

IMPACT DES SÉDIMENTS SUR LA QUALITÉ DE L'EAU

SURVEILLANCE ÉCOTOXICOLOGIQUE DE LA QUALITÉ DE LA RIVIÈRE VENOGÉ

Les risques que présentent les sédiments contaminés pour les écosystèmes aquatiques peuvent passer inaperçus si ils ne sont pas pris en considération dans le suivi de la qualité des masses d'eau ou dans les enquêtes. Une approche intégrée de l'évaluation de la qualité des sédiments est appliquée dans le cours inférieur de la Venoge.

M. Carmen Casado-Martinez, Centre Ecotox Eawag/EPFL*

Lidia Molano-Leno, University of Cadiz (Spain)

Dominique Grandjean; Luiz Felipe De Alencastro, Laboratoire Central Environnemental, EPFL

Inge Werner; Benoît J. D. Ferrari, Centre Ecotox Eawag/EPFL

ZUSAMMENFASSUNG

ÖKOTOXIKOLOGISCHE ÜBERWACHUNG DER QUALITÄT DES FLUSSES VENOGÉ (VD): BEITRAG DER SEDIMENTE

Trotz mehrerer Kontrollmessungen an der Quelle und einer sich tendenziell verbessernden Wasserqualität weist der Unterlauf der Venoge im Kanton Waadt immer noch eine sinkende chemische und ökologische Qualität auf, mit einem für städtische Flusslandschaften typischen Gradienten vom Oberlauf zum Unterlauf. Während die Qualität der Oberflächengewässer seit Beginn der 1990er Jahre überwacht wird, hat die Qualität der Sedimente bisher kaum Interesse geweckt. Wir haben einen integrierten Ansatz erarbeitet, der auf chemischen und ökotoxikologischen Werkzeugen basiert, um festzustellen, ob die Sedimente an der Beeinträchtigung der ökologischen Wasserqualität im Unterlauf der Venoge zwischen Bussigny und der Mündung allenfalls beteiligt sind. Die Ergebnisse weisen übereinstimmend darauf hin, dass diesem Umweltkompartiment wegen seiner Auswirkungen auf das Makrozoobenthos und des Vorhandenseins von potenziell bioakkumulierbaren und biomagnifizierbaren Schadstoffen wie PCB eine wichtige Rolle zukommt. Um das Ausmass dieser Auswirkungen vollständig zu bestimmen, müsste eine umfassendere und besser koordinierte Studie durchgeführt werden, die alle relevanten Umweltbereiche (Wasser, Sedimente, Biota) und alle Glieder der Nahrungskette miteinbezieht.

INTRODUCTION

LA VENOGÉ

La Venoge est une petite rivière du canton de Vaud. Elle prend sa source dans la commune de L'Isle et se déverse dans le lac Léman, à Saint-Sulpice. La rivière est bien connue par la population, qui apprécie son cours et ses environs comme espace récréatif. Ses 40 kilomètres de la source à l'embouchure offrent de nombreux chemins de promenade et accueillent les pêcheurs amateurs depuis des décennies. Son bassin versant est toutefois soumis à des pressions anthropiques générant des sources de pollutions. Les principales sources de pollution diffuse de la Venoge identifiées comprennent les eaux chargées en fertilisants et pesticides issues de l'agriculture, ainsi que des sources ponctuelles composées essentiellement d'effluents de stations d'épuration des eaux usées, de déversoirs d'orage et d'effluents industriels [1]. Pour remédier à cette situation, les rives et les environs de la Venoge sont protégés depuis 1990 dans le cadre d'un plan de protection. Ce plan et les dispositions qui l'accompagnent incluent toutes les mesures nécessaires pour assurer la bonne qualité des eaux superficielles et des conditions favorables à la flore et la faune, y compris à la végétation riparienne.

* Contact: carmen.casado@centrecetox.ch

QUALITÉ DES EAUX

Dans le cadre du plan de protection de la Venoge, la qualité des eaux superficielles de la rivière est surveillée par le Service des Eaux, Sols et Assainissement (SESA) depuis plus de dix ans. Par conséquent, les évaluations chimiques et biologiques périodiquement réalisées selon le système modulaire gradué (SMG) ont traduit une amélioration considérable en ce qui concerne les éléments majeurs et les autres nutriments (carbone, azote, phosphore) après la modernisation du système de traitement des eaux usées. Les problèmes causés par le phosphore et l'ammonium persistaient encore à la fin de la dernière décennie dans le cours inférieur de la rivière à Écublens-Le Bois en raison d'une surcharge chronique de la station d'épuration de Bussigny par temps de pluie [1]. De même, les études menées sur la communauté macrozoobenthique ont démontré respectivement une excellente qualité écologique de la partie amont et une bonne qualité écologique de la partie intermédiaire de la Venoge. Toutefois, le cours inférieur porte toujours des signes de dégradation. Sa qualité insatisfaisante se manifeste par une diminution de la diversité de la communauté benthique et par la disparition des groupes taxonomiques les plus sensibles [1].

En plus des études menées dans le cadre du SMG, la Venoge a également été l'objet d'études de recherche et de programmes spécifiques. L'un d'entre eux consistait à surveiller la contamination par les polychlorobiphényles (PCB). Les PCB sont interdits depuis des décennies en raison de leur rémanence élevée et de leur toxicité [2]. Toutefois, l'étude de l'effet des PCB chez des poissons pêchés dans des eaux suisses, publiée en 2010 par l'OFEV [2], a démontré une amélioration globale de la qualité des eaux et des poissons du canton de Vaud, même si certains prélèvements dans la Venoge dépassaient toujours la valeur maximale établie pour la consommation de poisson (8 pg TEQ PCDD/F + PCB DL /g de poids frais). Une étude spécifique pour l'identification des sources par le biais d'échantillonneurs passifs a montré que les effluents de la station d'épuration des eaux usées, un bassin de décantation recueillant des eaux industrielles et plusieurs canalisations d'origine inconnue (probablement industrielle) étaient probablement en partie responsables de la contamination aux PCB [3].

