrence of pharmaceuticals in WWTP effluents and their impact in a karstic rural catchment of Eastern France. *Environmental Science and Pollution Research*, 23(24), 25427-25441.
- Chiffre, A., Degiorgi, F., Morin-Crini, N., Bolard, A., Chanez, E., Badot, P. M., 2015. PAH occurrence in chalk river systems from the Jura region (France). Pertinence of suspended particulate matter and sediment as matrices for river quality monitoring. *Environmental Science and Pollution Research*, 22, 17486-17498.
- Cholet, C., Steinmann, M., Charlier, J. B., & Denimal, S., 2019. Characterizing fluxes of trace metals related to dissolved and suspended matter during a storm event: application to a karst aquifer using trace metals and rare earth elements as provenance indicators. *Hydrogeology Journal*, 27(1), 305-319.
- Colas, F., V. Archambault, J.-F. Féraud, J. Bouquerel, M.-C. Roger & S. Devin, 2013. Benthic indicators of sediment quality associated with run-of-river reservoirs. *Hydrobiologia* 703: 149–164
- Coynel, A., Schäfer, J., Blanc, G., Bossy, C., 2007. Scenario of particulate trace metal and metalloid transport during a major flood event inferred from transient geochemical signals. *Applied Geochemistry*, 22, 821–836
- Cukrov, N., Cmuk, P., Mlakar, M., & Omanović, D., 2008. Spatial distribution of trace metals in the Krka River, Croatia: an example of the self-purification. *Chemosphere*, 72(10), 1559-1566.
- Danner, M. C., Robertson, A., Behrends, V., & Reiss, J., 2019. Antibiotic pollution in surface fresh waters: occurrence and effects. *Science of the Total Environment*, 664, 793-804.
- de Deckere, E., De Cooman, W., Leloup, V., Meire, P., Schmitt, C., Peter, C., 2011. Development of sediment quality guidelines for freshwater ecosystems. *Journal of soils and sediments*, 11, 504-517.
- Degiorgi, F., Badot, P.M., 2020. Bilan synthétique des opérations réalisées et des recherches et analyses effectuées et disponibles, 47 p
- Dendievel, A. M., Mourier, B., Dabrin, A., Delille, H., Coynel, A., Gosset, A., Bedell, J. P., 2020. Metal pollution trajectories and mixture risk assessed by combining dated cores and subsurface sediments along a major European river (Rhône River, France). *Environment International*, 144, 106032.
- Dendievel, A. M., Mourier, B., Coynel, A., Evrard, O., Labadie, P., Ayrault, S., Gardes, T., 2020. Spatio-temporal assessment of the polychlorinated biphenyl (PCB) sediment contamination in four major French river corridors (1945-2018). *Earth Syst. Sci. Data*, 12(2), 1153-1170.
- Dhivert, E., Grosbois, C., Courfin-Nomade, A., Bourrain, X., Desmet, M., 2016. Dynamics of metallic contaminants at a basin scale—Spatial and temporal reconstruction from four sediment cores (Loire fluvial system, France). *Science of the Total Environment*, 541, 1504-1515.
- Dhivert, E., Grosbois, C., Coynel, A., Desmet, M., 2015. Sedimentary and geochemical evidence in a core age model to highlight flood-event dynamics in a reservoir infill (Upper Loire basin, France). *Catena*, 126, 75-85.

- Dhivert, E., Grosbois, C., Rodrigues, S., Desmet M., 2015. Influences of fluvial environments on sediment archiving processes and temporal pollutant dynamics (Upper Loire River, France). *Science of the Total Environment*, 505, 121-136.
- Dhivert, E., 2014. Mécanismes et modalités de la distribution spatiale et temporelle des métaux dans les sédiments du bassin versant de la Loire (Doctoral dissertation, Tours).
- Eschbach, D., Schmitt, L., Imfeld, G., May, J. H., Payraudeau, S., Preusser, F., Skupinski, G., 2018. Long-term temporal trajectories to enhance restoration efficiency and sustainability on large rivers: an interdisciplinary study. *Hydrology and earth system sciences*, 22, 2717-2737.
- Estrany, J., Garcia, C., Walling, D. E., Ferrer, L., 2011. Fluxes and storage of fine-grained sediment and associated contaminants in the Na Borges River (Mallorca, Spain). *Catena*, 87, 291-305.
- Fasnacht, M.P., Blough, N.V., 2002. Aqueous photodegradation of polycyclic aromatic hydrocarbons. *Environ. Sci. Technol.* 36, 4364-4369.
- Ferrand, E., Eyrolle, F., Radakovitch, O., Provansal, M., Dufour, S., Vella, C., Raccasi, G., Gurriaran, R., 2012. Historical levels of heavy metals and artificial radionuclides reconstructed from overbank sediment records in lower Rhône River (South-East France). *Geochimica et Cosmochimica Acta*. 82, 163-182.
- Lee, H., Lau, S. L., Kayhanian, M., & Stenstrom, M. K. , 2004. Seasonal first flush phenomenon of urban stormwater discharges. *Water research*, 38(19), 4153-4163.
- Förstner, U., 2004. Sediment dynamics and pollutant mobility in rivers: an interdisciplinary approach. *Lakes & Reservoirs: Research & Management*, 9, 25-40.
- Frémion, F., Bordas, F., Mourier, B., Lenain, J. F., Kestens, T., Courtin-Nomade, A., 2016. Influence of dams on sediment continuity: A study case of a natural metallic contamination. *Science of the Total Environment*, 547, 282-294.
- Frémion, F., Courtin-Nomade, A., Bordas, F., Lenain, J. F., Jugé, P., Kestens, T., Mourier, B., 2015. Impact of sediments resuspension on metal solubilization and water quality during recurrent reservoir sluicing management. *Science of the Total Environment*, 562, 201-215.
- Gardes, T., Portet-Koltalo, F., Debret, M., Humbert, K., Levailant, R., Simon, M., Copard, Y., 2020. Temporal trends, sources, and relationships between sediment characteristics and polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) and polychlorinated biphenyls (PCBs) in sediment cores from the major Seine estuary tributary, France. *Applied Geochemistry*, 122, 104749.
- Grosbois, C., Breheret, J. G., Moatar, F., & Négrel, P. , 2010. La Loire, usine à carbonates.
- Grosbois, C., Meybeck, M., Lestel, L., Lefèvre, I., Moatar, F., 2012. Severe and contrasted polymetallic contamination patterns (1900–2009) in the Loire River sediments (France). *Science of the Total Environment*, 435, 290-305.
- Grousset, F. E., Jouanneau, J. M., Castaing, P., Lavaux, G., Latouche, C., 1999. A 70 year Record of Contamination from Industrial Activity Along the Garonne River and its Tributaries (SW France). *Estuarine, Coastal and Shelf Science*. 48, 401–414.
- Guibal, R. ,2018. Adaptation du DGT et fiabilisation du POCIS pour le suivi des pesticides et résidus de médicaments dans les eaux de surfaces (Doctoral dissertation, Limoges).
- Hillebrand, H., Donohue, I., Harpole, W. S., Hodapp, D., Kucera, M., Lewandowska, A. M., ... & Freund, J. A. , 2020. Thresholds for ecological responses to global change do not emerge from empirical data. *Nature Ecology & Evolution*, 1-8.
- Hinga, K.R., 2003. Degradation rates of low molecular weight PAH correlate with sediment TOC in marine subtidal sediments. *Mar. Pollut. Bull.* 46, 466-474.

- Horowitz, A. J., Elrick, K. A., 1987. The relation of stream sediment surface area, grain size and composition to trace element chemistry. *Applied Geochemistry*, 2, 437-451.
- Hokayem, B., & El Azzi, D. , 2014. Fate of Copper and Zinc in Cattle Manure. In *International Conference on Chemical, Environment & Biological Sciences* (pp. 183-188).
- INERIS, 2011. Données technico-économiques sur les substances chimiques en France : Les polyChloroBiphenyles (PCB), DRC-11-118962-11081A, 89 p.
- Jaffrézic, A., Jardé, E., Soulier, A., Carrera, L., Marengue, E., Cailleau, A., & Le Bot, B., 2017. Veterinary pharmaceutical contamination in mixed land use watersheds: from agricultural headwater to water monitoring watershed. *Science of the Total Environment*, 609, 992-1000.
- Jasminka, A., Robert, Š., 2011. Distribution of chemical elements in an old metallurgical area, Zenica (Bosnia and Herzegovina). *Geoderma*, 162, 71-85.
- Krauss, M., Wilcke, W., Martius, C., Bandeira, A. G., Garcia, M. V., Amelung, W., 2005. Atmospheric versus biological sources of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in a tropical rain forest environment. *Environmental Pollution*, 135, 143-154
- Lachambre M., Fisson, C., La contamination chimique : quel risque en estuaire de Seine, Fiche substance : phtalates DEHP, DBP, DEP, octobre 2007, 12P.
- Laflamme, R. E., Hites, R. A., 1978. The global distribution of polycyclic aromatic hydrocarbons in recent sediments. *Geochimica et cosmochimica Acta*, 42, 289-303.
- Landon N., Bravard J-P, Lemehaute N., 2000, Étude des processus de recharge sédimentaire du bassin versant de la Bienne (Jura), du transit de la charge de fond et de l'impact des aménagements sur celui-ci. Rapport pour le compte du Parc Naturel Régional du Haut Jura, 157 p.
- Le Cloarec, M. F., Bonte, P. H., Lestel, L., Lefèvre, I., Ayrault, S., 2011. Sedimentary record of metal contamination in the Seine River during the last century. *Physics and Chemistry of the Earth*, 36, 515-529.
- Lecce, S. A., Pavlowsky, R. T., 2014. Floodplain storage of sediment contaminated by mercury and copper from historic gold mining at Gold Hill, North Carolina, USA. *Geomorphology*. 206, 122-132.
- Lesven, L., Lourino-Cabana, B., Billon, G., Proix, N., Recourt, P., Ouddane, B., ... & Boughriet, A., 2009. Water-quality diagnosis and metal distribution in a strongly polluted zone of Deûle River (Northern France). *Water, air, and soil pollution*, 198(1-4), 31.
- Li, G., Xia, X., Yang, Z., Wang, R., Voulvoulis, N., 2006. Distribution and sources of polycyclic aromatic hydrocarbons in the middle and lower reaches of the Yellow River, China. *Environ. Pollut.* 144, 985-993.
- Li, W., Shen, Z., Tian, T., Liu, R., Qiu, J. ,2012. Temporal variation of heavy metal pollution in urban stormwater runoff. *Frontiers of Environmental Science & Engineering*, 6(5), 692-700.
- Liber, Y., Mourier, B., Marchand, P., Bichon, E., Perrodin, Y., Bedell, J. P., 2019. Past and recent state of sediment contamination by persistent organic pollutants (POPs) in the Rhône River: Overview of ecotoxicological implications. *Science of the Total Environment*, 646, 1037-1046.
- Lorgeoux, C., Moilleron, R., Gasperi, J., Ayrault, S., Bonté, P., Lefèvre, I., Tassin, B., 2016. Temporal trends of persistent organic pollutants in dated sediment cores: chemical fingerprinting of the anthropogenic impacts in the Seine River basin, Paris. *Science of the Total Environment*, 541, 1355-1363.

