

REPARTITION DU MERCURE DANS LES SEDIMENTS DE SURFACE DE L'OUED MELIANE ET DE LA FRANGE LITTORALE RADES - HAMMAM LIF, GOLFE DE TUNIS

Asma YAHYAOU^{*1,2}, R. BEN AMOR², CH. TISSAOUI¹ et L. CHOUBA¹

1. Institut National des Sciences et Technologie de la Mer, Port La Goulette, 2060 Tunis .

2. Faculté des Sciences de Tunis, Université de Tunis El Manar, 2092 Tunis .

*yahyaoui.asma88@gmail.com

ملخص

توزيع الزئبق في الرواسب السطحية لوادي مليان والشريط الساحلي لرادس-حمام الأنف لمنطقة خليج تونس: يعتبر الشريط الساحلي لرادس - حمام الأنف منطقة ساحلية شديدة التحضر على جميع المستويات تعرضت منذ فترة طويلة للتلوث من قبل الملوثات من وادي مليان، الذي يعتبر المصدر الرئيسي لصرف الصحي. الزئبق معدن يعرف بسميته، يوجد بشكل طبيعي على سطح الأرض وأيضاً في المحيط بسبب الأنشطة البشرية المكثفة. يتأثر خليج تونس بمساهمات الأودية التي لها مصادر مختلفة للتصريفات ذات المنشأ المنزلي والصناعي والزراعي. ولا طالما تعرض الجزء الجنوبي الغربي من خليج تونس، ولا سيما الشريط الساحلي لرادس حمام الأنف، لسنوات إلى تدفق التصريفات من وادي مليان. يتراوح تركيز الزئبق على مستوى واد مليان من 0.02 إلى 0.61 (ميكروغرام 1ع) ومن 0.01 إلى 0.97 (ميكروغرام 1ع) على التوالي خلال فصلي الصيف والشتاء. يشير عامل التخفيف الذي وقع اعتماده ان التخفيف يعتبر معتدل إلى عالي للغاية حيث يكون التلوث من أصل بشري. بالنسبة لعامل التلوث يُظهر تلوّثاً كبيراً إلى عالي جداً على مستوى واد مليان والمحطات البحرية. يختلف التوزيع المكاني والزمني للزئبق وفقاً لمصادر المصبات المثبتة على المنطقة الساحلية وعلى حافة وادي مليان وكذلك اتجاه الانجراف الساحلي على مستوى الساحل المكاني للزئبق حسب مصادر التصريف المتواجدة في المناطق القريبة من وادي مليان وكذلك حسب اتجاه الانجراف الساحلي

الكلمات المفتاحية: الزئبق، وادي مليان، خليج تونس، رواسب سطحية، تلوث.

RESUME

La frange littorale Rades – Hammam lif est une zone côtière fortement urbanisée et industrialisée exposée depuis longtemps à la contamination par les polluants provenant essentiellement de l'oued Meliane qui constitue la voie principale de la pénétration des ETMs. Le mercure est un élément connu par sa toxicité, il se trouve naturellement sur la terre et aussi dans l'environnement à cause des activités anthropiques intenses. Le Golfe de Tunis est influencé par les apports des principaux cours d'eaux exoréiques, provenant de diverses sources de rejets d'origine domestique, industrielle et agricole. La partie sud-ouest du Golfe de Tunis, en particulier la frange littorale Rades - Hammam lif, subit depuis des années les apports des rejets provenant de l'oued Meliane. La concentration de mercure au niveau de l'oued Meliane s'échelonne de 0,02 à 0,61 ($\mu\text{g.g}^{-1}$) et de 0,01 à 0,97 ($\mu\text{g.g}^{-1}$) respectivement pendant la saison estivale et hivernale. Le facteur d'enrichissement indique un enrichissement modéré à extrêmement élevé d'où la pollution provient d'une origine anthropique. Le facteur de contamination montre une contamination considérable à très forte au niveau de l'oued Meliane et les stations du littoral. La répartition spatio-temporelle de Hg varie en fonction des sources de rejets installées sur la zone côtière et sur la bordure de l'oued Meliane ainsi que la direction de la dérive littorale au niveau de la côte.

Mots-clés : Mercure, Oued Meliane, Golfe de Tunis, Sédiments de surface, pollution

ABSTRACT

Distribution of mercury in the surface sediments of the Oued Meliane and the littoral Rades- Hammam lif, Tunis Gulf : The Rades - Hammam lif coast is a highly urbanized and industrialized area exposed for a long time to the contamination by pollutants coming essentially from the Meliane River which constitutes the main source of trace metals. Mercury is an element known for his toxicity, it is found naturally on earth and also in the environment due to intense human activities. The Gulf of Tunis is influenced by the contributions of the main exoreic rivers, coming from various sources of domestic, industrial and agricultural discharges. The south-western part of the Gulf of Tunis, in particular the Rades - Hammam lif coastal fringe, has for years been subjected to the influx of discharges from the oued Meliane. The mercury concentration at the level of the oued Meliane ranges from 0.02 to 0.61 ($\mu\text{g.g}^{-1}$) and from 0.01 to 0.97 ($\mu\text{g.g}^{-1}$) respectively during the summer season and winter. The enrichment factor indicates moderate to extremely high enrichment where the pollution is of anthropogenic origin. The contamination factor shows considerable to very strong contamination at the level of the Meliane oued and the coastal stations. The spatio-temporal distribution of Hg varies according to the sources of releases installed on the coastal zone and on the edge of the oued Meliane as well as the direction of the littoral drift at the level of the coast..

Keywords: Mercury, Oued Meliane, Gulf of Tunis, Surface sediment, Pollution.