RÔLE DES SÉDIMENTS

Beaucoup de micropolluants ont une grande affinité pour les particules qui peuvent sédimenter. Les sédiments ainsi formés peuvent finir par constituer de véritables lieux de stockage des contaminants – des années, voire des décennies après avoir agi sur les sources de pollution de l'eau. Cependant, les contaminants liés aux sédiments ne doivent pas être négligés, car ceux-ci sont susceptibles de

contribuer à la détérioration de la qualité chimique et écologique des eaux superficielles de façon directe lors de remise en suspension des particules, et de façon indirecte par leur transfert dans la chaîne alimentaire (fig. 1). Le principal objectif de cette étude était de mettre en pratique une méthodologie intégrée pour la caractérisation de la qualité des sédiments de la Venoge dans le but de déterminer si ces sédiments jouent un rôle dans la dété-

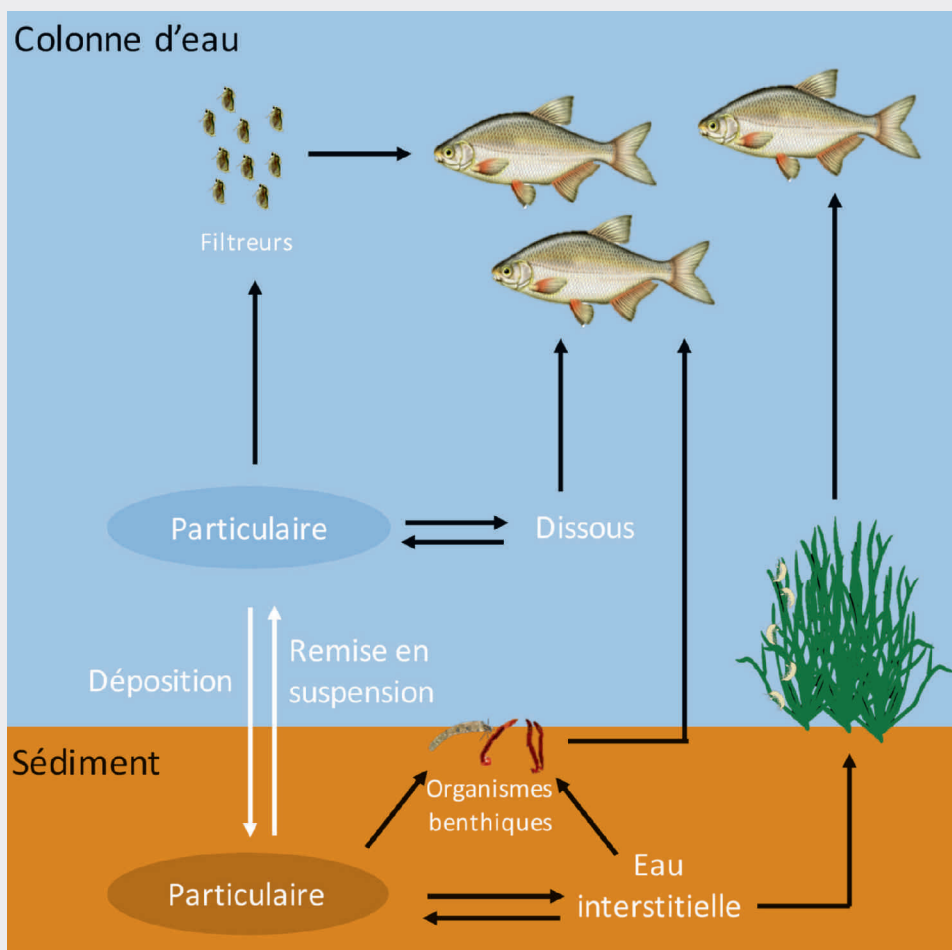


Fig. 1 Modèle conceptuel des flux des contaminants associés aux sédiments dans l'étude de cas [4]
Konzeptuelles Modell der Schadstoffdynamik in Sedimenten [4]

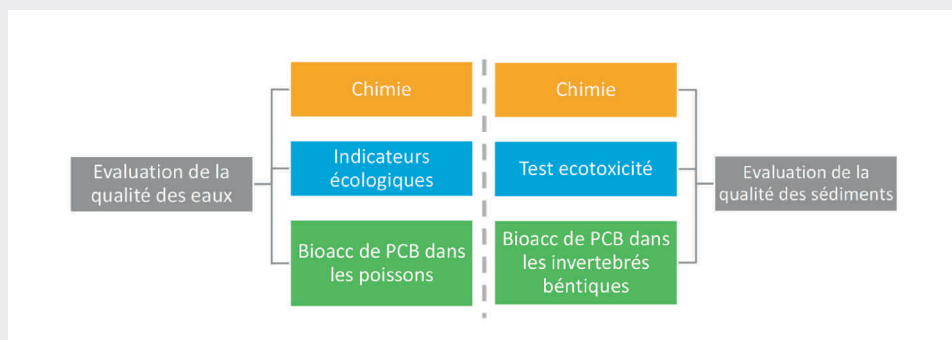


Fig. 2 Méthodes d'évaluation utilisées pour la caractérisation des sédiments en relation avec les indicateurs de la qualité de l'eau identifiées lors de la Venoge. Modifié à partir de [4]
Angewandte Auswertungsmethoden zur Charakterisierung der Sedimente bezüglich der in der Venoge identifizierten Indikatoren für die Wasserqualität. Modifiziert nach [4]

rioration de l'état chimique et écologique observé. La méthodologie mise en œuvre et les premiers résultats obtenus dans le cadre d'un travail de master sont résumés dans le présent article.