- Louriño-Cabana, B., Lesven, L., Charriau, A., Billon, G., Ouddane, B., Boughriet, A., 2011. Potential risks of metal toxicity in contaminated sediments of Deûle river in Northern France. *Journal of hazardous materials*, 186, 2129-2137.
- Lumaret, J. P., Errouissi, F., Floate, K., Rombke, J., & Wardhaugh, K. , 2012. A review on the toxicity and non-target effects of macrocyclic lactones in terrestrial and aquatic environments. *Current Pharmaceutical Biotechnology*, 13(6), 1004-1060.
- MacDonald, D. D., 2003. Development and applications of sediment quality criteria for managing contaminated sediment in British Columbia. MacDonald Environmental Sciences Limited.
- MacDonald, D. D., Ingersoll, C. G., Berger, T. A., 2000. Development and evaluation of consensus-based sediment quality guidelines for freshwater ecosystems. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 39, 20-31.
- Macklin, M. G., Brewer, P. A., Hudson-Edwards, K. A., Bird, G., Coulthard, T. J., Dennis, I. A., Turner, J. N., 2006. A geomorphological approach to the management of rivers contaminated by metal mining. *Geomorphology*, 79, 423-447.
- Macdonald, D. D., Carr, R. S., Calder, F. D., Long, E. R., Ingersoll, C. G., 1996. Development and evaluation of sediment quality guidelines for Florida coastal waters. *Ecotoxicology*, 5, 253-278.
- Martin, C. W., 2000. Heavy metal trends in floodplain sediments and valley fill, River Lahn, Germany. *Catena*, 39, 53-68.
- Masclet, P., Bresson, M.A., Mouvier, G., 1987. Polycyclic aromatic hydrocarbons emitted by power stations, and influence of combustion conditions. *Fuel* 66, 556-562.
- Mazzella, N., Togola, A., Fauvelle, V., Morin, N., Berho, C., & Miège, C. (2014). Etalonnage des échantillonneurs passifs du type POCIS pour des pesticides polaires. Essai d'intercomparaison et recommandations pour l'harmonisation des données d'étalonnage. Aquaref-Irstea, 1-40.
- Meybeck M, Horowitz A, Grosbois C., 2004. The geochemistry of Seine River basin particulate matter: distribution of an integrated metal pollution index. *Science of the Total Environment*, 328, 219–36.
- Meybeck, M., Lestel, L., Bonté, P., Moilleron, R., Colin, J. L., Rousselot, O., Thévenot, D. R., 2007. Historical perspective of heavy metals contamination (Cd, Cr, Cu, Hg, Pb, Zn) in the Seine River basin (France) following a DPSIR approach (1950–2005). *Science of the Total Environment*, 375, 204-231.
- Middelkoop, H., 2000. Heavy-metal pollution of the river Rhine and Meuse floodplains in the Netherlands. *Netherlands journal of geosciences*, 79(4), 411-427.
- Menzi, H., & Kessler, J. , 1998. Heavy metal content of manures in Switzerland.
- Morin, N. (2013). Évaluation du POCIS (Polar Organic Chemical Integrative Sampler): domaines d'application et performances pour 56 micropolluants organiques. Application aux hormones, pharmaceutiques, alkylphénols, filtre UV et pesticides (Doctoral dissertation, Doctorat Chimie Analytique, Université Lyon 1).
- Morin, S., Duong, T. T., Dabrin, A., Coynel, A., Herlory, O., Baudrimont, M., Blanc, G., 2008. Long-term survey of heavy-metal pollution, biofilm contamination and diatom community structure in the Riou Mort watershed, South-West France. *Environmental Pollution*, 151(3), 532-542.
- Mourier, B., Desmet, M., Van Metre, P. C., Mahler, B. J., Perrodin, Y., Roux, G., Bedell, J.-P., Lefèvre, I., Babut, M., 2014. Historical records, sources, and spatial trends of PCBs along the Rhône River (France). *The Science of the total environment*. 476-477, 568–576.

- Naito, W., Gamo, Y., Yoshida, K., 2006. Screening-level risk assessment of di (2-ethylhexyl) phthalate for aquatic organisms using monitoring data in Japan. *Environmental monitoring and assessment*, 115, 451-471.
- Ogiyama, S., Sakamoto, K., Suzuki, H., Ushio, S., Anzai, T., & Inubushi, K. , 2005. Accumulation of zinc and copper in an arable field after animal manure application. *Soil Science & Plant Nutrition*, 51(6), 801-808.
- ONEMA, 2011. oai.afbiodiversite.fr/cindocoai/download/592/1/2011_012.pdf_493Ko
- Opp, C., Hahn, J., Zitzer, N., Laufenberg, G., 2015. Heavy metal concentrations in pores and surface waters during the emptying of a small reservoir. *Journal of Geoscience and Environment Protection*, 3, 66.
- Passega, R., 1964. Grain size representation by CM patterns as a geologic tool. *Journal of Sedimentary Research*, 34, 830-847.
- Passega, R., 1977. Significance of CM diagrams of sediments deposited by suspensions. *Sedimentology*, 24, 723-733.
- Persaud, D., Jaagumagi, R., Hayton, A., 1993. Guidelines for the protection and management of aquatic sediment quality in Ontario.
- Petelet-Giraud, E., Negrel, P., 2007. Apport de matières en suspension à la Méditerranée: le rôle des crues dans le bilan des exportations du bassin-versant de l'Hérault. *Techniques Sciences Méthodes*, 10, 55-69.
- Piva F., Ciaprini F., Onorati F., Benedetti M., Fattorini D., Ausili A. And Regoli F, 2011. Assessing sediment hazard through a weight of evidence approach with bioindicator organisms: A practical model to elaborate data from sediment chemistry, bioavailability, biomarkers and ecotoxicological bioassays. *Chemosphere*. 83 475 485
- Quantin, C., Joner, E.J., Portal, J.M., Berthelin, J., 2005. PAH dissipation in a contaminated river sediment under oxic and anoxic conditions. *Environ. Pollut.* 134, 315-322
- Record, 2015. Substances émergentes, polluants émergents dans les déchets – Le cas des phtalates. www.record-net.org
- Reis, A., Parker, A., Alencão, A., 2014. Storage and origin of metals in active stream sediments from mountainous rivers: A case study in the River Douro basin (North Portugal). *Applied Geochemistry*, 44, 69-79.
- Renard, J., 2017. Analyse des causes de la présence marquée des hydrocarbures aromatiques en Bourgogne Franche-Comté – Sur la période 2011-2016 dans les eaux de surface, les sédiments et l'air, rapport de stage de master 2 QUEST
- Risk assessment report, 2001. Bis (2 ethylhexyl) phtalate. Consolidated final report, september 2001.
- Römbke, J., Duis, K., Egeler, P., Gilberg, D., Schuh, C., Herrchen, M., Wagner, J., 2018. Comparison of the environmental properties of parasiticides and harmonisation of the basis for environmental assessment at the EU level. 162 p.
- Rothermich, M.M., Hayes, L.A., Lovley, D.R., 2002. Anaerobic, sulfate-dependent degradation of polycyclic aromatic hydrocarbons in petroleum-contaminated harbor sediment. *Environ. Sci. Technol.* 36, 4811-4817.
- SANDRE (2012). www.sandre.eaufrance.fr
- Schiperski, F., Zirlwagen, J., Hillebrand, O., Nödler, K., Licha, T., & Scheytt, T. , 2015. Relationship between organic micropollutants and hydro-sedimentary processes at a karst spring in south-west Germany. *Science of the Total Environment*, 532, 360-367.
- Smith, J. P., Tyler, A. O., Sabeur, Z. A., 1998. Ecotoxicological assessment of produced waters in Indonesia. *Environmental Toxicology and Water Quality: An International Journal*, 13, 323-336.

- Soulier A., Carrera L., Jardé E., Le Bot B, de Lavenne A. et Jaffrézic A., 2015. Occurrence des résidus médicamenteux d'origine vétérinaire et transferts dans deux bassins versants bretons. 137p.
- Underwood, J.C., Harvey, R.W., Metge, D.W., Repert, D.A., Baumgartner, L.K., Smith, R.L., Roane, T.M., and Barber, L.B., 2011, Effects of the antimicrobial sulfamethoxazole on groundwater bacterial enrichment: *Environmental Science and Technology*, v. 45, no. 7, p. 3096-3101, doi:10.1021/es103605e.
- Van Metre, P. C., Babut, M., Mourier, B., Mahler, B. J., Roux, G., Desmet, M., 2015. Declining dioxin concentrations in the Rhône river Basin, France, attest to the effectiveness of emissions controls. *Environmental science & technology*, 49, 12723-12730.
- Vauclin, S., Mourier, B., Piégay, H., & Winiarski, T. ,2020. Legacy sediments in a European context: the example of infrastructure-induced sediments on the Rhône River. *Anthropocene*, 100248.
- Vrana, B., Klučárová, V., Benická, E., Abou-Mrad, N., Amdany, R., Horáková, S., Gans, O., 2014. Passive sampling: An effective method for monitoring seasonal and spatial variability of dissolved hydrophobic organic contaminants and metals in the Danube river. *Environmental pollution*, 184, 101-112.
- Vukovic, D., Vukovic, Z., Stankovic, S., 2014. The impact of the Danube Iron Gate Dam on heavy metal storage and sediment flux within the reservoir. *Catena*, 113, 18-23.
- Walling, D. E., He, Q., 1997. Use of fallout ¹³⁷Cs in investigations of overbank sediment deposition on river floodplains. *Catena*. 29, 263-282.
- Walling, D. E., Owens, P. N., 2003. The role of overbank floodplain sedimentation in catchment contaminant budgets. *Hydrobiologia*, 494, 83-91.
- Walling, D. E., Owens, P. N., Carter, J., Leeks, G. J. L., Lewis, S., Meharg, A. A., Wright, J., 2003. Storage of sediment-associated nutrients and contaminants in river channel and floodplain systems. *Applied Geochemistry*, 18, 195-220.
- Ye, C., Li, S., Zhang, Y., Zhang, Q., 2011. Assessing soil heavy metal pollution in the water-level-fluctuation zone of the Three Gorges Reservoir, China. *Journal of hazardous materials*, 191, 366-372.
- Yunker, M.B., Macdonald, R.W., Vingarzan, R., Mitchell, R.H., Goyette, D., Sylvestre, S., 2002. PAHs in the Fraser River basin: a critical appraisal of PAH ratios as indicators of PAH source and composition. *Org. Geochem.* 33, 489-515.

CARNET DES ANNEXES



ANNEXE 1 : DEFINITION DES STATIONS DE SURVEILLANCE DES POLLUTIONS SEDIMENTAIRES

1. Sources potentielles de pollution

Le repérage des **stations de surveillance des pollutions sédimentaires** constitue l'étape préliminaire de ce projet.

Leur localisation doit répondre à deux critères :

- **intégrer la contribution des sources de pollutions potentielles dans le bassin,**
- être implantée dans un environnement de dépôt sédimentaire ayant permis **l'enregistrement continu et à long terme des pollutions.**

Une approche à différente échelle a été mise en place

bassin versant > tronçons hydrologiques > environnements de dépôts sédimentaires.

Les analyses cartographiques ont été réalisées via un logiciel SIG (QGIS 3.2.2).

Les couches SIG sont toutes géoréférencées avec des coordonnées Lambert 93 (EPSG : 2154, RGF93 / Lambert 93) et enregistrées en format shapefile. Les données d'entrée pour les différentes analyses sont exposées en tab. 1.

	Données d'entrée	Editeur
Bassin Hydrographie	COURS_D_EAU.SHP HYDROGRAPHIE_SURFACIQUE.SHP ZONE.HYDROGRAPHIQUE.SHP	BD CARTHAGE - IGN
Entités hydrogéologiques	ENTITES_NIVEAU3_EXTENSION.SHP	BD LISA - BRGM
Model numérique de terrain	eu_dem_v11_E30N20.TIF eu_dem_v11_E40N20.TIF	Copernicus Land Monitoring Service
Principales retenues	Base de données CFBR	Comité français des barrages et réservoirs
Sites et sols pollués	Base de données BASOL	BASOL - MTES
Installations industrielles	Base de données BASIAS	BASIAS - BRGM
STATIONS d'épuration	Assainissements communaux	Portail d'information sur l'assainissement communal - MTES
Cartographie	Cartes IGN (2018) Carte de l'état-major (1820-1866) Photographies aériennes (2018) Photographies aériennes (1950-1965) Cartes géologiques	Géoportail – IGN / BRGM

TAB. 2 : SOURCES DES DONNEES D'ENTREE POUR LES ANALYSES SIG

1.1. Inventaire historique des activités potentiellement polluantes

Un **inventaire des sources potentielles de pollution a été réalisé** au niveau du bassin via la géospatialisation de la base de données en ligne BASIAS (Fig. 1). Il s'agit d'un **inventaire historique des installations industrielles et de services**.