INTRODUCTION

Le mercure est un élément qui se trouve à l'état naturel dans l'écorce terrestre, il est aussi libéré à travers des processus naturels tels que le volcanisme, l'activité géothermique et l'altération des roches contenant du Hg (Streets et al., 2017). Le mercure, dans les eaux naturelles et en particulier dans les eaux de surface, est très soluble, il est généralement sursaturé où son évaporation représente une source importante pour l'atmosphère mondiale (Kotniket al., 2017). Le cycle de Mercure en Méditerranée, est caractérisé par des processus physiques et chimiques qui sont affectés par les conditions environnementales particulières qui se produisent dans ce milieu (Kotniket al., 2017). La mer Méditerranée est affectée par plusieurs sources de polluants en mercure (Ogrinc et al., 2019). L'intervention humaine a aidé à contribuer et augmenter le taux de mercure dans l'environnement. Le mercure déposé dans un écosystème aquatique peut se transformer en méthylmercure (MeHg) qui est une forme très toxique de Hg (Zhang et al., 2020). Généralement, les teneurs les plus élevées en Hg sont le plus souvent trouvées dans les aliments marins essentiellement par la consommation de poisson (Matta et Gjyli, 2016). Les cours d'eau introduisent le mercure d'origine naturel et anthropique, et sont des importants transporteurs de Hg par voie terrestre vers les mers et les océans (Zhang et al., 2020). Les sédiments marins constituent un facteur fondamental des cycles biogéodynamiques du mercure, qui peuvent s'accumuler aux alentours des milieux urbains et industriels en constituant une source ponctuelle de Hg ayant la possibilité de se mobiliser par des processus physico-chimiques et biologiques vers les écosystèmes aquatiques (Covelli et al., 2001 ; Di Leonardo, 2006). Plusieurs activités socio-économiques sont implantées sur la zone côtière du Golfe de Tunis. Ce milieu, est devenu un réceptacle de rejets urbains et industriels chargés en éléments métalliques. Il est touché par les cours d'eaux exoréiques qui y débouchent, essentiellement par l'oued Medjerda au nord et l'oued Meliane au sud. La frange littorale Rades – Hammam lif, centrée par l'oued Meliane, occupe une place majeure pour le pays est une zone interdite à la baignade depuis quelques années, souffre d'une pollution intense. De ce fait, il est nécessaire d'avoir une idée sur le taux en mercure dans les sédiments de surface au niveau de l'oued Meliane et la frange littorale Rades - Hammam lif. Cette étude, visait sur l'analyse directe de mercure dans les sédiments superficiels marins et fluviaux. L'analyse du taux de Hg avait pour objectif d'identifier l'origine de cet élément dans la zone d'étude et de voir les facteurs et les phénomènes qui interviennent dans sa distribution..

PRESENTATION DU SITE D'ETUDE

Le Golfe de Tunis est situé au nord-est de la Tunisie, et la frange littorale Rades - Hammam lif, est à environ 10 Km de long et 5 km de large ; Rades au nord, Hammam lif au sud et de l'oued Meliane au centre (Figure 1). Cet oued est le deuxième important cours d'eau de la Tunisie situé au nord – est tunisien, et il est de 150 km de longueur. Il prend sa source sur le versant occidental de la Dorsale, au Robaa de Silliana, et se débouche en mer au niveau du petit Golfe de Tunis (Bourgou et Oueslati, 1987).

La frange littorale du petit Golfe de Tunis est caractérisée par une dérive principale de direction est de Korbous vers l'ouest de La Goulette qui transporte les sédiments vers le large, ainsi qu'une dérive secondaire de l'ouest vers l'est (El Arrim, 1996). Les houles dans le littoral du Golfe de Tunis induisent à une dérive littorale principale de direction N-S le long des côtes ouest du Golfe de Tunis (El Arrim, 1996).

Au niveau de la côte de la Rades – Hammam lif, le système hydrographique est contrôlé principalement par l'oued Meliane, qui rejette des quantités considérables de sédiments.

La frange littorale Rades – Hammam lif, marque un central électrique de la Société Tunisienne de l'Electricité et du Gaz de Rades (STEG) localisé au nord-est à Rades qui pompe un débit de 3 millions de m³ par jour de l'eau de mer et les rejettent de nouveau dans le Golfe de Tunis à une température légèrement élevée (Rapport MEDD, 2008).

Deux importants ports de commerce sont localisés au niveau de la frange littorale Rades - Hammam lif. Un port spécialisé dans le trafic de conteneurs, les unités roulantes et les importations d'hydrocarbures et de céréales, situé à Rades ; et un port de trafic de passagers et de croisiéristes qui reçoit environ 98% du trafic global des croisières, situé à la Goulette (Meddeb, 2014).

L'oued Meliane reçoit plusieurs types des eaux usées d'origines industrielles, et urbaines qui se jettent directement ou indirectement au niveau de la frange littorale Rades et Hammam lif. Il reçoit des eaux usées d'origine domestiques des stations d'épuration situées alentours de ce cours d'eau tel que Sud Meliane I, Sud Meliane II. Le pôle d'épuration de Sud Meliane, pour le traitement des eaux usées du bassin versant du sud tunisien, est composé d'une station achevée en 1982 avec une capacité de 37 500 m³/j et d'une station achevée en 2007 possédant une capacité de 40 000 m³/j.

MATERIEL et METHODES

Ce travail s'intéresse aux sédiments superficiels de l'oued Meliane et de la frange littorale Rades – Hammam lif. Deux campagnes d'échantillonnage, estivale et hivernale, ont été réalisées en 2017 et

2018. Des prélèvements de 50 échantillons de sédiments de surface ont été récoltés .

En ce qui concerne l’oued Meliane, 14 échantillons ont été effectués (7 pour chaque saison) à l’aide d’une pelle pour le prélèvement. Les stations ont été choisi dont le but de couvrir le long de l’oued de l’amont à l’aval, commençant de la sortie du barrage de Bir M’Cherga allant jusqu’à la zone du contact avec l’eau de mer .

