

# Mise à jour de la veille bibliographique des capteurs en développement pour la mesure in situ et en continu des substances réglementées DCE et des composés majeurs permettant la caractérisation globale des eaux

M. Masson, P. Namour

Mars 2019

Document final



## Contexte de programmation et de réalisation

---

Ce rapport a été réalisé dans le cadre du programme scientifique et technique AQUAREF pour l'année 2018, au titre de l'action G1a3 du thème « Valider et transférer des méthodes et technologies innovantes ».

Auteurs :

*Matthieu Masson*  
*Irstea*  
*matthieu.masson@irstea.fr*

*Philippe Namour*  
*Irstea*  
*philippe.namour@irstea.fr*

---

Vérification du document :

Nathalie Guigues  
LNE  
nathalie.guigues@lne.fr

## Les correspondants

---

AFB : Pierre-François Staub, pierre-francois.staub@afbiodiversite.fr

Irstea : Marina Coquery

Référence du document : Matthieu Masson, Philippe Namour - Mise à jour de la veille bibliographique sur les capteurs en développement pour la mesure in situ et en continu des substances réglementées DCE et des composés majeurs permettant la caractérisation globale des eaux - Rapport AQUAREF 2018 - 63 p.

Droits d'usage :	<i>Accès libre</i>
Couverture géographique :	<i>International</i>
Niveau géographique :	<i>National</i>
Niveau de lecture :	<i>Professionnels, experts</i>
Nature de la ressource :	<i>Document</i>

<b>INTRODUCTION .....</b>	<b>7</b>
<b>1. DEFINITIONS ET CLASSIFICATION DES CAPTEURS .....</b>	<b>8</b>
1.1 Différents types de capteurs.....	8
1.1.1 Les récepteurs .....	9
1.1.2 Les transducteurs.....	10
1.1.3 Les transmetteurs .....	14
1.2 Modes d'utilisation des capteurs .....	14
1.3 Caractérisation des performances des capteurs .....	15
<b>2. ANALYSE GLOBALE DES REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES RETENUES.....</b>	<b>16</b>
2.1 Méthodologie appliquée pour réaliser la mise à jour du panorama .....	16
2.2 Origine géographique des développements.....	22
<b>3. SYNTHESE DES CAPTEURS PAR FAMILLES DE COMPOSES .....</b>	<b>22</b>
3.1 Micropolluants organiques .....	22
3.1.1 Pesticides .....	22
3.1.2 Hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) .....	23
3.1.3 Phénols (hors bisphénol A) .....	24
3.1.4 Phtalates et Bisphénol A.....	25
3.1.5 polychlorobiphényles (PCB) .....	26
3.2 Métaux et métalloïdes .....	26
3.2.1 Cadmium.....	27
3.2.2 Plomb .....	28
3.2.3 Mercure .....	29
3.2.4 Nickel.....	30
3.2.5 Cuivre .....	31
3.2.6 Arsenic .....	32
3.3 Paramètres majeurs.....	33
3.3.1 Demande chimique en oxygène (DCO).....	33
3.3.2 Demande biochimique en oxygène (DBO) .....	34
3.3.3 nitrate, nitrite et ammonium.....	34
<b>4. CONCLUSIONS .....</b>	<b>35</b>
<b>RÉFÉRENCES .....</b>	<b>37</b>

---

**Liste des annexes :**

Annexe 1 - Synthèse des informations recueillies sur les capteurs recensés dans la mise à jour bibliographique 2017-2018 : Familles de substances, substances, type de capteur, type de transducteur, type de récepteur (en anglais), matrices testées, gamme de mesure linéaire, limite de détection, référence et pays d'affiliation du premier auteur.

*MISE A JOUR DE LA VEILLE BIBLIOGRAPHIQUE SUR LES CAPTEURS EN DEVELOPPEMENT POUR LA MESURE IN SITU ET EN CONTINU DES SUBSTANCES REGLEMENTEES DCE ET DES COMPOSES MAJEURS PERMETTANT LA CARACTERISATION GLOBALE DES EAUX*

M. Masson(Irstea), P. Namour (Irstea)

RESUME

Depuis les années 2000, le nombre de références bibliographiques sur les capteurs dans les eaux douces et les eaux résiduaires est en constante augmentation. Un travail de synthèse bibliographique des capteurs en développement (i.e. non commercialisés) pour l'analyse de composés chimiques dans les matrices environnementales avait été réalisé en 2017 afin d'avoir une vue d'ensemble sur les substances qui pourraient être analysées par des systèmes de mesures in situ et en continu dans un futur proche.

Ce travail consiste en la mise à jour de la précédente veille avec 281 nouveaux articles recensés. Les composés chimiques retenus pour ce panorama font partie des listes des substances de l'état chimique des eaux de surface et des polluants spécifiques de l'état écologique des eaux de surface, de la liste des substances pertinentes à surveiller, et de la liste des paramètres physico-chimiques pour les cours d'eau de la Directive Cadre sur l'Eau (Arrêté du 7 août 2015). Sur la base de définitions et généralités sur les capteurs, différents critères ont été retenus pour décrire chaque capteur retenu dans ce panorama : substance(s) analysée(s), type de capteur, type de transducteur, type(s) d'eau testé(s), gamme de concentration de mesure, limites de détection ou de quantification obtenues.

Les capteurs recensés se basent principalement sur des techniques électrochimiques (voltammétrie, ampérométrie, potentiométrie...) et optiques (fluorescence, spectroscopie UV-visible, résonance des plasmons de surface...). Une synthèse générale des capteurs par grandes familles de composés est proposée pour les pesticides, les hydrocarbures aromatiques polycycliques, les phénols, les phtalates et le bisphénol A, les métaux et métalloïdes (Cd, Pb, Hg, Ni, Cu, As) ainsi que pour les paramètres majeurs (demande chimique en oxygène, demande biochimique en oxygène, nitrate, nitrite et ammonium).

De façon générale, les performances des capteurs sont évaluées dans des eaux synthétiques et des eaux réelles (eaux de surface, de robinet, résiduaires...). Mais la quasi-totalité des capteurs ne sont pas testés en conditions réelles sur le terrain ou sur le long terme. Les limites de détection obtenues peuvent être très variables pour une même famille de composés. Pour certaines substances, les limites de détection sont trop élevées pour envisager des analyses pertinentes dans les eaux de surface (par exemple pour le cadmium ou le bisphénol A).

Finalement, les principes de détection ne semblent pas être un facteur limitant dans le développement des capteurs environnementaux. Pour atteindre les réseaux opérationnels de capteurs environnementaux sur le terrain, il faut surmonter les obstacles scientifiques et technologiques au niveau de la mise en œuvre.

**Mots clés** (thématique et géographique) :

**Capteur, eau de surface, eau résiduaire, micropolluants organiques, métaux, paramètres majeurs, limite de détection, gamme de mesure.**

*MISE A JOUR DE LA VEILLE BIBLIOGRAPHIQUE SUR LES CAPTEURS EN DEVELOPPEMENT POUR LA MESURE IN SITU ET EN CONTINU DES SUBSTANCES REGLEMENTEES DCE ET DES COMPOSES MAJEURS PERMETTANT LA CARACTERISATION GLOBALE DES EAUX*

M. Masson(Irstea), P. Namour (Irstea)

**ABSTRACT**

Since 2000, the number of references on sensors in freshwater and wastewater has been constantly increasing. In order to have an overall view of the substances that may be easily analyzed by in situ and continuous systems in a near future, a bibliographic compilation of the sensors in development (i.e. not commercialized) for the analysis of chemical compounds in the environmental matrices has been carried out.

This non-exhaustive panorama lists 281 articles published during 2017-2018. The chemical compounds selected are included in the different lists of the WFD (decree of 7 August 2015). From definitions and general information on the sensors, different criteria were used to describe the selected sensors: analyzed substance(s), type of sensor (chemical sensor, biosensor), analytical technique, type(s) of tested water, level of development progress, measuring range, limits of detection or quantification.

The sensors are mainly based on electrochemistry (voltammetry, amperometry, potentiometry...) and optical techniques (colorimetry, fluorescence, resonance of surface plasmon...). A general synthesis of sensors by families of compounds is proposed for pesticides, polycyclic aromatic hydrocarbons, phenols, phthalates and bisphenol A, metals and metalloids (Cd, Pb, Hg, Ni, Cu, As) as well as for major parameters (chemical oxygen demand, biochemical oxygen demand, nitrate, nitrite, ammonium).

In general, the performances of the sensors are evaluated in synthetic waters and in real waters (surface water, tap water, wastewater...) which can be doped. Nearly all the sensors are not tested in field conditions or over long-term. The detection limits obtained can be very variable for the same family of compounds. For few compounds, the detection limits are too high to be considered as relevant sensors for the monitoring of surface waters (e.g. nickel or bisphenol A). However, some sensors having a high state of progress and detection limits well adapted to the concentrations in the environmental matrices would be instructive to test in field conditions. These sensors, covering a wide range of compounds, are listed in this report.

**Key words** (thematic and geographical area):

**Sensor, surface water, wastewater, organic micropollutants, metals, major parameters, detection limit, measuring range.**

## **INTRODUCTION**

L'utilisation de systèmes de mesure in situ et en continu ou sur site pour évaluer la qualité chimique des eaux de surface ou des eaux résiduaires se développe de plus en plus depuis deux décennies. Ces systèmes permettent de réaliser des analyses de composés ciblés directement dans le milieu avec une fréquence d'analyse généralement accrue. En les couplant à des dispositifs permettant la communication à distance, il est possible de récupérer ou visualiser les données acquises en temps réel. Ainsi, les avantages significatifs des systèmes de mesure en continu, et ce pourquoi ils sont largement utilisés, sont (i) l'absence de manipulation de l'échantillon pouvant entraîner une modification des paramètres à mesurer ; (ii) une fréquence de mesure accrue donnant une lecture dynamique ; (iii) la possibilité de visualiser les données en temps réel, permettant une réactivité très importante et une intervention rapide (e.g. Commissariat général au développement durable, 2014). Les systèmes de mesure in situ et en continu apparaissent donc comme une stratégie complémentaire à la surveillance « classique » (i.e. échantillonnage, conditionnement de l'échantillon et analyse en laboratoire). C'est dans ce sens que le guide européen CIS n°19 (2009), sur la surveillance des paramètres chimiques dans les eaux de surface, mentionne qu'il est souhaitable d'introduire d'autres techniques que l'analyse d'échantillons ponctuels par des méthodes d'analyses classiques afin d'améliorer la qualité de l'évaluation de l'état chimique et écologique des eaux.

Une récente analyse de marché a montré que plus d'une centaine de compagnies travaillent sur la mesure en continu à travers le monde, et de ce fait, de très nombreux systèmes de mesure sont proposés sur le marché (Olsson et al., 2014). Dans ce sens, Gantois et al. (2016) ont dressé un panorama des capteurs et analyseurs en ligne commercialisés pour la mesure des paramètres physico-chimiques dans l'eau. Ces systèmes permettent l'analyse de paramètres physico-chimiques majeurs (par exemple pH, oxygène dissous, nitrates...) et globaux (comme la matière organique), de micropolluants organiques (comme les hydrocarbures aromatiques polycycliques) et de contaminants inorganiques (par exemple le cadmium, l'arsenic, le mercure...). Mais ces méthodes alternatives de surveillance sont généralement limitées par i) un nombre restreint de substances analysées, ii) une adaptation difficile des technologies aux différents milieux, iii) des niveaux de concentrations peu élevés dans le milieu, iv) l'absence de réglementation et de normes ainsi qu'un faible niveau d'information sur les conditions et les protocoles d'utilisation jugé souvent insuffisant (Guigues et al., 2012). Afin de surmonter ces limites, des travaux réalisés dans le cadre d'AQUAREF ont permis une première évaluation de dispositifs de mesure en continu pour la surveillance des nutriments et de la matière organique dans les eaux de surface (Guigues et al., 2016).

Les compagnies qui commercialisent les systèmes de mesure in situ et en continu sont impliquées dans la recherche et le développement de leurs systèmes. Mais elles bénéficient très souvent de la recherche conduite en amont, qu'elle soit fondamentale ou appliquée, largement menée par le milieu académique. Ainsi, de nombreux laboratoires développent de nouvelles techniques analytiques ou améliorent des techniques existantes pour la mesure de substances organiques ou inorganiques dans les eaux. Ce travail est réalisé en partie au travers de la conception de nouveaux capteurs. Selon l'IUPAC, les capteurs sont des dispositifs qui

transforment une information chimique en un signal mesurable et sont capables de fournir des informations sur la composition chimique de son environnement.

Un premier inventaire bibliographique (non exhaustif) de capteurs en développement (i.e. non commercialisés) a été réalisée en 2017 (Masson et Lestremau, 2016) afin d'avoir une vue d'ensemble sur les substances qui pourront être analysées par des systèmes de mesures in situ et en continu ou sur site dans un futur proche et sur les techniques analytiques les plus utilisées et les plus prometteuses. La quantité de références bibliographiques sur ce sujet pouvant être très importante, cet inventaire s'est focalisé sur des capteurs permettant la mesure de substances réglementées DCE et des composés majeurs permettant la caractérisation globale des eaux. Cette étude, basée sur 167 articles scientifiques publiés entre 2012 et 2016, a permis d'avoir un aperçu i) des laboratoires et pays qui sont fortement impliqués dans le développement de nouveaux capteurs, ii) des principales techniques analytiques développées (principalement des techniques électrochimiques et optiques), iii) des niveaux de détections et quantification des capteurs en fonction des substances analysées, iv) des niveaux de développement des capteurs.

Ce rapport est une mise à jour bibliographique du précédent rapport en répertoriant 281 nouveaux articles publiés sur les années 2017-2018. Une analyse sur l'évolution du développement de capteurs est réalisée. Les principaux axes de progrès pour les capteurs d'environnement sont synthétisés. Une réflexion est aussi menée sur les obstacles scientifiques et technologiques au niveau de la mise en œuvre de capteurs environnementaux sur le terrain.

## **1. DEFINITIONS ET CLASSIFICATION DES CAPTEURS**

### **1.1 DIFFERENTS TYPES DE CAPTEURS**

Les capteurs sont composés : i) d'un récepteur, partie sensible à la présence d'un composé distinct ou d'une famille de composés ; ii) d'un transducteur qui génère un signal dont l'intensité est fonction de la concentration du (ou des) composé(s) ciblé(s) (Sekhar et al., 2010 ; et iii) d'un transmetteur chargé du conditionnement du signal et de son envoi à un enregistreur de données. Un capteur réel doit remplir ces trois fonctions clés : détecter, convertir en une quantité mesurable et transmettre un signal utilisable par les systèmes d'information (Figure 1).

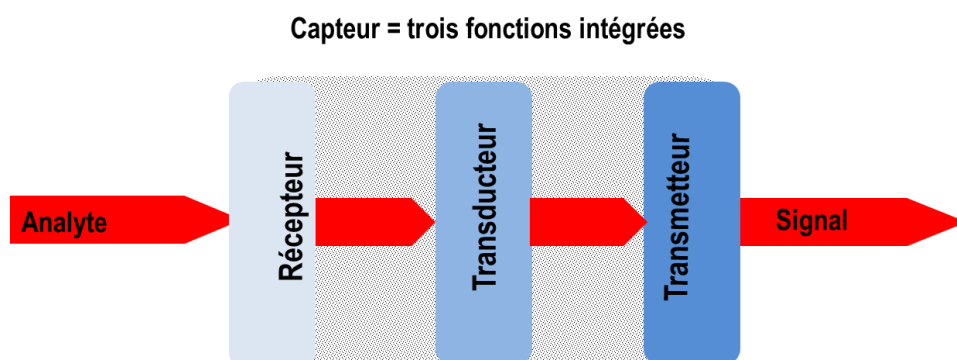


Figure 1 : Conception schématique du capteur : trois unités fonctionnelles (récepteur, transducteur et émetteur) fusionnées en un seul outil (capteur).



### 1.1.1 LES RECEPTEURS

Le récepteur est le support de la spécificité et de la sensibilité du capteur. De plus, il peut être modifiée ou fonctionnalisée pour lui donner une spécificité plus étroite et une plus grande sensibilité pour la substance à mesurer. Il existe plusieurs façons de classer les capteurs, selon le principe de détection de leur récepteur, et toute modification ou fonctionnalisation de sa surface :

- Capteur chimique : capteur dont le récepteur transforme certaines informations chimiques ciblées (par exemple la concentration, la présence d'une espèce chimique ou d'ions particuliers, l'activité chimique ou la pression partielle) en un signal analytique utile sous forme de lumière (capteur optique), chaleur, pH, électrons et charge ou variation de masse.

- Biocapteur : capteur dont le récepteur utilise certains composants biologiques ajoutés à sa surface pour interagir ou se lier avec un analyte spécifique à l'étude ou pour le reconnaître, et qui donne un signal utile, de la même manière que les capteurs chimiques. Plusieurs classes de biocapteurs existent, selon l'élément biologique utilisé, tels que les tissus, les micro-organismes, les organelles, les cellules et les récepteurs cellulaires, les enzymes (capteur enzymatique), les anticorps (immunocapteurs), les séquences d'acides nucléiques (aptasenseur).

Les recherches actuelles tentent d'accroître la spécificité et la sensibilité des récepteurs afin d'analyser des matrices complexes. Au cours de la dernière décennie d'autres types de récepteurs plus sélectifs ont été explorés comme les polymères à empreinte moléculaire (MIP : Molecular-Imprinted Polymer) ou ionique (IIP : Ion-Imprinted Polymer) et l'utilisation d'acides nucléiques fonctionnels comme les aptamères et les DNAzymes.

Les aptamères sont des oligonucléotides à simple brin (généralement l'ADN ou l'ARN) ou des peptides doués d'une haute affinité pour leur cible et une spécificité similaires aux interactions antigène-anticorps. Un aptasenseur (aptacapteur) est un biocapteur dont le récepteur biologique est un aptamère préalablement sélectionné, parmi de vastes populations de séquences aléatoires, pour reconnaître un analyte cible. L'interaction avec l'analyte cible entraîne un changement structurel de l'aptamère immobilisé, modifiant ainsi la résistance au transfert d'électrons entre la surface de l'électrode et l'espèce active redox de la solution. Dans d'autres conceptions, la liaison de l'analyte cible entraîne un changement à la fois de la flexibilité et de la conformation de l'aptamère modifiée par redox, et cette modification se traduit par une augmentation ou une diminution du courant redox. La réaction aptamère-cible est indépendante à la fois du type de système de détection et du type de transducteur utilisé. Les aptacapteurs peuvent être facilement multiplexés pour détecter simultanément une variété de réactions aptamère-cible. Indépendamment de sa conception, l'aptacapteur est sensible, spécifique et suffisamment sélectif pour être fonctionnels dans divers échantillons réalistes et complexes.

ADNzymes (ou DNAzymes) sont de courtes chaînes d'ADN monobrins capables de catalyser des réactions spécifiques, comme leurs équivalents protéiques : les enzymes. Comme il n'existe

pas d'ADNzymes naturelles, la plupart des séquences d'ADNzyme connues ont été découvertes au moyen d'une technique de sélection in vitro à haut débit, semblable à la technique SELEX<sup>1</sup>.

### 1.1.2 LES TRANSDUCTEURS

Le transducteur convertit une forme d'énergie en une autre. La plupart des transducteurs utilisés dans la surveillance de l'environnement produisent des signaux optiques (c.-à-d. optode, microrésonateur) ou électriques (c.-à-d. électrode) habituellement proportionnels à la quantité d'interactions entre analyte-récepteur. Mais certains transducteurs peuvent utiliser des propriétés piézoélectriques ou électrochimiluminescentes.

#### Transducteurs électrochimiques

Le mode de transduction le plus largement utilisé est électrochimique : la voltammétrie à redissolution anodique (*Anodic Stripping Voltammetry* en anglais : ASV). La voltammétrie<sup>2</sup> est basée sur la mesure du flux de courant résultant de l'oxydation, par balayage de potentiel, des métaux préalablement réduits sur l'électrode de travail. L'étape préalable de réduction permet le dépôt et l'accumulation des métaux sur l'électrode et agit comme une étape de préconcentration, permettant d'abaisser les limites de détection. De plus, en raison de la spécificité du potentiel d'oxydation de chaque métal, le principal avantage de la voltammétrie est l'analyse simultanée théoriquement possible de plusieurs métaux. Les deux techniques de voltammétrie utilisées sont la voltammétrie par redissolution anodique à impulsions différentielles (DPASV : *Differential Pulse Anodic Stripping Voltammetry*) et la voltammétrie par redissolution anodique par balayage à ondes carrées (SWASV : *Square-Wave Anodic Stripping Voltammetry*). Elles ont l'avantage par rapport à la voltammétrie par redissolution anodique linéaire de ne mesurer que le courant faradique (au bon moment lorsque le courant capacitif est réduit) qui est le seul courant lié à la concentration de l'analyte. Cette caractéristique permet de réduire le bruit pendant les mesures et d'abaisser les limites de détection. La voltammétrie à impulsions différentielles (DPV) consiste à obtenir les caractéristiques du courant en fonction de la tension ou résistance par variation de potentiel et mesure du courant résultant.

D'autres techniques électrochimiques sont utilisées :

- l'ampérométrie : technique qui repose sur la détermination de l'intensité de courant qui traverse une cellule électrochimique composée par une (ou deux) électrodes indicatrices et une électrode de référence. La différence de potentiel imposée entre les deux électrodes est constante. En chronoampérométrie, le potentiel de l'électrode de travail est augmenté par paliers et le courant résultant est mesuré et tracé en fonction du temps. La chronoampérométrie génère des courants de charge élevés qui chutent de façon exponentielle avec le temps, alors que le courant faradique décroît beaucoup plus lentement. Comparativement à d'autres techniques

---

<sup>1</sup> Le technique SELEX, pour Systematic Evolution of Ligands by EXponential enrichment (évolution systématique de ligands par enrichissement exponentiel), est une méthode de sélection in vitro, à partir de banques combinatoires d'oligonucléotides synthétiques, d'oligonucléotides à haute affinité et spécificité pour un ligand donné.

<sup>2</sup> Il convient d'éviter la confusion entre la "voltammétrie" (deux m) ou voltampérométrie qui donne accès à la cinétique électrochimique à partir du tracé des courbes intensité-potentiel (avec un potentiostat) et la "voltamétrie" (un seul m) consistant à mesurer une quantité d'électricité (en coulomb) grâce à l'utilisation d'un voltamètre (synonyme de coulombètre)

ampérométriques, la chronoampérométrie montre un meilleur rapport signal sur bruit, étant donné que le courant est intégré sur des intervalles de temps relativement plus longs.

- la coulométrie : mesure de la quantité d'électricité nécessaire à l'oxydation ou à la réduction électrochimique totale de la substance à doser. Le potentiel électrique est maintenu constant et la charge cumulée résultante est enregistrée et représentée en fonction du temps. Cette technique est très similaire à la chronoampérométrie, mais dans la chronocoulométrie, la charge intégrée est enregistrée à la place du courant. La chronocoulométrie présente l'avantage par rapport à chronoampérométrie de mesurer l'augmentation de la charge dans le temps au lieu de la diminution du courant dans la chronoampérométrie, et elle permet ainsi une détermination plus précise des constantes de vitesse cinétique.

- la potentiométrie : détermination de la différence de potentiel qui s'établit entre une électrode indicatrice sensible à un composé ou ion de la solution étudiée et une électrode de référence de potentiel constant (un courant nul est imposé dans le système). Cette différence de potentiel est proportionnelle à l'activité de l'ion présent dans le milieu où le capteur est plongé. Parmi les électrodes potentiométriques, on retrouve les électrodes de mesure de pH et les électrodes iono-spécifiques (ou ISE pour « ion-specific electrode »).

- notons enfin l'existence de transducteurs basés sur les transistor à effet de champ à grille isolée du type ISFET (Ion Sensitive Field Effect Transistor), type de transistor à effet de champ dont la grille est sensible aux variations de l'activité ionique, et ChemFET (Chemical Field Effect Transistor).

### **Transducteurs acoustiques**

Une microbalance à quartz (QCM : *Quartz Crystal Microbalance*) évalue une variation de masse en mesurant la variation de fréquence d'un résonateur à quartz (effet piézoélectrique). Celui-ci est construit en déposant deux électrodes des deux côtés d'un cristal de quartz. Plusieurs types de dispositifs à ondes acoustiques de surface sont utilisés comme capteurs, tels que les dispositifs à ondes acoustiques de surface transverse horizontales (SH-SAW : *Shear Horizontal Surface Acoustic Wave*) et à ondes de Love (type d'onde se propageant à la surface d'un milieu solide). Le QCM peut être combiné avec d'autres détecteurs électrochimiques, où l'efficacité du courant est mesurée, c'est-à-dire le rapport entre la masse déposée à la surface de l'électrode pendant la réaction électrochimique et la charge totale passée à travers l'électrode.

### **Transducteurs optiques**

La technique optique majoritairement utilisée est la spectroscopie mesurant la fluorescence, c'est-à-dire la fluorimétrie. La technique implique un faisceau de lumière pour exciter les électrons dans une sonde de fluorescence et de mesurer la lumière émise, à un niveau d'énergie inférieur à celui de la lumière d'excitation. Les sondes de fluorescence utilisées sont sélectionnées en fonction de leur sensibilité au métal analysé.

De nouvelles sondes fluorescentes permettent la reconnaissance de métaux ou de composés ciblés : les « Metal-Organic Frameworks » (MOFs) et les boîtes quantiques (« quantum dots » : QDs). Les MOF sont des matériaux hybrides et poreux constitués d'ions métalliques ou d'unités minérales, coordonnés à des ligands organiques pour former des structures à une, deux ou trois dimensions. En raison de leurs propriétés fluorescentes et de leurs sites de reconnaissance adaptés, les MOFs suscitent un intérêt particulier pour l'analyse des métaux. Les QDs sont des

particules semi-conductrices de quelques nanomètres de diamètre. Lorsqu'ils sont excités par la lumière (ou l'électricité), elles émettent de la lumière à des fréquences qui peuvent être réglées avec précision en changeant la forme et le matériau. La revue n'a pas retenu tous les articles utilisant des QDs en suspension. Ils ne peuvent donc pas être considérés comme des capteurs à proprement parler car il faudrait les immobiliser dans un polymère. Lorsqu'ils sont intégrés à la conception d'un biocapteur, ils remplissent trois fonctions clés : ils peuvent servir de marqueur, faire partie du transducteur de signal et servir de support pour la bio-reconnaissance. Les trois propriétés ont été exploitées dans la conception d'aptacapteurs électrochimiques et d'aptacapteurs photoélectrochimiques pour l'analyse de l'eau.