L'exploitation de la base de données a pour vocation de **mettre en évidence la répartition spatiale des foyers industriels dans le bassin**. Le **très grand nombre de points présents** nécessite un traitement particulier pour mettre en place une représentation exploitable des données.

Une analyse par maille a ainsi été réalisée selon les prescriptions de Badey, 2018. La densité des installations BASIAS a été calculée et exprimée dans des mailles carrées de 1 km². Quatre classes de valeurs ont été définies (classification de Jencks), à laquelle nous avons ajouté les classes 0 installations / km² afin d'avoir une meilleure résolution dans les zones les moins industrialisées.

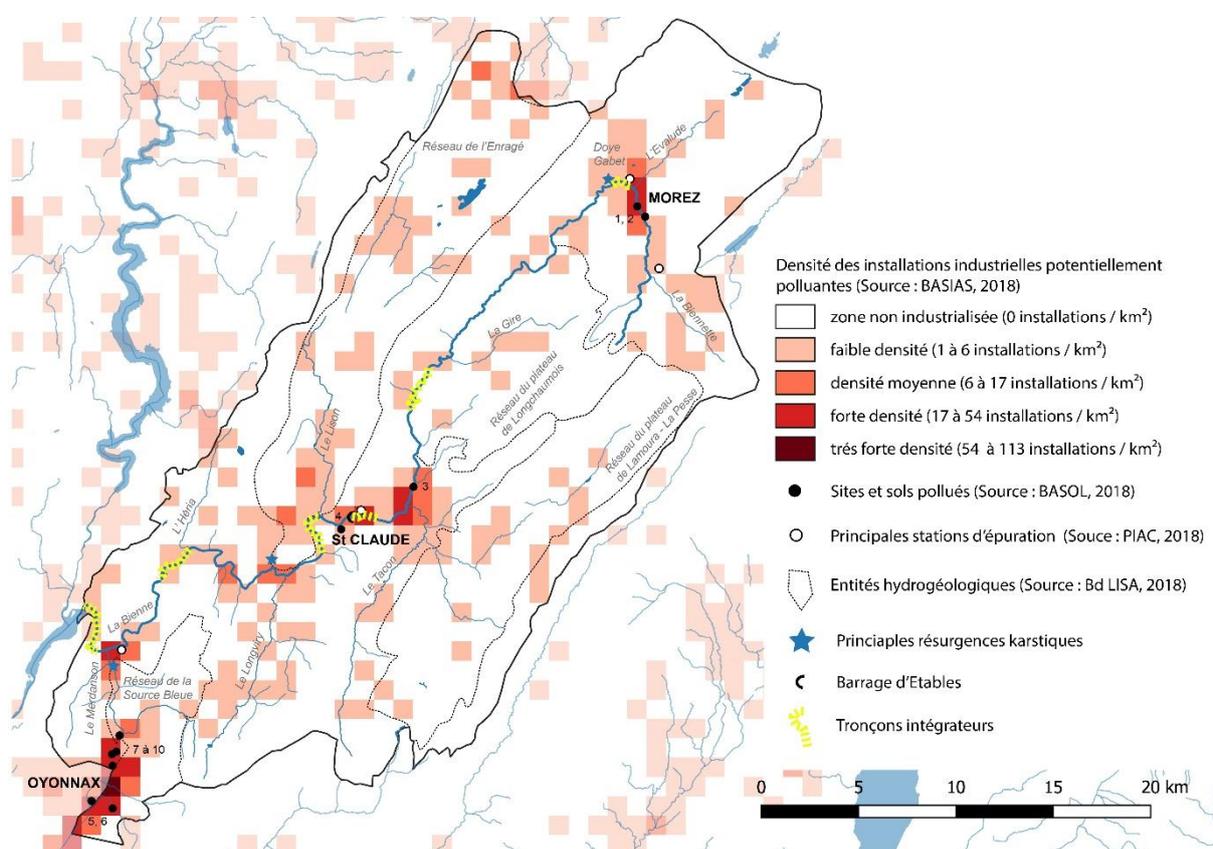


FIG. 8 : INVENTAIRE DES SOURCES POTENTIELLES DE POLLUTION DANS LE BASSIN DE LA BIÈVRE ET SPATIALISATION DES TRONÇONS INTEGRATEURS (LES CHIFFRES AU NIVEAU DES SITES ET SOLS POLLUÉS SE REFERENT AU TAB. 2)

N°	Site	Activité	Période	Pollutions
1	SARRAN	Décolletage	1957-2012	Cd, Cu, Hg, Pb, Zn, BTEX, TCE
2	Ancienne usine à gaz de Morez	Distillation de la houille	1866-1954	HAP, Cyanures
3	JEANTET ELASTOMERES	Plasturgie	Depuis 1906	Hydrocarbures
4	Ancienne usine à gaz de St Claude	Distillation de la houille	1936-1960	HAP, Goudrons
5	SA CONVERT	Plasturgie (Produits nitrés, Gel-Coats)	1830-1994	HAP, Hydrocarbures
6	THEVENIN DUCROT DISTRIBUTION (site d'Oyonnax)	Distribution d'hydrocarbures	1966-1999	Hydrocarbures
7	VERNICOLOR (site d'Oyonnax)	Fabrication de vernis	1980-2009	BTEX, Solvants halogénés, TCE
8	VERNICOLOR (site d'Arbent)	Fabrication de vernis	1991-2016	BTEX, Solvants non halogénés, Ni
9	THEVENIN DUCROT DISTRIBUTION (site d'Arbent)	Distribution d'hydrocarbures	Depuis 1999	Hydrocarbures, BTEX
10	FLOREAL	Distribution d'hydrocarbures	Depuis 2012	Hydrocarbures, BTEX

TAB. 3 : SITES ET SOLS POLLUES DANS LE BASSIN DE LA BIENNE

1.2. Sites et sols pollués

La base de données BASOL est nationale et référence les **sites et sols pollués**. L'inventaire a simplement été spatialisé et les sites à l'intérieur du bassin de la Bienne ont été sélectionnés.

10 sites BASOL sont présents sur le bassin de la Bienne (Fig.1, Tab. 2).

1.3 Principales stations d'épuration

Les stations d'épurations constituent des sources de pollution potentiellement importantes à l'échelle du bassin. **Les principales STEP** repérées sur le portail d'information sur l'assainissement communal sont celles **des Rousses (9.5 KEH) ; Morez (13.0 KEH), St Claude (9.8 KEH) et Dortan (9.0 KEH** ; EH = équivalent habitant soit une DBO5 de 60g/j/hab, Fig. 1).

Cet inventaire fait également apparaître **de petites et moyennes installations en non-conformité d'équipement ou de performance** (Cinquantre 325 et 40 EH ; St Claude-Ranchette 180 EH ; Les Moussières 1.1 KEH ; Les Bouchoux 200 EH ; Rogna 200 EH ; Lavancia-Epercy 30 EH ; Montclusel 15 EH et Chancia 68 EH).

2. Repérage des stations de surveillance sédimentaire

L'objectif de cette étape est de **définir les stations de surveillance des pollutions sédimentaires au sein de tronçons hydrographiques intégrant les contributions des différentes sources dans le bassin (Fig. 1).**

Afin d'identifier les modifications historiques du tracé de la Bienne, une **analyse planimétrique** inspirée des travaux de Eschbach et al, 2018 a été réalisée au niveau des tronçons repérés en Fig. 1. Le tracé des berges a ainsi été digitalisé sur les cartes d'état-major du XIX^{ème} s et les photographies aériennes des années 1950. La comparaison de la position de points de contrôle sur les différentes cartes (églises, châteaux, ponts, ...) permet de déterminer l'erreur des représentations. **Les différences sont inférieures à 1 m entre les photographies aériennes des années 1950 à nos jours.** En revanche l'erreur est plus importante entre les cartes du XIX^{ème} s. et les photographies actuelles, surtout dans les gorges (> 100 m). **Le tracé du XIX^{ème} n'a ainsi pu être analysé que dans la partie aval du bassin de la Bienne.**

Une visite de terrain a par la suite été réalisée sur chaque tronçon afin de repérer des sites propices à l'enregistrement sédimentaire à long terme (sédiments fins montrant des alternances régulières de texture et/ou couleurs relatives aux différents épisodes d'apports sédimentaires).

2.1. Enregistrement sédimentaire des pollutions à l'échelle du bassin

Afin d'intégrer la contribution de l'ensemble des sources du bassin, une station de carottage a été définie dans un tronçon **compris entre Dortan et Chancia. La borne amont est localisée au niveau de la confluence avec le Merdansson** drainant le foyer industriel le plus en aval (Dortan et la partie nord de l'agglomération d'Oyonnax). **La borne aval se situe au niveau de la plage de Chancia.** Plus en aval, les apports venant de l'Ain peuvent perturber l'enregistrement sédimentaire.

Sur ce tronçon, **la Bienne s'écoule dans des sédiments récents** (datant de l'Holocène). La **plaine alluviale en rive gauche** a été mise en place avant le XIX^{ème} s (Fig. 2a). Entre le XIX^{ème} et les années 1950, on peut noter une érosion de cette rive gauche. Depuis, le tracé a peu évolué. Consécutivement à la mise en place de différents aménagements, cette **plaine alluviale a été « fossilisée »** et fonctionne dorénavant comme une terrasse alluviale. Un **échantillon sera prélevé à la base du remplissage sédimentaire afin de définir les fonds géochimiques locaux.** Cela permettra par la suite d'exprimer les enrichissements en ETM.

La **ligne d'eau est contrôlée** quasiment jusqu'à la confluence avec le Merdansson depuis la construction du barrage de Coiselet. Ces aménagements ont eu pour conséquence **d'envoyer toute l'année ce qui était un paléochenal** en rive droite, au niveau du méandre de Dortan (Fig.2b). Il s'agit maintenant d'une **annexe fluviale** en connexion amont même à l'étiage. **Une zone humide (phragmitaie et forêt alluviale)**, probablement déjà présente dans les années 1950, recouvre certaines parties de l'annexe (Fig. 2c). Elle constitue un **piège à sédiments fins** particulièrement intéressant dans le cadre de l'étude. Le remplissage sédimentaire y est de l'ordre de 100 à 120 cm, ce qui en fait un **site propice au carottage**. Le remplissage sédimentaire dans le chenal secondaire est irrégulier, composé de sables, sédiments fins et bancs de galets (Fig.2d). Il ne constitue pas un site de carottage approprié.