Au niveau du Golfe de Tunis, notamment la frange littorale Rades – Hammam lif, les campagnes d’échantillonnage ont été réalisées à bord d’une barque motorisée, et 36 échantillons de sédiments superficiels (18 pour chaque saison) ont été récoltés à l’aide une benne Van Veen. Les échantillons ont été prélevés le long des 6 radiales perpendiculaires à la côte, et ont concerné des profondeurs de -3m, -5m et -7 m .

Au laboratoire les échantillons sont lyophilisés, puis

homogénéisés et tamisés. La fraction fine inférieure à 63 µm des sédiments de surface a été récupérée .

La détermination des concentrations de mercure a été réalisée par la méthode de l’analyse directe du mercure à l’aide de l’analyseur direct de mercure (DMA-80) de Milestone.

Afin d’assurer le contrôle qualité des résultats, et pour valider les résultats obtenus, un échantillon de sédiments certifiés appelé « échantillon de référence» (Sed. IAEA, 405) est utilisé avec chaque série d’analyse (Tableau I).

Tableau I. Résultats des concentrations en Hg pour les sédiments IAEA-405 et celles trouvées dans les sédiments échantillonnés.

Elément	Hg (µg g ⁻¹)
IAEA-405	0,77-0,88
Sédiment	0,82

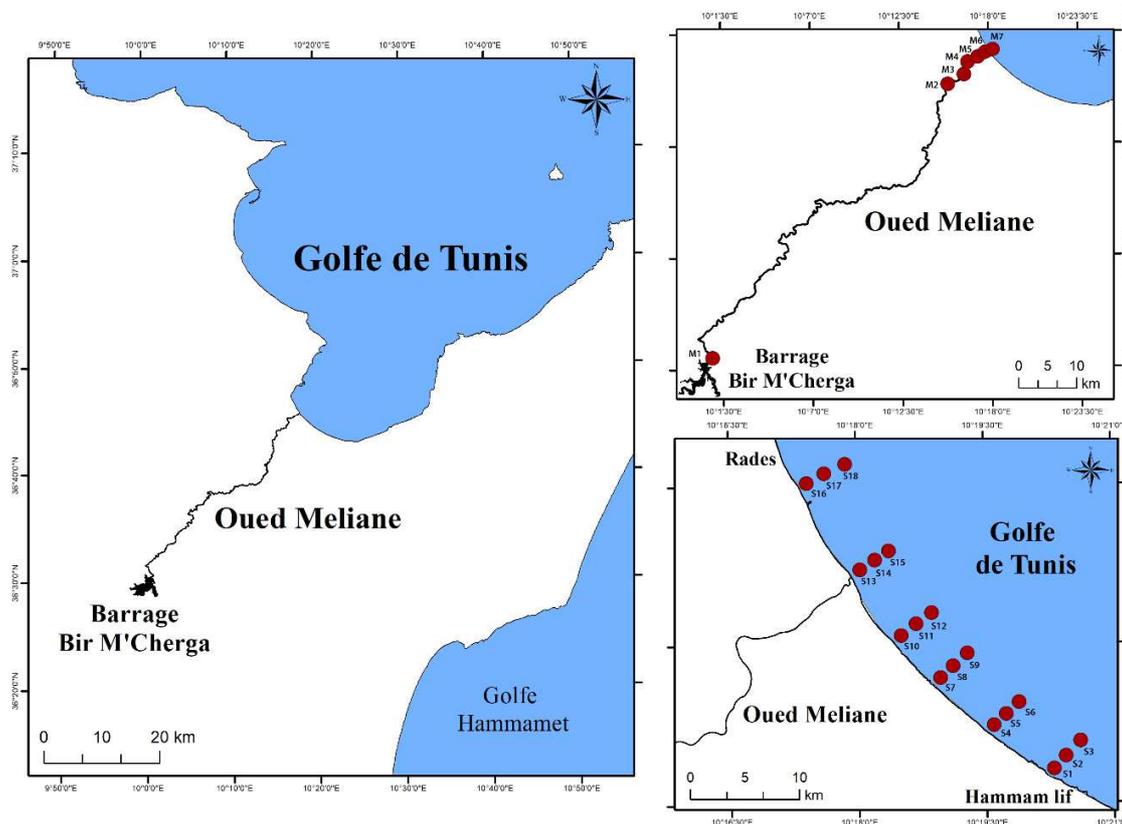


Figure 1. Carte de représentation de secteur d’étude et des stations d’échantillonnage

RESULTATS ET DISCUSSION

Réparation des sédiments

les pourcentages de la fraction grossière (D>63µm) et de la fraction fine (D<63µm) des sédiments de surface de l’oued Meliane et de la frange littorale Rades Hammam lif a permis de montrer que le

secteur d’étude est formé par une fraction grossière essentiellement sableuse avec des pourcentages qui varient au niveau de l’oued Meliane de 97,24 à 99,98% pendant la saison estivale et de 96,9 à 99,99 % pendant la saison hivernale et entre 99,70 % et 99,99 % et de 83,8 % à 99,99% au niveau de la frange littorale Rades - Hammam lif respectivement en été et en hiver. Pour les deux saisons estivale et

hivernale les plus faibles proportions en fraction fine caractérisent les échantillons prélevés au niveau de l'embouchure de l'oued Meliane. La distribution des sédiments au niveau de la frange littorale montre une hétérogénéité de répartition, elle dépend de la dérive littorale, de l'action de la houle et aussi des apports en sédiments provenant principalement de l'oued Meliane.

Distribution spatiale des teneurs en Mercure

Au niveau de l'oued Meliane les teneurs en mercure ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$) varient de 0,02 à 0,61 pendant la saison estivale et de 0,01 à 0,97 pendant la saison hivernale (Figure 2).