Un autre mode de transduction optique est basé sur le principe du micro-résonateur. C'est une structure micrométrique où la lumière est réfléchi à l'intérieur sur les bords du résonateur. Le principe de base est de relier les caractéristiques vibratoires à un paramètre externe affectant le résonateur. La résonance plasmonique de surface (SPR : *Surface Plasmon Resonance*) est un mode de transduction optique en cours de développement. Les plasmons de surface sont des oscillations de la densité de charge à l'interface de deux matériaux possédant des constantes diélectriques opposées, comme un métal et un diélectrique. A un certain angle dit de résonance, la constante de propagation du champ évanescent correspond à celui des plasmons de surface et les photons sont couplés avec les électrons de la bande de conduction du métal. Ce phénomène physique est nommé résonance plasmonique de surface. A l'interface des liaisons, l'indice de réfraction change en fonction de la concentration de la substance spécifique qui se lie aux récepteurs. Un montage optique permet de mesurer ces changements. La résonance plasmonique de surface localisée (LSPR : *Local Surface Plasmon Resonance*) est une méthode de mesure de la liaison d'un ligand sur un récepteur adsorbé à la surface de nanoparticules métalliques.

D'autres techniques spectrométriques sont utilisées comme la diffusion Raman exaltée de surface (SERS : *Surface-enhanced Raman scattering*) et la diffusion résonnante Raman exaltée de surface (SERRS : *Surface Enhanced Resonance Raman Scattering*), où la diffusion Raman de lumière monochromatique d'un laser visible par un échantillon adsorbé sur une surface métallique (Au, Ag ou Cu) est détectée. L'énergie du laser entrant est rajustée de sorte que celle-ci ou la lumière diffusée coïncide avec une transition électronique dans l'échantillon (McNay et al, 2011). Essentiellement, la SERS est une technique de détection moléculaire spécifique sans marquage, tandis que le SERRS utilise des marqueurs naturels ou ajoutés. Mais l'un des principaux problèmes que pose l'utilisation des techniques d'analyse SERS/SERRS est l'absence d'une compréhension claire de l'effet. En fait, le mécanisme réel d'amélioration de l'effet SERS/SERRS fait encore l'objet d'un débat.

Tableau 1 : Abréviations des différentes techniques de transducteurs et de matériaux mentionnés dans cette étude (noms anglais et traductions en français).

Techniques de transducteurs		
ACV	Alternating Current Voltammetry	Voltammétrie à balayage en courant alternatif
AdCSV	Square-Wave Adsorptive Cathodic Stripping Voltammetry	Voltammétrie adsorptive à redissolution cathodique par balayage à ondes carrées
ASV	Anodic Stripping Voltammetry	Voltammétrie à redissolution anodique
CC	Chronocoulometry	Chronocoulométrie
CV	Cyclic voltammetry	Voltammétrie cyclique
DC	Direct Current amperometry (or single-potential amperometry)	Ampérométrie à potentiel unique
DPASV	Differential Pulse Anodic Stripping Voltammetry	Voltammétrie par redissolution anodique à impulsions différentielles
EIS	Electrochemical Impedance Spectroscopy	Spectroscopie d'impédance électrochimique
FSASV	Fast-scan Anodic Stripping Voltammetry	Voltammétrie à redissolution anodique à balayage rapide
ISE	Ion-Selective Electrode	Electrode spécifique
ISFET	Ion-Selective Field Effect Transistor	Transistor à effet de champ à grille isolée
I-V	Current vs. Voltage method	Méthode de mesure intensité vs. tension
LASV	Linear Anodic Stripping Voltammetry	Voltammétrie à redissolution anodique linéaire
LSPR	Localized Surface Plasmon Resonance	Résonance plasmonique de surface localisée
PEC	Photo-Electro-Chemistry	Photoélectrochimie
QCM	Quartz Crystal Microbalance	Microbalance à quartz
SERRS	Surface-Enhanced Resonance Raman Scattering	Diffusion résonnante Raman exaltée de surface
SERS	Surface-Enhanced Raman Scattering	Diffusion Raman exaltée de surface
SPR	Surface Plasmon Resonance	Résonance plasmonique de surface
SWASV	Square Wave Anodic Stripping Voltammetry	Voltammétrie par redissolution anodique par balayage à ondes carrées
UV-visible	UV-visible spectrophotometry	Spectrophotométrie UV-visible
Matériaux utilisés		
BDD	Boron-Doped Diamond	Diamant dopé au bore
GCE	Glassy Carbon Electrode	Electrode au carbone vitreux
MWNT	Multi-Walled Carbon Nanotube	Nanotube de carbone à parois multiples
SPCE	Screen-Printed Carbon Electrode	Electrode au carbone imprimée par sérigraphie
SWNT	Single-Walled Carbon Nanotube	Nanotube de carbone monofeuillet

### Transducteurs recensés dans les articles 2017-2018

Sur la base des articles recensés entre 2017 et 2018, les capteurs électrochimiques sont plus développés que les capteurs optiques (Figure 2). Cela avait déjà été observé dans la précédente veille. Cependant la proportion des capteurs optiques a augmentée en 2017-2018. Parmi les capteurs électrochimiques, plus des trois-quarts se basent sur des techniques voltammétriques. Parmi les capteurs optiques, la fluorimétrie mais aussi la spectrophotométrie UV-visible sont les plus utilisées. Par comparaison avec la précédente veille, il semblerait que les capteurs fluorimétriques sont beaucoup développés ces 2 dernières années. Les capteurs optiques sont généralement moins sensibles que les capteurs électrochimiques. En revanche, il semble plus facile et moins coûteux de développer un transducteur optique pour une mesure sur le terrain, ce qui pourrait expliquer l'évolution du nombre de capteurs fluorimétriques ces dernières années.

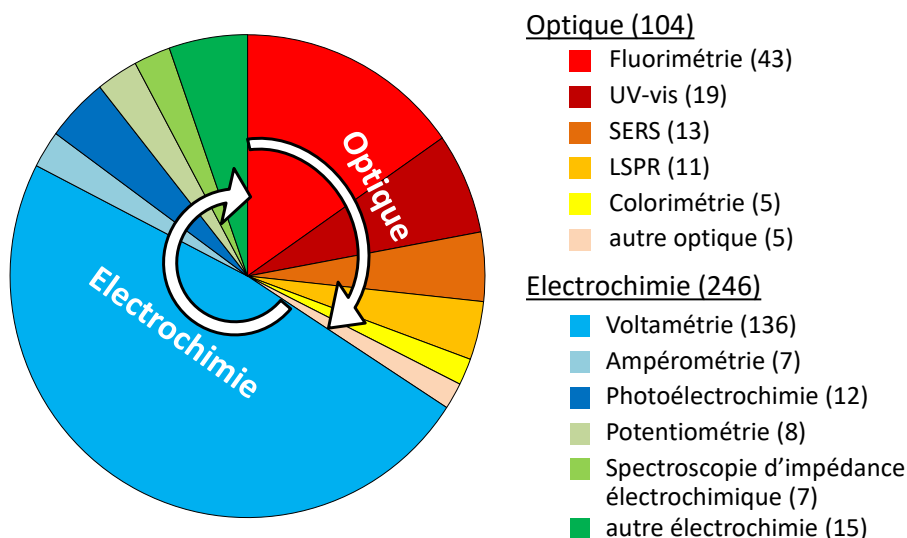


Figure 2 : Comptabilisation des techniques et sous-techniques analytiques avec les capteurs recensés dans cette mise à jour.

### 1.1.3 LES TRANSMETTEURS

Le transmetteur convertit le signal de sortie du transducteur en un signal de mesure standard. Il traite le signal du transducteur et le prépare pour l'affichage. Il effectue le conditionnement du signal tel que l'amplification et la conversion de l'analogique vers le numérique et l'envoi à un enregistreur de données.

## 1.2 MODES D'UTILISATION DES CAPTEURS

Les capteurs peuvent être utilisés de deux manières différentes en fonction de leur implémentation dans les systèmes de mesure :

- en mode instantané : les capteurs sont pilotés manuellement mais le dispositif permet de réaliser des mesures ponctuelles directement sur site. Ces dispositifs peuvent être assimilés à des systèmes d'analyses portables.

- en mode continu : les capteurs permettent d'acquérir des informations sur la composition chimique de l'environnement par la mesure autonome et répétée d'un ou plusieurs paramètres d'intérêt. Les fréquences d'acquisition dépendent des systèmes mais l'ordre de grandeur se situe généralement entre une analyse par seconde à une analyse par heure.

Suivant leur configuration, les systèmes de mesure en continu peuvent être classés en deux grandes catégories (Gantois et al., 2016 ; Figure 3) :

- les systèmes in situ : le capteur ou la sonde (c'est-à-dire le capteur et l'ensemble du système permettant l'acquisition des mesures et le stockage des données) réalise l'analyse directement dans le milieu ;

- les systèmes en ligne : un échantillon est automatiquement prélevé et distribué vers l'appareil de mesure. L'appareil de mesure peut être alors une réplique automatisée des appareils et méthodes d'analyses de laboratoire (par exemple techniques colorimétriques pour les anions, mesure de carbone organique par oxydation thermique ou chimique...).

Une troisième configuration dite « off line » ou sur site est également rencontrée. Dans ce cas, les mesures sont réalisées sur site immédiatement après avoir effectué un prélèvement manuel.

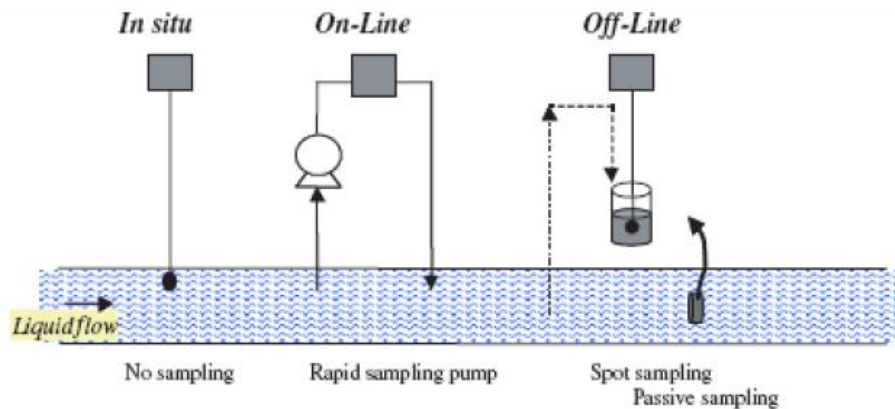


Figure 3 : Schéma du principe de mesure des capteurs et instruments in situ, en ligne et sur site (d'après Gantois et al., 2016).

Il existe aussi des capteurs micro-fluidiques qui se basent sur de nouvelles techniques de traitement et de manipulation des fluides utilisant des canaux de diamètres allant d'une centaine de nanomètres à une centaine de micromètres. Ces capteurs, qui mesurent à peine quelques centimètres carrés, peuvent réaliser de multiples fonctions avant l'analyse comme la préparation, le mélange ou la dilution des échantillons.

### 1.3 CARACTERISATION DES PERFORMANCES DES CAPTEURS

Au niveau normatif, la norme internationale NF EN ISO 15839 (AFNOR, 2006) décrit des procédures d'essais de performance du matériel d'analyse/capteurs directs dans l'eau. La norme EN 17075, récemment publiée (AFNOR, 2018) décrit les performances et les protocoles pour évaluer les dispositifs de mesure en continu et portables. Les performances des capteurs peuvent être décrits par de nombreuses caractéristiques qu'il est possible de déterminer en laboratoire. Les performances métrologiques, évaluées en conditions contrôlées au laboratoire, sont :

- répétabilité : écart type des mesures répétées sur une même solution pendant une période de temps courte (quelques heures) ;
- biais : différence entre la moyenne des mesures répétées sur une même solution et la mesure obtenue au moyen d'une méthode de référence ;
- écart au modèle de linéarité : condition dans laquelle les concentrations mesurées par le système sur des solutions d'étalonnage ont un rapport linéaire avec les valeurs de référence du composé à déterminer ;
- limite de détection (LD) : concentration du composé la plus faible qui peut être détectée.
- limite de quantification (LQ) : concentration du composé la plus faible pouvant être mesurée avec un niveau acceptable d'exactitude et de fidélité ;
- gamme de mesure : variation possible de la concentration du composé à mesurer définie par une valeur minimale et une valeur maximale.

Les performances intrinsèques à chaque dispositif de mesure sont :

- temps de réponse ;
- dérive à court terme ;
- sélectivité : degré de capacité du capteur à déterminer un composé particulier dans une matrice complexe sans interférences dues aux autres composants de ce mélange ;
- sensibilité : paramètre qui exprime la variation du signal de sortie en fonction de la variation du signal d'entrée exprimée comme la pente de la régression linéaire du signal de sortie en fonction du signal d'entrée ;
- interférences (physiques, chimiques, biologiques).

Les principales performances de fonctionnement, évaluées en conditions contrôlées au laboratoire, sont :

- tension d'alimentation ;
- impédance de sortie ;
- température de l'eau, le débit de l'eau, la force ionique de l'eau ...

Les principales performances liées à l'environnement, évaluées en conditions contrôlées au laboratoire, sont :

- température ;
- humidité ambiante.

Les études sur le développement de capteurs et la détermination de leurs performances décrites dans les articles scientifiques ne font généralement pas référence à des textes normatifs pour justifier le choix des caractéristiques testées et le protocole et méthode employés pour obtenir ces informations. Cependant, une grande majorité des études faisant partie de ce panorama caractérisent les capteurs développés à l'aide de la plupart des caractéristiques mentionnées ci-dessus.

## **2. ANALYSE GLOBALE DES REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES RETENUES**

### **2.1 METHODOLOGIE APPLIQUEE POUR REALISER LA MISE A JOUR DU PANORAMA**

La mise à jour de cet inventaire se base essentiellement sur la littérature scientifique comme c'était déjà le cas pour le premier document. Quelques informations obtenues dans des documents édités pour des conférences (actes de congrès) ont aussi été intégrées. Un aperçu du nombre de publications scientifiques par recherche de mots-clés basés sur les différents types d'eau est donné dans le Tableau 2. Cet aperçu ne permet pas de différencier les études qui développent des capteurs de celles qui utilisent des capteurs pour décrire la qualité des eaux. Cette recherche fait apparaître près d'un million d'articles en se basant sur le seul mot-clé « capteur » (« sensor »). Sur l'ensemble de ces articles, ~1% est consacré aux eaux douces (légère augmentation sur les 2 dernières périodes consacrées à la précédente veille bibliographique et sa mise à jour actuelle) et ~2% aux eaux marines (légère diminution sur les 2 dernières périodes). Seulement ~0,4% des articles semble concerner les eaux résiduaires. Pour information, le



pourcentage d'articles dans le domaine médical (associés aux mots-clés « médecine », « santé » et « fluide biologique ») est bien plus élevé et en expansion avec 3,6% pour la période 1920-2011 et 7,1% pour la période 2017-2018.

*Tableau 2 : Nombre d'articles traitant des capteurs (sensor) dans différents domaines (eaux douces, eaux saumâtres et marines, eaux résiduaires, domaine médical) d'après une recherche avec le moteur de recherche Scopus dans les titres, résumés et mots-clés des articles et pour les périodes 1980-2011, 2012-2016 (période de la précédente synthèse bibliographique) et 2017-2018 (période de cette mise à jour).*

Domaines définis par l'association de mots-clés)	1980-2011		2012-2016		2017-2018	
	Nombre d'articles	% du total	Nombre d'articles	% du total	Nombre d'articles	% du total
sensor	506 760		325 308		155 852	
sensor AND (freshwater OR river OR lake OR surface water OR groundwater)	5 262	1.0%	3 888	1.2%	2 048	1.3%
sensor AND (marin OR sea OR estuary OR ocean)	11 847	2.3%	5 608	1.7%	2 636	1.7%
sensor AND (wastewater OR effluent OR sewage)	2 037	0.4%	937	0.3%	568	0.4%
sensor AND (medicine OR health OR biological fluid)	18 347	3.6%	19 160	5.9%	11 067	7.1%

Il est aussi intéressant d'observer l'évolution du nombre d'articles dans le temps (Figure 4a). Le nombre annuel d'articles contenant le terme « capteur » dans le domaine des eaux saumâtres et marines est faible et relativement stable dans les années 1980 (entre 74 et 147 articles), puis augmente régulièrement jusqu'au début des années 2010 où il est relativement stable autour de 1000 articles par an. De façon générale, et tout particulièrement dans les années 1980 et 1990, le terme capteur fait référence à des mesures physiques dans le domaine de l'océanographie comme par exemple pour les mesures de pression atmosphérique ; les mesures de vitesse courant, hauteur de vagues, température, couverture de glace ; ou des mesures par radar, sonar et satellite.

Le nombre annuel d'articles contenant le terme « capteur » dans le domaine des eaux douces est quasiment nul dans les années 1980 puis augmente très légèrement dans les années 1990 pour dépasser 100 articles en 2000. Dans les années 2000 et 2010, le nombre d'articles augmente plus rapidement pour atteindre près de 800 articles en 2018. Cette évolution montre le fort intérêt pour les capteurs et donc pour la mesure in situ et en continu ou sur site dans les eaux de surface, principalement en rivières, dès les années 2000. Contrairement aux eaux marines, les études dans les eaux douces concernent plus largement des capteurs permettant de réaliser des mesures de qualité chimique des eaux.

Enfin, le nombre d'articles contenant le terme « capteur » dans le domaine des eaux résiduaires est plus faible que pour les deux autres types d'eaux (Figure 4b). Entre 1980 et 1995, le nombre d'articles est inférieur à 30 par année. Il augmente ensuite assez régulièrement pour atteindre 252 articles en 2018.

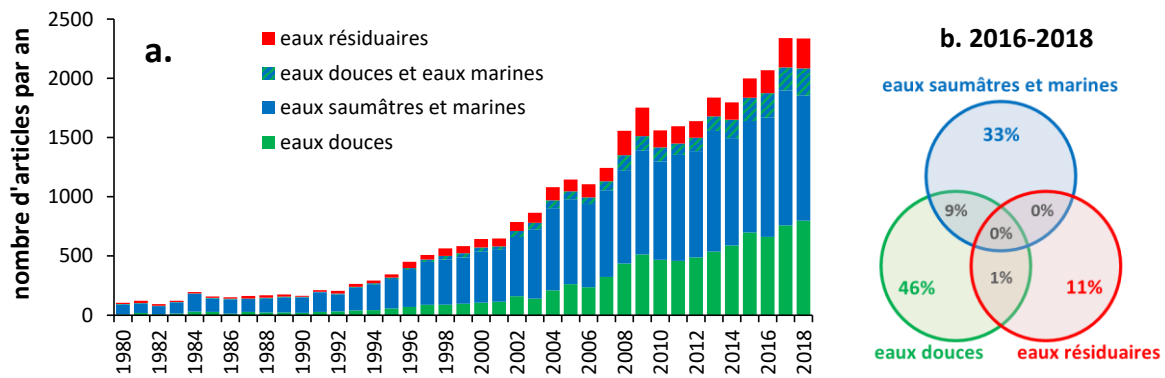


Figure 4 : (a) Evolution du nombre d'articles scientifiques traitant de capteur dans différents types d'eau (eaux douces, eaux marines, eaux usées) d'après une recherche avec le moteur de recherche Scopus dans les titres, résumés et mots-clés des articles (en date de janvier 2019). (b) Répartition du nombre d'articles entre les 3 types d'eau recensés pour la période de mise à jour 2016-2018.

Cette mise à jour bibliographique (non exhaustif) de capteurs en développement a été réalisée en prenant en compte les années 2017 et 2018. Au total, 337 articles scientifiques sont examinés dans cet inventaire. D'autres articles ont été étudiés mais n'ont pas été inclus dans ce panorama pour diverses raisons : informations trop partielles (résumé seulement accessible, trop peu de détails dans l'article), substances mesurées non retenues pour l'inventaire, article traitant essentiellement du développement de nouveaux matériaux de capteurs et pas assez de l'analyse des substances en conditions de laboratoire...

Afin de fournir un panel représentatif des différentes technologies émergentes, ce panorama s'est focalisé sur les polluants qui font partie de la liste des substances de l'état chimique des eaux de surface et polluants spécifiques de l'état écologique des eaux de surface de la DCE (Arrêté du 7 août 2015). A ces polluants, il a été également ajouté quelques substances de la liste des substances pertinentes à analyser (Arrêté du 7 août 2015) comme le Bisphénol A qui constitue un polluant environnemental avéré (perturbateur endocrinien) et qui a fait l'objet d'un nombre important d'études. De plus, quelques paramètres majeurs de la liste des paramètres physico-chimiques pour les eaux cours d'eau (Arrêté du 7 août 2015) ont aussi été recherchés car ils permettent de caractériser globalement la composition de l'eau. Les composés qui ont été spécifiquement recherchés pour réaliser ce panorama sont répertoriés dans le Tableau 3.

Pour prendre en compte l'état d'avancement du développement des capteurs, nous avons classé les tests réalisés dans la littérature en 4 niveaux recoupant les niveaux de maturité technologique (TRL, *technology readiness level*) largement utilisés en R&D :

- niveau 1 : seulement des tests préliminaires ont été réalisés en laboratoire et les descriptions des performances du capteur sont succinctes avec peu d'informations sur les tests réalisés en laboratoire (TRL 1-3) ;
- niveau 2 : les performances du capteur sont évaluées (ex : limite de détection, linéarité, gamme de mesure, sélectivité) et des tests d'exactitude ont été réalisés en milieu contrôlé sur des eaux synthétiques (TRL 4) ;
- niveau 3 : les performances du capteur sont bien détaillées et des tests d'exactitude ont été réalisés en milieu contrôlé sur des matrices réelles (TRL 5) ;
- niveau 4 : les performances du capteur sont bien détaillées et des tests d'exactitude ont été réalisés sur le terrain (TRL 6).

Enfin, pour évaluer le niveau des LD et LQ des capteurs, ces valeurs ont été systématiquement comparées aux LQ des couples « paramètre-matrice » de l'agrément des laboratoires effectuant des analyses dans le domaine de l'eau et des milieux aquatiques (Journal Officiel du 11 février 2017, NOR : DEVL1703763V ; Tableau 3).

Finalement, les résultats de ce travail sont synthétisés sous la forme de tableaux par familles de substances en annexes listant l'ensemble des références bibliographiques retenues et pour lesquels les informations suivantes ont été reportées :

- substance analysée
- type de capteur
- type de transducteur
- types de matrices testées
- gamme de mesure
- LD ou LQ
- auteurs (1<sup>er</sup> auteur) et année publication
- pays principal développeur

Tableau 3 : Liste des substances spécifiquement recherchées dans la littérature pour l'inventaire. Limites de quantification (LQ) des couples « paramètre-matrice » de l'agrément des laboratoires effectuant des analyses dans le domaine de l'eau et des milieux aquatiques (Journal Officiel du 11 février 2017, NOR : DEVL1703763V) et limites de détection (LD) minimales et maximales (converties en µg/L ou mg/L pour une meilleure comparaison avec les LQ agrément) déterminées pour les capteurs recensés (n : nombre de capteurs affichant une LD).

Substances	Listes surveillance	Familles de substance	unité	LQ eau	LQ eau	LQ eau	LD		n <LQ Agr	n
				douce	résiduaire	saline	min	max		
Chlorpyrifos	substance de l'état chimique	pesticides	µg/L	-	-	-	0.00012	350000	6 sur 13 <sup>(2)</sup>	13
Diuron	substance de l'état chimique	pesticides	µg/L	0.03	0.05	0.03	0.07	12.4	0 sur 4	4
Endosulfan	substance de l'état chimique	pesticides	µg/L	0.025	0.02	0.0001	1.02	8100	0 sur 3	4
Trifluraline	substance de l'état chimique	pesticides	µg/L	0.01	0.01	0.01	0.33		0 sur 1	1
Simazine	substance de l'état chimique	pesticides	mg/L	0.03	0.03	0.03	0.063	1.35	1 sur 2	2
Atrazine	polluant spécifique de l'état écologique	pesticides	µg/L	0.03	0.03	0.03	0.00003	0.44	sur 5	9
Diazinon	substance complémentaire dans les DOM	pesticides	mg/L	0.03	-	-	0.0046		1 sur 1	1
Malathion	substance complémentaire pour la métropole	pesticides	mg/L	0.03	-	-	0.0064		1 sur 1	1
Acétamipride	-	pesticides	mg/L	-	-	-	1.34		-	1
Carbaryl	-	pesticides	mg/L	-	-	-	240		-	1
Carbofuran	-	pesticides	mg/L	-	-	-	0.001		-	1
Cyanazine	-	pesticides	mg/L	-	-	-	0.0229		-	1
Fénitrothion	-	pesticides	mg/L	-	-	-	169		-	1
Fenthion	-	pesticides	mg/L	-	-	-	0.7		-	1
Monocrotophos	-	pesticides	mg/L	-	-	-	0.51		-	1
Naptalame	-	pesticides	mg/L	-	-	-	4.4		-	1
Paraoxone	-	pesticides	mg/L	-	-	-	99		-	1
Paraquat	-	pesticides	mg/L	-	-	-	0.1		-	1
Parathion méthyl	-	pesticides	mg/L	-	-	-	0.00056	1.8	-	3
Profenofos	-	pesticides	mg/L	-	-	-	1.3		-	1
Quinalphos	-	pesticides	mg/L	-	-	-	6.2		-	1
Thiamétoxam	-	pesticides	mg/L	-	-	-	78.8		-	1
Anthracène	substance de l'état chimique	HAP	µg/L	0.01	0.01	0.01	0.23	0.43	0 sur 2	3
Benzo(a)pyrène	substance de l'état chimique	HAP	µg/L	0.01	0.01	0.01	0.50	25.2	0 sur 4	4
pyrène	substance complémentaire pour la métropole	HAP	µg/L	0.01	-	-	0.0016	0.16	1 sur 2	2
Naphtalène	substance de l'état chimique	HAP	µg/L	0.05	0.05	0.05	0.3		0 sur 1	3
phénanthrène	substance complémentaire pour la métropole	HAP	µg/L	0.01	-	-	0.12		0 sur 1	1
fluorène	substance complémentaire pour la métropole	HAP	µg/L	0.01	-	-	0.15		0 sur 1	1

Tableau 4 (suite)

Substances	Listes surveillance	Familles de substance	unité	LQ eau	LQ eau	LQ eau	LD		n <LQ Agr	n
				douce	résiduaire	saline	min	max		
4-nonylphénol	substance de l'état chimique	alkylphénols, nonylphénols et bisphénols A	µg/L	0.1	0.5	0.1	0.01	0.66	1 sur 2	2
Bisphénol A	substance pertinente commune métropole et DOM	alkylphénols, nonylphénols et bisphénols A	µg/L	0.05	-	-	0.00005	38.8	5 sur 16	16
DEHP	substance de l'état chimique	phtalates	µg/L	0.4	1	0.4	0.0005	100	2 sur 5	5
DBP	substance complémentaire commune métropole et DOM	phtalates		-	-	-	2.07	100	-	5
BBP	substance complémentaire commune métropole et DOM	phtalates		-	-	-	100		-	1
DINP	-	phtalates		-	-	-	11.3		-	1
PCB 77	substance de l'état chimique	PCB	µg/L	-	-	-	0.0146		0 sur 1 <sup>(1)</sup>	1
Cadmium	substance de l'état chimique	métaux et métalloïdes	µg/L	0.025	1	0.07	0.00003	2000	3 sur 51	51
Plomb	substance de l'état chimique	métaux et métalloïdes	µg/L	0.4	2	0.4	0.00001	200000	33 sur 67	69
Mercuré	substance de l'état chimique	métaux et métalloïdes	µg/L	0.015	0.2	0.015	0.00012	40000	11 sur 68	68
Nickel	substance de l'état chimique	métaux et métalloïdes	µg/L	1	5	1	0.00025	300	6 sur 12	12
Cuivre	polluant spécifique de l'état écologique	métaux et métalloïdes	µg/L	0.5	5	-	0.0003	2300	11 sur 37	40
Arsenic (III)	polluant spécifique de l'état écologique	métaux et métalloïdes	µg/L	1	5	-	0.004	10000	13 sur 20	20
Arsenic (V)	polluant spécifique de l'état écologique	métaux et métalloïdes	µg/L	1	5	-	0.027	1	4 sur 4	4
DCO	paramètre physico-chimique	paramètres majeurs	mg/L	30	30	-	1.07	1.7	2 sur 2	4
DBO	paramètre physico-chimique	paramètres majeurs	mg/L	0.5	3	-	0.34		1 sur 1	3
nitrate	paramètre physico-chimique	paramètres majeurs	mg/L	0.5	1	0.0124	0.0011	0.00124	3 sur 3	2
nitrite	paramètre physico-chimique	paramètres majeurs	mg/L	0.01	0.05	0.0014	0.0006	2.48	4 sur 5	4
NOx	-	paramètres majeurs	mg/L	-	-	-	1.24		-	1
ammonium	paramètre physico-chimique	paramètres majeurs	mg/L	0.01	0.5	0.0009	0.18		0 sur 1	1

## 2.2 ORIGINE GEOGRAPHIQUE DES DEVELOPPEMENTS

Une recherche sur le moteur de recherche Scopus avec le mot-clé « sensor » et en limitant les réponses aux années 2017-2018 sur les sujets de sciences environnementales fait apparaître 1491 articles répartis dans 90 pays (Figure 5). Encore une fois, ce genre de requête bibliographique peut donner une idée globale sur les pays investis sur le sujet des capteurs mais ne permet pas de différencier les études qui développent des capteurs de celles qui les utilisent pour acquérir des données sur le terrain.