FIG. 9 : EVOLUTION DU TRACÉ DE LA BIENNE DANS LE TRONÇON DORTAN-CHANCIA. LA PHOTOGRAPHIE AERIEENNE DATE DE 2017. A : PLAINE D'INONDATION FOSSILISEE, B : ANNEXE FLUVIATILE RESULTANT DU CONTROLE DE LA LIGNE D'EAU PAR LE BARRAGE DE COISELET, C : PHRAGMITAIE JOUANT LE ROLE DE PIEGES A SEDIMENTS FINS PROPICES A L'ENREGISTREMENT A LONG TERME DES POLLUTIONS SEDIMENTAIRES, D : REMPLISSAGE SEDIMENTAIRE IRRÉGULIER DANS L'ANNEXE FLUVIATILE

2.2. Remplissage sédimentaire du réservoir d'Etables

Les retenues jouent un rôle important en ce qui concerne le transport sédimentaire à l'échelle des bassins (Maneux et al, 2001 ; Vörösmarty et al, 2003 ; Walling, 2006 ; Dai et al, 2008). En instaurant des ruptures dans la continuité sédimentaire des cours d'eau, **ils influencent également la répartition spatiale et temporelle des pollutions sédimentaires** (Coyne et al, 2007 ; Ye et al, 2011 ; Vukovic et al, 2014, Bertrand et al, 2015 ; Dhivert et al, 2015). **Lors des vidanges des réservoirs, les polluants piégés peuvent être remobilisés** via des processus de mise en suspension ou par lessivage des sédiments stockés (Audry et al, 2010 ; Opp et al, 2015 ; Frémion et al, 2015 ; Frémion et al, 2016). Lors de ces épisodes, la disponibilité des polluants et leurs impacts écotoxicologiques peuvent être amplifiés (Lebrun et al, 2017 ; Dong et al, 2018).

La retenue d'Etables a été construite au début des années 1930. Elle est localisée en aval des foyers industriels et urbains de Morez et St Claude. De plus les eaux usées qui transitent par la STEP de St Claude sont directement déversées dans le réservoir. **La retenue définit ainsi un obstacle à la propagation des pollutions dans le bassin et potentiellement une source secondaire de pollution.**

La comparaison du tracé des berges entre les années 1950 et nos jours met en évidence **un important stockage sédimentaire en rive gauche et droite à proximité du barrage** (Fig. 3a et b). Cette accumulation sédimentaire était déjà visible lors de la vidange de 1978. **Les sédiments accumulés sur ces berges du lac** sont propices à l'enregistrement à long terme des pollutions. En effet il s'agit **de sédiments fins qui se sont déposés de manière continue**. En rive

droite le **remplissage sédimentaire est composé d'une alternance de sables fins et sédiments sablo-limoneux à limono-argileux avec de débris végétaux sur 160 cm de profondeur**. En rive gauche l'enregistrement sédimentaire montre globalement une texture similaire. Il fait également intervenir :

- une strate de sables moyens à grossiers entre 90 et 110 cm
- une couche sombre avec une forte odeur d'hydrocarbure entre 140 et 185 cm
- des niveaux composés de sédiments plus argileux mêlés à des graviers et des galets entre 260 et 300 cm ainsi qu'à la base du remplissage (350-380 cm).

On retrouve les mêmes sédiments grossiers à la base du remplissage et dans la partie centrale du réservoir (galets et graviers dont les fines ont été lavées lors des épisodes de forts débits). **Ils ne constituent pas des médias d'archivage des pollutions** (Horowitz, 1987 ; Walling et al, 2003).

La rive droite est préservée de l'érosion par un banc de galet mis en place au cours des années 1980. En rive gauche **des formes d'érosion sont visibles dans le stock de sédiments fins en rive gauche** (creusement d'un chenal, érosion de la berge, ...). Le cabinet Reilé suit le stock sédimentaire du réservoir depuis les années 1990. Lors de sa dernière campagne en 2014, l'érosion de la rive gauche a été mise en évidence par rapport à 2009. Ces évolutions dans la dynamique sédimentaire du réservoir sont concomitantes avec la modification de la gestion des vannes en périodes de fortes de crues.

Seize prélèvements ont été réalisés lors de la vidange de 2018, avant la remise en eau du barrage le 09/10/2018. Ils concernent **l'ensemble des strates sédimentaires visibles dans la surface d'érosion en rive gauche (8 échantillons), ainsi que le remplissage sédimentaire en rive droite par tranche de 20 cm (8 échantillons)**.

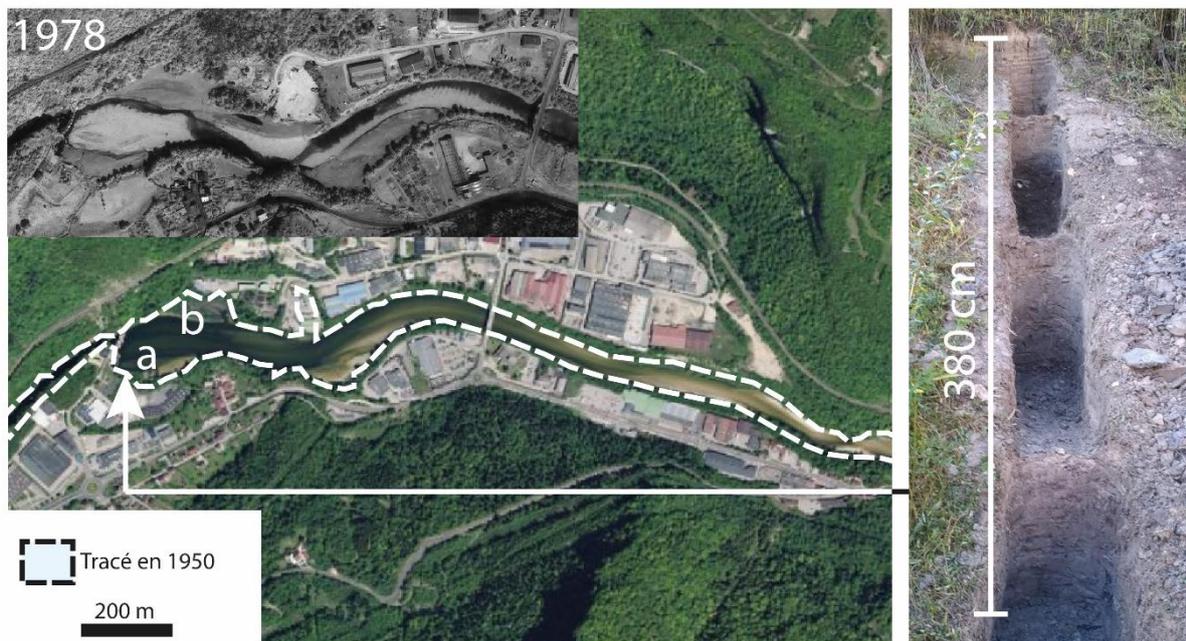


FIG. 10 : EVOLUTION DU TRACÉ DES BERGES DU RESERVOIR D'ETABLES. LA PHOTOGRAPHIE AERIEENNE EN COULEURS DATE DE 2017. LES DESIGNATIONS A ET B MONTRENT DES ZONES D'ACCUMULATION DE SEDIMENTS FINS DEJA VISIBLES LORS DE LA VIDANGE DE 1978

2.3. Surfaces d'érosion en berge

Un stock de sédiments fins s'est déposé sur les berges de la Bienne au cours du XX^{ème} s. probablement dans la seconde moitié du siècle, compte tenu de la présence de débris plastiques à la base du remplissage. Ces dépôts sont discontinus le long du cours d'eau, **les racines des végétaux et les bryophytes semblant avoir joué un rôle important dans ce processus** d'interception et d'archivage des particules fines.

L'accumulation sédimentaire est de l'ordre de 110 à 140 cm et est composée d'une **alternance de lamines de sables fins et sablo-limoneuses** (Fig. 4). Des séquences de sables moyens à grossiers sont présentes par endroits. Ces sédiments fins reposent sur des sédiments grossiers similaires à ce que l'on retrouve dans les sédiments du lit. **Ces dépôts ne sont pas « fossilisés »**, car on identifie des laisses de crue récentes au sommet des berges (mélange de débris végétaux et de débris plastiques).

On observe une érosion latérale des berges le long du linéaire, **dessinant des surfaces d'érosions** (Fig.4). Cette **érosion est plus importante au pied de la berge** (en dessous de la limite sédiments cohésifs / grossiers). Ces **affouillements de pied de berge** sont généralement observés **dans des tronçons souffrant d'un déficit de recharge sédimentaire** au niveau des sédiments du lit (e.g. Luppi et al, 2008 ; Rinaldi et Darby, 2008 ; Darby et al, 2007). Il favorise l'effondrement des berges et la **mobilisation massive de sédiments potentiellement contaminés**.

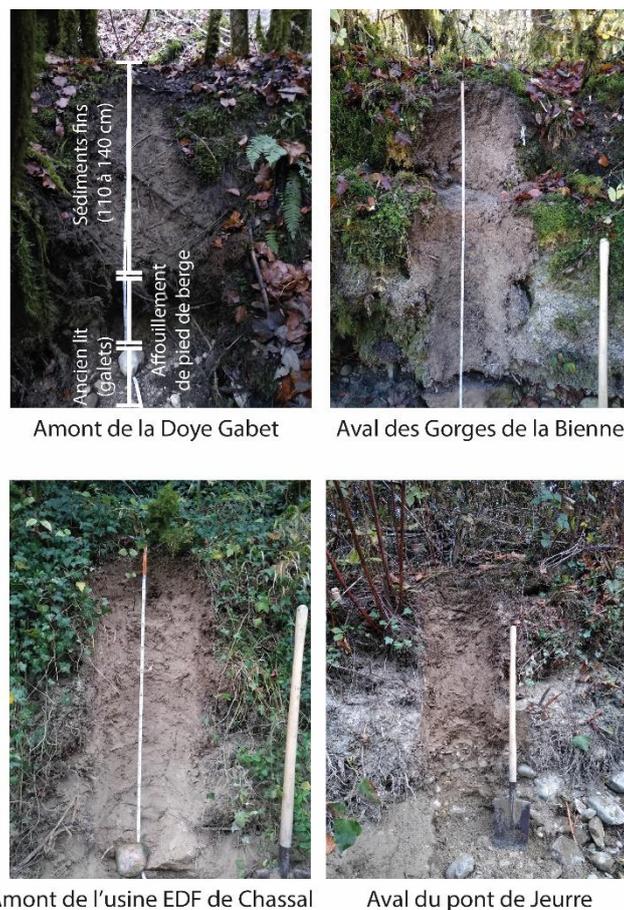


FIG. 11 SURFACES D'ÉROSION DANS LES TRONÇONS INTEGRATEURS

Afin d'analyser la **répartition spatiale des pollutions sédimentaires** (et évaluer les risques en cas de mobilisation sédimentaire), des stations de surveillance des sédiments ont été identifiées dans les surfaces d'érosion au niveau des **4 tronçons localisés en aval des principaux foyers industriels du bassin** (5 échantillons sur la hauteur de la berge ; Fig. 1 et 5).

1) Station d'épuration de Morez – Résurgence de la Doye Gabet

Ce tronçon intègre les apports de l'agglomération de Morez-Morbier. La **borne amont est définie au niveau du rejet de la STEP de Morez**. La **borne aval correspond à la résurgence de la Doye Gabet** (Fig. 5). En aval, il serait difficile de discriminer les apports provenant de l'amont du bassin, de ceux associés aux circulations souterraines. Cette résurgence est située directement dans le lit de la Bienne ce qui la rend difficilement instrumentale.

Dans cette zone **la Bienne est difficile d'accès**. Un **linéaire de 300 m a été prospecté** en amont de la Doye Gabet, correspondant à la zone où le matériel de prélèvement peut être acheminé. **L'accumulation de sédiments fins est très éparse**. Une **surface d'érosion propice à l'échantillonnage a été repérée en rive droite** environ 200 m en amont de la résurgence. Il s'agit d'une formation couvrant un linéaire d'une cinquantaine de mètres.

2) Sous Mamoncez – Champs de Bienne

Ce tronçon est localisé en **aval des Gorges de la Bienne** (Fig. 5). Il s'agit d'une zone où le lit majeur de la Bienne s'élargit et où **des dépôts de sédiments récents sont avérés**. Ce tronçon se termine au niveau des dépôts morainiques des Champs de Bienne (sédiments anciens non utilisables pour cette étude).

On note **peu de modifications dans le tracé des berges depuis les années 1950**, probablement du fait des aménagements du cours d'eau (seuils, endiguements, ...). Par ailleurs, la comparaison des photographies aériennes entre les années 1950 et nos jours, atteste d'une **importante diminution de la charge sédimentaire de fond**.