Les sédiments ont été caractérisés en fonction de trois types d'informations: les propriétés physico-chimiques et écotoxicologiques des sédiments ainsi que le potentiel de bioaccumulation des PCB (fig. 2) [5, 6]. Les concentrations chimiques dans les sédiments sont une source d'informations essentielle pour évaluer si le sédiment joue un rôle dans la détérioration de la qualité de l'eau. Les bioessais écotoxicologiques sont utilisés pour démontrer que les contaminants liés aux sédiments peuvent effectivement avoir des effets sur la macrofaune. Les mesures de bioaccumulation dans le biote présent dans le sédiment sont recommandées pour déterminer si le sédiment peut être à l'origine du dépassement d'une norme chez les poissons. En effet, la capacité d'absorption de substances bioaccumulables dans le réseau alimentaire peut être déterminée via les proies (par ex.: bivalves, larves de moustiques, amphipodes).

MATÉRIEL ET MÉTHODES

ÉCHANTILLONNAGE

Pour cette étude, quatre sites (fig. 3) ont été sélectionnés en fonction de précédents suivis: un situé à proximité de l'effluent de la station d'épuration des eaux usées de Bussigny (Ve2); un autre situé plus en aval près d'Écublens-Le Bois où le SESA surveille les eaux superficielles et où les plus hautes concentrations de PCB ont été mesurées lors de l'étude par échantillonnage passif (Ve3) [3]; un troisième à l'embouchure de la rivière (Ve4) et un dernier en amont de l'effluent de la station d'épuration de Bussigny qui sert de référence dans cette étude (Ve1). Deux campagnes distinctes d'échantillonnage ont été menées. Les sédiments pour la caractérisation écotoxicologique ont été prélevés les 20 et 21 octobre 2014, tandis que les études de bioaccumulation ont été menées au cours d'une semaine à partir du 26 novembre 2014. En bref, les sédiments ont été prélevés à l'aide d'une écope ou d'une benne d'échantillonnage Ponar selon l'accessibilité des sites. Trois échantillons ont été recueillis par site (rive gauche, rive droite, axe du cours d'eau), et ont été rassemblés pour cons-



Fig. 3 Plan de la section de la Venoge étudiée et les stations d'échantillonnage

(source: Swisstopo)

Karte des untersuchten Abschnitts der Venoge mit Probenahmestellen

tituer un échantillon final. Les sédiments ont été tamisés sur site ou en laboratoire le jour du prélèvement à l'aide d'un tamis à de 2 mm de vide de maille. Une fois tamisés et homogénéisés, les sédiments ont été sous-échantillonnés et traités en fonction des différentes analyses à réaliser.

CARACTÉRISATION DES SÉDIMENTS

Le tableau 1 récapitule les outils utilisés pour cette étude. Les propriétés physico-chimiques évaluées comprenaient les concentrations en éléments traces métalliques (Cr, Ni, Zn, Co, Cu et Pb), de 12 polychlorobiphényles (PCB), 16 hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) et des paramètres généraux (granulométrie, carbone inorganique total, carbone organique total, azote total et phosphore total). La caractérisation écotoxicologique comprenait trois tests de toxicité standard sur sédiments utilisant les invertébrés benthiques: le test de mortalité et d'inhibition de la croissance avec le crustacé ostracode *Heterocypris incongruens* (ISO 14371 [6]), le test d'inhibition de l'émergence avec la larve de l'insecte *Chironomus riparius* (AFNOR 90-339 [7]) et le test de mortalité et d'inhibition de la croissance avec le crustacé amphipode *Hyaella azteca* (ISO 16303 [8]). Cette batterie de tests englobe des organismes présentant divers niveaux trophiques, voies d'exposition et traits de vie biologiques (i.e. survie, croissance, émergence etc.) qui, s'ils sont affectés, pourraient compromettre la santé des populations naturelles et le fonctionnement de l'écosystème. La bioaccumulation des PCB a été mesurée par la quantification des concentrations bioaccumulées chez les larves de *C. riparius*. Des expositions ont été réalisées en laboratoire (cinétique d'absorption sur 4 jours d'exposition à 20 °C) sur des sédiments prélevés sur le site où des études précédentes [3] avaient révélé les plus

Physico-chimie	Distribution granulométrique		
	TC, IC, TOC		
	TP et TN		
	Co, Cr, Cu, Ni, Pb, Zn		
	PCB (12 congénères), HAP (16 US EPA)		
Ecotoxicité	<i>Heterocypris incongruens</i> (ISO 14371 [6]): mortalité, inhibition de la croissance (longueur), 6 jours		
	<i>Chironomus riparius</i> (AFNOR 90-339 [7]): inhibition de l'émergence, 28 jours		
	<i>Hyaella azteca</i> (ISO 16303 [8]): mortalité, inhibition de la croissance (pois sec), 28 jours		
Bioaccumulation	In situ	Eaux	PCB dans <i>C. riparius</i> 4 ^e stade larvaire, 4-7 jours [9]
		Sédiment	
	Laboratoire	Cinétique d'accumulation	

Tab. 1 Mesures physico-chimiques et biologiques (traits de vie) réalisées pour la caractérisation de la qualité des sédiments dans cette étude (TOC: carbone organique total; TC: carbone total; IC: carbone inorganique; TP: phosphore total; TN: azote total)

Zur Bestimmung der Qualität der Sedimente in der Studie durchgeführte physikalisch-chemische und biologische Messungen (biologische Merkmale) (TOC: Totaler Organischer Kohlenstoff; TC: Totaler Kohlenstoff; IC: Anorganischer Kohlenstoff; TP: Totaler Phosphor; TN: Totaler Stickstoff)

hauts niveaux de PCB. Des expositions ont également été réalisées directement *in situ* sur des larves encagées soit au contact du sédiment et de l'eau qui transite, soit uniquement à l'eau qui transite (bioaccumulation totale après 7 jours d'exposition à la température du site) [9]. Dans ce dernier cas, les organismes sont alors déposés sur une couche de sable propre dans les cages afin de pouvoir mesurer le potentiel de bioaccumulation à partir des contaminants dissous dans l'eau et adsorbés sur les particules en suspension. Cette espèce a été sélectionnée en raison de son contact rapproché avec le sédiment et la matière en suspension, de son statut de proie par rapport aux poissons et de la disponibilité des protocoles. Il est important de noter que les résultats de la bioaccumulation se réfèrent uniquement à une expérience et une mesure chimique, car les individus provenant des différentes expositions à des réplicats ont été rassemblés pour fournir suffisamment de matière biologique pour la quantification des PCB (environ 400 organismes par mesure).