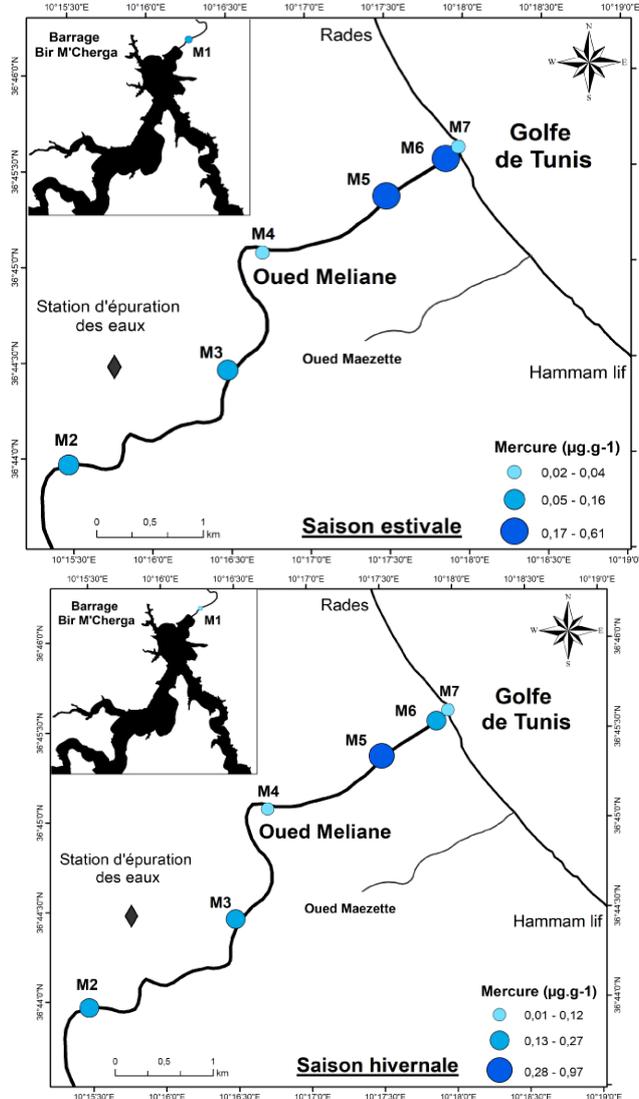


Figure 2. Répartition de Mercure ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$) dans les sédiments superficiels de l'oued Meliane

Les concentrations les plus élevées ont été enregistrées après la station d'épuration des eaux et diminuent au niveau de la zone de contact avec l'eau de mer. Les teneurs élevées en Hg se situent près des zones des rejets des eaux usées traités et/ou non traitées d'origines industrielles et domestiques. Les concentrations élevées de mercure peuvent être sous l'influence de l'effet des rejets des eaux usées et aussi des incinérations des déchets solides. Le mercure, au niveau de l'oued Meliane, montre une distribution spatiale hétérogène, et diminue au niveau de l'embouchure de ce cours d'eau.

La diminution du taux de Hg au niveau de la zone de mélange des eaux de l'oued Meliane et le littorale est principalement sous l'effet du changement des paramètres physico-chimiques de l'eau ainsi que l'influence du changement de la salinité entre eau douce – eau salée.

Au niveau de la frange littorale Rades – Hammam lif, le mercure ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$) varie entre 0,01 et 0,54 au cours de la saison estivale et entre 0,01 et 4,36 au cours de la saison hivernale (Figure 3).

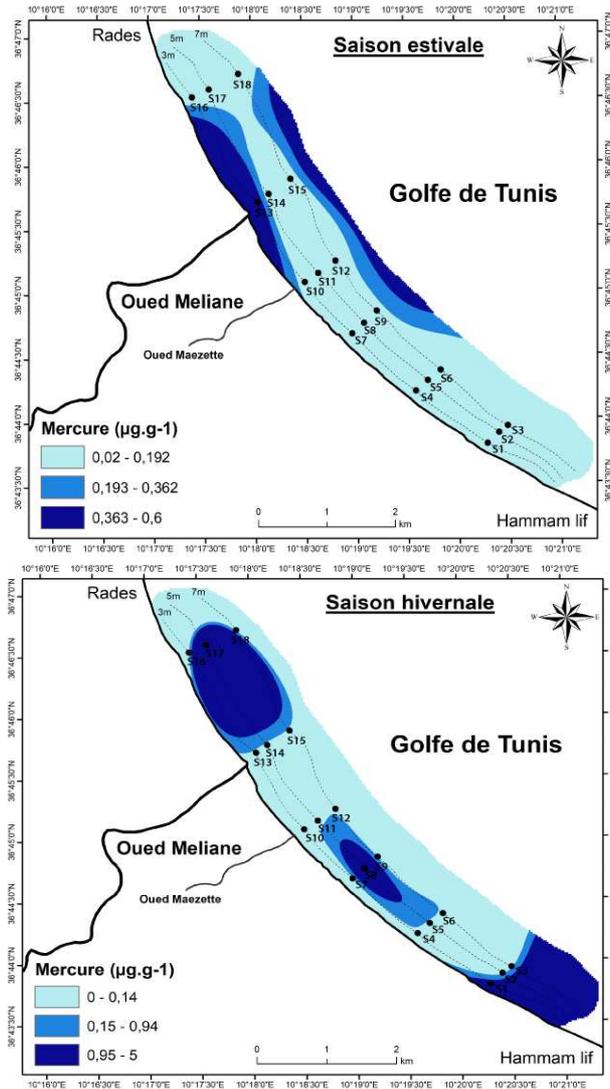


Figure 3. Répartition de Mercure ($\mu\text{g.g}^{-1}$) dans les sédiments superficiels de la frange littorale Rades – Hammam lif