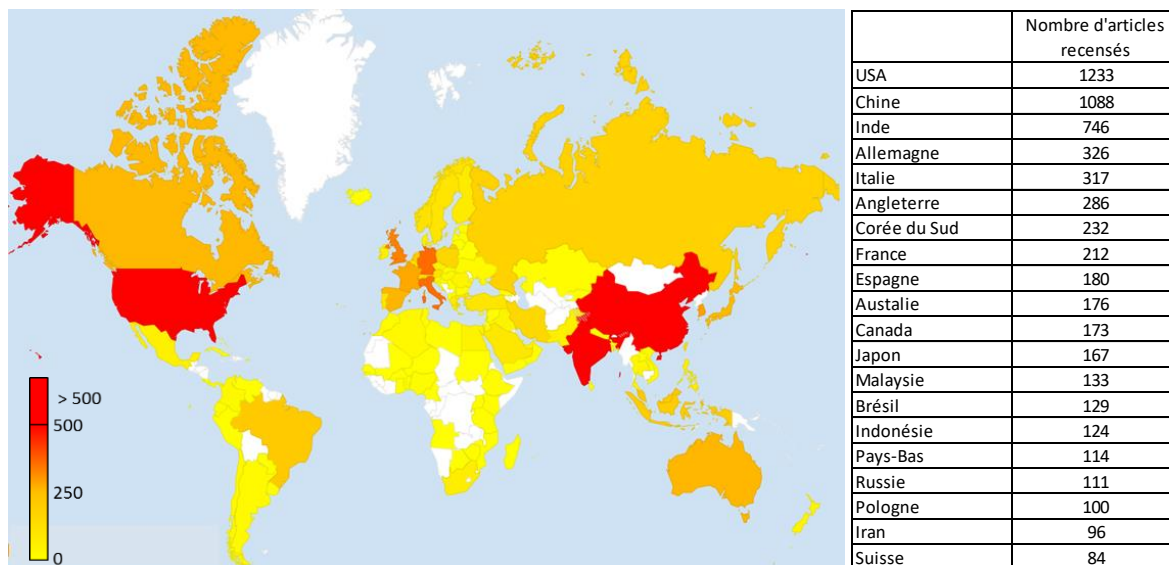


Figure 5 : Localisation par pays des articles issus d'une recherche sur le moteur de recherche Scopus avec le mot-clé « sensor » et en limitant les réponses aux années 2012-2017 sur les sujets de sciences environnementales.

Parmi les 281 articles constituant cette mise à jour, une très grande majorité de capteurs sont développés dans des laboratoires chinois (43% des articles). Les développements réalisés dans des laboratoires asiatiques ou du Moyen-Orient sont aussi très nombreux (24% des articles sans compter la Chine). Contrairement aux résultats des recherches effectuées sur le moteur de recherche Scopus, peu de laboratoires américains ont été recensés dans cette étude (7 articles, soit 2,5% du nombre total). Les laboratoires européens ne représentent que 7% des articles mis à jour.

## 3. SYNTHÈSE DES CAPTEURS PAR FAMILLES DE COMPOSÉS

### 3.1 MICROPOLLUANTS ORGANIQUES

#### 3.1.1 PESTICIDES

##### Précédente veille bibliographique 2012-2016

De nombreux travaux ont été consacrés aux pesticides, ce qui montre l'intérêt des organismes de recherche pour ces derniers. Pour l'ensemble de ces composés, la technique analytique principalement utilisée pour les capteurs est électrochimique. En effet, les

technologies utilisées sont la voltammétrie cyclique, à ondes carrés ou à impulsions différentielles, la conductimétrie, la spectrométrie d'impédance électrochimique, l'ampérométrie et la chronoampérométrie. Concernant les récepteurs, les technologies sont variées et consistent souvent en l'inhibition d'enzyme et d'ADN couplée à des nanoparticules, tel que les nanotubes de carbone comme substrats. Ces capteurs sont assez aboutis, les recherches étant principalement au niveau d'avancement 3, avec des tests sur des eaux de lacs et de rivières. Les LD correspondantes sont très basses, de l'ordre de la centaine de ng/L voire plus bas encore pour certains capteurs. Ainsi, la plupart des capteurs ont des LD inférieures aux LQ des couples « paramètre-matrice » de l'agrément des laboratoires (Tableau 3). Par exemple, les capteurs pour le diuron et le chlorfenvinphos ont des LD 10 fois inférieures à ces LQ. Par contre, les capteurs pour l'isoproturon ont des LQ supérieures aux LQ préconisées. Concernant les organismes de recherche, ils sont d'origine diverses, chinoise, indienne, turque par exemple.

### **Mise à jour : 2017-2018**

Dans cette mise à jour, 34 capteurs permettant la quantification de pesticides ont été recensés. Les développements de capteurs se focalisent principalement sur l'atrazine, le chlorpyrifos et le diuron. Mais il semble que de nombreuses molécules peuvent être analysées comme acétamipride, cyanazine, simazine, endosulfan, carbaryl, carbofuran, diazinon, quinalphos, parathion méthyl, monocrotophos, fenthion, malathion, naptalame, profenofos, thiamétoxam ou trifluraline. Beaucoup de ces capteurs sont électrochimiques avec un panel très large des techniques voltamétriques utilisées. Des capteurs optiques sont tout de même développés en faisant appel en majorité à des techniques de fluorescence et de colorimétrie dans une moindre mesure. Les LD correspondantes sont très variables, de l'ordre du ng/L voire plus bas encore pour certains capteurs jusqu'à la centaine de µg/L. Ainsi, 7 capteurs d'atrazine sur 9 mais seulement 6 capteurs de chlorpyrifos sur 13 possèdent des LD inférieures aux LQ des couples « paramètre-matrice » de l'agrément des laboratoires, et (Tableau 3). Les LD des capteurs d'endosulfan ou de diuron possèdent sont supérieures aux LQ agrément. L'ensemble de ces capteurs sont bien aboutis, les recherches étant principalement au niveau d'avancement 3, avec des tests sur des eaux de robinet ou des eaux de rivières. De nombreux tests sont aussi réalisés dans des échantillons issus de fruits et légumes comme des jus (usage plutôt agroalimentaire). Il semble qu'il y ait un fort intérêt dans le développement de capteurs pour l'analyse des pesticides de façon général (peut-être lié à un fort enjeu sanitaire et environnemental ?).

### **3.1.2 HYDROCARBURES AROMATIQUES POLYCYCLIQUES (HAP)**

#### **Précédente veille bibliographique 2012-2016**

Pour les HAPs, le benzo(a)pyrène, le naphthalène, le phénanthrène, l'anthracène et le benzo(k)fluoranthène, la seule technique de transduction recensée est l'électrochimie avec comme sous-techniques la voltammétrie cyclique ou à impulsions différentielles, l'ampérométrie et la potentiométrie. Comme pour les pesticides, les récepteurs sont diversifiées : plusieurs capteurs utilisent une technique immunologique, mettant en jeu des anticorps spécifiques au composé analysé, d'autres utilisent l'inhibition d'enzyme et les nanoparticules. Dans l'ensemble, les techniques sont semblables à celles utilisées pour les pesticides. En ce qui concerne les

organismes à l'origine des recherches, ils sont pour la majorité chinois. La Turquie et les USA sont également assez impliqués dans ces recherches. Certains capteurs développés semblent suffisamment performants pour fonctionner sur des eaux chargées, comme l'eau de rejet d'une cokerie par exemple. Concernant les performances analytiques, ces capteurs permettent de descendre très bas en concentration jusqu'à la pico mole pour les plus performants et la nano mole pour la majorité des autres (Tableau 3). Cependant, un seul capteur de benzo(a)pyrene sur trois possède une LD inférieures au LQ pour l'agrément des laboratoires (noté « LQ agrément » dans le reste du document) et la LD du capteur de benzo(k)fluoranthène est 5 fois plus élevée que la LQ agrément. En revanche, la LD du capteur d'anthracène est plus de 100 fois plus faible que la LQ de l'agrément. Ces capteurs sont pour la plupart bien aboutis (niveaux de développement 2 à 3).

#### **Mise à jour : 2017-2018**

Les articles concernant les capteurs pour la mesure des HAP sont peu nombreux dans la littérature depuis 2017. En revanche, ces substances entrent dans l'élaboration de nombreux capteurs pour modifier les surfaces actives pour la mesure d'autres substances comme l'ion cuivre (+II) (e.g. Ghorai et al., 2018) ou l'ion fer (+III) (e.g. Phapale et al., 2017). Finalement, 10 articles sont recensés dont 4 pour le benzo(a)pyrène, 3 pour l'anthracène et 2 pour le pyrène. Alors que seules des transductions électrochimiques avaient été recensées dans la précédente veille bibliographique, plus de la moitié des capteurs de mesure d'HAP issues de la littérature 2017-2018 met en jeu des transductions optiques (principalement diffusion Raman exaltée de surface et fluorescence). Contrairement aux autres substances organiques où la Chine est très présente, les laboratoires de recherche sur les capteurs pour HAP sont très diversifiés (européens, chinois, brésilien, indien...). La plupart des LD sont proches ou inférieures au µg/L. Cependant, un seul capteur (pour la détection du pyrène) possède une LD inférieures à la LQ de l'agrément. Peu de capteurs ont été testés dans des eaux réelles, ce qui fait que le développement de la majorité de ces capteurs est limité au niveau 2. Il semble que le développement de capteurs pour la mesure in situ de HAP dans les eaux naturelles ou les eaux résiduaires soit compliqué ou ne présente pas autant d'intérêt que d'autres substances comme les pesticides.

#### **3.1.3 PHENOLS (HORS BISPHENOL A)**

##### **Précédente veille bibliographique 2012-2016**

Cette catégorie ne comprend globalement que le 4-nonylphénol et le 4-octylphénol, avec cependant un capteur capable d'analyser également le pentylphénol. Comme pour les paramètres précédents, la technique de transduction est exclusivement électrochimique avec comme sous-techniques la voltammétrie cyclique ou à impulsion différentielles et la spectrométrie d'impédance électrochimique. Ici également, les technologies d'interface sont basées sur les nanoparticules, les polymères à empreintes moléculaires (MIPs), et l'inhibition d'ADN. Les organismes de recherche sont aussi pour la plupart chinois avec des collaborations avec les australiens. Pour ce qui est des performances analytiques, les capteurs permettent d'atteindre le niveau de la nano et pico mole, dans des matrices naturelles. Cependant, les LD de l'ensemble des capteurs étudiés permettant la mesure de 4-nonylphénol et 4-octylphénol sont



supérieures aux LQ agrément, à l'exception d'un micro-capteur intégrant une étape de pré-concentration (Noh et al., 2010). Ces capteurs sont pour la plupart bien aboutis (niveaux de développement 2 à 3).

#### **Mise à jour : 2017-2018**

En ce qui concerne la mesure des phénols, seulement 2 capteurs électrochimiques permettant la mesure du 4-nonylphénol ont été trouvés. Ces deux capteurs développés dans des laboratoires chinois ont été testés soit dans des eaux de lac, soit dans du lait et l'emballage plastique du lait et sont bien aboutis (niveau de développement 3). Les LD affichées sont de 0,01 µg/L et de 0,66 µg/L et peuvent être qualifiées de très bonnes à correctes comparées à la LQ agrément dans les eaux douces (0,5 µg/L).

#### **3.1.4 PHTALATES ET BISPHEENOL A**

##### **Précédente veille bibliographique 2012-2016**

Contrairement aux autres composés évoqués, l'électrochimie n'est pas la seule technique employée pour l'analyse des phtalates et du bisphénol A, même si elle reste majoritaire. En effet, la résonance des plasmons de surface ou la fluorescence sont également cités. Les sous-techniques électrochimiques employées sont les mêmes que pour les autres composés. Au niveau du récepteur, les nanoparticules et les bio-interfaces sont largement étudiées. D'autres technologies ne sont à l'étude uniquement pour les composés de cette famille, les MEMS (Microsystème électromécanique), les aptamères et les boîtes quantiques (quantum dots) par exemple. Comme pour les autres polluants, les organismes de recherche sont principalement chinois mais d'autres pays tels que l'Inde, le Pakistan et la Japon sont aussi à l'origine d'études sur l'analyse de ces composés. Les tests ont été menés pour ces capteurs sur des matrices naturelles, des eaux de rivières, de lacs et même des eaux usées. Les performances analytiques associées permettent de descendre à la nano mole pour la plupart des dispositifs. Les LD des capteurs de bisphénol A sont très variées et vont de 40 pg/L à 2 mg/L (Tableau 3) et seulement 4 capteurs sur 18 possèdent une LD inférieure à la LQ agrément. Les développements de ces capteurs sont généralement bien aboutis et ont été jugés pour la plupart au niveau d'avancement 3.

#### **Mise à jour : 2017-2018**

Nous avons trouvé dans la littérature de très nombreux capteurs permettant la mesure du bisphénol A dans les eaux environnementales. Pour cette mise à jour, nous avons restreint le nombre de publication recensés à 16. Plus des deux tiers des capteurs retenus sont des capteurs électrochimiques qui mettent en œuvre des techniques de voltammétrie mais aussi d'électrochimiluminescence et de photoélectrochimie. La grande majorité des capteurs optiques mettent en œuvre la diffusion Raman exaltée de surface (SERS). Les laboratoires chinois développent plus de la moitié des capteurs recensés. Les LD varient du ng/L à la dizaine de µg/L sans qu'une technique semble meilleure qu'une autre. Seulement 5 capteurs sur 16 ont une LD inférieure à la LQ agrément. Un peu plus de la moitié de ces capteurs sont généralement bien aboutis et ont été jugés pour la plupart au niveau d'avancement 3 avec des tests principalement sur des eaux embouteillées. Les autres capteurs ont subi moins de tests sur échantillons réels et sont classés au niveau d'avancement 2. Il semble que ces capteurs soient plus développés pour la

mesure des eaux industrielles que pour la mesure du bisphénol A dans les eaux de surface ou les eaux résiduaires.

Quelques capteurs de phtalates sont reportés dans cette mise à jour, notamment le phtalate de di-2-éthylhexyle (DEHP) et le phtalate de dibutyle (DBP). Les capteurs optiques de fluorescence sont les plus nombreux. Il existe aussi des capteurs électrochimiques (voltammétrie, transistor à effet de champ, impédance). Les LD les plus faibles et inférieures au  $\mu\text{g/L}$  sont atteintes avec 2 capteurs optiques, les autres capteurs optiques et les capteurs électrochimiques ayant des LD proche de la dizaine de  $\mu\text{g/L}$ . Seulement 2 capteurs de DEHP sur 5 ont des LD inférieures aux LQ agrément. Les niveaux d'avancement des capteurs sont variables, entre 2 et 3, avec très peu d'échantillons de rivières testés (plutôt des eaux du robinet ou des liqueurs). Comme pour les capteurs de bisphénol A, il semblerait que les capteurs de DEHP et DBP soient plus développées à des fins industrielles que pour la mesure dans des eaux de surface ou des eaux résiduaires. Tous ces capteurs recensés sont développés en Asie et principalement en Chine.

### **3.1.5 POLYCHLOROBIPHENYLES (PCB)**

Un seul capteur de PCB avait été recensé dans la précédente veille pour la mesure PCB101 dans les eaux de surface (capteur photoélectrochimique). Entre 2017 et 2018, un seul article concernant le développement de capteur de PCB a été identifié pour la mesure du PCB77. Il s'agit du développement d'un capteur colorimétrique consistant au greffage d'un aptamère spécifique au PCB 77 sur des nanoparticules d'or. Cheng et al. (2018) comparent leurs résultats avec d'autres types de capteurs (pour la plupart optiques : fluorescence, SERS) développés durant la dernière décennie. Une limite de détection de  $0,015 \mu\text{g/L}$  est atteinte après introduction des particules d'or greffées dans la solution dopée en PCB77. Le capteur est bien abouti avec des tests dans des eaux de rivières bien qu'il ne soit pas utilisable tel quel pour réaliser des mesures en continu.

## **3.2 METAUX ET METALLOÏDES**

Un certain nombre de revues de synthèse ont été publiées sur la période 2017-2018. Bansod et al. (2017) présentent diverses techniques de détection électrochimiques des ions métalliques, classées selon le type de transduction utilisé : courant, potentiel, conductivité, impédance électrochimique et électrochimiluminescence. De plus ils listent dans des tableaux les récepteurs électrochimiques utilisés pour les ions métalliques, comme : les métaux, les films et oxydes métalliques, les nanomatériaux, les nanotubes de carbone, les polymères, les microsphères et les biomatériaux (Bansod et al., 2017). Farzin et al. (2017) fournissent une synthèse sur l'utilisation des aptamères pour la surveillance environnementale de Pb(II), Hg(II), Cd(II), Ag(I) et As(III), utilisant des nanomatériaux : i) les biocapteurs à base d'aptamères (aptasensors ou aptacapteurs) et ii) les biosorbants à base d'aptamères (aptasorbants). L'introduction de nanomatériaux permet d'augmenter la quantité immobilisée d'aptamères (Farzin et al., 2017). Toujours en 2017, notons la synthèse de Saidur et al. (2017) sur les principes de détection de Hg(II), Ag(I), Cu(II) et Pb(II) au moyen de biocapteurs à ADN (aptacapteurs), en mettant l'accent sur les récents développements en matière de détection par transduction électrochimique (Saidur et al., 2017).

L'article abondamment illustré de Li et al. (2018g) dresse un panorama des dispositifs portables tant optiques qu'électrochimiques de surveillance des métaux, essentiellement Hg(II) plus quelques dosages enzymatiques de glucose, impliquant des nanomatériaux utilisés pour accroître la sensibilité des capteurs. Une synthèse sur la détection optique, réalisée par Ullah et al. (2018), analyse les récents progrès réalisés dans la conception de capteurs optiques à base de nanomatériaux. Les transductions optiques discutés incluent la fluorescent, la diffusion Raman exaltée de surface et la résonance des plasmons de surface (Ullah et al., 2018). De la même équipe saoudienne, une revue détaille les progrès depuis 2013 dans le développement de capteurs électrochimiques à base de nanomatériaux pour la détection de métaux lourds dans les eaux, avec un focus sur les récepteurs mis en œuvre : fonctionnalisation des électrodes par des nanoparticules, matrices de micro- et nano-électrodes et les dispositifs électrochimiques microfluidiques (Waheed et al., 2018).

Ashrafi et al (2018) présentent une synthèse sur les capteurs électrochimiques et les biocapteurs pour la mesure du mercure dans les aliments et les eaux, avec un focus sur les biocapteurs à base d'aptamères. Ils décrivent trois groupes de biocapteurs électrochimiques, les biocapteurs à base : i) d'ADN, ii) d'enzymes et iii) de cellules entières, ainsi que les mécanismes de fonctionnement de chacun de ces groupes (Ashrafi et al., 2018). A noter aussi une section dans la synthèse de Li et al (2019) sur la détection par des aptacapteurs électrochimique principalement de Hg(II), et un peu Pb(II) et Cd(II) (Li et al., 2019).

Concernant les métalloïdes, Guo et al (2017) couvrent les développements les plus importants dans le dosage électrochimique de l'arsenic, surtout As(III), au cours des années 2016-2017, principalement en ce qui concerne les fonctionnalisations des électrodes, le pH de l'électrolyte. Les principaux moyens de transduction sont la DPASV et la SWASV (Guo et al., 2017). Les biocapteurs pour la détection de l'arsenic, sont l'objet d'une synthèse de la part d'Upadhyay et al. (2018), qui traite spécifiquement des technologies utilisées pour le développement de biocapteurs à base de cellules entières, de nucléotides et basés sur l'inhibition d'enzymes.

La synthèse de Devi et al (2019) couvre principalement les cinq dernières années, sur les méthodes de fonctionnalisation des transducteurs optiques avec des colorants, fluorophores organiques, les nanomatériaux comme les métaux et oxydes métalliques, carbone, semi-conducteur ; et traitent des biorécepteurs comme des aptamères, peptides ou cellules entières, pour mesurer As(III) et As(V) dans les eaux (Devi et al., 2019)

### **3.2.1 CADMIUM**

Le cadmium (Cd) et ses composés sont des substances dangereuses prioritaires dans la DCE (Directive 2013/39/UE) et les Normes de Qualité Environnementale (NQE) donnent des concentrations maximales admissibles dans les eaux de surface comprises entre  $\leq 0,45 \mu\text{g/L}$  et  $\leq 1,5 \mu\text{g/L}$ . en fonction de la dureté de l'eau ( $< 40 \text{ mg}$  à  $\geq 200 \text{ mg CaCO}_3/\text{L}$ ). Par conséquent, les techniques proposées pour mesurer le cadmium dans les eaux naturelles doivent atteindre au moins une limite de détection  $\leq 0,45 \mu\text{g/L}$  et, idéalement, une limite de quantification inférieure à  $0,45 \mu\text{g/L}$ . Cette concentration seuil est nettement inférieure aux concentrations en Cd(II) sans effet observable (NOEC No Observable Effect Concentration) publiées par l'INERIS pour les organismes aquatiques (Bisson et al., 2011).

### **Précédente veille bibliographique 2012-2016**

Les capteurs pour la mesure de l'ion cadmium (+II) sont basés sur différentes techniques analytiques dont la plus utilisée est la voltammétrie, principalement par redissolution anodique à ondes carrées qui permet une étape de pré-concentration. Une électrode spécifique (potentiométrie) et trois capteurs optiques (fluorescence et résonance des plasmons de surface) ont aussi été développés. L'avantage de la voltammétrie est qu'elle permet l'analyse simultanée de plusieurs métaux. Ainsi, il est aussi possible d'analyser le plomb avec ces capteurs électrochimiques. La quasi-totalité de ces capteurs sont des capteurs chimiques. Les organismes de recherche sont principalement d'origines asiatiques : indienne, iranienne, chinoise, thaïlandaise et vietnamienne. Les tests ont tous été réalisés sur des eaux de surface, parfois dopées pour augmenter les concentrations à mesurer. Les LD des capteurs sont relativement élevées est supérieures aux LQ agrément pour les eaux douces (Tableau 3). Les développements de ces capteurs sont généralement bien aboutis et ont été jugés pour la plupart au niveau d'avancement 3.

### **Mise à jour : 2017-2018**

Un capteur de mesure de Cd(II) opérationnel doit pouvoir atteindre des limites de détection inférieures à 0,45 µg/L. Seuls 13 capteurs atteignent cette limite de 0,45 µg/L, dont 12 capteurs électrochimiques. Il s'agit dans les trois quart des articles d'électrodes en carbone vitreux fonctionnalisés. Notons deux articles utilisant des électrodes à film de bismuth l'un sur électrode de carbone vitreux (Meng et al., 2018a), l'autre sur électrode en nitrure de gallium (Jiang et al., 2018a), avec respectivement des limites de détection satisfaisantes de 0,03 µg/L et 0,3 µg/L.

Un seul transducteur optique est conforme aux normes de qualité de l'environnement de la DCE pour le Cd(II) : 0,04 µg/L obtenu par mesure du changement d'indice de réfraction à l'intérieur d'un micro-résonateur fonctionnalisé par un ligand fluorescent spécifique du Cd(II) dans une cellule micro-fluidique (Chauvin et al., 2019).

### **3.2.2 PLOMB**

Le plomb et ses composés sont des substances dangereuses prioritaires dans la DCE (Directive 2013/39/UE, annexe I) et les Normes de Qualité Environnementale (NQE) donnent une concentration maximale admissible (CMA) dans les eaux de surface  $\leq 14$  µg/L. Par conséquent, les techniques proposées pour mesurer le Pb(II) dans les eaux naturelles doivent atteindre au moins une limite de détection  $<14$  µg/L, et idéalement une limite de quantification inférieure à 14 µg/L. A noter que les concentrations sans effet observable (NOEC) pour une concentration efficace de 10% (CE10) proposées pour Pb(II) par l'INERIS (Amara et al., 2016) sont plus basses que la valeur DCE : pour les algues (NOEC/EC10 : 8,42 µg/L), les mollusques (NOEC/EC10 : 1,7 µg/L).

### **Précédente veille bibliographique 2012-2016**

Les techniques mises en œuvre pour les capteurs de l'ion plomb (+II) sont nombreuses : principalement voltammétrie (par redissolution anodique, à impulsions différentielles, cyclique), et aussi 4 capteurs optiques (2 colorimétriques, fluorescence et spectroscopie Raman). La plupart des capteurs développés permettent l'analyse d'autres métaux comme le cuivre, le cadmium ou le mercure. Contrairement aux capteurs pour le cadmium, 5 capteurs pour le plomb sur 12 sont

des biocapteurs (souvent des aptamères d'ADN greffés sur des particules d'or). Comme pour le cadmium, les organismes de recherche sont principalement d'origines asiatiques avec une forte contribution des organismes chinois. Les tests ont tous été réalisés sur des eaux de surface, parfois dopées pour augmenter les concentrations à mesurer ; quelques capteurs ont aussi été testés avec succès dans des eaux résiduaires ou des eaux marines. Les LD de ces capteurs sont très variables, allant de quelques pg/L à 100 µg/L (Tableau 3). Sur 12 capteurs, 4 ont une LD inférieure aux LQ agrément pour les eaux douces et salines et 6 possèdent une LD inférieure à la LQ agrément pour les eaux résiduaires. Les développements de ces capteurs sont généralement bien aboutis et ont été jugés pour la plupart au niveau d'avancement 3.