INTERPRÉTATION DES DONÉES

Les concentrations chimiques ont été comparées avec des critères de qualité établis pour les sédiments. Au cours de cette étude, nous avons utilisés les critères TEC (*Threshold Effect Concentration*) et PEC (*Probable Effect Concentration*) développés de façon empirique en associant des données chimiques et écotoxicologiques provenant des États-Unis [10]: la TEC correspond à une concentration en dessous de laquelle on ne s'attend pas à observer des effets, alors que la PEC correspond à une concentration à partir de laquelle une forte probabilité d'avoir des effets est attendue. En complément, les seuils TEL et PEL (*Threshold Effect Level* et *Probable Effect Level*) de Flandres [11] ont été utilisés pour les congénères individuels des PCB et les composés HAP. L'index de qualité chimique suivant a également été utilisé:

$$m - PEC - q = \frac{\sum (\frac{Ci}{PECi})}{n}$$

où *m-PEC-q* signifie quotient PEC moyen, *Ci* est la concentration mesurée du composé *i* et *PECi* est la concentration produisant un effet probable pour ce même composé. Dans cet index, la somme des composés quantifiés pour chaque classe a été utilisée pour les PCB et les HAP, plutôt que la somme des mesures individuelles de chaque composé compris dans chacune des catégories. Chaque échantillon a été attribué à l'une des 5 classes en fonction de l'augmentation des niveaux de toxicité dans le test de toxicité chez *H. azteca* (tab. 2; [11]).

Pour chaque trait de vie, un seuil de toxicité a été sélectionné pour classer les sédiments comme toxiques ou non toxiques. Pour l'inhibition de l'émergence des chironomes, un seuil de toxicité de 32% a été précédemment établi en raison de la variabilité de l'effet dans les sédiments non contaminés [13]. Sinon, un seuil de 20%, qui est l'effet le plus élevé autorisé dans le sédiment de contrôle pour l'acceptabilité de l'essai a été utilisé [6, 8]. Les sédiments ont ensuite été classés par toxicité en fonction du nombre de trait de vie témoignant d'une toxicité (tab. 3).

La bioaccumulation *in situ* a été mesurée sur le site en aval (Ve3) et comparée au site de référence (Ve1). En laboratoire, le potentiel de bioaccumulation a été évalué en comparaison avec les

Classe chimique	Critère
Très bonne	$m-PEC-q < 0,1$
Bonne	$0,1 \leq m-PEC-q < 0,5$
Moyenne	$0,5 \leq m-PEC-q < 1,0$
Pauvre	$1,0 \leq m-PEC-q < 5,0$
Mauvais	$m-PEC-q \geq 5,0$

Tab. 2 Cinq classes de qualité pour la classification des sédiments selon l'indice de la qualité chimique. Les classes de qualité ont été définies en fonction des effets toxiques d'une grande base de données de sédiments des États-Unis dans les tests de toxicité en laboratoire [11]

Fünf Qualitätsklassen für die Klassifizierung der Sedimente gemäss dem Index für chemische Qualität. Die Qualitätsklassen wurden entsprechend der in einer umfangreichen Sedimentdatenbank in den Vereinigten Staaten erfassten toxischen Auswirkungen bei Toxizitätstests im Laboratorium definiert [11]

Classe de toxicité	Critère	Appréciation
I	Pas de toxicité	Pas de toxicité détectable
II	1 trait montre une toxicité	Légèrement toxique
III	2 traits montrent une toxicité	Moyennement toxique
IV	3 traits montrent une toxicité	Toxique
V	> 3 traits montrent une toxicité	Très toxique

Tab. 3 Classes de toxicité en fonction des traits de vie qui montrent une toxicité Toxizitätsklassen gemäss den biologischen Merkmalen, die Toxizität aufweisen

concentrations bioaccumulées mesurées chez les larves de chironomes au début de l'exposition.

RÉSULTATS

PROPRIÉTÉS PHYSICO-CHIMIQUES

Les propriétés physico-chimiques des sédiments prélevés le long de la Venoge se sont révélées très différentes de celles observées à l'embouchure de la rivière, les sédiments des sites Ve1 et Ve3 étant des sables limoneux (fraction fine de 22 et 16% respectivement), ceux du site Ve2 du sable (fraction fine de 11%) et ceux prélevés à l'embouchure de la rivière, au site Ve4, étant du limon (fraction fine de 82%). Cette différence en termes de granulométrie est à l'origine de variations dans l'accumulation de substances chimiques, qui ont été quantifiées sur la base du sédiment entier (< 2 mm, données non incluses). Les teneurs en C, N et P étaient également plus élevées dans les sédiments prélevés à l'embouchure de la rivière (Ve4) que dans les sédiments prélevés sur les sites en amont. Les sédiments prélevés au cours de la campagne d'échantillonnage de novembre étaient plus sablonneux (fraction fine <10%) aux deux sites sélectionnés pour l'étude de la bioaccumulation (Ve1 et Ve3) que lors de la première campagne d'échantillonnage, probablement en raison d'orages survenus entre les campagnes et du lessivage des sédiments qu'ils ont causé. Par conséquent, les concentrations de substances chimiques quantifiées dans les prélèvements complets de sédiment étaient inférieures en novembre à celles du mois d'octobre.