La variation spatio-temporelle de Hg dans les sédiments superficiels de la frange littorale Rades-Hammam lif révèle que la concentration en mercure en hiver montre un panache plus important principalement au nord par rapport à la saison estivale qui montre des teneurs élevées en face de l'oued Meliane mais en allant vers le large en face de ce cours d'eau. Au niveau de la frange littorale Rades - Hammam lif la répartition spatiale de Hg varie en fonction de la direction de la dérive littorale, des sources de pollution installées sur la zone côtière essentiellement les activités portuaires et les rejets de la station du Centrale Thermique de la Société Tunisienne de l'Electricité et du Gaz de Rades, et aussi les apports de l'oued Meliane. En effet, selon les normes fixées par la convention d'OSPAR 1997, les teneurs en Hg qui sont supérieures à $0,5 \mu\text{g.g}^{-1}$ sont considérées comme contaminées (Chouba et Mzoughi, 2006). Les différentes activités socio-économiques présentent une source primordiale de mercure provenant essentiellement de domaines

industriels tel que les activités minières d'extraction d'or, les incinérateurs de déchets, et la fabrication de produits chimiques, ainsi que des centrales électriques au charbon (Swain et al. 2007; Turaga et al., 2014). Les rejets d'origine industrielle peuvent provenir une quantité de mercure d'où induisent à la pollution des écosystèmes aquatiques et notamment les milieux marin par l'accumulation de Hg dans les sédiments côtiers et sa bioaccumulation dans le biote. Dans un environnement aquatique, le mercure peut subir des différents processus chimiques et biochimiques qui aboutissent à sa mobilité et sont transport entre la phase particulaire et la phase dissoute (Fitzgerald et al., 2007 ; Morel et al., 1998 ; Gworek et al., 2016). Être exposé aux composés du mercure cause des effets indésirables et néfastes sur les organes et systèmes du corps et a des effets toxiques les systèmes cardiovasculaire, nerveux, pulmonaire, urinaire, et digestif et aussi sur la peau (Kim et al., 2016).

Évaluation de la contamination des sédiments de surface.

Afin de mieux évaluer les teneurs en Hg dans les sédiments de surface de l’oued Meliane et la frange littorale Rades-Hammam lif, deux indices de

contamination, le facteur d’enrichissement (EF) et le facteur de contamination (FC), ont été calculés. Ces deux indicateurs ont été utilisés pour estimer le niveau de contamination de mercure (Tableau II).

Tableau II. Classification du facteur de contamination (FC) et du facteur d'enrichissement (FE)

Facteur d'enrichissement	Facteur de contamination
$FE = \frac{(C_m / C_{Fe})_S}{(C_m / C_{Fe})_B}$ <p>FE < 2 : déficit à faible enrichissement 2 < FE < 5 : enrichissement modéré 5 < FE < 20 : enrichissement significatif 20 < FE < 40 : enrichissement très élevé FE > 40 : enrichissement extrêmement élevé</p>	$FC = \frac{C_m}{C_B}$ <p>FC < 1 aucune / faible contamination 1 < FC < 3 contamination modérée 3 < FC < 6 contamination considérable FC > 6 très forte contamination.</p>

C_m : Concentration de Hg dans l'échantillon de sédiment ; C_B : Concentration de Hg de background ; Fe (fer) : élément naturel de référence.

Le facteur d'enrichissement (FE) est utilisé afin d'identifier la contribution anthropique aux concentrations des éléments traces métalliques (Zhang et al., 2013 ; Ustaoğlu et al., 2019).

Les résultats de calcul du facteur d'enrichissement (EF), au niveau de l’oued Meliane, montre pour le Hg un enrichissement significatif durant la saison estivale, et un enrichissement modéré à très élevé durant la saison hivernale (Tableaux III).

Au niveau de la frange littorale Rades – Hammam lif, les résultats de calcul du facteur d'enrichissement (EF) montre un enrichissement modéré à significatif pendant la saison estivale et un enrichissement à extrêmement élevé pendant la saison hivernale (Tableaux III).

Un facteur d'enrichissement (EF) qui varie entre 0,05 et 1,5 indique que le métal est entièrement cristallisé

dans le sédiment ; cependant quand le facteur d'enrichissement est supérieur à 1,5 cet indice montre que la pollution provient d'une origine anthropique (Zhang & Liu., 2002 ; Diop., 2012 ; 2020).

Le facteur de contamination (FC) est utilisé dont le but d'estimer le niveau de contamination d'un élément trace métallique (Dash et al., 2021).

Le calcul de facteur de contamination (FC), montre au niveau de l’oued Meliane un FC considérable pendant l’été, cependant le FC indique une contamination considérable à très forte pendant l’hiver (Tableau III).

Au niveau du littoral, les stations de la frange littorale Rades – Hammam lif montrent durant la saison estivale, des contaminations considérable et très forte. Le FC indique de très forte contamination pour le mercure durant la saison hivernale (Tableau III).

Tableau III. Facteur de contamination (FC) et facteurs d'enrichissement (FE) des sédiments de l’oued Meliane et de la frange littorale Rades – Hammam lif

	Oued Meliane		Frange littorale Rades – Hammam lif	
	Saison estivale	Saison hivernale	Saison estivale	Saison hivernale
FE	Min : 0,57 Max : 14 Moy : 1,36	Min : 0,47 Max : 20,93 Moy : 17,22	Min : 0,13 Max : 3,87 Moy : 0,53	Min : 0,09 Max : 7,82 Moy : 3,88
FC	Min : 0,15 Max : 7,58 Moy : 3,61	Min : 0,03 Max : 165,26 Moy : 6,15	Min : 0,14 Max : 3,43 Moy : 1,51	Min : 0,01 Max : 35,17 Moy : 2,28

CONCLUSION

Les teneurs en Hg montrent qu'au niveau de l'oued Meliane, durant les deux saisons estivale et hivernale, les concentrations élevées en mercure sont marquées après les stations d'épuration des eaux et diminuent au niveau de l'embouchure. Les changements des paramètres physico-chimiques entre l'oued et la mer provoquent une influence sur l'écosystème aquatique et une redistribution des teneurs en Hg dans le secteur d'étude.