#### **Mise à jour : 2017-2018**

À l'exception de deux méthodes (Zhang et al., 2019; Zhou et al., 2018b), toutes les méthodes publiées atteignent la NQE de la DCE (14 µg/L). La principale méthode analytique utilisée est la voltammétrie à redissolution par balayage à onde carrée (SWASV) (68%). Ensuite, la DPSAV suit avec 5 publications (15%). L'électrode en carbone vitreux est utilisée comme électrode de travail dans les deux tiers des publications, qu'il s'agisse de DPASV ou de SWASV, les développements portant surtout sur la partie récepteur du capteur.

#### **3.2.3 MERCURE**

L'importance du mercure dans la santé humaine et l'environnement rend son analyse de trace d'une grande importance. Le mercure (Hg) et ses composés sont des substances dangereuses prioritaires dans la DCE (Directive 2013/39/UE, annexe I) et les Normes de Qualité Environnementale (NQE) donnent une concentration maximale admissible (CMA) dans les eaux de surface intérieures  $\leq 0,07 \mu\text{g/L}$ . Par conséquent, les techniques proposées pour mesurer le mercure dans les eaux naturelles doivent atteindre au moins une limite de détection  $< 0,07 \mu\text{g/L}$  et, idéalement, une limite de quantification inférieure à  $0,07 \mu\text{g/L}$ . En conséquence, de nombreuses méthodes analytiques ont été développées pour la détermination du mercure, parmi lesquelles les techniques électrochimiques en raison de leur simplicité et de leur rapport coût-efficacité constituent un choix attrayant par rapport à d'autres techniques.

#### **Précédente veille bibliographique 2012-2016**

Il existe de nombreuses études sur le développement de capteurs pour l'ion mercure (Hg +II) et ce panorama en recense 18 au total. Les capteurs permettant l'analyse de mercure sont essentiellement basés sur des mesures optiques : colorimétrie (nano-particules fonctionnalisées avec des molécules de reconnaissance chimiques ou biologiques), fluorescence, résonance des plasmons de surface, spectroscopie Raman. Mais des techniques voltamétriques sont aussi utilisées : impulsions différentielles, à redissolution anodique à ondes carrées, à balayage linéaire ou à impulsions différentielles). Ces capteurs sont répartis équitablement entre capteurs chimiques et biocapteurs, indépendamment du type de technique analytique utilisée. Les organismes de recherche sont chinois pour plus de la moitié. Les tests ont tous été réalisés sur des eaux de surface, dont certaines ont été dopées. Comme pour le plomb, les LD des capteurs pour le mercure sont très variables de 0,1 ng/L à 82 µg/L (Tableau 3). Les LD de 7 capteurs sont inférieures aux LQ agrément pour les eaux douces et salines, et 2 capteurs de plus possèdent une

LD plus faible que la LQ agrément pour les eaux résiduaires. Les avancements des développements semblent un peu moins aboutis que pour les capteurs de cadmium et de plomb ; les niveaux d'avancement sont compris entre 2 et 3. Un biocapteur optique utilisant la caméra d'un téléphone portable a été testé sur le terrain mais la LD reste élevée à 3,5 µg/L (Wei et al., 2014).

#### **Mise à jour : 2017-2018**

Seulement cinq méthodes électrochimiques (Chu et al., 2018; Liu et al., 2018a; Said et al., 2018; Selvan et Narayanan, 2018; Zuo et al., 2018) et une méthode optique (Venkateswarlu et al., 2018) peuvent atteindre la limite de détection de 0,07 µg/L. Sur ces six méthodes suffisamment sensibles, trois utilisent des aptamères d'acides nucléiques (aptasensors). Les biocapteurs à base d'ADN fonctionnent grâce à la formation très sélective du complexe thymine-mercure. Liu et al. (2018a) utilisent une électrode en carbone vitreux modifiée avec des nanoparticules d'or fonctionnalisés par un aptamère pour détecter 1 ng/L de Hg(II) dans de l'eau potable. Chu et al. (2018) atteignent une LD de 20 ng/L avec un transducteur mécanique fonctionnalisé avec aptamères spécifiques du mercure greffés sur des nanoparticules d'or.

Les biocapteurs électrochimiques en raison de leur sélectivité et de leur grande sensibilité semblent être une technique prometteuse à cet égard, qui pourrait même assurer la surveillance et la portabilité en ligne. Sur les trois classes de biocapteurs pour la détermination du mercure imaginables seuls les biocapteurs à base d'oligonucléotides sélectionnés pour leur affinité pour l'ion mercure, semble être l'objet de développement actuellement (Chu et al., 2018; Gan et al., 2015; Liu et al., 2018a; Srinivasan et al., 2018; Sun et al., 2015; Tan et al., 2016; Wei et al., 2014; Wu et al., 2016; Zhang et al., 2013; Zhang et al., 2014).

Du fait que l'adsorption non spécifique des ADN diminue l'efficacité de l'hybridation, la principale étape du biocapteur à base d'ADN est l'immobilisation des sondes ADN sur la surface de l'électrode avec une adsorption non spécifique minimale.

#### **3.2.4 NICKEL**

Le nickel (Ni) et ses composés sont des substances dangereuses prioritaires dans la DCE (Directive 2013/39/UE, annexe I) et les Normes de Qualité Environnementale (NQE) donnent une Concentration Maximale Admissible (CMA) dans les eaux de surface  $\leq 34 \mu\text{g/L}$ . Par conséquent, les techniques proposées pour mesurer le Ni dans les eaux naturelles doivent atteindre au moins une limite de détection de détection  $< 34 \mu\text{g/L}$ , et idéalement une limite de quantification inférieure à 34 µg/L.

#### **Précédente veille bibliographique 2012-2016**

Beaucoup moins de capteurs pour l'ion nickel (+II) ont été recensés par rapport à ceux existants pour le cadmium, le plomb et le mercure. Deux capteurs de nickel sont basés sur des méthodes voltammétriques, un autre utilise la méthode de résonance des plasmons de surface et un dernier capteur colorimétrique de type bandelette a été mis au point. Ce sont tous des capteurs chimiques. Ils ont été testés dans des eaux de surface sauf un capteur qui a été utilisé dans un échantillon de neige. Les LD de ces capteurs sont toutes supérieures aux LQ agrément pour les eaux douces et salines (Tableau 3). Cependant, les deux capteurs optiques possèdent des

LD inférieures à la LQ agrément pour les eaux résiduaires. L'état de développement de ces capteurs peut être globalement qualifié d'intermédiaire (niveau d'avancement 2 pour trois capteurs et niveau 3 pour deux capteurs).

#### **Mise à jour : 2017-2018**

Qu'elles utilisent une transduction électrochimique ou optique, toutes les méthodes proposées permettent d'atteindre sans problème la limite de détection nécessaire de 34 µg/L, sauf l'électrode iono-sensible qui avec une limite de détection de 300 µg/L est hors du cadre normatif (Hamidi et al., 2018). Les articles proposent des innovations au niveau de la fonctionnalisation du récepteur avec des membranes polymères (Hussain et al., 2017; Mettakoopitak et al., 2017; Zazoua et al., 2018b) parfois dopées avec des nanotubes de carbone (Deshmukh et al., 2018b), du graphène (Pokpas et al., 2017) pour améliorer la conductivité électrique entre le récepteur et le transducteur. Les transducteurs optiques atteignent des performances comparables aux transducteurs électrochimiques en utilisant des nanoparticules d'or (Shrivastava et al., 2017; Xi et al., 2018) ou de tellure de cadmium (Zare et al., 2017) afin d'accroître la surface et ainsi amplifier le signal. A noter que les transducteurs fluorimétriques sont du type affaiblissement du signal (quenching ou turn off) ce qui limite la gamme de sensibilité de la détection.

#### **3.2.5 CUIVRE**

Le cuivre (Cu) n'est pas une substance dangereuse prioritaire dans la DCE (directive 2013/39/CE, annexe I) et aucune norme de qualité environnementale n'est donnée comme concentration maximale admissible (CMA) dans les eaux intérieures de surface. Les Directives de l'OMS pour la qualité de l'eau de boisson donnent pour le Cu une valeur indicative provisoire de 2 mg/L (WHO, 2011). En 2007, l'agence américaine de protection de l'environnement (EPA) donne pour les animaux d'eau douce une concentration maximale (CMC) du critère Cu(II) = 2 337 µg/L.

#### **Précédente veille bibliographique 2012-2016**

Les capteurs pour le dosage de l'ion cuivre (+II) sont assez nombreux. Ils sont basés sur des techniques analytiques variées, principalement la voltammétrie par redissolution anodique à impulsions différentielles, mais aussi la potentiométrie avec le développement d'une électrode spécifique, et des techniques optiques (fluorescence, résonance des plasmons de surface et spectroscopie Raman). Sur ces 11 capteurs, un seul est un biocapteur. Les organismes chinois sont les plus actifs sur les développements qui sont généralement bien aboutis (généralement classés en niveau d'avancement 3). Ils ont principalement été testés en laboratoire dans des eaux de surface. Plus de la moitié de ces capteurs ont des LD inférieures aux LQ agrément pour les eaux douces et résiduaires (Tableau 3).

#### **Mise à jour : 2017-2018**

Sur les 40 publications répertoriées dans la presse scientifique, les transducteurs optiques ou électrochimiques sont employés quasiment à parts égales. Parmi les 24 articles présentant des méthodes électrochimiques, 11 méthodes électrochimiques seulement permettent de descendre sous le seuil de 2 µg/L par l'utilisation soit de la SWASV (8 publications) soit la DPASV (3

publications). De nombreux supports sont utilisés pour atteindre ce seuil, électrodes en carbone vitreux (Nisar et al., 2018; Pizarro et al., 2019; Rehman et al., 2018; Wu et al., 2019a) ; électrodes d'or (Liu et al., 2018d; Zazoua et al., 2018a) ; électrodes de carbone sérigraphiée (Bobrowski et al., 2018) ; électrode de graphite (Taheri et al., 2018) ou électrode en fibres de carbone (Dang et al., 2018).

Parmi les 16 articles proposant des méthodes optiques, 3 seulement atteignent ou dépassent la limite de détection de 2 µg/L. Deux méthodes atteignent des limites de détection de 0.6 µg/L et 7.6 ng/L par adsorption dans l'UV-visible, respectivement (Li et al., 2018b; Rahman et al., 2018a), et la dernière 0.8 ng/L par mesure de la résonance plasmonique de surface (Shrivastav et Gupta, 2018). Aucune des méthodes fluorimétriques repérée ne parviennent à atteindre une limite de détection de 2 µg/L.

### **3.2.6 ARSENIC**

Les espèces minérales arsénite [As(III)] et arséniate [As(V)] sont les espèces prédominantes dans les eaux souterraines, As(III) étant généralement plus toxique que As(V), dont la toxicité repose sur sa réactivité chimique proche de l'ion phosphate. L'Organisation mondiale de la santé (OMS) a recommandé de ramener la concentration maximale admissible d'arsenic dans l'eau potable de 200 µg/L en 1958 à 50 µg/L en 1963, seuil qui a été ramené à 10 µg/L en 1993 en raison de préoccupations sur sa cancérogénicité chez l'homme. L'agence américaine de protection de l'environnement (EPA 816-F-01-004, 2001) comme la Directive européenne 98/83/CE sur l'eau potable donne un niveau maximum de contamination à 10 µg/L.

#### **Précédente veille bibliographique 2012-2016**

Les 5 capteurs pour l'analyse de l'arsenic recensés dans ce panorama sont des capteurs chimiques qui utilisent des méthodes voltammétriques (principalement par redissolution anodique à ondes carrées). Ils mesurent tous la forme inorganique la plus toxique de l'arsenic, i.e. As(+III). Les organismes de recherche sur ces capteurs sont variés (Suisse, Chine, Inde et Afrique du Sud). Ils ont été testés dans des eaux de surface sauf un qui a seulement été testé dans une eau de rejet industriel. Ces capteurs sont généralement bien aboutis (niveaux de développement 2 ou 3) comme le montre les LD qui se situent toutes en dessous des LQ agrément pour les eaux douces et résiduaires (Tableau 3).

#### **Mise à jour : 2017-2018**

Aussi c'est sur la mesure de As(III) que se concentre les publications, et principalement sur les méthodes électrochimiques qui permettent d'atteindre le seuil de la norme actuelles pour les eaux potables de 10 µg/L. Toutes les méthodes proposées atteignent cette limite de détection et ont même des limites d'un à deux ordres de grandeur plus basses, sauf la méthode proposée par Bhanjana et al (2018). Cette dernière méthode présente l'intérêt d'utiliser une mine de plomb (un crayon) couverte de nano-aiguilles d'oxyde d'étain, un matériaux très peu cher (Bhanjana et al., 2018). La méthode de transduction privilégiée par la majorité des auteurs est là aussi la SWASV. Toutes utilisent des métaux nobles comme l'or, le platine ou l'argent, sauf de rare exception comme l'utilisation d'électrode en pâte de carbone modifiée avec des nano hydroxydes ferriques (Zhang et al., 2018b) ; ou une électrode de carbone vitreux modifiée avec un polymère de



polyarylidène et copolyarylidène (azométhine-éther) dans du nafion à 5% (Rahman et al., 2018b). Quelques méthodes optiques sont publiées. Deux biocapteurs utilisant des sondes fluorimétriques : le premier (Babu et Doble, 2018) utilise un composite d'albumine sérique de bœuf et de nanoparticules d'or et carbone, et est basée sur l'exaltation de la fluorescence ce qui lui permet d'atteindre une limite de détection de 4 ng/L (Babu et Doble, 2018) ; et l'autre (Pola-López et al., 2018) utilisant une souche de *E. coli* K12 modifié par séquence de RNA polyméras de phage T7 et basé sur l'extinction du signal (quenching), est d'une limite de détection suffisante (5 µg/L). La résonance des plasmons de surface est utilisée par deux auteurs, l'un (Al-Rekabi et al., 2019) avec une limite de détection acceptable pour le suivi des eaux (LD :0.1µg/L) ; le second (Motalebizadeh et al., 2018) est largement au-dessus (LD : 0.7mg/L).

En ce qui concerne As(V), seule une méthode de mesure électrochimique a été identifiée basée sur la DPASV (Trachioti et al., 2019). Trois méthodes usent d'un transducteur optique : spectroscopie par résonance plasmonique de surface (Al-Rekabi et al., 2019) et la spectrométrie UV-visible (Christus et al., 2018; Priyadarshni et al., 2018), avec tous des limites de détection suffisamment basses.

### **3.3 PARAMETRES MAJEURS**

#### **3.3.1 DEMANDE CHIMIQUE EN OXYGENE (DCO)**

##### **Précédente veille bibliographique 2012-2016**

Les capteurs pour la mesure de la DCO recensés dans ce panorama sont tous des capteurs chimiques basés sur des techniques électrochimiques, principalement l'ampérométrie. La quasi-totalité de ces capteurs sont développés par des organismes de recherche chinois. Les niveaux d'avancement sont variés, niveau 1 pour un capteur photo-électrochimique à niveau 3 pour la moitié des capteurs. Ces capteurs ont été caractérisés dans des eaux de surface et des eaux résiduaires (paramètre principalement utilisé pour caractériser les eaux usées et traitées). Les LD de ces capteurs sont très faibles comparés aux LQ agrément (Tableau 3) et permettraient de bien mesurer la DCO dans des eaux traitées. Ces capteurs ne mesurent pas directement la DCO mais sont basés sur des relations construites à partir de mesures de DCO par les méthodes de référence normalisées. Un point de vigilance est à souligner : la nature de la matière organique pourrait avoir une influence non négligeable sur la sensibilité des capteurs.

##### **Mise à jour : 2017-2018**

Seulement 4 capteurs sont recensés sur la période 2017-2018. Ce sont tous des capteurs électrochimiques (voltammétrie, pile microbiennes et photo-électrocatalyse). Les gammes de mesure de ces capteurs sont bien adaptées à la mesure de DCO dans des eaux résiduaires (limite supérieure >500 mg/L), excepté pour un capteur dont la gamme de mesure est très faible (5-75 mg/L). Deux articles affichent des LD, elles sont très faibles (<2 mg/L) et largement inférieures aux LQ agrément. Ces capteurs sont bien aboutis avec des tests dans des eaux résiduaires et naturelles (niveau 3 d'avancement pour 3 des 4 capteurs). La pile microbienne développée par Xu et al. (2017) est même testée dans un sol dans un pilote en laboratoire sur le long terme. Ce type de capteur est prometteur pour la mesure de DCO dans les sols, et plus particulièrement directement intégrés dans les filtres plantés de roseaux.

### **3.3.2 DEMANDE BIOCHIMIQUE EN OXYGENE (DBO)**

#### **Précédente veille bibliographique 2012-2016**

Les capteurs pour la mesure de la DBO sont tous des biocapteurs. Pour deux d'entre eux, une mesure de consommation d'oxygène est réalisée. Pour les autres, ce sont des méthodes électrochimiques basées sur le fonctionnement des piles microbiennes et donc sur la mesure des électrons produits par les bactéries lors de l'oxydation de la matière organique. Les organismes réalisant des recherches sur ces capteurs sont très variés : Danemark, Suède, Malaisie, Chine, Singapour, Nouvelle-Zélande. Les niveaux de développement sont généralement au stade 2. Les capteurs sont généralement testés dans des eaux résiduaires. Si des gammes de concentrations de travail sont indiquées, aucune LD n'a été caractérisée. L'intérêt principal de ces capteurs réside dans les temps de réponse qui sont bien plus courts (<24h) que les 5 jours de la méthode de référence. Comme pour les capteurs de DCO, des modèles entre les réponses électrochimiques et des mesures de DBO par des méthodes de référence normalisées sont appliqués afin d'étalonner les capteurs. La nature de la matière organique pourrait avoir une influence non négligeable sur la sensibilité des capteurs.

#### **Mise à jour : 2017-2018**

Deux articles recensés dans ce document concernant des capteurs de DBO font référence à des méthodes électrochimiques basées sur le fonctionnement des piles microbiennes. Une récente synthèse bibliographique écrite par Ivars-Barcelo et al. (2018) donne un aperçu des nouvelles applications les plus intéressantes des piles microbiennes comme capteurs, en particulier pour la DBO. Un 3<sup>ème</sup> article présente un capteur de DBO optique (fluorescence). Les gammes de mesure sont variables. Elles sont relativement bien adaptées pour la mesure de la DBO dans les eaux résiduaires pour les deux piles microbiennes (80-1280 mg/L et 0-250 mg/L) avec une faible LD (0,34 mg/L) pour le deuxième capteur, ce qui est inférieur à la LQ agrément dans les eaux résiduaires (3 mg/L) et surtout dans les eaux douces (0,5 mg/L). Le capteur optique présente une gamme de mesure restreinte (1-20 mg/L) qui pourrait plus être adaptée pour les eaux de surface. Les capteurs ont été testés dans des eaux usées avec des résultats très proches des valeurs obtenues avec la méthode de référence, et sont bien aboutis (niveau 3 d'avancement).

### **3.3.3 NITRATE, NITRITE ET AMMONIUM**

#### **Précédente veille bibliographique 2012-2016**

Peu d'informations sur des développements récents pour des capteurs de nitrate ont été retrouvées. En effet, beaucoup de sondes commercialisées permettent de mesurer ce paramètre (électrodes spécifiques et sondes spectrophotométriques UV-visible). Deux capteurs chimiques basés sur des techniques de coulométrie et de spectroscopie d'impédance électrochimique sont toutefois inventoriés. Ils ont été développés par des universitaires australiens et néo-zélandais. Ces capteurs ont été testés dans des eaux de surface. La LD affichée pour un des capteurs est faible, et largement inférieure à la LQ agrément pour les eaux douces.

Un nombre plus important de capteurs a été recensé pour les nitrites. Ce sont des capteurs chimiques principalement basés sur des techniques ampérométriques. Les organismes de recherche impliqués dans ces développements sont majoritairement chinois mais aussi français, suisse et indien. Les niveaux de développement sont généralement au stade de développement 2 avec des tests dans des eaux synthétiques ou des eaux de surface dopées. Les LD vont de quelques  $\mu\text{g/L}$  à quelques  $\text{mg/L}$  et seulement deux capteurs ont une LD inférieure à la LQ agrément pour les eaux douces.

Seulement 3 capteurs sont dénombrés pour la mesure de l'ammonium. Ils utilisent des techniques basées sur la réflectance, la conductimétrie et la piézoélectricité. Ils ont été testés sur des eaux de surface dopées et leur niveau de développement peut être considéré entre 2 et 3. Les LD sont comprises entre 0,2 et 40  $\mu\text{g/L}$  ce qui, pour deux des capteurs est inférieur à la LQ agrément pour l'eau douce (Tableau 3).

#### **Mise à jour : 2017-2018**

Peu d'articles sur le développement de capteurs pour la mesure de nitrate, nitrite ou ammonium ont été retrouvés dans la littérature entre 2017 et 2018. En effet, il semble que le nombre de systèmes de mesure in situ et en continu commercialisés soit assez suffisant pour limiter le développement de nouveaux capteurs à des fins de mesures environnementale. On retrouve de nombreux articles présentant des chroniques haute-fréquence temporelle de concentrations en nitrate dans les eaux naturelles ou résiduaires, mais ce sont majoritairement des sondes spectrophotométriques qui sont utilisées (e.g. Koenig et al., 2017 ; Jones et al., 2018). D'autres articles dressent un état des lieux de l'utilisation de capteur d'ammonium pour l'analyse et le contrôle de procédés de traitement d'eaux usées (Cornelissen et al., 2018 ; Short et Holzem, 2018). Quelques articles récents étudient aussi les limites analytiques de ces capteurs commercialisés en conditions réelles (e.g. Deviney et al., 2018 ; Papias et al., 2018).

Finalement, 7 articles ont été sélectionnés : 3 capteurs de mesure exclusive de nitrite (électrochimique et optique), un capteur de mesure exclusive de nitrate (IFSET), un capteur permettant l'analyse simultanée de nitrite et de nitrate (par voltammétrie), un capteur de mesure de la somme des concentrations en nitrate et nitrite (par coulométrie), et un seul capteur de mesure d'ammonium (potentiométrie avec une électrode sélective). Les LD des capteurs de nitrate et nitrite sont de l'ordre du  $\mu\text{g/L}$  et généralement inférieures aux LQ agrément. La LD du capteur d'ammonium est de 0,18  $\text{mg/L}$ , ce qui est supérieur à la LQ agrément des eaux douces mais reste inférieur à celle des eaux résiduaires. Son utilisation serait plus adaptée à la surveillance des rejets de STEU ou à la gestion des procédés de traitement des eaux usées. Ces capteurs sont généralement bien aboutis (niveau d'avancement 3 au minimum), et deux d'entre eux sont même testés en conditions réelles (ammonium dans les eaux de fossés d'une ferme, Zhou et al., 2018c); somme des nitrates et nitrites dans des eaux de mer, Vincent et al., 2018).

## **4. CONCLUSIONS**

Depuis une trentaine d'années, les capteurs pour la mesure de substances organiques ou minérales n'ont cessé d'être développés, principalement dans des pays émergents comme les pays asiatiques (Chine, Inde , etc.). La modicité des moyens à mettre en œuvre pour produire des

résultats novateurs, explique sans doute cette multiplicité des publications. Une précédente veille bibliographique basée sur 167 articles publiés entre 2012 et 2016 montrait que les développements de capteurs permettant de mesurer les substances DCE de l'état chimique des eaux de surface et des polluants DCE spécifiques de l'état écologique des eaux de surface étaient nombreux. La mise à jour de cette veille s'est basée sur l'analyse de 281 nouveaux articles scientifiques édités entre 2017 et 2018.

Les techniques analytiques principales mises en jeu sont des techniques optiques et électrochimiques. Si ces techniques semblent avoir été améliorées lors des dernières années (principalement au travers de la miniaturisation de l'électronique), les développements sur les capteurs concernent principalement la mise au point de nouvelles surfaces de capteurs et la synthèse et l'incorporation de nouveaux récepteurs (chimiques et biologiques) pour permettre l'analyse spécifique de nouvelles substances. Les biocapteurs se développent de plus en plus et permettent l'analyse de nouvelles substances. Ils représentent plus d'un tiers des capteurs inventoriés dans ce panorama. Les organismes de recherche chinois sont très impliqués dans le développement de nouveaux capteurs, ainsi que de nombreux organismes européens.

La grande majorité des articles scientifiques détaillent des tests réalisés en laboratoire sur des échantillons réels comme des eaux de robinet, de surface ou usées. Généralement, ces échantillons sont dopés et les comparaisons sont réalisées sur les échantillons non dopés et dopés afin d'évaluer le rendement d'analyse. Les capteurs sont généralement caractérisés au travers de leur sensibilité, de leur répétabilité, de leur gamme de mesure et de leur LD. Pour beaucoup de capteurs, les LD sont encore trop élevées par rapport aux concentrations que l'on peut mesurer par des techniques classiques de laboratoire. Ainsi beaucoup de capteurs possèdent des LD supérieures aux LQ de l'agrément des laboratoires effectuant des analyses dans le domaine de l'eau et des milieux aquatiques comme par exemple pour le nickel, le bisphénol A ou les phénols. Très peu de capteurs sont testés en conditions réelles et surtout sur le long terme (par exemple durant une semaine ou un mois). Il n'est alors pas possible d'évaluer l'impact du biofouling sur la qualité des mesures ou d'évaluer une éventuelle dérive à long terme pour les capteurs électrochimiques.

Finalement, les principes de détection ne semblent pas être un facteur limitant dans le développement des capteurs environnementaux. Pour atteindre les réseaux opérationnels de capteurs environnementaux sur le terrain, il faut surmonter les obstacles scientifiques et technologiques au niveau de la mise en œuvre. Les principaux axes de progrès pour les capteurs d'environnement sont :

- Miniaturisation : poursuivre l'intégration des différents modules (récepteur, transducteur et émetteur) sur une même puce. Cela favorise une diminution de la consommation d'énergie et semble avoir un effet bénéfique sur la sensibilité des électrodes de conductivité ;

- Robustesse et surtout résistance aux conditions environnementales et à l'encrassement. Ce dernier point n'est pas un sujet de recherche aussi développé que la détection et les percées devraient être possibles dans le domaine du traitement de surface sensible et du nettoyage par ultrasons ;

- Communication entre les microcapteurs et l'enregistreur de données, et entre les microcapteurs eux-mêmes. Un réseau de micro-capteurs doit pouvoir être géo-localisé (recherche de micro-capteurs dispersés après une inondation notamment), il doit également pouvoir vérifier

l'état de ses communications avec la station d'acquisition et les micro-capteurs de son voisinage, valider la qualité de ses données avant transmission, alerte en cas d'anomalie. Deux modes de communication seraient étudiés : les ultrasons (communications dans l'eau) et les radiofréquences (communications aériennes) ;

- Accroître leur autonomie en réduisant leur consommation d'énergie ou en développant les possibilités d'alimentation in situ (de nouvelles sources d'énergie in situ comme les biopiles microbiennes dans les sédiments, les dispositifs électrostrictifs ou les turbines dans le courant d'eau seraient des moyens à explorer) ;

- L'éco-conception doit être intégrée dès le choix des principes de mesure. En cas de perte dans l'environnement, la composition des capteurs doit interdire l'utilisation de substances toxiques ou dangereuses pour l'environnement. Le concept de cycle de vie du capteur doit également être intégré.