Le tableau 4 présente l'index de qualité chimique calculé pour chaque site et campagne, ainsi que les composés qui ont dépassé les critères de qualité du sédiment. L'index de qualité chimique utilisé au cours de cette étude a permis de classer tous les échantillons comme étant de bonne qualité, soit la deuxième meilleure

classe. Néanmoins, les concentrations de certains métaux et micropolluants organiques dépassaient la TEC, voire même la PEC. Tous les sites de prélèvement présentaient des concentrations de nickel supérieures à la TEC, voire au-dessus de la PEC à l'embouchure de la rivière. Sur ce site, les concentrations de chrome, de cuivre et de zinc se trouvaient également au-dessus de la TEC. Du benzo(a)pyrène, du benzo(b)fluoranthène, du dibenzo(a,h)anthracène et de l'indéno(123-cd)pyrène ont été trouvés à des concentrations supérieures au TEL sur tous les sites de prélèvement. De plus, des niveaux de pyrène, de benzo(ghi)pérylène et de benzo(k)fluoranthène dépassant le TEL ont été me-

surés à l'embouchure de la rivière, ainsi que la TEC pour la somme de 16 HAP. Conformément aux données obtenues dans les études précédentes qualifiant les PCB de contaminants préoccupants pour la Venoge [2, 3], les concentrations dans les sédiments dépassaient également le seuil d'effets. Les congénères 28, 52 et 180 se trouvaient au-dessus du TEL correspondant sur tous les sites de prélèvement étudiés, mais les concentrations des congénères 101, 138, 153 et 170 étaient plus élevées sur les sites en aval. Les concentrations les plus élevées relevées concernaient le congénère 28, qui présentait des concentrations supérieures au PEL, tout au long de la section en aval

de la station d'épuration de Bussigny (sites 2, 3 et 4). Pour la somme des 12 congénères, les concentrations se trouvaient au-dessus de la TEC uniquement aux sites Ve3 et Ve4. Globalement, ces résultats s'accordent bien avec les mesures précédemment effectuées par échantillonnage passif dans les eaux superficielles [3] et dans les poissons de la Venoge [2], toutes les matrices affichant une distribution caractéristique de congénères.

ÉCOTOXICITÉ

L'écotoxicité mesurée dans le cadre de cette étude présente un gradient croissant de toxicité d'amont en aval, des sites Ve1 à Ve4 (tab. 5). Les effets sont spécifiques aux tests et aux sites. Le site de référence (Ve1) situé en amont de la station d'épuration de Bussigny n'indique aucune toxicité dans chacun des tests. L'exposition aux sédiments des deux sites suivants en aval (Ve2 et Ve3) a diminué l'émergence des chironomes, mais n'a causé aucune toxicité pour les ostracodes et amphipodes. Les sédiments prélevés à l'embouchure de la rivière (Ve4), où les concentrations de contaminants étaient les plus élevées, se sont avérés non toxiques pour les chironomes, et au contraire toxiques pour les deux espèces de crustacés. Ces résultats soulignent la différence de sensibilité des organismes testés au mélange de contaminants dans les sédiments, ainsi que la nécessité de l'utilisation de tests variés avec des critères d'effet complémentaires pour mener une caractérisation écotoxicologique complète.

Les métaux, HAP et PCB sont les éléments chimiques les plus communément utilisés pour évaluer la qualité des sédiments [14], et les concentrations de

Site		m-PEC-q	SQG dépassé
Octobre 2014			
Ve1	En amont	0,21	Ci > TEC : Ni Ci > TEL : #28, #52, #180, B(a)PY, B(b)FLAN, B(k)FLAN, D(a,h)AN, I(123-cd)PY
Ve2	STEP	0,19	Ci > TEC : Ni Ci > TEL : #52, #101, #180, B(a)PY, B(b)FLAN, D(a,h)AN Ci > PEL : #28
Ve3	En aval	0,24	Ci > TEC : Ni, Cu Ci > TEL : #52, #101, #138, #180, Σ 12PCB, B(a)PY, B(b)FLAN, B(ghi)PERY, B(k)FLAN, D(a,h)AN, I(123-cd)PY Ci > PEL : #28
Ve4	Embouchure	0,38	Ci > TEC : Cr, Zn, Cu Ci > TEL/C : #52, #101, #138, #153, #170, #180, Σ 12PCB, B(a)PY, B(b)FLAN, B(ghi)PERY, B(k)FLAN, D(a,h)AN, I(123-cd)PY, PY, Σ ₁₆ HAP Ci > PEC : Ni; #28
Novembre 2014			
Ve1	En amont	0,12	Ci > TEL : #28, #180
Ve3	En aval	0,14	Ci > TEL : #52, #101, #180, #170 Ci > PEL : #28

Tab. 4 Classe chimique et substances dépassant des critères de qualité. B(a)PY: benzo(a)pyrène; B(b)FLAN: benzo(b)fluoranthène; B(k)FLAN: benzo(k)fluoranthène; D(a,h)AN: dibenzo(a,h)anthracène; I(123-cd)PY: indéno(123-cd)pyrène; B(ghi)PERY: benzo(ghi)pérylène; PY: pyrène
Chemische Klasse und Substanzen, die die Qualitätskriterien übertreffen. B(a)PY: Benzo(a)pyren; B(b)FLAN: Benzo(b)fluoranthen; B(k)FLAN: Benzo(k)fluoranthen; D(a,h)AN: Dibenzo(a,h)anthracen; I(123-cd)PY: Inden(123-cd)pyren; B(ghi)PERY: Benzo(ghi)perylen; PY: Pyren

Espèces	Trait	Echantillons				Seuil de toxicité	Ref
		Ve1	Ve2	Ve3	Ve4		
<i>C. riparius</i>	Em	5	40	32	15	32	Durand 2012 [13]
<i>H. incongruens</i>	M	8	4	13	18	20	ISO 2012 [6]
<i>H. incongruens</i>	G _L	10	6	-1	22	20	ISO 2012 [6]
<i>H. azteca</i>	M	18	12	12	22	20	ISO 2013 [8]
<i>H. azteca</i>	G _M	-24	-3	0	34	20	ISO 2013 [8]
Classe		Pas de toxicité	Moyenne	Moyenne	Toxique		