Les concentrations de Hg au niveau des stations du littoral, dépendent de la direction de la dérive littorale et de la source de pollution installées sur la côte du Golfe de Tunis. Les teneurs en mercure varient sous l'influence des conditions de transport et de dépôt des sédiments, ainsi que l'influence des différents types de rejets provenant des activités anthropiques tel que les industries installées aux alentours du cours d'eau et la zone côtière.

Le facteur d'enrichissement (FE) montre un enrichissement modéré à extrêmement élevé d'où la pollution peut avoir une origine anthropique et donc ceci est dû essentiellement aux différents types de rejets déversés directement et indirectement au niveau du secteur d'étude. Le facteur de contamination (FC) des sédiments de l'oued Meliane montre une contamination élevée en été et très élevée en hiver. Le FC des stations du littoral indique des contaminations considérables à très forte et de très forte contamination respectivement pendant la saison estivale et hivernale.

La frange littorale Rades – Hammam lif, est une zone exposée fortement aux activités socio-économiques intenses ainsi qu'à la pollution provenant de l'oued Meliane qui débouche en mer où sont installés des industries et des stations d'épurations qui rejettent des eaux usées traitées et non traitées ce qui a provoqué la dégradation de la qualité des eaux d'où l'interdiction à la baignade depuis quelques années dans cette zone.

BIBLIOGRAPHIE

- Agamy, E. (2012). Histopathological Changes in the Livers of Rabbit Fish (*Siganus canaliculatus*) Following Exposure to Crude Oil and Dispersed Oil. *Toxicol. Pathol.*, 40:1128-1140.
- Agius, C.; Roberts, R. J. (2003). Melano-macrophage centers and their role in fish pathology. *J. Fish Dis.*, 26(9):499-509.
- Agius, C.(1980). Phylogenetic development of melano-macrophage centres in fish. *J. Zoology*, 191(1):11-31.
- Akiyoshi, H.; Inoue, A.; Hamana, A. (2001). Comparative histochemical study of the livers of marine fishes in relation to their behavior. *Bull. Fac. Life Env. Sci. Shimane Univ.*, 6:7-16.
- Anderson, B.G.; Mitchum, D.L. (1974). Atlas of Trout Histology. Wyoming Game Fish Department Bulletin, USA. No. 13.
- Au, D.W.T. (2004). The application of histocytological biomarkers in marine pollution monitoring: a review, *Mar. Pollut. Bull.*, 48: 817-834.
- Bancroft, J.D.; Gamble, M. (2008). Theory and practice of histological techniques. Pp.168-69.
- Bertolucci, B.; Vicentini, C. A.; Franceschini-Vicentini, I. B.; Bombonato, M. T. S. (2008). Light microscopy and ultrastructure of the liver of *Astyanax altiparanae* Garutti and Britski, 2000 (Teleostei, Characidae). *Acta Sci. Biol. Sci.*, 30(1):73-6.
- Bertucci, J I; Blanco, A M; Canosa, L F; Unniappan, S. (2017). Direct actions of macronutrient components on goldfish hepatopancreas in vitro to modulate the expression of ghr-I, ghr-II, igf-I and igf-II mRNAs. *Gen. Comp. Endocr.*, 250:1-8.
- Bombonato, M. T. S.; Rochel, S. S.; Vicentini, C. A.; Franceschini Vicentini, I. B. (2007). Estudo morfológico do tecido hepático de *Leporinus macrocephalus*. *Acta Sci. Biol. Sci.*, 29(1):81-5.
- Bruslé, J.; Anadon, G. G. (1996). The structure and function of fish liver. *Fish morphol.*, 76:545-551.
- Bucke, D.; Watermann, B.; Feist, S. (1984). Histological variations of hepato-splenic organs from the North Sea dab, *Limanda limanda* (L.). *J. Fish Dis.*, 7(4):255-68.
- Bukhari, A.S.; Syed, H.E.; Broos, K.V.; Stalin, A.; Singhal, R.K.; Venubabu, P. (2012). Histological variations in liver of freshwater fish *Oreochromis mossambicus* exposed to 60Co gamma irradiation. *J. Environ. Radioact.*, 113:57-62.
- Busacker, G. P.; Adelman, I. R.; Goolish, E. M. (1990). Growth. h. 363-382 in Schreck, C. *Methods for Fish Biology*. American Fisheries Society. Maryland, USA.
- Caballero, M. J.; López-Calero, G.; Socorro, J.; Roo, F. J.; Izquierdo, M. S. & Fernández, A. J. (1999). Combined effect of lipid level and fish meal quality on liver histology of gilthead seabream (*Sparus aurata*). *Aquac.*, 179(1-4):277-90.
- Chehade, C; Cassel, M; Borella, M I; Costa, F.G. (2014). Morphologic study of the liver of lambari (*Astyanax altiparanae*) with emphasis on the distribution of cytokeratin. *Fish Physiol. Biochem.*, 40:571-576.
- Culling, C.F.A. (1963). *Handbook of Histological Techniques (Including Museum Techniques)* 2nd Edition, London, Butterworths. Pp. 553.