Des accumulations de sédiments fins sont visibles en berge de manière continue sur le tronçon. Les surfaces d'érosion sont très marquées par endroits. La rive gauche est difficile d'accès pour les engins motorisés, les activités humaines y sont limitées. Un site accessible à pied et représentatif de l'enregistrement a été localisé en rive gauche à l'intrados du méandre en aval du lieu-dit Sous Mamoncez.

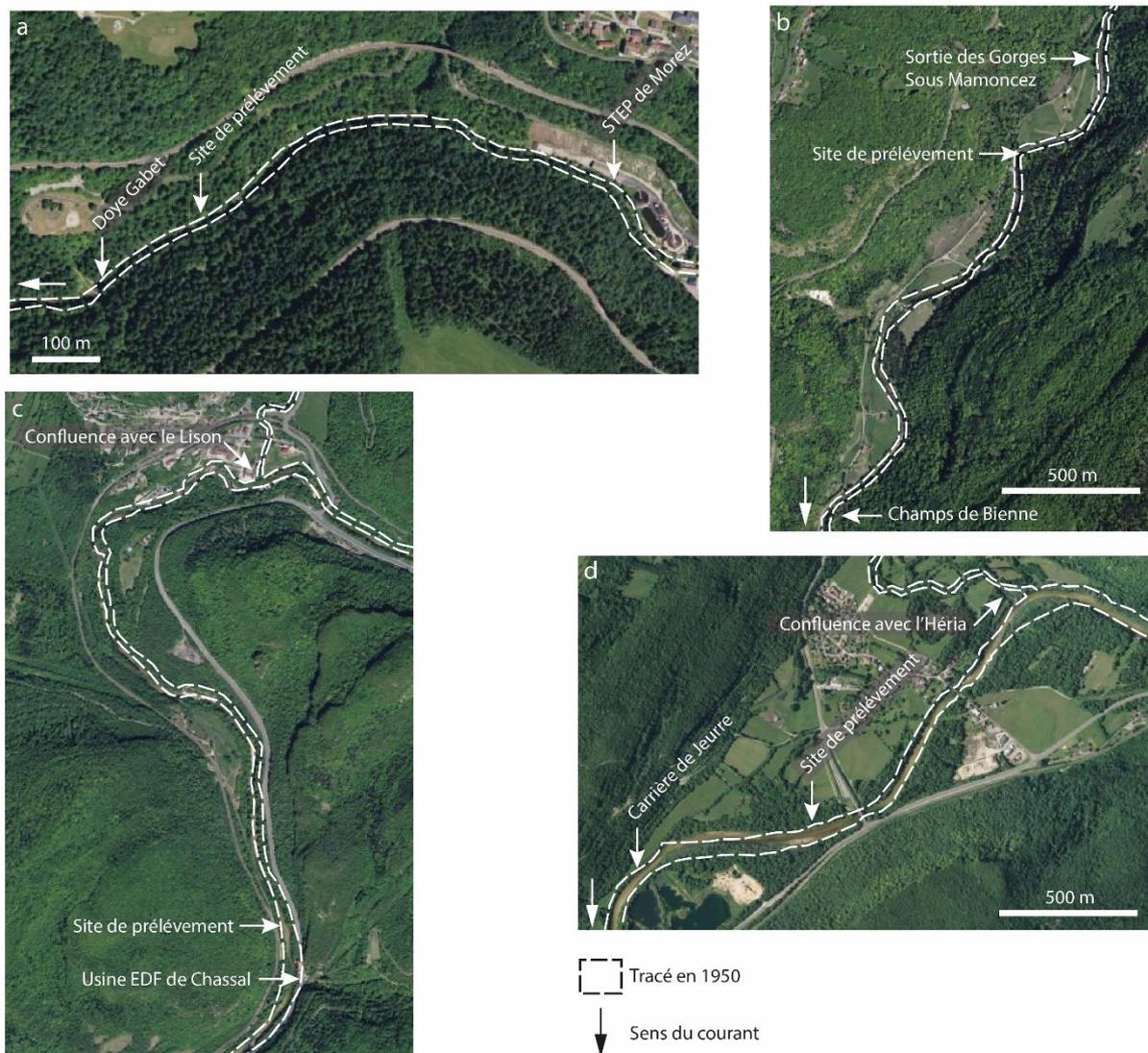


FIG. 12 : SITUATION DES TRONÇONS INTEGRATEURS ET DES SITES DE PRELEVEMENTS SELECTIONNES

3) Confluence avec le Lison – Usine hydroélectrique de Porte-Sachet

Ce tronçon est localisé en **aval du foyer industriel de la vallée du Lison**. La borne amont correspond à la **confluence avec le Lison** et la borne aval est définie au niveau de **l'usine hydroélectrique de Porte-Sachet** (Fig.5).

Il s'agit d'un tronçon implanté dans **des gorges où les dépôts sédimentaires en berges sont également discontinus**. Au niveau du lieu-dit Brive d'Aval, **un dépôt morainique** datant de la dernière glaciation constitue la rive droite de la Bienne. Depuis *a minima* les années 1950, **des sédiments récents se sont déposés en rive droite au niveau de l'usine hydroélectrique**. La partie amont montre **des surfaces d'érosion propice à l'échantillonnage**, dans le cadre de notre étude. Un site localisé environ 300 m en amont de l'usine a été repéré.

4) Confluence avec l'Heria – Carrière de Jeurre

Le tronçon est localisé en **aval du foyer industriel Chassal/Molinges/Vaux-lès-Saint-Claude et de la conduite forcée venant de la retenue d'Étables**. La **borne amont est définie au niveau de la confluence avec l'Heria** afin de tenir compte des apports venant de cet affluent. **La borne aval est située en amont de la carrière de Jeurre** (Fig. 5). Plus en aval, l'extraction de granulats peut perturber localement l'enregistrement sédimentaire.

Seule **la partie aval du tronçon est implantée dans des sédiments récents**. En amont du pont de Jeurre, la plaine alluviale est composée en partie de sédiments anté-Holocène (risque de prélèvement de sédiments anciens).

Depuis 1950, le tracé a peu évolué. Au niveau de la carrière de Jeurre, on insiste cependant à une érosion dans des sédiments anciens en rive droite et la mise en place d'un point bar en rive gauche. **La berge gauche montre des surfaces d'érosion sur l'ensemble du tronçon. Un site localisé environ 200 m en aval du pont Jeurre a été repéré.**

2.4 Dépôts sédimentaires souterrains

Le massif jurassien est caractérisé par ses circulations souterraines. **Le karst** intercepte une importante partie des précipitations, et aussi des polluants présents en surface sous forme dissouts ou associés à des microparticules. Les variabilités spatiales et temporelles des pollutions au sein des systèmes karstiques sont complexes, faisant intervenir **le régime hydrologique, les circulations souterraines, mais aussi les processus hydrosédimentaires** (Reh et al, 2013 ; Schiperski et al, 2015). Certaines parties du karst peuvent ainsi constituer **des zones de stockages des polluants, au sein de dépôts sédimentaires potentiellement mobilisables lors des plus fortes crues**.

Le réseau karstique de l'Enragé est l'un des plus importants du Haut-Jura et un des mieux connus (Fig. 1). Son principal exutoire est localisé au niveau de l'usine hydroélectrique de Molinges. Il est composé d'une résurgence permanente, située à quelques centaines de mètres de la Bienne, ainsi que la Grotte de l'Enragé plus en amont dans la falaise, active seulement en période de crue. **Des formations attestant d'un transport sédimentaire actif sont présentes dans cette cavité** : dune de sables, alternance de dépôts sableux et argileux, surface d'érosion dans les dépôts argileux (Fig. 6 a, b et c).

Dans le but **d'évaluer les niveaux de pollution dans les sédiments stockés dans le karst**, 5 échantillons ont été prélevés, au niveau d'une chambre située à quelques centaines de mètres de l'entrée de la grotte :

- 3 à la base, au centre et au sommet du dépôt argileux composant la rive droite (260 cm de hauteur)
- 2 en rive gauche (160 cm) à la base correspondant à une séquence composée d'une alternance de sédiments sableux et argileux à la base, ainsi que dans la séquence supérieure composée de sédiments argileux.

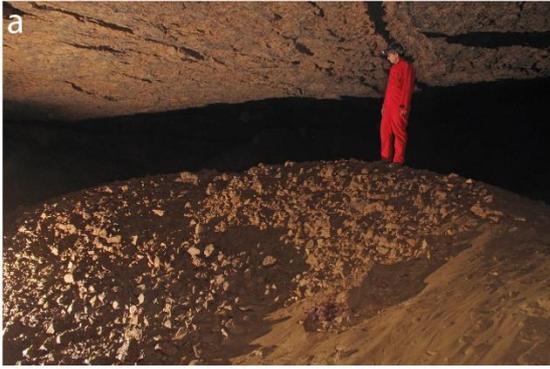


FIG. 13 : TRACES DES ACTIVITES HYDROSEDIMENTAIRES DANS LA CAVITE DE L'ENRAGE A) DUNE DE SABLES ET BLOCS, B) ALTERNANCE DE LAMINES SABLEUSES ET ARGILEUSES + SURFACE D'EROSION, C) DEPOT ARGILEUX SUR LES BORDS D'UN E CHAMBRE SOUTERRAINE

ANNEXE 2 : PARAMETRES ANALYSES DANS LES SEDIMENTS

Familles	Paramètres	Fractions	Extractions	Méthodes	Normes	LQ
Majeurs et traces	Aluminium (Al) Calcium (Ca) Fer (Fe) Magnésium (Mg) Phosphore (P) Potassium (K)	< 63 mm	Minéralisation totale	ICP/AES	NF EN ISO 11885 NF EN 13346 Méthode B	5 mg/kg MS
	10 mg/kg MS					
	20 mg/kg MS					
	10 mg/kg MS					
	Antimoine (Sb) Cadmium (Cd) Chrome (Cr) Etain (Sn) Molybdène (Mo) Plomb (Pb)			ICP/MS	NF EN ISO 17294-2 NF EN 13346 Méthode B	0,1 mg/kg MS
	0,1 mg/kg MS					
	0,1 mg/kg MS					
	0,5 mg/kg MS					
	0,1 mg/kg MS					
	0,1 mg/kg MS					
Argent (Ag) Arsenic (As) Cuivre (Cu) Manganèse (Mn) Nickel (Ni) Titane (Ti) Zinc (Zn)	NF EN 13346 Méthode B NF EN ISO 17294-2	0,1 mg/kg MS				
0,2 mg/kg MS						
Bismut (Bi)	NF EN ISO 17294-2	0,1 mg/kg MS				
Mercure (Hg)		Méthode interne	0,02 mg/kg MS			

Familles	Paramètres	Fractions	Extractions	Méthodes	Normes	LQ
COT	COT	< 2 mm	Combustion		NF EN 13137	1000 mg/kg MS
HAPs	Acénaphène (ACE) Acénaphthylène (ACY) Anthracène (ANT) Benzo-(a)-anthracène (BaA) Benzo(a)pyrene (BaP) Benzo(b)fluoranthène (BbF) Benzo(ghi)Pérylène (BghiPL) Benzo(k)fluoranthène (BkF) Chrysène (CHY) Dibenzo(a,h)anthracene (dBahA) Fluoranthène (FLT) Fluorène (FLU) Indeno (1,2,3-cd) Pyrène (IcdP) Naphtalène (NAP) Phénanthrène (PHE) Pyrène (PYR)		Extraction Hexane/Acétone	GC/MS/MS	NF ISO 18287 XP X 33-012	0,002 mg/kg MS
PCBs	Congénères 18, 20, 28, 31, 35, 44, 52, 54, 77, 81, 95, 99, 101, 105, 110, 114, 118, 123, 126, 128, 138, 146, 149, 151, 153, 156, 157, 167, 169, 170, 177, 180, 183, 187, 189, 194, 209		Extraction Hexane/Acétone	GC/MS	XP X 33-012	1 µg/kg MS
Phtalates	Di-n-octylphtalate (DnOP) Octylbutyl phtalate (BOP) Diéthylhérylphtalate (DEHP) Diméthylphtalate (DMP) Diéthylphtalate (DEP) Di-n-hexylphtalate (DHxP) Phtalate de benzyl butyle (BBP)		Extraction Solide/Liquide	GC/MS/MS	Méthode interne	20 µg/kg MS 20 µg/kg MS 20 µg/kg MS 40 µg/kg MS 20 µg/kg MS 5 µg/kg MS 20 µg/kg MS