Tab. 5 Résultats des essais de toxicité. La toxicité est soulignée en rouge lorsqu'elle dépasse le seuil de toxicité pour chaque trait et chaque espèce. Em: inhibition de l'émergence; M: la mortalité; G_L: inhibition de la croissance mesurée en longueur; G_M: inhibition de la croissance mesurée en poids sec. Tous les paramètres sont exprimés en pourcentages

Ergebnisse der Toxizitätstests. Die Toxizität ist rot hervorgehoben, falls sie die Toxizitätsgrenze für jedes Merkmal und jede Spezies überschreitet.
Em: inhibiertes Vorkommen; M: Sterblichkeit; G_L: inhibiertes Wachstum (bezüglich Länge); G_M: inhibiertes Wachstum (bezüglich Trockenmasse). Alle Parameter sind in Prozent dargestellt

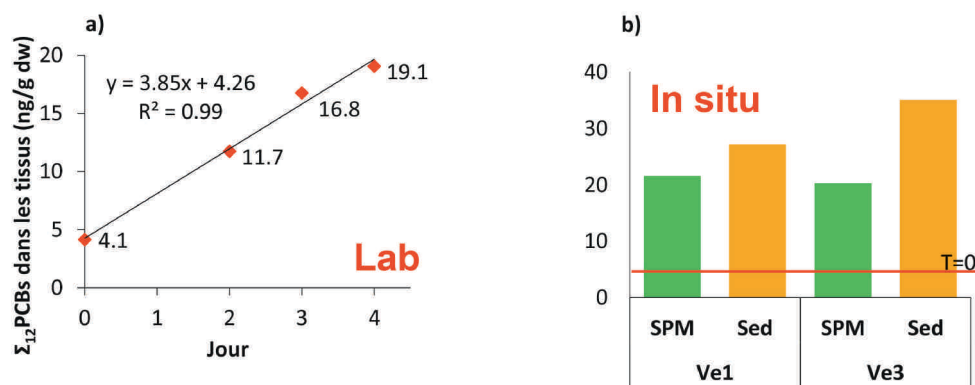


Fig. 4 Bioaccumulation des PCB dans les chironomes exposés aux sédiments a) en laboratoire (Ve3) et b) *in situ* (Ve1 et Ve3). SPM correspond au mode d'exposition uniquement à l'eau qui transite contenant aussi les matières en suspension, et Sed correspond au mode d'exposition au sédiment et à l'eau qui transite. La ligne rouge correspond à la concentration initiale en PCB dans les chironomes (temps 0)

Bioakkumulation von PCB in Chironomiden, die Sedimenten a) im Laboratorium (Ve3) und b) *in situ* (Ve1 und Ve3) ausgesetzt wurden. SPM entspricht der Exposition ausschliesslich in vorbeifliessendem Wasser, das auch Schwebstoffe enthält. Sed entspricht der Exposition gegenüber Sedimenten und vorbeifliessendem Wasser. Die rote Linie entspricht der Anfangskonzentration an PCB in den Chironomiden (Zeit 0)

certaines d'entre eux dans la Venoge se situent au-dessus du seuil d'effet toxique. Toutefois, il est difficile, voire impossible, d'allouer les effets observés à une substance ou groupe de substances chimiques si les concentrations quantifiées ne sont pas manifestes ou si le test de toxicité utilisé ne cible aucun mode d'action toxique particulier. Les PCB peuvent être à l'origine de la diminution de l'émergence chez les chironomes sur les sites Ve2 et Ve3, si nous supposons que le carbone organique total contribue à la diminution de la biodisponibilité des composés organiques au site Ve4. Cependant, cette hypothèse est assez spéculative étant donné le nombre limité de substances quantifiées par rapport aux nombreuses sources de pollution de la Venoge. Des herbicides, tels que l'atrazine et la simazine, sont souvent détectés dans la Venoge. Le métamitron et le métoachlore le sont même à des concentrations élevées [1]. Des produits pharmaceutiques, des détergents et des produits d'hygiène personnelle sont certainement présents dans les eaux, mais n'ont pas fait l'objet de suivi [1]. Leur accumulation dans les sédiments en raison de leur hydrophobicité pourrait également jouer un rôle dans la toxicité de l'eau. Globalement, les résultats des analyses écotoxicologiques ont permis de classer les sédiments des sites Ve2, à proximité de la station d'épuration, et Ve3 comme légèrement toxiques et les sédiments prélevés à l'embouchure de la

rivière (Ve4) comme toxiques. Les contaminants liés aux sédiments jouent probablement un rôle dans la dégradation de la qualité de l'eau dans cette section de la rivière, ce qui se traduit par une diminution de la diversité de la communauté benthique et la disparition des groupes taxonomiques les plus fragiles [1].