Enfin, il convient de mentionner la nécessité de développer les technologies de l'information et de la communication (TIC) afin de gérer au mieux les flux de données générés par un réseau de micro-capteurs.

## RÉFÉRENCES

- Abbasi-Moayed, S., Golmohammadi, H., Hormozi-Nezhad, M.R. (2018) A nanopaper-based artificial tongue: a ratiometric fluorescent sensor array on bacterial nanocellulose for chemical discrimination applications. *Nanoscale* 10(5), 2492-2502.
- Adarakatti, P.S., Gangaiah, V., Siddaramanna, A. (2018) Mesoporous CeO<sub>2</sub> nanoparticles modified Glassy carbon electrode for individual and simultaneous determination of Cu(II) and Hg(II): Application to environmental samples. *Materials Science in Semiconductor Processing* 84, 157-166.
- AFNOR (2006) NF EN ISO 15839. Qualité de l'eau - Matériel d'analyse/capteurs directs pour l'eau - Spécifications et essais de performance. 31 pp.
- AFNOR (2018) NF EN 17075. Qualité de l'eau - Exigences générales et modes opératoires d'essai de performance pour les équipements de surveillance de l'eau - Dispositifs de mesure. 75 pp.
- Al-Bayati, Y.K. (2018) Estimation of some organophosphorus pesticides using carbon paste electrode coupled with molecularly imprinted polymers. *Baghdad Science Journal* 15(3), 328-334.
- Alferov, S.V., Arlyapov, V.A., Alferov, V.A., Reshetilov, A.N. (2018) Biofuel Cell Based on Bacteria of the Genus *Gluconobacter* as a Sensor for Express Analysis of Biochemical Oxygen Demand. *Applied Biochemistry and Microbiology* 54(6), 689-694.
- Al-Rekabi, S.H., Mustapha Kamil, Y., Abu Bakar, M.H., Fen, Y.W., Lim, H.N., Kanagesan, S., Mahdi, M.A. (2019) Hydrous ferric oxide-magnetite-reduced graphene oxide nanocomposite for optical detection of arsenic using surface plasmon resonance. *Optics & Laser Technology* 111, 417-423.
- Alwahib, A.A.A., Kamil, Y.M., Abu Bakar, M.H., Noor, A.S.M., Yaacob, M.H., Lim, H.N., Huang, N.M., Mandi, M.A. (2018) Reduced Graphene Oxide/Magnetite Nanocomposite for Detection of Lead Ions in Water Using Surface Plasmon Resonance. *Ieee Photonics Journal* 10(6).
- Amara, A., Bisson, M., Hulot, C., Marescaux, N. (2016). Plomb et ses dérivés inorganiques. Ineris - Fiche de données toxicologiques et environnementales des substances chimiques. 170 pp.
- An, Z.L., Liu, W.F., Liang, Q., Yan, G., Qin, L., Chen, L., Wang, M.L., Yang, Y.Z., Liu, X.G. (2018) Ion-Imprinted Polymers Modified Sensor for Electrochemical Detection of Cu<sup>2+</sup>. *Nano* 13(12), 9.
- Aravind, A., Mathew, B. (2018) Tailoring of nanostructured material as an electrochemical sensor and sorbent for toxic Cd(II) ions from various real samples. *Journal of Analytical Science and Technology* 9(1), 22.
- Ashrafi, A.M., Koudelkova, Z., Sedlackova, E., Richtera, L., Adam, V. (2018) Review-Electrochemical Sensors and Biosensors for Determination of Mercury Ions. *Journal of the Electrochemical Society* 165, B824-B834.
- Babu, P.J., Doble, M. (2018) Albumin capped carbon-gold (C-Au) nanocomposite as an optical sensor for the detection of Arsenic(III). *Optical Materials* 84, 339-344.

- Badr, I.H.A., Hassan, H.H., Hamed, E., Abdel-Aziz, A.M. (2017) Sensitive and Green Method for Determination of Chemical Oxygen Demand Using a Nano-copper Based Electrochemical Sensor. *Electroanalysis* 29(10), 2401-2409.
- Baghayeri, M., Amiri, A., Maleki, B., Alizadeh, Z., Reiser, O. (2018) A simple approach for simultaneous detection of cadmium(II) and lead(II) based on glutathione coated magnetic nanoparticles as a highly selective electrochemical probe. *Sensors and Actuators B-Chemical* 273, 1442-1450.
- Bagheri, H., Hajian, A., Rezaei, M., Shirzadmehr, A. (2017) Composite of Cu metal nanoparticles-multiwall carbon nanotubes-reduced graphene oxide as a novel and high performance platform of the electrochemical sensor for simultaneous determination of nitrite and nitrate. *Journal of Hazardous Materials* 324, 762-772.
- Bala, R., Dhingra, S., Kumar, M., Bansal, K., Mittal, S., Sharma, R.K., Wangoo, N. (2017) Detection of organophosphorus pesticide – Malathion in environmental samples using peptide and aptamer based nanoprobos. *Chemical Engineering Journal* 311, 111-116.
- Bansod, B., Kumar, T., Thakur, R., Rana, S., Singh, I. (2017) A review on various electrochemical techniques for heavy metal ions detection with different sensing platforms. *Biosensors and Bioelectronics* 94, 443-455.
- Beloglazova, N.V., Lenain, P., De Rycke, E., Goryacheva, I.Y., Knopp, D., De Saeger, S. (2018) Capacitive sensor for detection of benzo(a)pyrene in water. *Talanta* 190, 219-225.
- Bhanjana, G., Mehta, N., Chaudhary, G.R., Dilbaghi, N., Kim, K.-H., Kumar, S. (2018) Novel electrochemical sensing of arsenic ions using a simple graphite pencil electrode modified with tin oxide nanoneedles. *Journal of Molecular Liquids* 264, 198-204.
- Bisson, M., Diderich, R., Houeix, N., Hulot, C., Lacroix, G., Lefevre J.P., Leveque S., Magaud, H., Morin, A., Pepin, G., Pichard, A. (2011) Cadmium et ses dérivés. INERIS - Fiche de données toxicologiques et environnementales des substances chimiques. 82 pp.
- Bobrowski, A., Krolicka, A., Sliwa, J., Zarebski, J., Economou, A., Kalcher, K. (2018) Tellurium Film Electrodes Deposited on Carbon and Mesoporous Carbon Screen-printed Substrates for Anodic Stripping Voltammetric Determination of Copper. *Electroanalysis* 30(9), 2004-2010.
- Bow, Y., Sutriyono, E., Nasir, S., Iskandar, I. (2017) Molecularly Imprinted Polymers (MIP) based electrochemical sensors for detection of endosulfan pesticide. *International Journal on Advanced Science, Engineering and Information Technology* 7(2), 662-668.
- Brycht, M., Leniart, A., Zavašnik, J., Nosal-Wiercińska, A., Wasiński, K., Pórolniczak, P., Skrzypek, S., Kalcher, K. (2018) Synthesis and characterization of the thermally reduced graphene oxide in argon atmosphere, and its application to construct graphene paste electrode as a naptalam electrochemical sensor. *Analytica Chimica Acta* 1035, 22-31.
- Bui, H., Pham, V.H., Pham, V.D., Pham, T.B., Hoang, T.H.C., Do, T.C., Nguyen, T.V. (2018) Development of nanoporous silicon photonic sensors for pesticide monitoring. *Digest Journal of Nanomaterials and Biostructures* 13(1), 57-65.
- Cai, W., Xie, S., Zhang, J., Tang, D., Tang, Y. (2017) An electrochemical impedance biosensor for Hg<sup>2+</sup> detection based on DNA hydrogel by coupling with DNAzyme-assisted target recycling and hybridization chain reaction. *Biosensors and Bioelectronics* 98, 466-472.
- Cai, W., Xie, S., Zhang, J., Tang, D., Tang, Y. (2018) Immobilized-free miniaturized electrochemical sensing system for Pb<sup>2+</sup> detection based on dual Pb<sup>2+</sup>-DNAzyme assistant feedback amplification strategy. *Biosensors and Bioelectronics* 117, 312-318.
- Chai, J., Yu, X., Zhao, J., Sun, A., Shi, X., Li, D. (2018) An electrochemiluminescence sensor based on nafion/magnetic Fe<sub>3</sub>O<sub>4</sub> nanocrystals modified electrode for the determination of bisphenol a in environmental water samples. *Sensors (Switzerland)* 18(8), 2537.
- Chakraborty, N., Chakraborty, A., Das, S. (2018) A pyrene based fluorescent turn on chemosensor for detection of Cu<sup>2+</sup> ions with antioxidant nature. *Journal of Luminescence* 199, 302-309.
- Chandra, S., Dhawangale, A., Mukherji, S. (2018) Hand-held optical sensor using denatured antibody coated electro-active polymer for ultra-trace detection of copper in blood serum and environmental samples. *Biosensors and Bioelectronics* 110, 38-43.
- Chauvin, D., Bell, J., Leray, I., Ledoux-Rak, I., Nguyen, C.T. (2019) Label-free optofluidic sensor based on polymeric microresonator for the detection of cadmium ions in tap water. *Sensors and Actuators B: Chemical* 280, 77-85.
- Chen, L., Zhang, F., Li, S., Li, C., Zhang, H., Li, H. (2018a) Lead(II) ion detection in purified drinking water by nickel hexacyanoferrate-modified n-Si electrode in presence of dihydroxybenzene. *Journal of Solid State Electrochemistry* 22(11), 3547-3555.
- Chen, X., Pu, H., Fu, Z., Sui, X., Chang, J., Chen, J., Mao, S. (2018b) Real-time and selective detection of nitrates in water using graphene-based field-effect transistor sensors. *Environmental Science: Nano* 5(8), 1990-1999.

- Cheng, R., Liu, S., Shi, H., Zhao, G. (2018) A highly sensitive and selective aptamer-based colorimetric sensor for the rapid detection of PCB 77. *Journal of Hazardous Materials* 341, 373-380.
- Christus, A.A.B., Panneerselvam, P., Ravikumar, A. (2018) Novel, sensitive and selective colorimetric detection of arsenate in aqueous solution by a Fenton-like reaction of Fe<sub>3</sub>O<sub>4</sub> nanoparticles. *Analytical Methods* 10(36), 4378-4386.
- Chu, J., Park, C., Jang, K., Shim, J.H., Na, S. (2018) A technique for highly sensitive detection of mercury ions using DNA-functionalized gold nanoparticles and resonators based on a resonance frequency shift. *Journal of Mechanical Science and Technology* 32(2), 799-804.
- Cinti, S., Santella, F., Moscone, D., Arduini, F. (2016) Hg<sup>2+</sup> detection using a disposable and miniaturized screen-printed electrode modified with nanocomposite carbon black and gold nanoparticles. *Environmental Science and Pollution Research* 23(9), 8192-8199.
- Cinti, S., Mazzaracchio, V., Öztürk, G., Moscone, D., Arduini, F. (2018) A lab-on-a-tip approach to make electroanalysis user-friendly and de-centralized: Detection of copper ions in river water. *Analytica Chimica Acta* 1029, 1-7.
- Commissariat général au développement durable (2014). La mesure en continu ; étude technico-économique de la mesure en continu dans le domaine de l'eau. *Le point sur* 194, 1-4.
- Cornelissen, R., Van Dyck, T., Dries, J., Ockier, P., Smets, I., Van Den Broeck, R., Van Hulle, S., Feyaerts, M. (2018) Application of online instrumentation in industrial wastewater treatment plants - A survey in Flanders, Belgium. *Water Science and Technology* 78, 957-967.
- Dahaghin, Z., Kilmartin, P.A., Mousavi, H.Z. (2018a) Determination of cadmium(II) using a glassy carbon electrode modified with a Cd-ion imprinted polymer. *Journal of Electroanalytical Chemistry* 810, 185-190.
- Dahaghin, Z., Kilmartin, P.A., Mousavi, H.Z. (2018b) Simultaneous determination of lead(II) and cadmium(II) at a glassy carbon electrode modified with GO@Fe<sub>3</sub>O<sub>4</sub>@benzothiazole-2-carboxaldehyde using square wave anodic stripping voltammetry. *Journal of Molecular Liquids* 249, 1125-1132.
- Dali, M., Zinoubi, K., Chrouda, A., Abderrahmane, S., Cherrad, S., Jaffrezic-Renault, N. (2018) A biosensor based on fungal soil biomass for electrochemical detection of lead (II) and cadmium (II) by differential pulse anodic stripping voltammetry. *Journal of Electroanalytical Chemistry* 813, 9-19.
- Dang, V.H., Yen, P.T.H., Giao, N.Q., Phong, P.H., Ha, V.T.T., Duy, P.K., Hueil, C. (2018) A Versatile Carbon Fiber Cloth-supported Au Nanodendrite Sensor for Simultaneous Determination of Cu(II), Pb(II) and Hg(II). *Electroanalysis* 30(10), 2222-2227.
- Daniyal, W.M.E.M.M., Fen, Y.W., Abdullah, J., Sadrolhosseini, A.R., Saleviter, S., Omar, N.A.S. (2018) Exploration of surface plasmon resonance for sensing copper ion based on nanocrystalline cellulose-modified thin film. *Optics Express* 26(26), 34880-34893.
- Dehdashtian, S., Shamsipur, M. (2018) Modification of gold surface by electrosynthesized mono aza crown ether substituted catechol-terminated alkane dithiol and its application as a new electrochemical sensor for trace detection of cadmium ions. *Colloids and Surfaces B: Biointerfaces* 171, 494-500.
- Denna, M.C.F.J., Camitan, R.A.B., Yabut, D.A.O., Rivera, B.A., Coe, L.D. (2018) Determination of Cu(II) in environmental water samples using polymer inclusion membrane-TAC optode in a continuous flow system. *Sensors and Actuators B: Chemical* 260, 445-451.
- Deshmukh, M.A., Patil, H.K., Bodkhe, G.A., Yasuzawa, M., Koinkar, P., Ramanaviciene, A., Shirsat, M.D., Ramanavicius, A. (2018a) EDTA-modified PANI/SWNTs nanocomposite for differential pulse voltammetry based determination of Cu(II) ions. *Sensors and Actuators B: Chemical* 260, 331-338.
- Deshmukh, M.A., Patil, H.K., Bodkhe, G.A., Yasuzawa, M., Koinkar, P., Ramanavicius, A., Pandey, S., Shirsat, M.D. (2018b) EDA modified PANI/SWNTs nanocomposite for determination of Ni(II) metal ions. *Colloids and Surfaces a-Physicochemical and Engineering Aspects* 537, 303-309.
- Devi, N.R., Sasidharan, M., Sundramoorthy, A.K. (2018) Gold Nanoparticles-Thiol-Functionalized Reduced Graphene Oxide Coated Electrochemical Sensor System for Selective Detection of Mercury Ion. *Journal of the Electrochemical Society* 165(8), B3046-B3053.
- Devi, P., Thakur, A., Lai, R.Y., Saini, S., Jain, R., Kumar, P. (2019) Progress in the materials for optical detection of arsenic in water. *TrAC Trends in Analytical Chemistry* 110, 97-115.
- Deviney, A.V., Classen, J.J., Rice, J.M., Hesterberg, D. (2018) Ammonium ion selective electrode response in swine urine solutions. *American Society of Agricultural and Biological Engineers 2018 Annual International Meeting*, Detroit, USA, 29<sup>th</sup> July - 1<sup>st</sup> August 2018.
- Dhull, V. (2018) A Nafion/ACHe-cSWCNT/MWCNT/Au-based amperometric biosensor for the determination of organophosphorous compounds. *Environmental Technology* (United Kingdom), *in press*.

- Dribek, M., Rinnert, E., Colas, F., Crassous, M.P., Thioune, N., David, C., de la Chapelle, M., Compère, C. (2017) Organometallic nanoprobe to enhance optical response on the polycyclic aromatic hydrocarbon benzo[a]pyrene immunoassay using SERS technology. *Environmental Science and Pollution Research* 24(35), 27070-27076.
- EPA (2001) Arsenic and clarifications to compliance and new source monitoring rule - A quick reference guide. Washington, D.C., Office of Water, Environmental Protection Agency, EPA 816-F-01-004.
- Erdemir, S., Malkondu, S. (2019) Dual-emissive fluorescent probe based on phenolphthalein appended diaminomaleonitrile for Al<sup>3+</sup> and the colorimetric recognition of Cu<sup>2+</sup>. *Dyes and Pigments* 163, 330-336.
- Etorki AM, K.M., Elhabbat MS, Shaban IS (2017) Application of Polyaniline Nanoparticles Modified Screen Printed Carbon Electrode as a Sensor for Determination of Hg(II) in Environmental Samples. *Journal of Environmental & Analytical Toxicology* 7(4), 2-6.
- Fan, Z., Fan, L., Shuang, S., Dong, C. (2018) Highly sensitive photoelectrochemical sensing of bisphenol A based on zinc phthalocyanine/TiO<sub>2</sub> nanorod arrays. *Talanta* 189, 16-23.
- Farzin, L., Shamsipur, M., Sheibani, S. (2017) A review: Aptamer-based analytical strategies using the nanomaterials for environmental and human monitoring of toxic heavy metals. *Talanta* 174, 619-627.
- Felemban, S., Vazquez, P., Dehnert, J., Goridko, V., Tijero, M., Moore, E. (2017) Development of a lab-on-chip electrochemical immunosensor for detection of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAH) in environmental water. Prunnila, M., Fonseca, L., Peiner, E. (eds), SPIE.
- Feng, S., Yan, P., Xu, L., Xia, J., Li, H. (2018) Exploitation of a photoelectrochemical sensing platform for bisphenol A quantitative determination using Cu/graphitic carbon nitride nanocomposites. *Chinese Chemical Letters* 29(11), 1629-1632.
- Fomo, G., Nwaji, N., Nyokong, T. (2018) Low symmetric metallophthalocyanine modified electrode via click chemistry for simultaneous detection of heavy metals. *Journal of Electroanalytical Chemistry* 813, 58-66.
- Gan, X.R., Zhao, H.M., Chen, S., Quan, X. (2015) Electrochemical DNA sensor for specific detection of picomolar Hg(II) based on exonuclease III-assisted recycling signal amplification. *Analyst* 140(6), 2029-2036.
- Gantois, F., Guigues, N., Raveau, S., Lepot, B., Gal F. (2016) Panorama de l'existant sur les capteurs et analyseurs en ligne pour la mesure des paramètres physico-chimiques dans l'eau - 2016. *Rapport AQUAREF*, 85 pp.
- Gao, P., Wang, H., Li, P., Gao, W., Zhang, Y., Chen, J., Jia, N. (2018) In-site synthesis molecular imprinting Nb<sub>2</sub>O<sub>5</sub> - based photoelectrochemical sensor for bisphenol A detection. *Biosensors and Bioelectronics* 121, 104-110.
- Gayathri, J., Selvan, K.S., Narayanan, S.S. (2018) A novel sensor for the determination of Hg<sup>2+</sup> in waters based on octadentate ligand immobilized multi-walled carbon nanotube attached to paraffin wax impregnated graphite electrodes (PIGE). *Journal of Solid State Electrochemistry* 22(9), 2879-2888.
- Ghalkhani, M., Ghelichkhani, F., Ghorbani-Bidkorbeh, F. (2018) Study and Optimization of The Necessary Conditions for The Sensitive Determination of The Lead Ion by a Modified Carbon Paste Electrode in Environmental Water Samples. *Iranian Journal of Pharmaceutical Research* 17, 44-53.
- Ghorai, A., Mondal, J., Manna, A.K., Chowdhury, S., Patra, G.K. (2018) A novel pyrene based highly selective reversible fluorescent-colorimetric sensor for the rapid detection of Cu<sup>2+</sup> ions: Application in bio-imaging. *Analytical Methods* 10, 1063-1073.
- Ghosh, M., Ta, S., Lohar, S., Das, S., Brando, P., Felix, V., Das, D. (2018) Exploring aggregation-induced emission through tuning of ligand structure for picomolar detection of pyrene. *Journal of Molecular Recognition*, in press.
- Guigues, N., Lepot, B., Berho, C., Salvetat, F. (2012) Panorama de l'existant et retour d'expérience sur les capteurs et analyseurs en ligne pour la mesure des paramètres physico-chimiques dans l'eau. *Rapport AQUAREF*, 74 pp.
- Guigues, N., Lepot, B., Cabillic, J., Raveau, S., Ferret, C., Marescaux, N. (2016) Evaluation des performances de dispositifs de mesure en continu pour la surveillance des nutriments et de la matière organique dans les eaux de surface. *Rapport AQUAREF*, 100 pp.
- Gumpu, M.B., Veerapandian, M., Krishnan, U.M., Rayappan, J.B.B. (2017) Simultaneous electrochemical detection of Cd(II), Pb(II), As(III) and Hg(II) ions using ruthenium(II)-textured graphene oxide nanocomposite. *Talanta* 162, 574-582.
- Gumpu, M.B., Veerapandian, M., Krishnan, U.M., Rayappan, J.B.B. (2018) Amperometric determination of As(III) and Cd(II) using a platinum electrode modified with acetylcholinesterase, ruthenium(II)-tris(bipyridine) and graphene oxide. *Microchimica Acta* 185(6), 9.
- Guo, Z., Yang, M., Huang, X.-J. (2017) Recent developments in electrochemical determination of arsenic. *Current Opinion in Electrochemistry* 3, 130-136.



- Gupta, S., Singh, R., Anoop, M.D., Kulshrestha, V., Srivastava, D.N., Ray, K., Kothari, S.L., Awasthi, K., Kumar, M. (2018) Electrochemical sensor for detection of mercury (II) ions in water using nanostructured bismuth hexagons. *Applied Physics a-Materials Science & Processing* 124(11), 6.
- Hamidi, N., Alizadeh, T., Madani, M. (2018) A Novel Potentiometric Ni<sup>2+</sup>-Sensor based on a Ni<sup>2+</sup> Ion-Imprinted Polymer. *Analytical & Bioanalytical Electrochemistry* 10(2), 281-291.
- Han, L., Zhou, J., Li, X., Sun, C.Y., Zhao, L., Zhang, Y.T., Zhu, M., Wang, X.L., Su, Z.M. (2017) Recognition of harmful fused aromatic hydrocarbons via a metal-organic framework with hydrophobic pores. *Inorganic Chemistry Communications* 86, 200-203.
- Hasani, B., Zamani, A., Moftakhar, M.K., Mostafavi, M., Yaftian, M.R., Ghorbanloo, M. (2018) Ionophore Properties of Schiff Base Compounds as Ion Sensing Molecules for Fabricating Cu(II) Ion-Selective Electrodes. *Journal of Analytical Chemistry* 73(1), 82-90.
- Hassan, H.H., Badr, I.H.A., Abdel-Fatah, H.T.M., Elfeky, E.M.S., Abdel-Aziz, A.M. (2018a) Low cost chemical oxygen demand sensor based on electrodeposited nano-copper film. *Arabian Journal of Chemistry* 11(2), 171-180.
- Hassan, K.M., Gaber, S.E., Altahan, M.F., Azzem, M.A. (2018b) Novel Sensor Based on Poly (1,2-Diaminoanthraquinone) for Individual and Simultaneous Anodic Stripping Voltammetry of Cd<sup>2+</sup>, Pb<sup>2+</sup>, Cu<sup>2+</sup> and Hg<sup>2+</sup>. *Electroanalysis* 30(6), 1155-1162.
- He, B., Shen, X.F., Nie, J., Wang, X.L., Liu, F.M., Yin, W., Hou, C.J., Huo, D.Q., Fa, H.B. (2018) Electrochemical sensor using graphene/Fe<sub>3</sub>O<sub>4</sub> nanosheets functionalized with garlic extract for the detection of lead ion. *Journal of Solid State Electrochemistry* 22(11), 3515-3525.
- Hong, M., Wang, M., Wang, J., Xu, X., Lin, Z. (2017) Ultrasensitive and selective electrochemical biosensor for detection of mercury (II) ions by nicking endonuclease-assisted target recycling and hybridization chain reaction signal amplification. *Biosensors and Bioelectronics* 94, 19-23.
- Hsine, Z., Bizid, S., Zahou, I., Ben Haj Hassen, L., Nasri, H., Mlika, R. (2018) A highly sensitive impedimetric sensor based on iron (III) porphyrin and thermally reduced graphene oxide for detection of Bisphenol A. *Synthetic Metals* 244, 27-35.
- Hu, L., Zhang, L., Zhou, Y.G., Meng, G.Q., Yu, Y., Yao, W.L., Yan, Z.Q. (2018) Chitosan-Stabilized Gold Nano Composite Modified Glassy Carbon Electrode for Electrochemical Sensing Trace Hg<sup>2+</sup> in Practice. *Journal of the Electrochemical Society* 165(16), B900-B905.
- Huang, G.Z., Li, C., Han, X.T., Aderinto, S.O., Shen, K.S., Mao, S.S., Wu, H.L. (2018) Sensitive and selective detection of Cu(II) ion: A new effective 1,8-naphthalimide-based fluorescence "turn off" sensor. *Luminescence* 33(4), 660-669.
- Hussain, M.M., Rahman, M.M., Arshad, M.N., Asiri, A.M. (2017) Electrochemical Detection of Ni<sup>2+</sup> Ions Using Synthesized (E)-N'-Chlorobenzylidene-4-methylbenzenesulfonohydrazide Derivatives Modified with a Nafion Matrix. *Chemistryselect* 2(24), 7455-7464.
- Hwang, J.H., Wang, X.C., Zhao, D.L., Rex, M.M., Cho, H.J., Lee, W.H. (2019) A novel nanoporous bismuth electrode sensor for in situ heavy metal detection. *Electrochimica Acta* 298, 440-448.
- Irandoust, M., Haghighi, M., Taherpour, A.A., Jafarzadeh, M. (2018) Electrochemical sensing of trifluralin in water by fluconazole-immobilized Fe<sub>3</sub>O<sub>4</sub>/SiO<sub>2</sub> nanomagnetic core-shell linked to carbon nanotube modified glassy carbon electrode; an experimental and theoretical modeling. *Journal of the Iranian Chemical Society* 15(3), 719-732.
- Ivars-Barceló, F., Zuliani, A., Fallah, M., Mashkour, M., Rahimnejad, M., Luque, R. (2018) Novel applications of microbial fuel cells in sensors and biosensors. *Applied Sciences (Switzerland)* 8, 1184.
- Jaramillo, D.X.O., Sukeri, A., Saravia, L.P.H., Espinoza-Montero, P.J., Bertotti, M. (2017) Nanoporous Gold Microelectrode: A Novel Sensing Platform for Highly Sensitive and Selective Determination of Arsenic (III) using Anodic Stripping Voltammetry. *Electroanalysis* 29(10), 2316-2322.
- Jiang, Q.M., Zhang, M.R., Hou, F., Wang, Z.G., Zhang, S.H., Chen, Y., Luo, L.Q., Pan, G.B. (2018a) In situ bismuth-modified gallium nitride electrode for sensitive determination of cadmium (II) with high repeatability. *Journal of Electroanalytical Chemistry* 809, 105-110.
- Jiang, R.Y., Liu, N.T., Gao, S.S., Mamat, X., Su, Y.H., Wagberg, T., Li, Y.T., Hu, X., Hu, G.Z. (2018b) A Facile Electrochemical Sensor Based on PyTS-CNTs for Simultaneous Determination of Cadmium and Lead Ions. *Sensors* 18(5).
- Jiao, Y., Zhou, L., He, H., Yin, J., Gao, Q., Wei, J., Duan, C., Peng, X. (2018) A novel rhodamine B-based "off-on" fluorescent sensor for selective recognition of copper (II) ions. *Talanta* 184, 143-148.
- Jones, C.S., Kim, S.W., Wilton, T.F., Schilling, K.E., Davis, C.A. (2018) Nitrate uptake in an agricultural stream estimated from high-frequency, in-situ sensors. *Environmental Monitoring and Assessment* 190, 226.