Familles	Paramètres	Fractions	Extractions	Méthodes	Normes	LQ
PBDEs	BDE-28 2,2',4,4'-TetraBDE (47) 3,3',4,4'-TetraBDE(77) 2,2',4,4',5-PentaBDE (99) 2,2',4,4',6-PentaBDE (100) 2,2',4,4',5,5'-HexaBDE(153) 2,2',4,4',5,6'-HexaBDE(154) 2,2',3,4,4',5'-HexaBDE (138) 2,2',3',4,4',5,6'-HeptaBDE(183) DecaBDE(209)	< 2 mm	Extraction Solide/Liquide	GC/MS/MS	Méthode interne	0,3 µg/kg MS 0,3 µg/kg MS 0,3 µg/kg MS 0,3 µg/kg MS 0,3 µg/kg MS 0,3 µg/kg MS 0,3 µg/kg MS 5 µg/kg MS 0,3 µg/kg MS 40 µg/kg MS
Dioxines et furanes	1,2,3,4,6,7,8-Heptachlorodibenzodioxine 1,2,3,4,6,7,8-Heptachlorodibenzofurane 1,2,3,4,7,8,9-Heptachlorodibenzofurane 1,2,3,4,7,8-Hexachlorodibenzodioxine 1,2,3,4,7,8-Hexachlorodibenzofurane 1,2,3,6,7,8-Hexachlorodibenzodioxine 1,2,3,6,7,8-Hexachlorodibenzofurane 1,2,3,7,8,9-Hexachlorodibenzodioxine 1,2,3,7,8,9-Hexachlorodibenzofurane 1,2,3,7,8-Pentachlorodibenzodioxine 1,2,3,7,8-Pentachlorodibenzofurane 2,3,4,6,7,8-Hexachlorodibenzofurane 2,3,4,7,8-Pentachlorodibenzofurane 2,3,7,8-Tetrachlorodibenzodioxine 2,3,7,8-Tetrachlorodibenzofurane Octachlorodibenzodioxine Octachlorodibenzofurane Hexachlorodibenzodioxine		Extraction Solide/Liquide	GC/HRMS	Méthode interne	27 ng / kg MS 26 ng / kg MS 19 ng / kg MS 24 ng / kg MS 20 ng / kg MS 24 ng / kg MS 20 ng / kg MS 24 ng / kg MS 20 ng / kg MS 12 ng / kg MS 22 ng / kg MS 20 ng / kg MS 22 ng / kg MS 9 ng / kg MS 16 ng / kg MS 110 ng / kg MS 160 ng / kg MS 46 ng / kg MS

Familles	Paramètres	Fractions	Extractions	Méthodes	Normes	LQ
Chloroalcanes	Chloroalcanes C10-C13	< 2 mm	Extraction Hexane/Acétone	GC/MS	Méthode interne	100 µg/kg MS
Pesticides	p,p'-DDT o,p'-DDT Pentachlorophénole Cyperméthrine Lambda-cyhalothrine IPBC		Extraction Hexane/Acétone	GC/MS/MS	Méthode interne	2 µg/kg MS 0,5 µg/kg MS 1 µg/kg MS 5 µg/kg MS 70 µg / kg MS 0.05 µg/kg MS

TAB. A : LISTE DES PARAMETRES GEOCHIMIQUES RECHERCHES DANS LES SEDIMENTS DE LA BIENNE ET DES METHODES ASSOCIEES.

ANNEXE 3 : FACTEURS D'ENRICHISSEMENTS CALCULES DANS LES SEDIMENTS DE LA BIENNE

	Prof. (cm)	Ag	As	Bi	Cd	Cr	Cu	Hg	Mo	Ni	Pb	Sb	Sn	W	Zn
Aval de Morez (MOR-01)	0-20	3,1	2,0	2,9	1,9	1,0	23,1	9,5	1,3	1,8	19,4	3,6	32,6	1,0	6,2
	30-50	3,3	2,1	2,5	1,9	1,0	23,7	11,1	1,4	2,0	19,1	3,5	29,9	1,0	7,3
	60-80	4,7	2,1	2,9	2,0	1,0	24,2	11,2	1,6	2,4	21,5	4,8	34,5	1,0	6,1
	90-110	4,6	2,2	3,6	1,9	1,0	25,8	12,7	1,4	2,7	25,0	4,5	33,1	1,0	6,1
	120-140	7,2	0,9	2,6	2,3	1,0	20,4	3,6	1,4	2,0	10,9	2,7	15,5	0,7	4,8
Aval des Gorges de la Bienne (NC-01)	0-20	1,9	1,0	1,9	1,7	1,1	8,1	5,0	1,3	2,3	4,1	1,5	8,5	1,0	3,1
	30-50	1,8	1,0	6,7	2,3	1,2	8,1	3,7	1,3	2,5	5,0	1,6	11,3	1,1	3,6
	80-100	1,4	0,9	1,8	1,5	1,0	6,0	3,2	1,3	1,8	3,3	1,4	7,0	1,0	2,4
	110-130	1,5	0,7	2,0	1,4	0,9	5,6	2,2	1,1	2,1	2,5	1,0	5,1	0,7	2,2
	140-150	2,0	0,9	7,5	1,8	1,2	7,6	3,7	1,1	2,5	4,2	1,2	9,9	0,9	3,1
Réservoir d'Etables en rive droite (ETA-02)	0-20	3,2	0,4	2,7	1,2	1,3	2,5	2,3	0,8	1,4	1,5	0,8	2,4	0,7	2,5
	20-40	1,9	0,7	9,3	1,8	1,3	2,9	3,1	0,9	1,8	2,5	1,1	3,5	0,9	2,8
	40-60	1,5	0,7	12,4	1,9	1,2	2,8	2,8	0,8	1,7	2,1	0,9	2,8	1,1	2,7
	60-80	1,8	0,8	23,3	2,4	1,1	3,9	3,0	0,9	1,6	4,8	1,2	4,8	0,6	3,6
	80-100	2,5	0,8	23,4	2,6	2,6	4,1	3,0	0,9	1,8	6,1	1,5	4,9	0,6	3,5
	100-120	3,4	1,2	7,7	1,5	1,0	4,1	6,2	1,0	1,3	24,2	3,7	6,3	1,0	2,7
	120-140	3,5	0,8	13,2	1,8	1,0	4,0	3,0	0,9	1,3	13,5	2,0	4,8	0,7	3,1
140-160	2,0	0,7	9,5	1,7	0,9	3,4	2,9	0,8	1,3	6,4	2,0	4,2	0,6	2,5	
Réservoir d'Etables en rive gauche (ETA-01)	0-90	1,4	0,9	6,6	2,0	1,1	2,8	3,1	1,0	1,7	3,0	1,2	4,0	0,7	2,6
	110-140	1,3	1,0	11,3	2,0	1,0	3,5	3,9	1,6	1,5	5,7	3,2	4,5	1,0	2,6
	140-185	0,2	0,4	0,4	1,3	0,6	0,4	0,5	0,5	0,5	0,5	0,4	0,3	0,9	0,8
	185-260	1,4	0,6	3,4	1,5	0,8	3,6	3,3	0,7	1,2	4,3	3,5	5,2	0,6	2,3
	260-300	0,9	0,5	1,7	2,3	0,7	1,9	2,3	0,5	0,8	2,6	1,9	2,1	0,7	1,3
	300-350	1,2	0,8	3,6	1,4	0,8	3,2	3,6	0,7	1,0	3,8	2,4	4,1	1,0	2,3
	350-380	1,5	0,6	2,9	1,6	0,8	2,9	2,8	0,8	1,1	3,2	2,2	3,6	0,6	1,8
< 380	0,2	0,4	0,6	0,7	0,5	0,8	3,2	0,5	0,7	1,0	1,0	1,2	0,7	0,7	
Aval du Lison (CHA-01)	0-20	1,1	0,9	2,1	1,5	1,2	2,5	1,5	1,2	1,4	2,4	1,0	6,1	0,7	1,9
	30-50	2,9	1,1	4,9	1,9	1,4	4,0	4,4	1,7	2,0	4,3	1,5	6,3	0,9	2,9
	60-80	3,1	0,9	7,1	1,9	1,4	4,4	15,7	1,0	1,8	4,1	1,7	6,7	0,6	3,4
	80-100	3,3	1,2	22,4	2,1	1,6	5,4	4,6	0,9	1,7	9,5	3,4	12,5	1,1	3,9
	100-115	3,1	2,0	5,1	2,8	1,5	5,2	2,4	1,8	2,3	11,9	2,4	10,7	1,3	3,9
Aval de Jeurre (JEU-01)	0-10	0,7	0,8	1,7	1,3	1,0	1,8	1,1	1,2	1,1	2,0	0,8	4,7	0,6	1,6
	10-20	2,1	0,9	2,1	1,5	1,1	2,3	5,7	1,2	1,4	2,2	1,1	5,0	0,6	1,9
	30-40	1,5	0,8	1,8	1,4	1,1	2,1	1,6	1,2	1,3	2,0	0,8	5,9	0,5	1,7
	50-60	1,2	1,3	1,9	1,9	1,2	2,6	4,9	1,4	1,4	2,7	1,5	5,1	1,0	2,0
	70-80	1,4	1,2	1,8	1,9	1,2	2,3	1,9	1,4	1,4	2,7	1,1	3,9	1,0	2,1
Grotte de l'Enragé (ENR-01)	0-60	-	0,8	0,5	0,8	0,6	0,2	0,4	0,7	0,8	0,3	0,2	0,2	1,0	0,6
	130-160	-	0,7	0,3	0,6	0,6	0,2	0,3	0,7	0,7	0,2	0,2	-	1,0	0,5
	230-260	0,2	0,7	0,4	0,6	0,6	0,3	0,3	0,7	0,8	0,3	0,3	0,2	1,0	0,6
	0-60	0,1	0,7	0,4	0,6	0,6	0,2	0,3	0,6	0,8	0,3	0,3	0,2	1,1	0,5
60-120	-	0,7	0,4	0,7	0,6	0,2	0,3	0,8	0,9	0,3	0,2	0,2	0,7	0,5	

FACTEURS D'ENRICHISSEMENT EN ETM DANS LA FRACTION < 63 µm DES SEDIMENTS DES BERGES DE LA BIENNE. POUR CALCULER LES ENRICHISSEMENT LES TENEURS EN ETM ONT ETE NORMALISES AVEC LES CONCENTRATIONS SEDIMENTAIRES EN AL ET COMPARE A UNE REFERENCE GEOCHIMIQUE LOCALE (SEDIMENTS PRELEVES DANS LA PARTIE AVAL DU BASSIN ET DATANT DE L'EPOQUE PREINDUSTRIELLE).