BIOACCUMULATION DES PCB EN INVERTÉBRÉS BENTHIQUES

Les larves de chironomes exposées en laboratoire et sur site pour l'évaluation de la bioaccumulation des PCB n'ont pas présenté une mortalité significative sur la période d'exposition. Toutefois, la croissance était différente chez les organismes exposés en laboratoire (où les expérimentations ont été réalisées à une température de 20 ± 1 °C) et *in situ* (où la température de l'eau est ≤ 10 °C). Bien que cette différence de croissance complique la comparaison des valeurs obtenues suite à l'exposition sur site et en laboratoire, l'intérêt pour notre étude était de déterminer si les PCB liés aux sédiments étaient biodisponibles pour les invertébrés benthiques et pouvaient contribuer par voie trophique à la contamination en PCB des poissons de la Venoge. Les chironomes ont immédiatement accumulé les PCB présents dans les sédiments, comme le montre l'augmentation des concentrations tissulaires durant les 4 jours d'exposition en laboratoire (fig. 4a). Lors de l'exposition *in situ*, les chironomes ont

bioaccumulé plus de PCB sur le site Ve3 par rapport au site Ve1. Cette plus forte accumulation indique une biodisponibilité des PCB plus élevée pour les organismes benthiques sur le site Ve3 par rapport au site Ve1 situé en amont. Les concentrations bioaccumulées chez les chironomes exposés *in situ* uniquement à l'eau qui transite (fig. 4b) étaient semblables entre les sites Ve1 et Ve3 et légèrement inférieures à celles obtenues lorsque les organismes étaient exposés aussi au sédiment. Ces niveaux de concentrations observées entre les 2 modes d'exposition *in situ* par rapport à la concentration initiale (temps 0) dans les chironomes montrent que l'eau (contenant aussi des particules en suspension qui peuvent être assimilées par les chironomes) contribue également à la contamination des organismes. Par ailleurs, les résultats montrent que le flux chimique de cette section de la Venoge, comprise entre les sites Ve1 et Ve3, a été relativement constant durant l'exposition.

Le comportement des congénères de PCB chez *C. riparius* était complètement différent dans les sédiments (fig. 5). Les PCB 28, 105, 128, 156 et 170 se trouvaient toujours sous les limites de détection chez les chironomes exposés *in situ* pour les sites et modes d'exposition considérés, tandis que les congénères 101, 118, 138, 149, 153 et 180 ont été significativement accumulés sur tous les sites et pour tous modes d'expositions. Le congénère 52 a été uni-

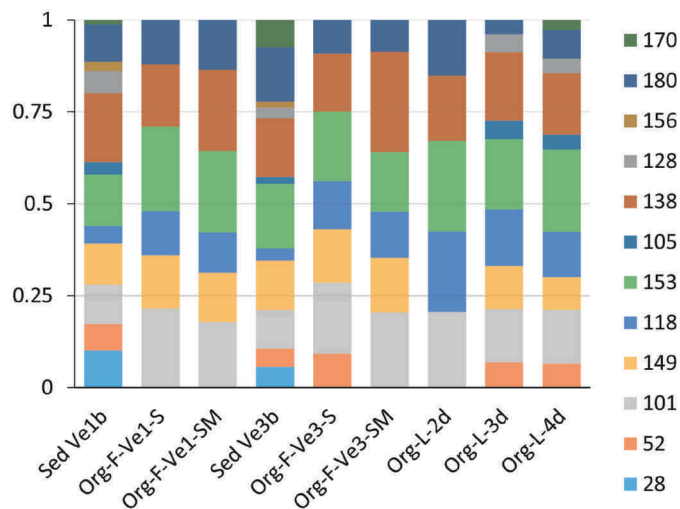


Fig 5 Patron de répartition des congénères de PCB dans les sédiments (Sed Ve3b et Sed Ve1b) et les chironomes exposés au laboratoire aux temps 2, 3 et 4 jours (Org-L-2d; Org-L-3d; Org-L-4d), sur le terrain à l'eau qui transite (Org-F-Ve3-SM; Org-F-Ve1-SM) et sur le terrain aux sédiments (Org-F-Ve3-S; Org-F-Ve1-S)

Verteilungsmuster der PCB-Isomere in den Sedimenten (Sed Ve3b und Sed Ve1b) und den während 2, 3 und 4 Tagen ausgesetzten Chironomiden im Laboratorium (Org-L-2d; Org-L-3d; Org-L-4d), in vorbeifliessendem Wasser vor Ort (Org-F-Ve3-SM; Org-F-Ve1-SM) und gegenüber Sedimenten vor Ort (Org-F-Ve3-S; Org-F-Ve1-S)



Fig. 6 La petite rivière Venoge en canton Vaud / Das Flüsschen Venoge im Kanton Waadt

quement accumulé à partir des sédiments au site Ve3. Selon Schmid *et al.* [2], la distribution des congénères de PCB chez les poissons de la Venoge était inhabituelle avec une proportion plus élevée des congénères 28 et 52 par rapport à des poissons prélevés dans d'autres rivières suisses. Un profil de congénères de PCB similaire a été obtenu par Estoppey *et al.* [3] à l'aide d'échantillonneurs passifs dans la Venoge, avec des proportions relativement élevées des congénères 28 et 52 conformément à la prévalence de ces congénères dans les sédiments (présente étude). En réalité, les concentrations du congénère 28 mesurées lors de la campagne d'échantillonnage du mois d'octobre sont les seules qui dépassent le PEL sur tous les sites de prélèvement, à part pour le site Ve1, où la concentration mesurée se situe entre le TEL et le PEL. Le congénère 52 démontre une tendance similaire. Toutefois, quel que soit le scénario d'exposition, les chironomes n'ont pas accumulé de PCB 28 et le congénère 52 a été accumulé uniquement après 3 jours d'exposition en laboratoire et *in situ*. Les larves de *C. riparius* montrent une affinité cohérente pour les congénères fortement chlorés [15]. L'accumulation sélective influence la toxicité du mélange total de polluants, mais rend également plus difficile l'identification de la ou les sources de contaminants et de leur transfert dans la chaîne alimentaire [16]. Des outils statistiques, tels que l'analyse de similarité et/ou des modèles de bioaccumulation, sont utiles pour l'interprétation des résultats, mais ne seront pas abordés ici. Pour une meilleure évaluation des processus de bioamplification du sédiment au poisson, une batterie de tests de bioaccumulation utilisant différentes proies devrait être envisagée [17].