- Journal officiel de l'Union Européenne (3 novembre 1998) Directive 98/83/CE du Conseil du 3 novembre 1998 relative à la qualité des eaux destinées à la consommation humaine. NOR: 31998L0083.
- Journal officiel de l'Union Européenne (12 août 2013) Directive 2013/39/UE du parlement européen et du conseil du 12 août 2013 modifiant les directives 2000/60/CE et 2008/105/CE en ce qui concerne les substances prioritaires pour la politique dans le domaine de l'eau.
- Journal officiel (28 août 2015) Arrêté du 7 août 2015 modifiant l'arrêté du 25 janvier 2010 établissant le programme de surveillance de l'état des eaux en application de l'article R. 212-22 du code de l'environnement. NOR : DEVL1513988A.
- Journal officiel (11 février 2017) Avis relatif aux limites de quantification des couples «paramètre-matrice» de l'agrément des laboratoires effectuant des analyses dans le domaine de l'eau et des milieux aquatiques. NOR : DEVL1703763V.
- Kamal, A., She, Z., Sharma, R., Kraatz, H.B. (2017) Interactions of Hg(II) with oligonucleotides having thymine-thymine mismatches. Optimization of an impedimetric Hg(II) sensor. *Analyst* 142(10), 1827-1834.
- Kang, Y., Wu, T., Liu, B.X., Wang, X., Du, Y.P. (2014) Selective determination of mercury(II) by self-referenced surface-enhanced Raman scattering using dialkyne-modified silver nanoparticles. *Microchimica Acta* 181(11-12), 1333-1339.
- Kang, Y., Lee, W., Jang, G., Kim, B.-G., Yoon, Y. (2018) Modulating the sensing properties of *Escherichia coli*-based bioreporters for cadmium and mercury. *Applied Microbiology and Biotechnology* 102(11), 4863-4872.
- Kardaş, F., Beytur, M., Akyıldırım, O., Yüksek, H., Yola, M.L., Atar, N. (2017) Electrochemical detection of atrazine in wastewater samples by copper oxide (CuO) nanoparticles ionic liquid modified electrode. *Journal of Molecular Liquids* 248, 360-363.
- Kashefi-Kheyrabadi, L., Kim, J., Gwak, H., Hyun, K.A., Bae, N.H., Lee, S.J., Jung, H.I. (2018) A microfluidic electrochemical aptasensor for enrichment and detection of bisphenol A. *Biosensors and Bioelectronics* 117, 457-463.
- Kashem, M.A., Suzuki, M., Kimoto, K., Iribe, Y. (2017) An optical biochemical oxygen demand biosensor chip for environmental monitoring. *Sensors and Actuators, B: Chemical* 221.
- Kim, H.-J., Lee, H.-i. (2018) Polymeric Micelles Based on Light-Responsive Block Copolymers for the Phototunable Detection of Mercury(II) Ions Modulated by Morphological Changes. *Acs Applied Materials & Interfaces* 10(40), 34634-34639.
- Koenig, L.E., Shattuck, M.D., Snyder, L.E., Potter, J.D., McDowell, W.H. (2017) Deconstructing the Effects of Flow on DOC, Nitrate, and Major Ion Interactions Using a High-Frequency Aquatic Sensor Network. *Water Resources Research* 53, 10655-10673.
- Kokkinos, C., Economou, A., Giokas, D. (2018) Paper-based device with a sputtered tin-film electrode for the voltammetric determination of Cd(II) and Zn(II). *Sensors and Actuators B: Chemical* 260, 223-226.
- Kongor, A., Panchal, M., Athar, M., Makwana, B., Sindhav, G., Jha, P.C., Jain, V. (2018) Synthesis and modeling of calix 4 pyrrole wrapped Au nanoprobe for specific detection of Pb(II): Antioxidant and radical scavenging efficiencies. *Journal of Photochemistry and Photobiology a-Chemistry* 364, 801-810.
- Kumar, S., Bhanjana, G., Dilbaghi, N., Kumar, R., Umar, A. (2016) Fabrication and characterization of highly sensitive and selective arsenic sensor based on ultra-thin graphene oxide nanosheets. *Sensors and Actuators B: Chemical* 227, 29-34.
- Kumar, A., Dutta, R.K. (2018) Photoluminescence Quenching Based Visual and Spectroscopic Method for Mercury Sensing by Surface-Modified Cadmium Sulphide Quantum Dots. *Journal of Nanoscience and Nanotechnology* 18(4), 2686-2694.
- Kumar, N.S.A., Ashoka, S., Malingappa, P. (2018) Nano zinc ferrite modified electrode as a novel electrochemical sensing platform in simultaneous measurement of trace level lead and cadmium. *Journal of Environmental Chemical Engineering* 6(6), 6939-6946.
- Lai, C., Qin, L., Zeng, G.M., Liu, Y.G., Huang, D.L., Zhang, C., Xu, P., Cheng, M., Qin, X.B., Wang, M.M. (2016) Sensitive and selective detection of mercury ions based on papain and 2,6-pyridinedicarboxylic acid functionalized gold nanoparticles. *Rsc Advances* 6(4), 3259-3266.
- Latif, U., Ping, L., Dickert, F.L. (2018) Conductometric sensor for pah detection with molecularly imprinted polymer as recognition layer. *Sensors (Switzerland)* 18(3), 767.
- Li, J.J., Hou, C.J., Huo, D.Q., Shen, C.H., Luo, X.G., Fa, H.B., Yang, M., Zhou, J. (2017a) Detection of trace nickel ions with a colorimetric sensor based on indicator displacement mechanism. *Sensors and Actuators B-Chemical* 241, 1294-1302.
- Li, Z., Qu, S., Cui, L., Zhang, S. (2017b) Detection of carbofuran pesticide in seawater by using an enzyme biosensor. *Journal of Coastal Research 2017-Summer* 80, 1-5.

- Li, C., Zhang, G., Wu, S., Zhang, Q. (2018a) Aptamer-based microcantilever-array biosensor for profenofos detection. *Analytica Chimica Acta* 1020, 116-122.
- Li, H., Bai, H., Lv, Q., Wang, W., Wang, Z., Wei, H., Zhang, Q. (2018b) A new colorimetric sensor for visible detection of Cu(II) based on photoreductive ability of quantum dots. *Analytica Chimica Acta* 1021, 140-146.
- Li, P.H., Li, Y.X., Chen, S.H., Li, S.S., Jiang, M., Guo, Z., Liu, J.H., Huang, X.J., Yang, M. (2018c) Sensitive and interference-free electrochemical determination of Pb(II) in wastewater using porous Ce-Zr oxide nanospheres. *Sensors & Actuators B-Chemical* 257, 1009-1020.
- Li, S., Zhang, F.H., Chen, L.S., Zhang, H., Li, H.X. (2018d) Nickel oxyhydroxide-functionalized n-silicon photoelectrode for the photocurrent determination of Hg(II) ions at zero working voltage. *Sensors and Actuators B-Chemical* 257, 9-15.
- Li, S.S., Zhou, W.Y., Jiang, M., Guo, Z., Liu, J.H., Zhang, L.Z., Huang, X.J. (2018e) Surface Fe(II)/Fe(III) Cycle Promoted Ultra-Highly Sensitive Electrochemical Sensing of Arsenic(III) with Dumbbell-Like Au/Fe<sub>3</sub>O<sub>4</sub> Nanoparticles. *Analytical Chemistry* 90(7), 4569-4577.
- Li, S.-S., Zhou, W.-Y., Jiang, M., Li, L.-N., Sun, Y.-F., Guo, Z., Liu, J.-H., Huang, X.-J. (2018f) Insights into diverse performance for the electroanalysis of Pb(II) on Fe<sub>2</sub>O<sub>3</sub> nanorods and hollow nanocubes: Toward analysis of adsorption sites. *Electrochimica Acta* 288, 42-51.
- Li, Y., Chen, Y., Yu, H., Tian, L., Wang, Z. (2018g) Portable and smart devices for monitoring heavy metal ions integrated with nanomaterials. *TrAC Trends in Analytical Chemistry* 98, 190-200.
- Li, F., Yu, Z., Han, X., Lai, R.Y. (2019) Electrochemical aptamer-based sensors for food and water analysis: A review. *Analytica Chimica Acta* 1051, 1-23.
- Liang, Y.R., Zhang, Z.M., Liu, Z.J., Wang, K., Wu, X.Y., Zeng, K., Meng, H., Zhang, Z. (2017) A highly sensitive signal-amplified gold nanoparticle-based electrochemical immunosensor for dibutyl phthalate detection. *Biosensors and Bioelectronics* 91, 199-202.
- Liao, Y., Li, Q., Wang, N., Shao, S. (2015) Development of a new electrochemical sensor for determination of Hg(II) based on Bis(indolyl)methane/Mesoporous carbon nanofiber/Nafion/glassy carbon electrode. *Sensors and Actuators B: Chemical* 215, 592-597.
- Lim, H.J., Kim, A.R., Yoon, M.Y., You, Y., Chua, B., Son, A. (2018) Development of quantum dot aptasensor and its portable analyzer for the detection of di-2-ethylhexyl phthalate. *Biosensors and Bioelectronics* 121, 1-9.
- Lin, L.K., Stanciu, L.A. (2018) Bisphenol A detection using gold nanostars in a SERS improved lateral flow immunochromatographic assay. *Sensors and Actuators, B: Chemical* 276, 222-229.
- Liu, J.M., Jin, R.Y., YinaQiao, Wu, Y.Y., Wang, X.J., Wang, Y. (2018a) Determination of Lead(II) Using Glassy Carbon Electrode Modified with Hexagonal Co<sub>3</sub>O<sub>4</sub> Microparticles. *International Journal of Electrochemical Science* 13(11), 10415-10426.
- Liu, M., Guan, Q., Liu, S. (2018b) Nitrogen-doped hollow carbon spheres for electrochemical detection of heavy metal ions. *Ionics* 24(9), 2783-2793.
- Liu, Q., Yin, Y., Hao, N., Qian, J., Li, L., You, T., Mao, H., Wang, K. (2018c) Nitrogen functionized graphene quantum dots/3D bismuth oxyiodine hybrid hollow microspheres as remarkable photoelectrode for photoelectrochemical sensing of chlopyrifos. *Sensors and Actuators, B: Chemical* 260, 1034-1042.
- Liu, W., Wang, X., Wang, Y., Li, J., Shen, D., Kang, Q., Chen, L. (2018d) Ratiometric fluorescence sensor based on dithiothreitol modified carbon dots-gold nanoclusters for the sensitive detection of mercury ions in water samples. *Sensors and Actuators B: Chemical* 262, 810-817.
- Liu, W., Wang, Y., Song, L., Silver, M.A., Xie, J., Zhang, L., Chen, L., Diwu, J., Chai, Z., Wang, S. (2019) Efficient and selective sensing of Cu<sup>2+</sup> and UO<sub>2</sub><sup>2+</sup> by a europium metal-organic framework. *Talanta* 196, 515-522.
- Lu, Z., Lin, X., Zhang, J., Dai, W., Liu, B., Mo, G., Ye, J., Ye, J. (2019) Ionic liquid/poly-L-cysteine composite deposited on flexible and hierarchical porous laser-engraved graphene electrode for high-performance electrochemical analysis of lead ion. *Electrochimica Acta* 295, 514-523.
- Ma, Y., Wang, Y., Xie, D., Gu, Y., Zhu, X., Zhang, H., Wang, G., Zhang, Y., Zhao, H. (2018) Hierarchical MgFe-layered double hydroxide microsphere/graphene composite for simultaneous electrochemical determination of trace Pb(II) and Cd(II). *Chemical Engineering Journal* 347, 953-962.
- McNay, G., Eustace, D., Smith, W.E., Faulds, K., and Graham, D. (2011) Surface-Enhanced Raman Scattering (SERS) and Surface-Enhanced Resonance Raman Scattering (SERRS): A Review of Applications. *Applied Spectroscopy* 65, 825-837.
- Madianos, L., Skotadis, E., Tsekenis, G., Patsiouras, L., Tsigkourakos, M., Tsoukalas, D. (2018) Impedimetric nanoparticle aptasensor for selective and label free pesticide detection. *Microelectronic Engineering* 189, 39-45.

- Mafa, J.P., Mabuba, N., Arotiba, O.A. (2016) An Exfoliated Graphite Based Electrochemical Sensor for As(III) in Water. *Electroanalysis* 28(7), 1462-1469.
- Masson, M., Lestremau, F. (2016) Veille bibliographique sur les capteurs en développement (non commercialisés) pour la mesure in situ et en continu des substances réglementées DCE et des composés majeurs permettant la caractérisation globale des eaux. *Rapport AQUAREF*, 58 pp.
- Mehta, V.N., Basu, H., Singhal, R.K., Kailasa, S.K. (2015) Simple and sensitive colorimetric sensing of Cd<sup>2+</sup> ion using chitosan dithiocarbamate functionalized gold nanoparticles as a probe. *Sensors and Actuators B: Chemical* 220, 850-858.
- Mejri, A., Mars, A., Elfil, H., Hamzaoui, A.H. (2018) Graphene nanosheets modified with curcumin-decorated manganese dioxide for ultrasensitive potentiometric sensing of mercury(II), fluoride and cyanide. *Microchimica Acta* 185(12), 8.
- Meng, W.A., Liu, P., Cai, P.R., Hao, T.T., Ma, S.H., Hu, Y.F., Wang, S., Wu, Y.B., Guo, Z.Y. (2018a) An Ultrasensitive Method for Detecting Picomolar Levels of Cadmium(II) by Fast-Scan Anodic Stripping Voltammetry. *International Journal of Electrochemical Science* 13(12), 11808-11818.
- Meng, X., Li, S., Ma, W., Wang, J., Hu, Z., Cao, D. (2018b) Highly sensitive and selective chemosensor for Cu<sup>2+</sup> and H<sub>2</sub>PO<sub>4</sub><sup>-</sup> based on coumarin fluorophore. *Dyes and Pigments* 154, 194-198.
- Mettakoonpitak, J., Miller-Lionberg, D., Reilly, T., Volckens, J., Henry, C.S. (2017) Low-cost reusable sensor for cobalt and nickel detection in aerosols using adsorptive cathodic square-wave stripping voltammetry. *Journal of Electroanalytical Chemistry* 805, 75-82.
- Mirzaei, M., Pili, H.B. (2015) Potentiometric determination of cadmium using coated platinum and PVC membrane sensors based on N,N'-bis(salicylaldehyde)phenylenediamine (salophen). *Journal of Analytical Chemistry* 70(6), 731-737.
- Mo, Z.L., Liu, H.D., Hu, R.R., Gou, H., Li, Z.L., Guo, R.B. (2018) Amino-functionalized graphene/chitosan composite as an enhanced sensing platform for highly selective detection of Cu<sup>2+</sup>. *Ionics* 24(5), 1505-1513.
- Mohapatra, S., Bera, M.K., Das, R.K. (2018) Rapid "turn-on" detection of atrazine using highly luminescent N-doped carbon quantum dot. *Sensors and Actuators, B: Chemical* 263, 459-468.
- Molinero-Abad, B., Izquierdo, D., Pérez, L., Escudero, I., Arcos-Martínez, M.J. (2018) Comparison of backing materials of screen printed electrochemical sensors for direct determination of the sub-nanomolar concentration of lead in seawater. *Talanta* 182, 549-557.
- Motalebzadeh, A., Bagheri, H., Asiaei, S., Fekrat, N., Afkhami, A. (2018) New portable smartphone-based PDMS microfluidic kit for the simultaneous colorimetric detection of arsenic and mercury. *Rsc Advances* 8(48), 27091-27100.
- Nisar, A., Shah, A., Zahid, A., Iftikhar, F.J., Hassan, A., Shah, A.H., She, Z., Akhter, M.S., Piro, B., Kraatz, H.B. (2018) Sensitive and Selective Detection of Multiple Metal Ions Using Amino Acids Modified Glassy Carbon Electrodes. *Journal of the Electrochemical Society* 165(3), B67-B73.
- Niu, P., Fernández-Sánchez, C., Gich, M., Ayora, C., Roig, A. (2015) Electroanalytical Assessment of Heavy Metals in Waters with Bismuth Nanoparticle-Porous Carbon Paste Electrodes. *Electrochimica Acta* 165, 155-161.
- Niu, Q., Sun, T., Li, T., Guo, Z., Pang, H. (2018) Highly sensitive and selective colorimetric/fluorescent probe with aggregation induced emission characteristics for multiple targets of copper, zinc and cyanide ions sensing and its practical application in water and food samples. *Sensors and Actuators B: Chemical* 266, 730-743.
- Noh, H.B., Lee, K.S., Lim, B.S., Kim, S. J., Shim, Y. B. (2010) Total analysis of endocrine disruptors in a microchip with gold nanoparticles, *Electrophoresis* 31, 3053-3060.
- Olsson, G., Carlsson, B., Comas, J., Copp, J., Gernaey, K.V., Ingildsen, P., Jeppsson, U., Kim, C., Rieger, L., Rodriguez-Roda, I., Steyer, J.P., Takacs, I., Vanrolleghem, P.A., Vargas, A., Yuan, Z., Amand, L. (2014) Instrumentation, control and automation in wastewater - from London 1973 to Narbonne 2013. *Water Science and Technology* 69, 1373-1385.
- Palisoc, S.T., Estioko, L.C.D., Natividad, M.T. (2018) Voltammetric determination of lead and cadmium in vegetables by graphene paste electrode modified with activated carbon from coconut husk. *Materials Research Express* 5(8).
- Papias, S., Masson, M., Pelletant, S., Prost-Boucle, S., Boutin, C. (2018). In situ continuous monitoring of nitrogen with ion-selective electrodes in a constructed wetland receiving treated wastewater: An operating protocol to obtain reliable data. *Water Science and Technology* 77, 1706-1713.
- Park, J.-H., Byun, J.-Y., Yim, S.-Y., Kim, M.-G. (2016) A Localized Surface Plasmon Resonance (LSPR)-based, simple, receptor-free and regeneratable Hg<sup>2+</sup> detection system. *Journal of Hazardous Materials* 307, 137-144.
- Patil, S., Belhajjame, W., Moosa, B., Khashab, N.M. (2018) Histidine-dialkoxanthracene dyad for selective and sensitive detection of mercury ions. *Supramolecular Chemistry* 30(4), 345-350.

- Phapale, D., Gaikwad, A., Das, D. (2017) Selective recognition of Cu (II) and Fe (III) using a pyrene based chemosensor. *Spectrochimica Acta - Part A: Molecular and Biomolecular Spectroscopy* 178, 160-165.
- Pizarro, J., Flores, E., Jimenez, V., Maldonado, T., Saitz, C., Vega, A., Godoy, F., Segura, R. (2019) Synthesis and characterization of the first cyrhetrenyl-appended calix[4]arene macrocycle and its application as an electrochemical sensor for the determination of Cu(II) in bivalve mollusks using square wave anodic stripping voltammetry. *Sensors and Actuators B: Chemical* 281, 115-122.
- Pokpas, K., Jahed, N., Baker, P.G., Iwuoha, E.I. (2017) Complexation-Based Detection of Nickel(II) at a Graphene-Chelate Probe in the Presence of Cobalt and Zinc by Adsorptive Stripping Voltammetry. *Sensors* 17(8).
- Pola-López, L.A., Camas-Anzueto, J.L., Martínez-Antonio, A., Luján-Hidalgo, M.C., Anzueto-Sánchez, G., Ruíz-Valdiviezo, V.M., Grajales-Coutiño, R., González, J.H.C. (2018) Novel arsenic biosensor "POLA" obtained by a genetically modified E-coil bioreporter cell. *Sensors & Actuators B-Chemical* 254, 1061-1068.
- Poomalai, S., Govindaraj, T.S., Soundrapandian, S., Paulraj, M.S., Enoch, I. (2018) A new fluorescent chemosensor for cadmium(II) based on a pyrene-appended piperidone derivative and its beta-cyclodextrin complex. *Luminescence* 33(3), 538-544.
- Pourbasheer, E., Morsali, S., Azari, Z., Karimi, M.A., Ganjali, M.R. (2018) Design of a novel optical sensor for determination of trace amounts of copper by UV-visible spectrophotometry in real samples. *Applied Organometallic Chemistry* 32(3), 8.
- Priya, T., Dhanalakshmi, N., Karthikeyan, V., Thinakaran, N. (2019) Highly selective simultaneous trace determination of Cd<sup>2+</sup> and Pb<sup>2+</sup> using porous graphene/carboxymethyl cellulose/fondaparinux nanocomposite modified electrode. *Journal of Electroanalytical Chemistry* 833, 543-551.
- Priyadarshni, N., Nath, P., Nagahanumaiah and Chanda, N. (2018) DMSA-Functionalized Gold Nanorod on Paper for Colorimetric Detection and Estimation of Arsenic (III and V) Contamination in Groundwater. *Acs Sustainable Chemistry & Engineering* 6(5), 6264-6272.
- Promphet, N., Rattanarat, P., Rangkupan, R., Chailapakul, O., Rodthongkum, N. (2015) An electrochemical sensor based on graphene/polyaniline/polystyrene nanoporous fibers modified electrode for simultaneous determination of lead and cadmium. *Sensors and Actuators B-Chemical* 207, 526-534.
- Puangsamlee, T., Tachapermpoon, Y., Kammalun, P., Sukrat, K., Wainiphithapong, C., Sirirak, J., Wanichacheva, N. (2018) Solvent control bifunctional fluorescence probe for selective detection of Cu<sup>2+</sup> and Hg<sup>2+</sup> via the excimer of pyrenylacetamide subunits. *Journal of Luminescence* 196, 227-235.
- Pungjunun, K., Chaiyo, S., Jantrahong, I., Nantaphol, S., Siangproh, W., Chailapakul, O. (2018) Anodic stripping voltammetric determination of total arsenic using a gold nanoparticle-modified boron-doped diamond electrode on a paper-based device. *Microchimica Acta* 185(7), 324.
- Qin, J., Shen, J., Xu, X., Yuan, Y., He, G., Chen, H. (2018) A glassy carbon electrode modified with nitrogen-doped reduced graphene oxide and melamine for ultra-sensitive voltammetric determination of bisphenol A. *Microchimica Acta* 185(10).
- Qing, M., Yuan, Y., Cai, W., Xie, S., Tang, Y., Yuan, R., Zhang, J. (2018) An ultrasensitive electrochemical biosensor based on multifunctional hemin/G-quadruplex nanowires simultaneously served as bienzyme and direct electron mediator for detection of lead ion. *Sensors and Actuators B: Chemical* 263, 469-475.
- Qu, J.-B., Li, S.-H., Xu, Y.-L., Liu, Y., Liu, J.-G. (2018) Inherently fluorescent polystyrene microspheres as a fluorescent probe for highly sensitive determination of chromium (VI) and mercury (II) ions. *Sensors and Actuators B: Chemical* 272, 127-134.
- Rahman, F.U., Yu, S.B., Khalil, S.K., Wu, Y.P., Koppireddi, S., Li, Z.T., Wang, H., Zhang, D.W. (2018a) Chromone and benzyldithiocarbamate based probe: A highly selective and sensitive platform for colorimetric sensing of Cu<sup>2+</sup>, single crystal of the complex and DFT calculations. *Sensors and Actuators B-Chemical* 263, 594-604.
- Rahman, M.M., Hussein, M.A., Aly, K.I., Asiri, A.M. (2018b) Thermally stable hybrid polyarylidene(azomethine-ether)s polymers (PAAP): an ultrasensitive arsenic(III) sensor approach. *Designed Monomers and Polymers* 21(1), 82-98.
- Rahmani, T., Bagheri, H., Behbahani, M., Hajian, A., Afkhami, A. (2018) Modified 3D Graphene-Au as a Novel Sensing Layer for Direct and Sensitive Electrochemical Determination of Carbaryl Pesticide in Fruit, Vegetable, and Water Samples. *Food Analytical Methods* 11(11), 3005-3014.
- Ramalingam, M., Ponnusamy, V.K., Sangilimuthu, S.N. (2019) A nanocomposite consisting of porous graphitic carbon nitride nanosheets and oxidized multiwalled carbon nanotubes for simultaneous stripping voltammetric determination of cadmium(II), mercury(II), lead(II) and zinc(II). *Microchimica Acta* 186(2).
- Rao, H., Liu, Y., Zhong, J., Zhang, Z., Zhao, X., Liu, X., Jiang, Y., Zou, P., Wang, X., Wang, Y. (2017) Gold Nanoparticle/Chitosan@N,S Co-doped Multiwalled Carbon Nanotubes Sensor: Fabrication, Characterization, and Electrochemical Detection of Catechol and Nitrite. *ACS Sustainable Chemistry and Engineering* 5(11), 10926-10939.