	Prof. (cm)	Ag	As	Bi	Cd	Cr	Cu	Hg	Mo	Ni	Pb	Sb	Sn	W	Zn
Carotte sédimentaire de Dortan (BIE-01)	0-4	0,7	1,2	1,7	1,5	1,2	2,0	1,4	1,2	1,4	2,2	-	5,3	-	1,6
	4-8	0,8	1,0	1,7	1,5	1,1	2,1	1,6	1,2	1,2	2,2	-	3,8	1,3	1,6
	8-12	1,5	2,3	1,7	1,4	1,9	2,6	1,6	1,1	1,2	2,1	0,6	2,5	1,2	1,5
	12-16	0,9	1,1	1,9	1,5	1,1	2,5	2,2	1,2	1,4	2,6	1,1	6,2	0,5	1,8
	16-20	1,0	1,0	1,8	1,5	1,1	2,3	1,4	1,2	1,3	2,5	-	3,9	1,3	1,6
	20-24	1,1	1,1	1,9	1,5	1,1	2,4	1,8	1,2	1,4	2,5	-	4,1	1,2	1,8
	24-28	1,0	1,1	1,9	1,5	1,2	2,3	1,9	1,4	1,3	2,6	0,4	3,8	1,3	1,6
	28-32	0,8	1,0	1,9	1,4	1,0	2,2	1,4	1,1	1,2	2,6	0,4	4,7	1,3	1,4
	32-36	1,1	1,1	3,3	1,4	1,1	2,4	1,7	1,2	1,4	2,7	0,7	6,7	1,3	1,5
	36-40	0,8	1,3	2,3	1,2	1,2	2,6	1,5	0,9	1,3	2,7	0,6	3,5	1,3	1,6
	40-44	0,7	0,8	2,0	1,3	0,9	2,1	1,5	1,4	1,2	2,3	0,9	3,3	0,9	1,5
	44-48	0,8	0,9	2,4	1,3	1,0	2,4	1,5	0,9	1,4	2,6	1,5	3,3	0,7	1,6
	48-52	0,9	0,9	2,8	1,7	1,1	2,5	1,6	1,1	1,5	2,9	0,6	4,3	1,3	1,8
	52-56	0,7	0,9	2,8	1,6	1,1	2,5	2,1	1,0	1,7	2,6	1,0	4,6	0,8	1,9
	56-60	0,9	1,0	3,2	1,8	1,3	2,9	1,8	1,1	1,7	2,9	0,4	4,0	1,5	2,2
	60-64	0,8	0,9	3,0	1,7	1,2	2,4	1,8	1,0	1,5	2,8	-	3,6	1,2	2,0
	64-68	1,0	0,9	3,0	1,6	1,2	2,3	1,6	0,9	1,5	2,8	0,3	2,9	1,3	1,9
	68-72	0,7	0,8	2,5	2,4	1,1	1,6	1,7	0,9	1,4	2,4	0,3	6,4	1,3	1,5
	72-76	0,8	0,7	2,5	1,3	1,2	1,5	1,8	0,9	1,6	2,3	-	4,5	1,3	1,5
	76-80	0,7	0,7	2,3	1,3	1,1	1,4	1,2	1,0	1,7	2,2	-	3,0	1,3	1,4
80-84	0,9	0,8	2,7	1,3	1,1	1,6	1,4	0,9	1,5	2,4	1,8	1,9	0,6	1,4	

TAB. 4 B : FACTEURS D'ENRICHISSEMENT EN ETM DANS LA FRACTION < 63 µM DES SEDIMENTS DE LA CAROTTE SEDIMENTAIRE DE DORTAN

ANNEXE 4 : CALCUL DES TENEURS EN MICROPOLLUANTS DANS LES CAPTEURS PASSIFS

Teneurs moyennes en ETM à partir des membranes DGT :

		T (j)	Θ (°C)	Coefficient de diffusion D (*10-6 cm²/s)									
				Cd	Co	CrIII	CrVI	Cu	Hg	Mn	Ni	Pb	Zn
02-16/09/19	Aval de Morez		13	4,30	4,19	3,56	6,00	4,39	5,64	4,13	4,07	5,66	4,29
	Amont de St Claude	14	14	4,43	4,32	3,67	6,19	4,53	5,82	4,26	4,20	5,84	4,42
	Aval de Jeurre		15	4,57	4,46	3,79	6,38	4,67	6,00	4,39	4,33	6,03	4,56
14-28/10/19	Aval de Morez		11	4,03	3,93	3,34	5,62	4,12	5,29	3,87	3,82	5,31	4,02
	Amont de St Claude	14	11	4,03	3,93	3,34	5,62	4,12	5,29	3,87	3,82	3,31	4,02
	Aval de Jeurre		12	4,16	4,06	3,45	5,81	4,26	5,47	4,00	3,94	5,49	4,15
25-06/12/19	Aval de Morez		7	3,53	3,44	2,92	4,92	3,61	4,63	3,39	3,34	4,65	3,52
	Amont de St Claude	11	7	3,53	3,44	2,92	4,92	3,61	4,63	3,39	3,34	4,65	3,52
	Aval de Jeurre		7	3,53	3,44	2,92	4,92	3,61	4,63	3,39	3,34	4,65	3,52
7-21/01/20	Aval de Morez		7	3,53	3,44	2,92	4,92	3,61	4,63	3,39	3,34	4,65	3,52
	Amont de St Claude	14	9	3,77	3,68	3,13	5,27	3,86	4,96	3,62	3,57	4,97	3,77
	Aval de Jeurre		9	3,77	3,68	3,13	5,27	3,86	4,96	3,62	3,57	4,97	3,77

TAB. G. COEFFICIENT DE DIFFUSION DES MEMBRANES DGT EN FONCTION DES TEMPERATURES DES EAUX

Le calcul des concentrations a été réalisé en tenant compte du coefficient d'éluion habituel : 0,8 pour tous les ETM sauf le cadmium (1) et le plomb (0,7).

$$C = \frac{M * \Delta g}{T * A * D}$$

C = concentration moyenne dans l'eau (µg/l)

M = teneurs en métal dans l'échantillon (µg)

Δg = épaisseur de la membrane (0.092 cm)

T = temps d'exposition (s)

A = surface de la membrane exposée (3.14 cm²)

**ANNEXE 5 : MICROPOLLUANTS RECHERCHES DANS LES CAPTEURS PASSIFS ET
MONTRANT DES TENEURS INFÉRIEURES AU LIMITES DE QUANTIFICATIONS SUR
L'ENSEMBLE DES STATIONS ET L'ENSEMBLE DU SUIVI**

ETM

Cadmium
Mercure
Plomb

Organiques

2,6-dichlorbenzamid
acetochlor
acetochlor ESA
acetochlor OA
alachlor
alachlor ESA
alachlor OA
aldrin
alfa-HCH
ametryn
atrazin
atrazin-2-hydroxy
azoxystrobin
b(ghi)per
bentazon
beta-HCH
boscalid
carbofuran
chloridazon
chloridazon-des
chlorsulfuron
chlortoluron
clomazon
cyanazin

db(ah)anthr
delta-HCH
deltamethrin
des-chlortoluron
desmedipham
desmetryn
dichlorvos
dieltrin
dimetachlor
dimetachlor ESA
dimetachlor OA
dimethenamid
dimethoate
diProatrazin
endrin
epoxiconazol
epsilon-HCH
ethofumesat
fenpropimorph
heptachlor
hexazinon
in(c,d,)pyr
irgarol
isodrin
isoproturon
lenacil
linuron
malathion
metamitron
metazachlor
metazachlor ESA

metazachlor OA
metconazol
methoxyCl
methoxyfenozid
metolachlor
metolachlor OA
monolinuron
nicosulfuron
o,p-DDD
o,p-DDE
o,p-DDT
p,p-DDD
PCB 194
pendimethalin
permethrin
pethoxamid
phenmedipham
prochloraz
prometryn
propachlor
propazin
quinoxifen
sebutylazin
simazin
tebuconazol
terbuthylazin-d-2-h
terbuthylazin-des
terbutylazin
triallate
trifluralin
Amitraze

ANNEXE 6 : SUIVI DES MICROPOLLUANTS DANS LA RESURGENCE DE L'ENRAGE AU COURS D'EPISODES DE CRUES

Le **système karstique de l'Enragé** draine un bassin hydrogéologique de plus de 100 km². Les écoulements au sein de ce bassin hydrogéologique sont complexes. Les surfaces drainées sont **à dominante agricole** (élevage des bovins du Grandvaux), pour autant on identifie également **des zones plus industrialisées et urbanisées** comme le secteur de Saint Laurent en Grandvaux.

Afin de **mieux comprendre la contribution du système karstique dans les pollutions de la Bienne ainsi que les dynamiques temporelles à l'œuvre**, un suivi spécifique a été réalisé au niveau de la résurgence.

Dans le cadre de cette étude, un suivi a ainsi été réalisé au niveau de la résurgence de l'Enragé. **Deux crues ont été échantillonnées le 31/01/2020 et le 01/05/2020 à l'aide de prélèvements d'eau réalisés toute les 0,5 heures.**

Le suivi a été réalisé dans le cours d'eau temporaire alimenté par la résurgence de l'Enragé. L'hydrologie de ce système karstique est mal connue. Il est difficile de prévoir l'activation de la résurgence suites aux précipitations. D'autre part, on ne connaît pas la dynamique hydrologique de ces épisodes. Tout cela rend difficile l'évaluation de la représentativité des prélèvements réalisés, notamment en ce qui concerne leur positionnement dans l'hydrogramme de crue. Un suivi de la hauteur d'eau a bien été réalisé lors des prélèvements, mais il est difficile de discriminer l'influence des fluctuations de débits de la résurgence des variations de hauteurs d'eau dans la Bienne.

Les deux campagnes de prélèvements ont été réalisées dans **un contexte hydrologique attestant de faibles variations de la hauteur d'eau** dans le ruisseau alimentée par la résurgence. En effet, la hauteur d'eau a variée d'environ 10 cm au cours de la dernière campagne de prélèvement, faisant intervenir :

- une phase de fluctuation de la hauteur d'eau depuis le début des observations à 10H00, jusqu'à 11h,
- puis une augmentation continue jusqu'à 12h,
- suivi d'une phase de diminution jusqu'à 14h,
- avant de fluctuer à nouveau jusqu'à la fin de la surveillance à 16h.

Il est ainsi **difficile de repositionner précisément les prélèvements dans un hydrogramme de crue** tant les écoulements sont complexes et par manque d'un suivi du débit en sorti de la résurgence.

La composition géochimique de l'eau est proche entre les deux campagnes de prélèvements (Tab. 1). De la même manière que pour la Bienne, **les deux micropolluants métalliques analysés en plus fortes concentrations sont Cu et Zn**. Les concentrations présentes en solutions sont ainsi comprises :

- pour Cu entre 1,0 et 2,3 µg/l le 31/01/2020 , relativement plus faibles le 01/05/2020 entre 0,9 et 1,5 µg/l
- pour Zn entre 47 et 61 µg/l le 31/01/2020, relativement plus fortes le 01/05/2020 entre 69 et 130 µg/l (Fig. 1).

Le suivi de la crue du 01/05/2020 permet une meilleure résolution sur l'évolution temporelle des teneurs en ETM au cours du temps (Fig. 1). **Les concentrations en Cu et Zn augmentent sensiblement au cours de la période échantillonnée.** Les contaminations maximales sont atteintes à 14h pour Cu et à 13h30 pour Zn, définissant potentiellement un pic de pollution. Pour autant, cette dynamique est à considérer avec précaution, compte tenue de l'importante variabilité des teneurs analysées d'un échantillon à l'autre et du fait que les concentrations en fin de suivi soient plus élevées qu'au début. Lors de cette campagne, **l'évolution des teneurs en ETM n'est pas corrélée avec la variabilité de la hauteur d'eau** dans le ruisseau de la résurgence.