CONCLUSIONS ET PERSPECTIVES

Les sédiments font partie intégrante des écosystèmes aquatiques et forme un réservoir pour de nombreux contaminants. Les sédiments contaminés peuvent jouer un rôle dans la détérioration du bon fonctionnement du système par contact direct avec les organismes ou indirect par le biais du transfert trophique. Néanmoins, la contribution de ce compartiment environnemental peut passer inaperçue si l'évaluation de la qualité des sédiments n'est pas menée dans le cadre des programmes de contrôle de la qualité de l'eau [5]. Dans cette étude, nous avons utilisé trois ty-

pes d'informations, à savoir physicochimiques, écotoxicologiques et relatives à la bioaccumulation chez les invertébrés benthiques, pour déterminer si les sédiments pouvaient jouer un rôle dans la détérioration de la qualité de l'eau de la Venoge (fig. 6). Les informations obtenues dans chacune de ces lignes d'information montrent que le sédiment contribue en partie à cette détérioration du fait de son impact sur le macrozoobenthos et de son rôle de source de contaminants qui peuvent potentiellement être bioaccumulés et transférés le long de la chaîne trophique comme les PCB. Pour déterminer plus clairement l'origine des concentrations de PCB relativement élevées observées chez les poissons, il est nécessaire de mener une étude plus exhaustive et mieux coordonnée intégrant tous les milieux environnementaux pertinents (eaux, sédiments, biote) et tous les maillons de la chaîne alimentaire.

REMERCIEMENTS

Lidia Molano-Leno a été financée dans le cadre d'un programme EU Erasmus Mundus pour le Master «Water and Coastal Management» de l'Université de Cadix. Les auteurs remercient Nicolas Estoppey pour les discussions pertinentes au cours de la préparation et la mise en œuvre du projet. Les auteurs remercient aussi Bernard Clément (LEHNA, Lyon, France) pour avoir fourni l'espèce *Hyaella azteca* et la Dresde. Nathalie Dubois (Eawag) pour les analyses de phosphore total et azote total.

BIBLIOGRAPHIE

- [1] SESA (2012): Evolution de la qualité des eaux dans le bassin versant de la Venoge. Disponible online sur le site: http://www.vd.ch/fileadmin/user_upload/themes/environnement/eau/fichiers_pdf/Venoge_qualite%20C3%A9_des_eaux-d%20C3%A9f-f%20C3%A9vri%202012.pdf
- [2] Schmid, P. et al. (2010): Polychlorobiphényles (PCB) dans les eaux en Suisse. Données concernant la contamination des poissons et des eaux par les PCB et les dioxines: évaluation de la situation. Office Fed., Berne: Office fédéral de l'environnement (OFEV)
- [3] Estoppey, N. et al. (2015): Low density polyethylene (LDPE) passive samplers for the investigation of polychlorinated biphenyl (PCB) point sources in rivers. *Chemosphere* 118: 268–276
- [4] Centre Ecotox (2015): Un module «Sédiment» dans le cadre du SMG. Fiche d'information. Disponible sur le site: www.centreecotox.ch
- [5] Hin, J.A. et al. (2010): Guidance document for sediment assessment: methods to determine to what extent the realization of water quality objectives of a water system is impeded by contaminated sediments. Dutch Ministry of Infrastructure and the Environment – DG Water
- [6] Casado-Martinez, M.C. et al. (2015): Risikobewertung von Sedimenten – Methoden zur Bewertung der Sedimentqualität. *Aqua & Gas* 4/2015: 76–83
- [6] ISO/DIS (2012): Water quality – Determination of fresh water sediment toxicity to *Heterocypris incongruens* (Crustacea, Ostracoda). ISO/DIS 14371. International Organisation for Standardisation, Geneva, Switzerland
- [7] AFNOR (2004): Qualité de l'eau: Détermination de la toxicité des sédiments d'eau douce vis-à-vis de *Chironomus riparius*. Partie 1: Sédiments naturels. Association française de normalisation, Norme expérimentale XP T90-339-1
- [8] ISO/DIS (2013): Water quality – Determination of toxicity of freshwater sediments using *Hyaella azteca*. ISO/DIS 16303. International Organisation for Standardisation, Geneva, Switzerland
- [9] Bertin, D. (2014): Transfert des composés perfluorés des sédiments aux invertébrés benthiques. L'Université Claude Bernard Lyon
- [10] MacDonald, D.D. et al. (2000): Development and evaluation of consensus-based sediment quality guidelines for freshwater ecosystems. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 39: 20–31
- [11] De Decker, E. et al. (2011): Development of sediment quality guidelines for freshwater ecosystems. *Journal of Soils and Sediments* 11: 504–517
- [12] Ingersoll, C.G. et al. (2000): Prediction of sediment toxicity using consensus-based freshwater sediment quality guidelines. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 41: 8–21
- [13] Durand, C.L. (2012): Développement d'une batterie de biotests pour l'évaluation du risque associé aux sédiments contaminés. Université de Lorraine
- [14] Flück, R. et al. (2012): Surveillance de la qualité des sédiments. État actuel des méthodes disponibles et mise en place de recommandations. *Aqua & Gas* 4/2012: 18–22
- [15] Novak, M.A. et al. (1990): In situ determination of PCB congener-specific first order absorption/desorption rate constants using *Chironomus tentans* larvae (Insecta: Diptera: Chironomidae). *Water Research* 24: 321–327
- [16] Wood, L.W. et al. (1997): Similarity analysis of PAH and PCB bioaccumulation patterns in sediment-exposed *Chironomus tentans* larvae. *Environmental Toxicology and Chemistry* 16: 283–292
- [17] Babut, M. et al. (2011): Transferts de contaminants hydrophobes du sédiment au biote: construction de modèles dans une perspective de gestion. Rapport final. Disponible online sur le site: <http://www.documentation.eaufrance.fr/notice/transferts-de-contaminants-hydrophobes-du-sediment-au-biote-construction-de-modeles-dans-une-perspec2>



isskanal.ch

Unterhalt – Inspektion
Sanierung – Flächenservices
24h Service – 0800 678 800



KANAL SERVICES