- Demir, N. (1992). İhtiyoloji, İ.Ü. Yayın., İstanbul. Sayı:3668.
- Díaz, A. O.; González Castro, M.; García, A. M.; Devincenti, C. V.; Goldemberg, A. L. (1999). Morphological and histochemical characterization of liver from stripped weakfish, *Cynoscion guatucupa* (Cuvier, 1830). *Biocienc.*, 7(1):67-78.
- El-Bakary, N. E. R.; El-Gammal, H. L. (2010). Comparative Histological, Histochemical and Ultrastructural Studies on the Liver of Flathead Grey Mullet (*Mugil cephalus*) and Sea Bream (*Sparus aurata*). *Global Vet.*, 4(6):548-53.
- El-Fergani, E. S.; El-Gharbawy, S. M.; Saleh, R. A.; Al-Sarraj, K. R.; El-Mor, M. E. (2012). Histological and histochemical studies on the liver of sea bass fish (*Dicentrarchus labrax* L.) M.Sc Thesis. Omar Al-Mukhtar University, Faculty of Science, Zoology Department. Pp.115.
- Faccioli, C K; Chedid, R.A.; Bombonato, M.T.S.; Vicentini, C.A.; Franceschini-Vicentini, I.B. (2014). Morphology and Histochemistry of the Liver of Carnivorous Fish *Hemisorubim platyrhynchos*. *Int. J. Morphol.*, 32(2):715-720.
- Ferguson, H.W. (1989). Systemic Pathology of Fish: A text and Atlas of Comparative Tissue Responses in Diseases of Teleosts. Iowa State University Press, Ames, IA. Pp. 263.
- Field, H.A.; Dong, P.D.; Beis, D.; Stainier, D.Y. (2003). Formation of the digestive system in zebrafish. II. Pancreas morphogenesis. *Dev. Biol.*, 261(1):197-208.
- Figueiredo-Fernandes, A.M, Fontainhas-Fernandes, A.A; Monteiro, R.F; Reis-Henriques, M.A.; Rocha, E. (2007). Spatial relationships of the intrahepatic vascular-biliary tracts and associated pancreatic acini of Nile tilapia, *Oreochromis niloticus* (Teleostei, Cichlidae): a serial section study by light microscopy. *Ann. Anat.*, 189:17–30.
- Fishelson, L. (2006). Cytomorphological alterations of the thymus, spleen, head-kidney, and liver in cardinal fish (Apogonidae, Teleostei) as bioindicators of stress. *J. Morphol.*, 267:57-69.
- Flores-Lopes, F.; Malabarba, L.R. (2007). Alterações histopatológicas observadas no fígado do lambari *Astyanax jacuhiensis* (Cope, 1894) (Teleostei, Characidae) sob influência de efluentes petroquímicos. *Biociências*, 15:166–172.
- Geyer, H.J.; Nel, M.N.; Swanepoel, J.H. (1996). Histology and ultrastructure of the hepatopancreas of the tiger fish, *Hydrocynus forskahlii*. *J. Morphol.*, 227:93-100.
- Gingerich, W.H. (1982). Hepatic toxicology of fishes. In *Aquatic Toxicology* (L. J. Weber, ed.). Raven Press, New York. pp. 55–105
- Gochfeld, M. (2003). Cases of mercury exposure, bioavailability and absorption. *Ecotoxicol. Environ. Saf.*, 56(1):174-9.
- Gomes, J. M.; Ribeiro, H. J.; Procópio, M. S.; Alvarenga, B. M.; Castro, A. C.; Dutra, W. O.; Junior, J. D. C. (2015). What the erythrocytic nuclear alteration frequencies could tell us about genotoxicity and macrophage iron storage?. *PloS one*, 10(11).
- González, G. (1992). Contribution à la connaissance des processus ciguatérogènes. These de Doctorat (specialite Oceanologie), Université de Perpignan, Pp. 335.
- González, G.; Crespo, S.; Brusle, J. (1993). Histo-cytological study of the liver of the cabrilla sea bass, *Serranus cabrilla* (Teleostei, Serranidae), an available model for marine fish experimental studies. *J. Fish. Biol.*, 43(3):363-73.
- Hampton, J.A.; Mc Cuskey, P.A.; Mc Cuskey, R.S.; Hinton, D. E. (1985). Functional units in rainbow trout (*Salmo gairdneri*) liver: I. Arrangement and histochemical properties of hepatocytes. *Anat. Rec.*, 213(2):166-75.
- Haug, T.; Gulliksen, B. (1988). Variations in liver and body condition during gonad development of Atlantic halibut, *Hippo glossus* (L.). *Fisk Dir. Skr. Ser. Hau Unders.*, 18: 351-363.
- Herraez, M.P.; Zapata, A.G. (1986). Structure and function of the melano-macrophage centres of the goldenfish *Carassius auratus*. *Vet. Immunol. Immunopathol.*, 12:117-126.
- Hinton, D. E.; Segner, H.; Braunbeck, T. (2001). Toxic responses of the liver. Target organ toxicity in marine and freshwater teleosts, 1:224-268.
- Hung, S.S.O.; Groff, J.M.; Lutes, P.B.; Alkins, F.K.F. (1990). Hepatic and intestinal histology of juvenile white sturgeon fed different carbohydrates. *Aquaculture*, 87:349-360.
- Hyvaeriner, H.; Holopainen, I.J.; Piironen, J. (1985). Anaerobic wintering of crucian carp (*Carassius carassius* L.) 1. annual dynamics of glycogen reserves in nature, *Comp. Biochem. Physiol.*, 82:797-803.
- Kendall, M.W.; Hawkins, W.E. (1975). Hepatic Morphology and Acid Phosphatase Localization in the Channel Catfish (*Ictalurus punctatus*). *J. Fish. Res. Board Can.*, 32(8):1459-1464.
- Kjorsvik, E.; Rehersen, A.L. (1992). Histomorphology of the early yolk-sac larva of the atlantic aalibut (*Hippoglossus hippoglossus* L.) an indication of the timing of functionality. *J. Fish Biol.*, 41:1-19.
- Larsson, A.; Haux, C.; Sjöbeck, M.L.; Lithner, G. (1984). Physiological effects of an additional stressor on fish exposed to a simulated heavy-