La physico-chimie de l'eau a été analysée dans les échantillons d'eau du 01/05/2020 (Tab. 2). Le pH et la conductivité de l'eau est proche de ce qui peut être mesuré dans la Bienne (un pH d'environ 8 et d'une conductivité d'environ 330 μS). **La teneur en MES est particulièrement basse.** Elle a pu être quantifiée dans seulement 4 échantillons et demeure proche de la LQ (entre 2,1 et 3,0 mg/l). Seuls les **nitrate ont pu être quantifiés dans ces eaux peu chargées.** Là aussi les teneurs sont relativement faibles (entre 2,04 et 2,58 mg/l). Pour comparaison, plus de 60 % échantillons d'eaux souterraines à l'échelle nationale dépassaient le seuil de présence dans le milieu naturel de 10 milligrammes/l en 2017, le seuil d'alerte étant fixé à 25 mg/l (<https://ree.developpement-durable.gouv.fr/>)

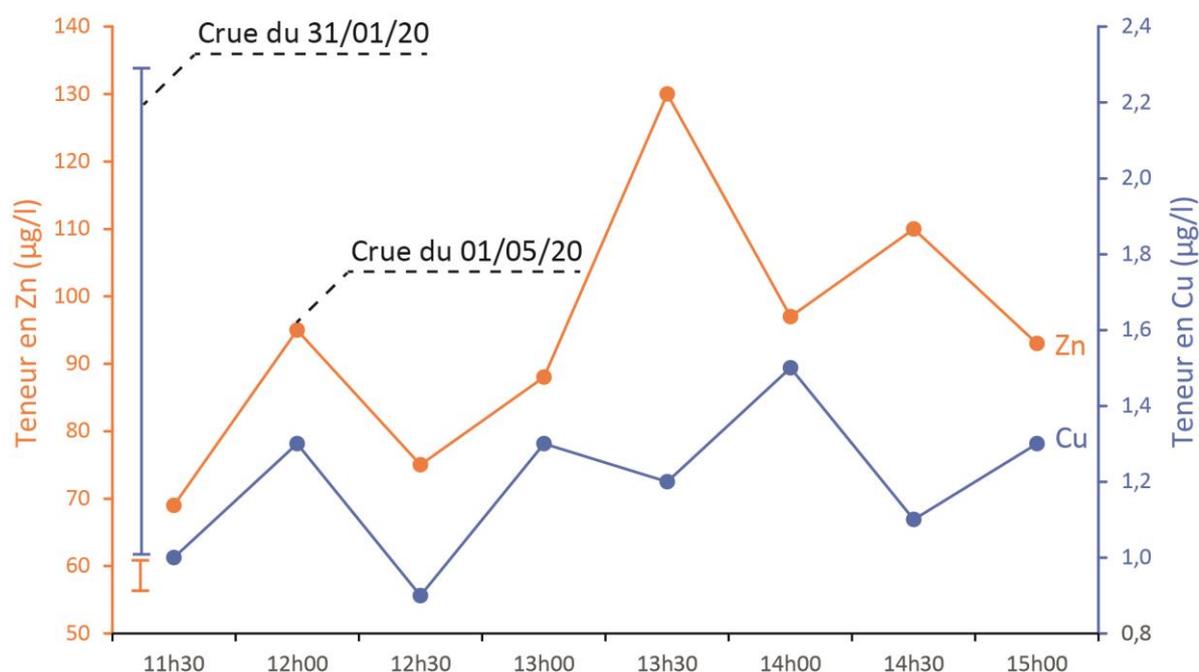


FIG. 1 : EVOLUTION DES TENEURS EN CU ET ZN DANS LA FRACTION DISSOLUE DES EAUX DE LA RESURGENCE DE L'ENRAGE AU COURS DES CRUES DU 31/01/2020 (SEULEMENT L'AMPLITUDE EST REPRESENTEE) ET DU 01/05/2020.

ICP/MS	Ag		As		Bi		Cd		Cr		Cu		Hg		Mo		Ni		Pb		Sb		Sn		W		U		Zn			
	LQ		0,01		0,01		1		0,01		0,05		0,1		0,01		0,1		0,2		0,1		0,05		0,2		1		0,01		1	
	µg/l	Fraction	B	F	B	F	B	F	B	F	B	F	B	F	B	F	B	F	B	F	B	F	B	F	B	F	B	F	B	F		
9h		0,02	< LQ	0,27	0,2	< LQ	< LQ	0,01	0,03	0,42	0,22	0,4	1,0	< LQ	< LQ	0,1	0,1	0,3	0,3	0,1	< LQ	0,05	0,05	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	0,33	0,32	2	61	
11h		0,02	0,02	0,27	0,22	< LQ	< LQ	0,01	0,02	0,27	0,17	0,5	1,0	< LQ	< LQ	0,1	0,1	0,3	0,3	0,1	< LQ	0,05	0,05	< LQ	< LQ	< LQ	< LQ	0,32	0,32	5	47	
12h		0,03	0,02	0,26	0,2	< LQ	< LQ	0,01	0,03	0,17	0,15	0,6	2,3	< LQ	< LQ	0,1	0,1	0,3	0,4	0,1	0,2	0,05	0,06	< LQ	0,4	< LQ	< LQ	0,32	0,32	2	55	

	COT		Al		Si		Fe		Ca		Mg		Mn		Na		K		P		Ti		
	LQ		0,5		0,001		0,01		0,001		0,1		0,1		0,00005		0,01		0,01		0,001		
	mg/l	Fraction	B	F	B	F	B	F	B	F	B	F	B	F	B	F	B	F	B	F	B	F	
9h		4,0	4,0	0,054	0,049	0,89	0,90	0,078	0,030	58,0	62,0	3,2	3,3	0,0055	0,0005	2,70	2,90	0,50	0,47	< LQ	< LQ	0,0008	0,0009
11h		3,7	3,8	0,069	0,039	0,95	0,90	0,065	0,029	61,0	54,0	3,3	3,1	0,0047	0,0006	2,70	2,90	0,52	0,48	< LQ	< LQ	0,0009	0,0010
12h		3,9	4,0	0,054	0,041	0,93	0,91	0,058	0,031	60,0	61,0	3,0	3,1	0,0048	0,0007	2,70	2,80	0,50	0,49	< LQ	< LQ	0,0010	0,0010

TAB. 1A. TENEURS EN ELEMENTS TRACES ET MAJEURS DANS LES PRELEVEMENTS D'EAU DE LA RESURGENCE DE L'ENRAGE LE 31/01/2020

ICP-AES		<i>Ag</i>	<i>As</i>	<i>Bi</i>	<i>Cd</i>	<i>Cr</i>	<i>Cu</i>	<i>Hg</i>	<i>Moi</i>	<i>Ni</i>	<i>Pb</i>	<i>Sb</i>	<i>Sn</i>	<i>W</i>	<i>U</i>	<i>Zn</i>
	<i>LQ</i>	0,01	0,01	1	0,01	0,05	0,1	0,01	0,1	0,2	0,1	0,05	0,2	1	0,01	1
$\mu\text{g/l}$	<i>Fraction</i>	<i>F</i>	<i>F</i>	<i>F</i>	<i>F</i>	<i>F</i>	<i>F</i>	<i>F</i>	<i>F</i>							
11h30		< LQ	0,25	< LQ	0,03	0,20	1,0	< LQ	0,2	< LQ	< LQ	0,08	< LQ	< LQ	< LQ	69
12h		< LQ	0,22	< LQ	0,03	0,19	1,3	< LQ	0,2	< LQ	< LQ	0,06	< LQ	< LQ	< LQ	95
12h30		< LQ	0,23	< LQ	0,03	0,26	0,9	< LQ	0,2	< LQ	< LQ	0,07	< LQ	< LQ	< LQ	75
13h		< LQ	0,23	< LQ	0,04	0,10	1,3	< LQ	0,2	< LQ	< LQ	0,07	0,5	< LQ	< LQ	88
13h30		< LQ	0,24	< LQ	0,03	0,22	1,2	< LQ	0,2	< LQ	0,1	0,06	< LQ	< LQ	< LQ	130
14h		< LQ	0,24	< LQ	0,04	0,20	1,5	< LQ	0,1	< LQ	< LQ	0,07	< LQ	< LQ	< LQ	97
14h30		< LQ	0,23	< LQ	0,04	0,19	1,1	< LQ	0,2	< LQ	< LQ	0,07	< LQ	< LQ	< LQ	110
15h		< LQ	0,27	< LQ	0,21	0,14	1,3	< LQ	0,2	< LQ	< LQ	0,06	< LQ	< LQ	< LQ	93

	<i>LQ</i>	<i>Al</i>	<i>Si</i>	<i>Fe</i>	<i>Ca</i>	<i>Mg</i>	<i>Mn</i>	<i>Na</i>	<i>K</i>	<i>P</i>	<i>Ti</i>
		0,001	0,01	0,001	0,1	0,1	0,00005	0,01	0,01	0,01	0,0001
mg/l	<i>Fraction</i>	<i>F</i>	<i>F</i>	<i>B</i>	<i>F</i>						
11h30		0,019	0,97	0,012	66	5,3	0,00052	3,7	0,50	0,024	< LQ
12h		0,016	1,10	0,014	67	5,5	0,00063	3,8	0,56	0,025	< LQ
12h30		0,011	0,79	0,013	61	5,4	0,00027	3,7	0,51	0,022	< LQ
13h		0,017	0,94	0,011	66	5,6	0,00039	3,8	0,56	0,028	< LQ
13h30		0,030	0,95	0,014	65	5,2	0,00033	3,7	0,57	0,021	< LQ
14h		0,019	0,93	0,012	64	5,4	0,00030	3,6	0,55	0,023	< LQ
14h30		0,034	1,00	0,013	58	5,4	0,00041	3,9	0,58	0,026	< LQ
15h		1,146	1,90	0,013	71	5,2	0,00070	3,5	0,51	0,024	< LQ

TAB. 1B. TENEURS EN ELEMENTS TRACES ET MAJEURS DANS LES PRELEVEMENTS D'EAU DE LA RESURGENCE DE L'ENRAGE LE 01/05/2020

	Nv	T	pH	Condu	MES	NO3	NO2	NH4	P	PO4	DCO	DBO5
LQ					2		0,04	0,05	0,005	0,1	10	3
unité		°C		µS	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l
Fraction		B	B	B	B	B	B	B	B	B	B	B
11h30	↗	9,9	8,01	320	< LQ	2,18	< LQ	< LQ	0,024	< LQ	< LQ	< LQ
12h	↗	10,4	7,97	337	2,3	2,07	< LQ	< LQ	0,025	< LQ	< LQ	< LQ
12h30	↘	10,1	8,09	339	< LQ	2,21	< LQ	< LQ	0,022	< LQ	< LQ	< LQ
13h	↘	9,8	7,90	337	3	2,13	< LQ	< LQ	0,028	< LQ	< LQ	< LQ
13h30	↘	9,9	8,02	343	2,1	2,40	< LQ	< LQ	0,021	< LQ	< LQ	< LQ
14h	↘	10,0	7,98	335	2,1	2,58	< LQ	< LQ	0,023	< LQ	< LQ	< LQ
14h30	↗	10,3	7,70	337	< LQ	2,04	< LQ	< LQ	0,026	< LQ	18	< LQ
15h	↘	10,3	7,76	337	< LQ	2,30	< LQ	< LQ	0,024	< LQ	< LQ	< LQ

TAB. 2 : PARAMETRES PHYSICO-CHIMIQUES DANS LES PRELEVEMENTS D'EAU DE LA RESURGENCE DE L'ENRAGE LE 01/05/2020

**ANALYSE SPATIALE ET TEMPORELLE DES
CONTAMINANTS METALLIQUES ET
ORGANIQUES DANS LA BIENNE**

Décembre 2020

Elie DHIVERT, ANTHROPOSED, 235 route de St
Claude, 319130, ETIVAL

Contact :

Tel : 06 88 58 20 30

Email : elie.dhivert@gmail.com

Bertrand DEVILLERS, PNR du HAUT JURA, 29 Le
Village, 39310, LAJOUX

Contact :

Tel : 03 84 34 12 22

Email : b.devillers@parc-haut-jura.fr