- Rehman, A.U., Ikram, M., Kan, K., Zhao, Y., Zhang, W.J., Zhang, J., Liu, Y., Wang, Y., Du, L., Shi, K. (2018) 3D interlayer nanohybrids composed of reduced graphenescheme oxide/SnO<sub>2</sub>/PPy grown from expanded graphite for the detection of ultra-trace Cd<sup>2+</sup>, Cu<sup>2+</sup>, Hg<sup>2+</sup> and Pb<sup>2+</sup> ions. *Sensors and Actuators B: Chemical* 274, 285-295.
- Ren, B.Y., Sudarsanam, P., Kandjani, A.E., Hillary, B., Amin, M.H., Bhargava, S.K., Jones, L.A. (2018a) Electrochemical Detection of As (III) on a Manganese Oxide-Ceria (Mn<sub>2</sub>O<sub>3</sub>/CeO<sub>2</sub>) Nanocube Modified Au Electrode. *Electroanalysis* 30(5), 928-936.
- Ren, W., Zhang, Y., Li, M.J. (2018b) Sensitive Determination of Zn<sup>2+</sup>, Cd<sup>2+</sup> and Pb<sup>2+</sup> at Electrochemically Reduced Nanoporous Graphene Oxide/Bismuth Film Electrode. *International Journal of Electrochemical Science* 13(2), 1331-1342.
- Roushani, M., Nezhadali, A., Jalilian, Z. (2018) An electrochemical chlorpyrifos aptasensor based on the use of a glassy carbon electrode modified with an electropolymerized aptamer-imprinted polymer and gold nanorods. *Microchimica Acta* 185(12).
- Said, A.R., Said, K., Awwad, F., Qamhieh, N.N., Mahmoud, S.T., Meetani, M.A., Tariq, S., Ayesh, A.I. (2018) Design, fabrication, and characterization of Hg<sup>2+</sup> sensor based on graphite oxide and metallic nanoclusters. *Sensors & Actuators a-Physical* 271, 270-277.
- Saidur, M.R., Abdul Aziz, A.R., Basirun, W.J. (2017). Recent advances in DNA-based electrochemical biosensors for heavy metal ion detection: A review. *Biosensors and Bioelectronics* 90, 125-139.
- Sakthivel, P., Sekar, K., Sivaraman, G., Singaravadeivel, S. (2017) Rhodamine Diaminomaleonitrile Conjugate as a Novel Colorimetric Fluorescent Sensor for Recognition of Cd<sup>2+</sup> Ion. *Journal of Fluorescence* 27(3), 1109-1115.
- Saylan, Y., Akgönüllü, S., Çimen, D., Derazshamshir, A., Bereli, N., Yılmaz, F., Denizli, A. (2017) Development of surface plasmon resonance sensors based on molecularly imprinted nanofilms for sensitive and selective detection of pesticides. *Sensors and Actuators, B: Chemical* 241, 446-454.
- Sebastian, M., Aravind, A., Mathew, B. (2018) Green silver-nanoparticle-based dual sensor for toxic Hg(II) ions. *Nanotechnology* 29(35), 11.
- Sedghi, R., Heidari, B., Behbahani, M. (2015) Synthesis, characterization and application of poly(acrylamide-co-methylenbisacrylamide) nanocomposite as a colorimetric chemosensor for visual detection of trace levels of Hg and Pb ions. *Journal of Hazardous Materials* 285, 109-116.
- Sedghi, R., Kazemi, S., Heidari, B. (2017) Novel selective and sensitive dual colorimetric sensor for mercury and lead ions derived from dithizone-polymeric nanocomposite hybrid. *Sensors and Actuators B: Chemical* 245, 860-867.
- Sekhar, P.K., Brosha, E.L., Mukundan, R., Garzon, F.H. (2010) Chemical sensors for environmental monitoring and homeland security. *Electrochemical Society Interface* 19, 35-40.
- Selvan, K.S., Narayanan, S.S. (2018) Synthesis and characterization of carbon nanotubes/asymmetric novel tetradentate ligand forming complexes on PIGE modified electrode for simultaneous determination of Pb(II) and Hg(II) in sea water, Lake water and well water using anodic stripping voltammetry. *Journal of Electroanalytical Chemistry* 810, 176-184.
- Sengupta, P., Ganguly, A., Bose, A. (2018) A phenolic acid based colourimetric 'naked-eye' chemosensor for the rapid detection of Cu(II) ions. *Spectrochimica Acta Part A: Molecular & Biomolecular Spectroscopy* 198, 204-211.
- Sgobbi, L.F., Machado, S.A.S. (2018) Functionalized polyacrylamide as an acetylcholinesterase-inspired biomimetic device for electrochemical sensing of organophosphorus pesticides. *Biosensors and Bioelectronics* 100, 290-297.
- Shaily, Kumar, A., Parveen, I., Ahmed, N. (2018) Highly selective and sensitive coumarin-triazole-based fluorometric "turn-off" sensor for detection of Pb<sup>2+</sup> ions. *Luminescence* 33(4), 713-721.
- Shan, F.S., Lai, J.P., Sun, H., Zhang, P., Luo, C., He, Y.H., Feng, H.R. (2016) A facile, fast responsive and highly selective mercury(II) probe characterized by the fluorescence quenching of 2,9-dimethyl-1,10-phenanthroline and two new metal-organic frameworks. *Rsc Advances* 6(70), 66215-66223.
- Shi, L., Li, Y., Rong, X., Wang, Y., Ding, S. (2017a) Facile fabrication of a novel 3D graphene framework/Bi nanoparticle film for ultrasensitive electrochemical assays of heavy metal ions. *Analytica Chimica Acta* 968, 21-29.
- Shi, L., Wang, Y., Chu, Z.Y., Yin, Y., Jiang, D.Y., Luo, J.Y., Ding, S., Jin, W.Q. (2017b) A highly sensitive and reusable electrochemical mercury biosensor based on tunable vertical single-walled carbon nanotubes and a target recycling strateg. *Journal of Materials Chemistry B* 5(5), 1073-1080.
- Shi, R., Yuan, X., Liu, A., Xu, M., Zhao, Z. (2018) Determination of bisphenol a in beverages by an electrochemical sensor based on Rh<sub>2</sub>O<sub>3</sub>/reduced graphene oxide composites. *Applied Sciences (Switzerland)* 8(12).

- Short, E.L., Holzem, R.M. (2018) Evaluating the Potential of Using Portable Probes for the Rapid Evaluation of Wastewater Treatment Biological Nitrification. *World Environmental and Water Resources Congress 2018*, Minneapolis, Minnesota, USA, 3<sup>rd</sup> - 7<sup>th</sup> June 2018.
- Shoub, S.A.B., Yusof, N.A., Hajian, R. (2017) Gold Nanoparticles/Ionophore-Modified Screen-Printed Electrode for Detection of Pb(II) in River Water Using Linear Sweep Anodic Stripping Voltammetry. *Sensors and Materials* 29(5), 555-565.
- Shrivastav, K., Maji, P., Dewangan, K. (2017) Onsite-detection of barium and nickel from river, pond and tap water samples using gold nanoparticles as a chemical sensor. *Spectrochimica Acta Part A: Molecular and Biomolecular Spectroscopy* 173, 630-636.
- Shrivastav, A.M., Gupta, B.D. (2018) Ion-imprinted nanoparticles for the concurrent estimation of Pb(II) and Cu(II) ions over a two channel surface plasmon resonance-based fiber optic platform. *Journal of Biomedical Optics* 23(1), 8.
- Sie, Y.-W., Li, C.-L., Wan, C.-F., Yan, H., Wu, A.-T. (2018) A novel fluorescence sensor for dual sensing of Hg<sup>2+</sup> and Cu<sup>2+</sup> ions. *Journal of Photochemistry and Photobiology A: Chemistry* 353, 19-25.
- Song, J., Wu, S., Xing, P., Zhao, Y., Yuan, J. (2018a) Di-branched triphenylamine dye sensitized TiO<sub>2</sub> nanocomposites with good photo-stability for sensitive photoelectrochemical detection of organophosphate pesticides. *Analytica Chimica Acta* 1001, 24-31.
- Song, Y.Y., Jiang, H.J., Shi, X.Y., Chen, J., Wu, Y., Wei, W. (2018b) Detection of Lead Using a Sensitive Anodic Stripping Voltammetric Method Based on Composite Mesoporous Silica/Bismuth Oxychloride Modified Electrode. *Chemistryselect* 3(8), 2423-2429.
- Sonkoue, B.M., Tchekwagep, P.M.S., Nanseu-Njiki, C.P., Ngameni, E. (2018) Electrochemical Determination of Arsenic Using Silver Nanoparticles. *Electroanalysis* 30(11), 2738-2743.
- Soomro, R.A., Nafady, A., Sirajuddin, Memon, N., Sherazi, T.H., Kalwar, N.H. (2014) L-cysteine protected copper nanoparticles as colorimetric sensor for mercuric ions. *Talanta* 130, 415-422.
- Srinivasan, K., Subramanian, K., Murugan, K., Benelli, G., Dinakaran, K. (2018) Fluorescence quenching of MoS<sub>2</sub> nanosheets/DNA/silicon dot nanoassembly: effective and rapid detection of Hg<sup>2+</sup> ions in aqueous solution. *Environmental Science and Pollution Research* 25(11), 10567-10576.
- Stavra, E., Petrou, P.S., Koukouvinos, G., Kiritsis, C., Pirmettis, I., Papadopoulos, M., Goustouridis, D., Economou, A., Misiakos, K., Raptis, I., Kakabakos, S.E. (2018) Simultaneous determination of paraquat and atrazine in water samples with a white light reflectance spectroscopy biosensor. *Journal of Hazardous Materials* 359, 67-75.
- Su, D., Zhang, Y., Wang, Z., Wan, Q., Yang, N. (2017) Decoration of graphene nano platelets with gold nanoparticles for voltammetry of 4-nonylphenol. *Carbon* 117, 313-321.
- Sun, B., Jiang, X.X., Wang, H.Y., Song, B., Zhu, Y., Wang, H., Su, Y.Y., He, Y. (2015) Surface-Enhancement Raman Scattering Sensing Strategy for Discriminating Trace Mercuric Ion (II) from Real Water Samples in Sensitive, Specific, Recyclable, and Reproducible Manners. *Analytical Chemistry* 87(2), 1250-1256.
- Sun, X., Gao, C., Zhang, L., Yan, M., Yu, J., Ge, S. (2017) Photoelectrochemical sensor based on molecularly imprinted film modified hierarchical branched titanium dioxide nanorods for chlorpyrifos detection. *Sensors and Actuators, B: Chemical* 251, 1-8.
- Sun, L., Gao, B.H., Jiang, W.N., Xu, L., Lu, W., Yang, S.L., Jiang, D., Chen, J.C., Xue, H.Y., Shi, J.Z. (2018a) Electrochemical Sensing Application of Isorhamnetin: Detecting Hg<sup>2+</sup> as an Example. *International Journal of Electrochemical Science* 13(5), 4933-4945.
- Sun, M., Li, Z., Wu, S., Gu, Y., Li, Y. (2018b) Simultaneous detection of Pb<sup>2+</sup>, Cu<sup>2+</sup> and Hg<sup>2+</sup> by differential pulse voltammetry at an indium tin oxide glass electrode modified by hydroxyapatite. *Electrochimica Acta* 283, 1223-1230.
- Tabaraki, R., Sadeghinejad, N. (2018) Microwave assisted synthesis of doped carbon dots and their application as green and simple turn off-on fluorescent sensor for mercury (II) and iodide in environmental samples. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 153, 101-106.
- Taheri, M., Ahour, F., Keshipour, S. (2018) Sensitive and selective determination of Cu<sup>2+</sup> at d-penicillamine functionalized nano-cellulose modified pencil graphite electrode. *Journal of Physics and Chemistry of Solids* 117, 180-187.
- Tahirbegi, I.B., Ehgartner, J., Sulzer, P., Zieger, S., Kasjanow, A., Paradiso, M., Strobl, M., Bouwes, D., Mayr, T. (2017) Fast pesticide detection inside microfluidic device with integrated optical pH, oxygen sensors and algal fluorescence. *Biosensors and Bioelectronics* 88, 188-195.
- Tan, L., Chen, Z., Zhao, Y., Wei, X., Li, Y., Zhang, C., Wei, X., Hu, X. (2016) Dual channel sensor for detection and discrimination of heavy metal ions based on colorimetric and fluorescence response of the AuNPs-DNA conjugates. *Biosensors and Bioelectronics* 85, 414-421.

- Tan, D.S.Y., Impas, M.G.W., Camacho, D.H., Palisoc, S.T. (2018) Paper-based electrode using *Cladophora* cellulose-polyaniline composite for electrochemical quantification of toxic lead (II). *Cellulose Chemistry and Technology* 52(9-10), 853-861.
- Taneja, P., Manjuladevi, V., Gupta, K.K., Gupta, R.K. (2018) Detection of cadmium ion in aqueous medium by simultaneous measurement of piezoelectric and electrochemical responses. *Sensors & Actuators B: Chemical* 268, 144-149.
- Tang, L., Xie, X., Zhou, Y., Zeng, G., Tang, J., Wu, Y., Long, B., Peng, B., Zhu, J. (2017) A reusable electrochemical biosensor for highly sensitive detection of mercury ions with an anionic intercalator supported on ordered mesoporous carbon/self-doped polyaniline nanofibers platform. *Biochemical Engineering Journal* 117, 7-14.
- Taşci, N., Çubuk, S., Fırlak, M., Yetimoğlu, E.K., Kahraman, M.V. (2018) UV photocrosslinked polymeric fluorescent sensor for bisphenol A. *Reactive and Functional Polymers* 132, 133-137.
- Tian, C., Chen, D., Lu, N., Li, Y., Cui, R., Han, Z., Zhang, G. (2018) Electrochemical bisphenol A sensor based on nanoporous PtFe alloy and graphene modified glassy carbon electrode. *Journal of Electroanalytical Chemistry* 830-831, 27-33.
- Toledo, R.P., Dias, C.E.S., Huanca, D.R., Salcedo, W.J. (2018) Physical and chemical characterization of PANI/SiO<sub>2</sub>/MPS heterostructure to be used as high sensitivity chemosensor for naphthalene. *Sensors and Actuators, B: Chemical* 277, 445-455.
- Topcu, C., Lacin, G., Yilmaz, V., Coldur, F., Caglar, B., Cubuk, O., Isildak, I. (2018) Electrochemical Determination of Copper(II) in Water Samples Using a Novel Ion-Selective Electrode Based on a Graphite Oxide-Imprinted Polymer Composite. *Analytical Letters* 51(12), 1890-1910.
- Trachioti, M.G., Karantzalis, A.E., Hrbac, J., Prodromidis, M.I. (2019) Low-cost screen-printed sensors on-demand: Instantly prepared sparked gold nanoparticles from eutectic Au/Si alloy for the determination of arsenic at the sub-ppb level. *Sensors and Actuators B: Chemical* 281, 273-280.
- Tunesi, M.M., Kalwar, N., Abbas, M.W., Karakus, S., Soomro, R.A., Kilislioglu, A., Abro, M.I., Hallam, K.R. (2018) Functionalised CuO nanostructures for the detection of organophosphorus pesticides: A non-enzymatic inhibition approach coupled with nano-scale electrode engineering to improve electrode sensitivity. *Sensors and Actuators, B: Chemical* 260, 480-489.
- Turemis, M., Silletti, S., Pezzotti, G., Sanchis, J., Farré, M., Giardi, M.T. (2018) Optical biosensor based on the microalga-paramecium symbiosis for improved marine monitoring. *Sensors and Actuators, B: Chemical* 270, 424-432.
- Ullah, N., Mansha, M., Khan, I., Qurashi, A. (2018) Nanomaterial-based optical chemical sensors for the detection of heavy metals in water: Recent advances and challenges. *Trac-Trends in Analytical Chemistry* 100, 155-166.
- Upadhyay, L.S.B., Kumar, N., Chauhan, S. (2018) Minireview: Whole-cell, Nucleotide, and Enzyme Inhibition-based Biosensors for the Determination of Arsenic. *Analytical Letters* 51, 1265-1279.
- Venkatesh, S., Li, T., Wang, X.S., Yeung, C.C., Pei, K., Sun, Q.J., Wu, W., Li, R.K.Y., Lam, M.H.W., Chan, P.K.L., Wylie, J.J., Roy, V.A.L. (2018a) Dual-Gated Transistor Platform for On-Site Detection of Lead Ions at Trace Levels. *Analytical Chemistry* 90(12), 7399-7405.
- Venkatesh, S., Yeung, C.C., Sun, Q.J., Zhuang, J., Li, T., Li, R.K.Y., Roy, V.A.L. (2018b) Selective and sensitive onsite detection of phthalates in common solvents. *Sensors and Actuators, B: Chemical* 259, 650-657.
- Venkateswarlu, S., Viswanath, B., Reddy, A.S., Yoon, M. (2018) Fungus-derived photoluminescent carbon nanodots for ultrasensitive detection of Hg<sub>2+</sub> ions and photoinduced bactericidal activity. *Sensors and Actuators B-Chemical* 258, 172-183.
- Vincent, A.G., Pascal, R.W., Beaton, A.D., Walk, J., Hopkins, J.E., Woodward, E.M.S., Mowlem, M., Lohan, M.C. (2018) Nitrate drawdown during a shelf sea spring bloom revealed using a novel microfluidic in situ chemical sensor deployed within an autonomous underwater glider. *Marine Chemistry* 205, 29-36.
- Vu, H.D., Nguyen, L.H., Nguyen, T.D., Nguyen, H.B., Nguyen, T.L., Tran, D.L. (2015) Anodic stripping voltammetric determination of Cd<sup>2+</sup> and Pb<sup>2+</sup> using interpenetrated MWCNT/P1,5-DAN as an enhanced sensing interface. *Ionics* 21(2), 571-578.
- Waheed, A., Mansha, M., Ullah, N. (2018) Nanomaterials-based electrochemical detection of heavy metals in water: Current status, challenges and future direction. *Trac-Trends in Analytical Chemistry* 105, 37-51.
- Wan, X.M., Wang, L., Gong, X.Q., Lu, D.F., Qi, Z.M. (2017) Detection sensitivity to benzo[a]pyrene of nanoporous TiO<sub>2</sub> thin-film waveguide resonance sensor. *Wuli Huaxue Xuebao/Acta Physico-Chimica Sinica* 33(12), 2523-2531.
- Wang, C.Y., Zeng, Y., Shen, A.G., Hu, J.M. (2018a) A highly sensitive SERS probe for bisphenol A detection based on functionalized Au@Ag nanoparticles. *Analytical Methods* 10(47), 5622-5628.



- Wang, H., Fang, B., Zhou, L., Li, D., Kong, L., Uvdal, K., Hu, Z.J. (2018b) A reversible and highly selective two-photon fluorescent "on-off-on" probe for biological Cu<sup>2+</sup> detection. *Organic & Biomolecular Chemistry* 16(13), 2264-2268.
- Wang, H., Zhang, B., Zhao, F., Zeng, B. (2018c) One-Pot Synthesis of N-Graphene Quantum Dot-Functionalized I-BiOCl Z-Scheme Cathodic Materials for "signal-Off" Photoelectrochemical Sensing of Chlorpyrifos. *ACS Applied Materials and Interfaces* 10(41), 35281-35288.
- Wang, L., Jing, G., Cui, T. (2018d) Nafion coated flexible bismuth sensor for trace lead and cadmium determination. *Microsystem Technologies* 24(9), 3697-3704.
- Wang, L., Lu, W., Jing, G., Cui, T. (2018e) Trace Determination of Arsenite With an Ionophore-Coated Selective Micro Sensor. *Ieee Sensors Journal* 18(11), 4364-4371.
- Wang, S.P., Zhai, S.L., Li, Y.F., Zhang, C.T., Han, Z., Peng, R.F., Wang, X., Lin, Z.M., Lin, L.Z., Liu, Y.J., Mei, X.D., Zhang, J. (2018f) Simultaneously Detection of Pb<sup>2+</sup> and Hg<sup>2+</sup> Using Electrochemically Reduced Graphene Oxide. *International Journal of Electrochemical Science* 13(1), 785-796.
- Wang, X.Q., Sun, J.Z., Tong, J.H., Guan, X., Bian, C., Xia, S.H. (2018g) Paper-Based Sensor Chip for Heavy Metal Ion Detection by SWSV. *Micromachines* 9(4), 11.
- Wang, Y., Liu, X., Wang, M., Zhang, P., Zong, Y., Zhang, Q. (2018h) A single-chamber microbial fuel cell for rapid determination of biochemical oxygen demand using low-cost activated carbon as cathode catalyst. *Environmental Technology (United Kingdom)* 39(24), 3228-3237.
- Wang, Z., Yan, R., Liao, S., Miao, Y., Zhang, B., Wang, F., Yang, H. (2018i) In situ reduced silver nanoparticles embedded molecularly imprinted reusable sensor for selective and sensitive SERS detection of Bisphenol A. *Applied Surface Science* 457, 323-331.
- Wang, Y., Zhou, Z., Xu, W., Luan, Y., Lu, Y., Yang, Y., Liu, T., Li, S., Yang, W. (2018j) Surface molecularly imprinted polymers based ZnO quantum dots as fluorescence sensors for detection of diethylhexyl phthalate with high sensitivity and selectivity. *Polymer International* 67, 1003-1010.
- Wei, Q.S., Nagi, R., Sadeghi, K., Feng, S., Yan, E., Ki, S.J., Caire, R., Tseng, D., Ozcan, A. (2014) Detection and Spatial Mapping of Mercury Contamination in Water Samples Using a Smart-Phone. *ACS Nano* 8(2), 1121-1129.
- Wei, W., Wang, J., Tian, C.B., Du, S.W., Wu, K.C. (2018) A highly hydrolytically stable lanthanide organic framework as a sensitive luminescent probe for DBP and chlorpyrifos detection. *Analyst* 143(22), 5481-5486.
- WHO (2011). Guidelines for drinking-water quality, fourth edition. *World Health Organization*, 564 pp.
- Wu, D., Wang, Y., Zhang, Y., Ma, H., Pang, X., Hu, L., Du, B., Wei, Q. (2016) Facile fabrication of an electrochemical aptasensor based on magnetic electrode by using streptavidin modified magnetic beads for sensitive and specific detection of Hg<sup>2+</sup>. *Biosensors and Bioelectronics* 82, 9-13.
- Wu, M.C., Lin, M.P., Lin, T.H., Su, W.F. (2018a) Ag/SiO<sub>2</sub> surface-enhanced Raman scattering substrate for plasticizer detection. *Japanese Journal of Applied Physics* 57(4).
- Wu, Y., Zheng, Z., Yang, J., Lin, Y., Zhang, X., Chen, Y., Gao, W. (2018b) Bisphenol A electrochemiluminescence sensor based on reduced graphene oxide-Bi<sub>2</sub>ZnS<sub>4</sub> nanocomposite. *Journal of Electroanalytical Chemistry* 817, 118-127.
- Wu, W.Q., Jia, M.M., Wang, Z.Z., Zhang, W., Zhang, Q., Liu, G.Z., Zhang, Z.W., Li, P.W. (2019a) Simultaneous voltammetric determination of cadmium(II), lead(II), mercury(II), zinc(II), and copper(II) using a glassy carbon electrode modified with magnetite (Fe<sub>3</sub>O<sub>4</sub>) nanoparticles and fluorinated multiwalled carbon nanotubes. *Microchimica Acta* 186(2).
- Wu, X., Wu, S., Li, Y., Chen, H., Yuan, Q., Gan, W. (2019b) A highly sensitive electrochemical sensor for Cd(II) based on protic salt derived nitrogen and sulfur co-doped porous carbon. *Analytica Chimica Acta* 1046, 115-122.
- Xi, H.Y., Liu, Q.Y., Chen, Z.B. (2018) Determination of nickel(II) at nanomolar levels using iodide-responsive gold-copper nanoparticles as colorimetric probes. *Microchimica Acta* 185(2).
- Xiao, F., Guo, M., Wang, J., Yan, X., Li, H., Qian, C., Yu, Y., Dai, D. (2018) Ferrocene-terminated dendrimer functionalized graphene oxide layered sensor toward highly sensitive evaluation of Di(2-ethylhexyl) phthalate in liquor samples. *Analytica Chimica Acta* 1043, 35-44.
- Xie, H., Bei, F., Hou, J., Ai, S. (2018a) A highly sensitive dual-signaling assay via inner filter effect between g-C<sub>3</sub>N<sub>4</sub> and gold nanoparticles for organophosphorus pesticides. *Sensors and Actuators, B: Chemical* 255, 2232-2239.
- Xie, R.G., Zhou, L.L., Lan, C.L., Fan, F.F., Xie, R.F., Tan, H.Y., Xie, T.S., Zhao, L.M. (2018b) Nanostructured carbon black for simultaneous electrochemical determination of trace lead and cadmium by differential pulse stripping voltammetry. *Royal Society Open Science* 5(7).

- Xu, L.N., Ouyang, R.Z., Zhou, S., Wen, H.F., Zhang, X., Yang, Y., Guo, N., Li, W.W., Hu, X., Yang, Z.Y., Ouyang, L., Miao, Y.Q. (2014) Sn-Pb Hybrid Nanoparticle Decorated Mesoporous Carbon for Sensitive Stripping Detection of Cd (II). *Journal of the Electrochemical Society* 161(12), H730-H737.
- Xu, L., Zhao, Y., Fan, C., Fan, Z., Zhao, F. (2017a) First study to explore the feasibility of applying microbial fuel cells into constructed wetlands for COD monitoring. *Bioresource Technology* 243, 846-854.
- Xu, Q., Guo, X., Xu, L., Ying, Y., Wu, Y., Wen, Y., Yang, H. (2017b) Template-free synthesis of SERS-active gold nanopopcorn for rapid detection of chlorpyrifos residues. *Sensors and Actuators, B: Chemical* 241, 1008-1013.
- Xu, W., Li, T., Huang, W., Luan, Y., Yang, Y., Li, S., Yang, W. (2017c) A magnetic fluorescence molecularly imprinted polymer sensor with selectivity for dibutyl phthalate: Via Mn doped ZnS quantum dots. *Rsc Advances* 7(81), 51632-51639.
- Xu, W., Wang, Q., Huang, W., Yang, W. (2017d) Construction of a novel electrochemical sensor based on molecularly imprinted polymers for the selective determination of chlorpyrifos in real samples. *Journal of Separation Science* 40(24), 4839-4846.
- Xu, G., Huo, D., Hou, C., Zhao, Y., Bao, J., Yang, M., Fa, H. (2018a) A regenerative and selective electrochemical aptasensor based on copper oxide nanoflowers-single walled carbon nanotubes nanocomposite for chlorpyrifos detection. *Talanta* 178, 1046-1052.
- Xu, S., Chen, X., Peng, G., Jiang, L., Huang, H. (2018b) An electrochemical biosensor for the detection of Pb<sup>2+</sup> based on G-quadruplex DNA and gold nanoparticles. *Analytical and Bioanalytical Chemistry* 410(23), 5879-5887.
- Xu, Z., Wang, R., Mei, B., Ding, L., Wang, L., Chen, M., Cheng, Y. (2018c) A surface-enhanced Raman scattering active core/shell structure based on enzyme-guided crystal growth for bisphenol A detection. *Analytical Methods* 10(31), 3878-3883.
- Xu, Z., Zhang, L.W., Mei, B., Tu, J., Wang, R., Chen, M.L., Cheng, Y.H. (2018d) A Rapid Surface-Enhanced Raman Scattering (SERS) Method for Pb<sup>2+</sup> Detection Using L-Cysteine-Modified Ag-Coated Au Nanoparticles with Core-Shell Nanostructure. *Coatings* 8(11), 9.
- Xuan, X., Park, J.Y. (2018) A miniaturized and flexible cadmium and lead ion detection sensor based on micro-patterned reduced graphene oxide/carbon nanotube/bismuth composite electrodes. *Sensors and Actuators B: Chemical* 255, 1220-1227.
- Yan, X., Shi, X., Yang, J., Zhang, X., Jia, W., Ma, J. (2017) Towards field detection of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in environment water using a self-Assembled SERS sensor. Hang, W., Hou, X., Zhao, B., Wang, Z., Xie, M., Shimura, T., Yu, J. (eds), SPIE.
- Yan, H.W., Hu, S.Q. (2018) Electrochemical Sensing of Heavy Metal Ions based on Monodisperse Single-crystal Fe<sub>3</sub>O<sub>4</sub> Microspheres. *Journal of Wuhan University of Technology-Materials Science Edition* 33(6), 1422-1427.
- Yang, M., Zhao, X., Zheng, S., Liu, X., Jin, B., Li, H., Gan, Y. (2017) A new electrochemical platform for ultrasensitive detection of atrazine based on modified self-ordered Nb<sub>2</sub>O<sub>5</sub> nanotube arrays. *Journal of Electroanalytical Chemistry* 791, 17-22.
- Yang, M., Li, P.H., Xu, W.H., Wei, Y., Li, L.N., Huang, Y.Y., Sun, Y.F., Chen, X., Liu, J.H., Huang, X.J. (2018) Reliable electrochemical sensing arsenic(III) in nearly groundwater pH based on efficient adsorption and excellent electrocatalytic ability of AuNPs/CeO<sub>2</sub>-ZrO<sub>2</sub> nanocomposite. *Sensors and Actuators B-Chemical* 255, 226-234.
- Yao, S.S., Zhi, L.F., Guo, J., Yan, S.J., Zhang, M.G. (2018) Hierarchical Porous NiCo<sub>2</sub>O<sub>4</sub> array grown on Ni foam for the Simultaneous Electrochemical Detection of Copper(II) and Mercury(II). *International Journal of Electrochemical Science* 13(1), 542-550.
- Yap, S.H.K., Chien, Y.H., Tan, R., Alauddin, A.R.B., Ji, W.B., Tjin, S.C., Yong, K.T. (2018) An Advanced Hand-Held Microfiber-Based Sensor for Ultrasensitive Lead Ion Detection. *Acs Sensors* 3(12), 2506-2512.
- Yasinzai, M., Mustafa, G., Asghar, N., Ullah, I., Zahid, M., Lieberzeit, P.A., Han, D., Latif, U. (2018) Ion-Imprinted Polymer-Based Receptors for Sensitive and Selective Detection of Mercury Ions in Aqueous Environment. *Journal of Sensors*, 6.
- Yin, Y., Wang, H., Liu, G. (2018) Electrochemical Detection of Trace Cadmium and Lead on a MCM41/Nafion/Antimony Film Composite-Modified Electrode. *International Journal of Electrochemical Science* 13(11), 10259-10273.
- Yola, M.L., Atar, N. (2017) Electrochemical Detection of Atrazine by Platinum Nanoparticles/Carbon Nitride Nanotubes with Molecularly Imprinted Polymer. *Industrial and Engineering Chemistry Research* 56(27), 7631-7639.
- Yolcu, M., Dere, N. (2018) All-solid-State Potentiometric Cu(II)-selective Sensor Based on Ion Imprinted Methacrylamide Polymer. *Electroanalysis* 30(6), 1147-1154.