- metal-containing effluent from a sulfide or smeltery. *Ecotoxicol. Environ. Saf.*, 8:118-128.
- Lemes, A. S.; Braccini, M. C. (2004). Descrição e análise histológica das glândulas anexas do trato digestório de *Hoplias malabaricus* (Bloch, 1794), (Teleostei, Erythrinidae). *Biodivers. Pampeana*, 2(1):33-41.
- Maharajan, A.; Rufus Kitto, M.; Paruruckumani, P.S.; Ganapiriya, V. (2016). Histopathology biomarker responses in Asian sea bass, *Lates calcarifer* (Bloch) exposed to copper. *J. Basic Appl. Zool.*, 77: 21–30.
- Manju, M.; Akbarsha, M.A.; Oommen, O.V. (2012). In vivo protective effect of dietary curcumin in fish *Anabas testudineus* (Bloch). *Fish Physiol. Biochem.*, 38:309–318.
- Menke, A.L.; Spitsbergen, J.M.; Wolterbeek, A.P.M.; Woutersen, R.A. (2011). Normal Anatomy and Histology of the Adult Zebrafish. *Toxicol. Pathol.*, 39: 759-775.
- Mokhtar, D.M. (2017). *Fish histology: from cells to organs*. Apple Academic Press, New Jersey. Pp. 246.
- Nejedli, S.; Gajger, I. T. (2013). Hepatopancreas in some sea fish from different species and the structure of the liver in teleost fish, common pandora, *Pagellus erythinus* (Linnaeus, 1758) and whiting, *Merlangius merlangus euxinus* (Nordmann, 1840). *Vet. Arhiv.*, 83(4):441-452.
- Pedersen, T.; Petersen, I.B. (1992). Morphological changes during metamorphosis in roach (*Gadus morhua* L.) with particular reference to the stomach and pyloric caeca. *J. Fish Biol.*, 41:449-461.
- Petcoff, G. M.; Díaz, A. O.; Escalante, A.H.; Goldemberg, A.L. (2006). Histology of the liver of *Oligosarcus jenynsii* (Ostariophysi, Characidae) from Los Padres Lake, Argentina. *Iheringia, Sér. Zool.*, 96(2):205-8.
- Ribeiro, H.J.; Procópio, M.S.; Gomes, J.M.M.; Vieira, F.O.; Russo, R.C.; Balzuweit, K.; Chiarini-Garcia, H.; Castro, A.C.S.; Rizzo, E.; Jr, J.D.C. (2011). Functional dissimilarity of melanomacrophage centres in the liver and spleen from females of the teleost fish *Prochilodus argenteus*. *Cell Tissue Res.*, 346:417–425.
- Rizkalla, W.; Emsheri, O. (1978). The pancreas of the marine teleost fish, *Lithognathus mormyrus* L., with special reference to its islet tissue. *The Libyan J. Sci.*, 8(A):1-20.
- Roberts, R.J.; Ellis, A. E. (2001). The anatomy and physiology of teleosts. In: R.J. Roberts (ed.) *Fish Pathology*, 3rd edition, Bailliere Tindall, London. pp. 12–54.
- Robertson, J.C.; Bradley, T. M. (1992). Liver ultrastructure of juvenile Atlantic salmon (*Salmo salar*). *J. Morphol.*, 211:41–54.
- Rocha, E.; Monteiro, R. A. F. (1999). Histology and cytology of fish liver: a review. In: Chehade C; Cassel M; Borella M I; Costa F G. (2014). Morphologic study of the liver of lambari (*Astyanax altiparanae*) with emphasis on the distribution of cytokeratin. *Fish Physiol. Biochem.*, 40:571–576.
- Rodrigues, E.; de, L.; Fanta, E. (1998). Liver histopathology of fish *Brachydanio rerio* Hamilton Buchman after acute exposure to sublethal levels of the organophosphate Dimethoate 500. *Rev. Bras. Zool.*, 15(2):441–450.
- Sales, C.F.; Silva, R.F.; Amaral, M.G.C.; Domingos, F.F.T.; Ribeiro, R.T.M.A.; Thomé, R.G.; Santo, H.B. (2017). Comparative histology in the liver and spleen of three species of freshwater teleost. *Neotrop. Ichthyol.*, 15(1):1-12.
- Santos, E.A.; Vinagre, A.S. (1991). Carbonhydrate metabolism during embryonic and larval development of *Odonthostes humensis* (De Buer, 1953) (Pisces-Atherinidae). *J. Fish Biol.*, 39:239-344.
- Sayed, A.H.; Younes, H. A. M. (2017). Melanomacrophage centers in *Clarias gariepinus* as an immunological biomarker for toxicity of silver nanoparticles. *J. Microsc. Ultrastruct.*, 5:97–104.
- Schar, M.; Maly, I.P.; Sasse, D. (1985). Histochemical studies on metabolic zonation of the liver in the trout (*Salmo gairdneri*). *Histochemistry*, 83:147–151.
- Shtewi, H.H.; Ansher, H.A.; Alaswed, E.R. (2018). Relative Growth, Reproduction and Feeding Habits of The Saddled Bream, *Oblada melanura* (Linnaeus, 1758) in Tripoli Coast, Western Libya. *Libyan Journal of Veterinary and Medical Sciences*, 1(2): 6-5.
- Shtewi, H.H.; Khalil, M. T.; Goda, A.M.A.; Sleem, S.H.; Habashy, M.M. (2014). Acidifiers substances as growth promoters for the freshwater prawn, *Macrobrachium rosenbergii* and the Nile tilapia, *Oreochromis niloticus*. PhD. Thesis. Ain Shams University, Faculty of Science, Zoology Department. Unpublished. Pp.258.
- Suvarna, K.S.; Layton, C.; Bancroft, J.D. (2012). *Bancroft's Theory and Practice of Histological Techniques*. 7th ed., London, Churchill Livingstone. Pp.672.
- Wolf, J.C.; Wolfe, M.J. (2005). A brief overview of nonneoplastic hepatic toxicity in fish. *Toxicol. Pathol.*, 33:75–85.
- Yao, Y.; Lin, J.; Yang, P.; Chen, Q.; Chu, X.; Cheng, G.; Hu, J. (2012). Fine structure, enzyme histochemistry, and immunohistochemistry of liver in zebrafish. *Anat. Rec.*, 295:567–576