- Yu, L.Y., Zhang, Q., Yang, B.R., Xu, Q., Xu, Q., Hu, X.Y. (2018) Electrochemical sensor construction based on Nafion/calcium lignosulphonate functionalized porous graphene nanocomposite and its application for simultaneous detection of trace  $Pb^{2+}$  and  $Cd^{2+}$ . *Sensors and Actuators B-Chemical* 259, 540-551.
- Yukird, J., Kongsittikul, P., Qin, J., Chailapakul, O., Rodthongkum, N. (2018) ZnO@graphene nanocomposite modified electrode for sensitive and simultaneous detection of Cd (II) and Pb (II). *Synthetic Metals* 245, 251-259.
- Yun, W., Cai, D., Jiang, J., Zhao, P., Huang, Y., Sang, G. (2016) Enzyme-free and label-free ultra-sensitive colorimetric detection of  $Pb^{2+}$  using molecular beacon and DNAzyme based amplification strategy. *Biosensors and Bioelectronics* 80, 187-193.
- Zare, H., Ghalkhani, M., Akhavan, O., Taghavinia, N., Marandi, M. (2017) Highly sensitive selective sensing of nickel ions using repeatable fluorescence quenching-emerging of the CdTe quantum dots. *Materials Research Bulletin* 95, 532-538.
- Zarei, K., Khodadadi, A. (2017) Very sensitive electrochemical determination of diuron on glassy carbon electrode modified with reduced graphene oxide-gold nanoparticle-Nafion composite film. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 144, 171-177.
- Zazoua, A., Bouraoui, S., Jaffrezic-Renault, N. (2018a) Cu(II) Adsorption onto a Biopolymer Extracted from a Vegetable Waste: Application to a Miniaturized Electrochemical Sensor. *Journal of Inorganic and Organometallic Polymers and Materials* 28(5), 1914-1923.
- Zazoua, A., Khedimallah, N., Jaffrezic-Renault, N. (2018b) Electrochemical Determination of Cadmium, Lead, and Nickel Using a Polyphenol-Polyvinyl Chloride Boron-Doped Diamond Electrode. *Analytical Letters* 51(3), 336-347.
- Zengin, A., Tamer, U., Caykara, T. (2018) SERS detection of polyaromatic hydrocarbons on a  $\beta$ -cyclodextrin containing polymer brush. *Journal of Raman Spectroscopy* 49(3), 452-461.
- Zhad, H., Lai, R.Y. (2018) Application of Calcium-Binding Motif of E-Cadherin for Electrochemical Detection of Pb(II). *Analytical Chemistry* 90(11), 6519-6525.
- Zhai, X., Zhang, H., Zhang, M., Yang, X., Gu, C., Zhou, G., Zhao, H., Wang, Z., Dong, A., Wang, J. (2017) A rapid electrochemical monitoring platform for sensitive determination of thiamethoxam based on B-cyclodextrin-graphene composite. *Environmental Toxicology and Chemistry* 36(8), 1991-1997.
- Zhang, L., Chang, H.X., Hirata, A., Wu, H.K., Xue, Q.K., Chen, M.W. (2013) Nanoporous Gold Based Optical Sensor for Sub-ppt Detection of Mercury Ions. *ACS Nano* 7(5), 4595-4600.
- Zhang, Y., Zeng, G.M., Tang, L., Li, Y.P., Chen, Z.M., Huang, G.H. (2014) Quantitative detection of trace mercury in environmental media using a three-dimensional electrochemical sensor with an anionic intercalator. *Rsc Advances* 4(36), 18485-18492.
- Zhang, C., Lai, C., Zeng, G., Huang, D., Tang, L., Yang, C., Zhou, Y., Qin, L., Cheng, M. (2016) Nanoporous Au-based chronocoulometric aptasensor for amplified detection of  $Pb^{2+}$  using DNAzyme modified with Au nanoparticles. *Biosensors and Bioelectronics* 81, 61-67.
- Zhang, Y., Zhang, C., Ma, R., Du, X., Dong, W., Chen, Y., Chen, Q. (2017) An ultra-sensitive Au nanoparticles functionalized DNA biosensor for electrochemical sensing of mercury ions. *Materials Science and Engineering: C* 75, 175-181.
- Zhang, J., Zhang, Y., Zhou, J., Wang, L. (2018a) Construction of a highly sensitive non-enzymatic nitrite sensor using electrochemically reduced holey graphene. *Analytica Chimica Acta* 1043, 28-34.
- Zhang, R.L., Hong, S.J., Zhang, D.X., Li, S.J., Zhao, Z.X., Bai, H.P. (2018b) Nano alpha-FeOOH Modified Carbon Paste Electrode for Arsenic Determination in Natural Waters. *Materials Science-Medziagotyra* 24(4), 355-361.
- Zhang, S.R., Wang, W., Xu, G.J., Yao, C., Xu, Y.H., Su, Z.M. (2018c) A fluorescent sensor for selective, sensitive, and recyclable detection of mercury(II) in aqueous solution based on a zinc(II) coordination polymer. *Inorganic Chemistry Communications* 89, 73-77.
- Zhang, X.P., Wang, Q.Q., Li, J., Huang, L., Yu, D.B., Dong, S.J. (2018d) In situ fabrication of hollow ZnO@NC polyhedra from ZIF-8 for the determination of trace Cd(II). *Analyst* 143(12), 2837-2843.
- Zhang, N., Wang, X.L., Ma, C.C., Qiao, Y.Q., Zhang, H., Shi, C.P., Zhou, X., Zhang, Y.C., Qiao, R.R., Wang, X.C., Zhong, J. (2019) Electrospun Nanofibrous Cellulose Acetate/Curcumin Membranes for Fast Detection of Pb Ions. *Journal of Nanoscience and Nanotechnology* 19(2), 670-674.
- Zhao, G., Liu, G. (2018) A Portable Electrochemical System for the On-Site Detection of Heavy Metals in Farmland Soil Based on Electrochemical Sensors. *Ieee Sensors Journal* 18(14), 5645-5655.
- Zhao, X., Ju, X., Qiu, S., Hu, W., Yang, L., Zhang, J. (2018) Fast and Sensitive Detection of Diisononyl Phthalate in Liquor Sample by Molecularly Imprinted Polymer Based Electrochemical Sensor. *Russian Journal of Electrochemistry* 54(8), 636-643.

- Zheng, L., Zhang, C., Ma, J., Hong, S., She, Y., Abd Ei-Aty, A.M., Yahui, H., Yu, H., Liu, H., Wang, J. (2018a) Fabrication of a highly sensitive electrochemical sensor based on electropolymerized molecularly imprinted polymer hybrid nanocomposites for the determination of 4-nonylphenol in packaged milk samples. *Analytical Biochemistry* 559, 44-50.
- Zheng, P., Kasani, S., Shi, X., Boryczka, A.E., Yang, F., Tang, H., Li, M., Zheng, W., Elswick, D.E., Wu, N. (2018b) Detection of nitrite with a surface-enhanced Raman scattering sensor based on silver nanopyramid array. *Analytica Chimica Acta* 1040, 158-165.
- Zheng, W., Xiong, Z., Li, H., Yu, S., Li, G., Niu, L., Liu, W. (2018c) Electrodeposited Pt@Molecularly imprinted polymer core-shell nanostructure: Enhanced sensing platform for sensitive and selective detection of bisphenol A. *Sensors and Actuators, B: Chemical* 272, 655-661.
- Zheng, X.Y., Chen, S., Chen, J.B., Guo, Y.H., Peng, J., Zhou, X.C., Lv, R.X., Lin, J.D., Lin, R.Y. (2018d) Highly sensitive determination of lead(II) and cadmium(II) by a large surface area mesoporous alumina modified carbon paste electrode. *Rsc Advances* 8(14), 7883-7891.
- Zhou, Z., Li, T., Xu, W., Huang, W., Wang, N., Yang, W. (2017) Synthesis and characterization of fluorescence molecularly imprinted polymers as sensor for highly sensitive detection of dibutyl phthalate from tap water samples. *Sensors and Actuators, B: Chemical* 240, 1114-1122.
- Zhou, M., Dick, J.E., Hu, K., Mirkin, M.V., Bard, A.J. (2018a) Ultrasensitive Electroanalysis: Femtomolar Determination of Lead, Cobalt, and Nickel. *Analytical Chemistry* 90(2), 1142-1146.
- Zhou, S.-F., Han, X.-J., Fan, H.-L., Huang, J., Liu, Y.-Q. (2018b) Enhanced electrochemical performance for sensing Pb(II) based on graphene oxide incorporated mesoporous MnFe<sub>2</sub>O<sub>4</sub> nanocomposites. *Journal of Alloys and Compounds* 747, 447-454.
- Zhou, Y., Mur, L.A., Edwards, A., Davies, J., Han, J., Qin, H., Ye, Y. (2018c) A novel chemical sensor with multiple all-solid-state electrodes and its application in freshwater environmental monitoring. *Water Science and Technology* 78(2), 432-440.
- Zhu, J., Jia, T.T., Li, J.J., Li, X., Zhao, J.W. (2019) Plasmonic spectral determination of Hg(II) based on surface etching of Au-Ag core-shell triangular nanoplates: From spectrum peak to dip. *Spectrochimica Acta Part a-Molecular and Biomolecular Spectroscopy* 207, 337-347.
- Zuo, Y.X., Xu, J.K., Xing, H.K., Duan, X.M., Lu, L.M., Ye, G., Jia, H.Y., Yu, Y.F. (2018) Simple and green synthesis of piperazine-grafted reduced graphene oxide and its application for the detection of Hg(II). *Nanotechnology* 29(16), 8.

Annexe 1 : Synthèse des informations recueillies sur les capteurs recensés dans la mise à jour bibliographique 2017-2018 : Familles de substances, substances, type de capteur, type de transducteur, type de récepteur (en anglais), matrices testées, gamme de mesure linéaire, limite de détection, référence et pays d'affiliation du premier auteur.

Famille de composé	Composé	Type transducteur	Technique analytique	Matrices testées	range	Limit of Detection	Ref.	Pays
pesticides	atrazine	EI.	DPV	eau synthétique	0.04 – 0.6 µg/L	0.018 µg/L	Yang et al., 2017	Chine
pesticides	atrazine	EI.	SWW	eau usée	0 – 215 ng/L	0.4 ng/L	Kardas et al., 2017	Turquie
pesticides	atrazine	EI.	SWW	eau usée	0.21 – 21 ng/L	0.03 ng/L	Yola et Atar2017	Turquie
pesticides	atrazine	Opt.	Fluorimétrie	fruit et légume	1.1 – 1510 ng/L	0.65 ng/L	Mohapatra et al., 2018	Inde
pesticides	atrazine acétamipride	EI.	EIS	eau synthétique	atrazine : 0.13 – 129 µg/L acétamipride : 0.009 – 223 µg/L	atrazine : 8.63 ng/L acétamipride : 1.34 ng/L	Madianos et al., 2018	Grèce
pesticides	atrazine cyanazine simazine	Opt.	LSPR	eau synthétique	–	atrazine : 19.6 ng/L cyanazine : 22.9 ng/L simazine : 6.3 ng/L	Saylan et al., 2017	Turquie
pesticides	atrazine diuron simazine	Opt.	Fluorimétrie	eau de mer	2.5 – 100 µg/L	atrazine : 0.44 µg/L diuron : 0.25 µg/L simazine : 1.35 µg/L	Turemis et al., 2018	Italie
pesticides	atrazine paraquat	Opt.	White Light Reflectance Spectroscopy	eau de robinet, eau de rivière	atrazine : 0 – 5 µg/L paraquat : 0 – 2.5 µg/L	LOQ atrazine : 0.08 µg/L LOQ paraquat : 0.1 µg/L	Strava et al., 2018	Grèce
pesticides	atrazine α-endosulfan β-endosulfan	Opt.	Spectral peak shift	eau synthétique	–	atrazine : 1.4 ng/L α-endosulfan : 0.32 mg/L β-endosulfan : 0.21 mg/L	Bui et al., 2018	Vietnam
pesticides	carbaryl	EI.	DPV	fruit et légume, boisson	0.80 – 60.4 µg/L	0.24 µg/L	Rahmani et al., 2018	Iran
pesticides	carbofuran	EI.	Ampérométrie	eau de mer	0.001 – 1000 ng/L	0.001 ng/L	Li et al., 2017b	Chine
pesticides	chlorpyrifos diazinon quinalphos	EI.	Potentiométrie	eau souterraine	chlorpyrifos : 0.0001 – 100 µg/L diazinon : 0.0001 – 100 µg/L quinalphos : 0.0001 – 100 µg/L	chlorpyrifos : 2.2 ng/L diazinon : 4.6 ng/L quinalphos : 6.2 µg/L	Al-Bayat2018	Irak
pesticides	chlorpyrifos endosulfan parathion méthyl monocrotophos	EI.	Ampérométrie	?	Chlorpyrifos : 35 – 45500 µg/L Endosulfan : 41 – 52900 µg/L Methyl Parathion : 26 – 34200 µg/L Monocrotophos : 22 – 29000 µg/L	Chlorpyrifos : 0.77 µg/L Endosulfan : 1.02 µg/L Methyl Parathion : 0.50 µg/L Monocrotophos : 0.51 µg/L	Dhull2018	Inde
pesticides	chlorpyrifos féntrothion paraoxone	EI.	Ampérométrie	eau de robinet	chlorpyrifos : 350 – 3500 µg/L féntrothion : 277 – 2770 µg/L paraoxone : 275 – 2750 µg/L	chlorpyrifos : 291 µg/L féntrothion : 169 µg/L paraoxone : 99 µg/L	Sgobbi et Machado2018	Brésil
pesticides	chlorpyrifos fenthion parathion méthyl	EI.	DPV	fruit et légume	chlorpyrifos : 3.5 – 56.1 µg/L fenthion : 2.8 – 44.5 µg/L parathion méthyl : 2.6 – 42.1 µg/L	chlorpyrifos : 0.6 µg/L fenthion : 0.7 µg/L parathion méthyl : 1.8 µg/L	Tunesi et al., 2018	Turquie
pesticides	chlorpyrifos	EI.	DPV	fruit et légume	0.35 – 140 pg/L	0.12 pg/L	Roushani et al., 2018	Iran
pesticides	chlorpyrifos	EI.	DPV	fruit et légume, eau de rivière	0.03 – 3500 µg/L	1.4 µg/L	Xu et al., 2017d	Chine

pesticides	chlorpyrifos	EI.	DPV	fruit et légume	0.1 – 150 µg/L	0.07 µg/L	Xu et al., 2018a	Chine
pesticides	chlorpyrifos	EI.	PEC	eau de robinet, eau de rivière	0.1 – 50 µg/L	0.03 µg/L	Liu et al., 2018c	Chine
pesticides	chlorpyrifos	EI.	PEC	boisson, eau de rivière	0.01 – 100 µg/L	7.4 ng/L	Sun et al., 2017	Chine
pesticides	chlorpyrifos	EI.	PEC	eau de rivière	0.3 – 80 µg/L	0.01 µg/L	Wang et al., 2018c	Chine
pesticides	chlorpyrifos	Opt.	Fluorimétrie	eau synthétique	–	0.14 µg/L	Wei et al., 2018	Chine
pesticides	chlorpyrifos	Opt.	Fluorimétrie Colorimétrie	fruit et légume (batch)	7 – 2100 ng/L	2.4 ng/L	Xie et al., 2018a	Chine
pesticides	chlorpyrifos	Opt.	SERS	fruit et légume	526 – 2590 µg/L	350 µg/L	Xu et al., 2017b	Chine
pesticides	diuron	EI.	DPV	fruit et légume	47 – 12820 µg/L	12.1 µg/L	Sun et al., 2018	Chine
pesticides	diuron	EI.	DPV	fruit et légume, eau de robinet, eau minérale	0.23 – 23.3 µg/L	0.07 µg/L	Zarei et Khodadadi, 2017	Iran
pesticides	diuron	Opt.	Fluorimétrie	eau de robinet	–	–	Tahirbegi et al., 2017	Allemagne
pesticides	endosulfan	EI.	Potentiométrie	eau synthétique	8.1 – 48 mg/L	8.1 mg/L	Bow et al., 2017	Indonésie
pesticides	malathion	Opt.	Colorimétrie	eau de lac, eau minérale	3.3 – 248 ng/L	0.64 ng/L	Bala et al., 2017	Inde
pesticides	naptalame	EI.	SWW	eau de rivière	29.1 – 2910 µg/L	4.4 µg/L	Brycht et al., 2018	Pologne
pesticides	parathion méthyl	EI.	PEC	fruit et légume, boisson	0.002 – 4000 µg/L	0.56 ng/L	Song et al., 2018a	Chine
pesticides	profenofos	Opt.	Déflexion	fruit et légume	5 – 1000 µg/L	1.3 µg/L	Li et al., 2018a	Chine
pesticides	thiamétoxam	EI.	LSV	fruit et légume	146 – 4670 µg/L	78.8 µg/L	Zhai et al., 2017	Chine
pesticides	trifluraline	EI.	SWW	?	0.33 – 67 µg/L	0.33 µg/L	Irandoost et al., 2017	Iran
HAP	anthracene	EI.	Conductimétrie	eau synthétique	–	0.23 µg/L	Latif et al., 2018	Autriche
HAP	anthracene naphthalene phenanthrene	Opt.	Fluorimétrie	-	–	–	Han et al., 2018	Chine
HAP	anthracene pyrene	Opt.	SERS	-	anthracene : 1.78 – 4.46 µg/L pyrene : 0.50 – 2.00 µg/L	anthracene : 0.43 µg/L pyrene : 0.16 µg/L	Zengin et al., 2018	Turquie
HAP	benzo (a) pyrene	EI.	EIS	eau de robinet, eau de rivière	3 – 20 µg/L	1 µg/L	Beloglazova et al., 2018	Belgique
HAP	benzo (a) pyrene	EI.	LSV	-	–	1.52 µg/L	Felemban et al., 2017	Irlande
HAP	benzo (a) pyrene	Opt.	LSPR	?	?	25.2 µg/L	Wan et al., 2017	Chine
HAP	benzo (a) pyrene	Opt.	SERS	eau de mer	–	0.50 µg/L	Dribek et al., 2017	France
HAP	fluorene phenanthrene	Opt.	SERS	?	?	fluorene : 0.15 µg/L phenanthrene : 0.12 µg/L	Yan et al., 2017	Chine
HAP	naphtalène	EI.	EIS	-	–	30 µg/L	Toledo et al., 2018	Brésil
HAP	pyrene	Opt.	Fluorimétrie	eau de robinet, eau de rivière	–	1.6 ng/L	Ghosh et al., 2018	Inde
phénols	4-nonylphénol	EI.	CV	eau de lac	2.2 – 220 µg/L	0.66 µg/L	Su et al., 2017	Chine
phénols	4-nonylphénol	EI.	DPV	lait, plastique	50 – 500 µg/L	0.01 µg/L	Zheng et al., 2018a	Chine
phénols	bisphénol A	EI.	DPASV	fluides biologiques	1.1 – 228 ng/L	0.05 ng/L	Kashefi-Kheyraadi et al., 2018	Corée du Sud

phénols	bisphénol A	EI.	DPV	eau en bouteille	11.4 – 4570 µg/L	0.18 µg/L	Qin et al., 2018	Chine
phénols	bisphénol A	EI.	DPV	eau en bouteille	137 – 9130 µg/L	37.4 µg/L	Shi et al., 2018	Chine
phénols	bisphénol A	EI.	DPV	eau de robinet, eau de rivière	46.6 – 21900 µg/L	38.8 µg/L	Tian et al., 2018	Chine
phénols	bisphénol A	EI.	DPV	sérum, eau en bouteille	1.6 – 16000 µg/L	0.73 µg/L	Zheng et al., 2018c	Chine
phénols	bisphénol A	EI.	EIS	lait	0.22 – 2280 ng/L	0.05 ng/L	Hsine et al., 2018	Tunisie
phénols	bisphénol A	EI.	electrochemiluminescence	eau de robinet, eau de rivière	10 – 5000 µg/L	0.66 µg/L	Chain et al., 2018	Chine
phénols	bisphénol A	EI.	electrochemiluminescence	eau de lac	11.4 – 685 µg/L	4.6 µg/L	Wu et al., 2018b	Chine
phénols	bisphénol A	EI.	PEC	plastique	10.7 – 11900 µg/L	2.0 µg/L	Fan et al., 2018	Chine
phénols	bisphénol A	EI.	PEC	-	8 – 63.9 µg/L	2.7 µg/L	Feng et al., 2018	Chine
phénols	bisphénol A	EI.	PEC	eau en bouteille	2.3 – 6850 ng/L	0.9 ng/L	Gao et al., 2018	Chine
phénols	bisphénol A	Opt.	Fluorimétrie (turn off)	eau synthétique, plastique	1.0 – 25.1 µg/L	0.36 µg/L	Tasci et al., 2018	Turquie
phénols	bisphénol A	Opt.	SERS	eau synthétique	0.05 – 60 µg/L	0.073 µg/L	Lin et Stanciu 2018	USA
phénols	bisphénol A	Opt.	SERS	eau en bouteille	0.01 – 1 µg/L	2.8 ng/L	Wang et al., 2018a	Chine
phénols	bisphénol A	Opt.	SERS	eau synthétique	68.5 – 22800 µg/L	11.4 µg/L	Wang et al., 2018i	Chine
phénols	bisphénol A	Opt.	SERS	?	?	0.05 ng/L	Xu et al., 2018c	Chine
phtalate	DBP	EI.	EIS	eau de robinet, eau de rivière	-	7 µg/L	Liang et al., 2017	Chine
phtalate	DBP	Opt.	Fluorimétrie	eau de mer	-	2.07 µg/L	Wei et al., 2018	Chine
phtalate	DBP	Opt.	Fluorimétrie	eau de robinet	1390 – 13900 µg/L	22.3 µg/L	Xu et al., 2017c	Chine
phtalate	DBP	Opt.	Fluorimétrie	eau de robinet	1390 – 13900 µg/L	11.1 µg/L	Zhou et al., 2017	Chine
phtalate	DEHP	EI.	DPV	spiritueux	234 – 390000 µg/L	23.3 µg/L	Xiao et al., 2018	Chine
phtalate	DEHP	EI.	ISFET	fluides biologiques	50 – 100 µg/L	25 µg/L	Venkatesh et al., 2018b	Hong Kong
phtalate	DEHP	Opt.	Fluorimétrie	-	0.0005 – 100 µg/L	0.5 ng/L	Lim et al., 2018	Corée du Sud
phtalate	DEHP	Opt.	Fluorimétrie	eau de robinet	195 – 15600 µg/L	0.51 µg/L	Wang et al., 2018j	Chine
phtalate	DEHP BBP DBP	Opt.	SERS	-	-	100 µg/L	Wu et al., 2018a	Taiwan
phtalate	DINP	EI.	CV	spiritueux	20.9 – 418 µg/L	11.3 µg/L	Zhao et al., 2018	Chine
PCB	PCB77	Opt.	Colorimétrie	eau de rivière	0.15 – 263 µg/L	0.0146 µg/L	Cheng et al., 2018	Chine
métaux et métalloïdes	Cd (II)	EI.	ASV	eau de robinet	0.1 ng/L – 11 µg/L	0.03 ng/L	Meng et al., 2018a	Chine
métaux et métalloïdes	Cd (II)	EI.	ASV	fruit et légume	170 – 800 µg/L	56 µg/L	Palisoc et al., 2018	Philippines
métaux et métalloïdes	Cd (II)	EI.	DC	eau de robinet, eau de rivière, eau usée	2 – 80 µg/L	7 µg/L	Gumpu et al., 2018	Inde
métaux et métalloïdes	Cd (II)	EI.	DPASV	eau de lac, pigments, cosmétique, fertilisant	1 – 5 mg/L	3.4 µg/L	Aravind and Mathew, 2018	Inde
métaux et métalloïdes	Cd (II)	EI.	DPASV	eau de rivière, eau usée, eau de robinet	0.9 – 5.6 µg/L	0.01 µg/L	Dahaghin et al., 2018a	Nouvelle-Zélande
métaux et métalloïdes	Cd (II)	EI.	DPASV	eau "réelle"	-	11 µg/L	Dali et al., 2018	Algérie
métaux et métalloïdes	Cd (II)	EI.	DPASV	eau de robinet, eau de forage	1.6 – 7.3 mg/L	500 µg/L	Dehdashian and Shamsipur, 2018	Iran
métaux et métalloïdes	Cd (II)	EI.	DPASV	eau de robinet	39 – 11 000 µg/L	39 µg/L	Fomo et al., 2018	Afrique du Sud

métaux et métalloïdes	Cd (II)	EI.	DPASV	lampon acétate pH 5.0	1 – 90 µg/l	0.8 µg/L	Jiang et al., 2018b	Chine
métaux et métalloïdes	Cd (II)	EI.	DPASV	eau usée	10 – 130 µg/L	0.12 µg/L	Kumar et al., 2018	Inde
métaux et métalloïdes	Cd (II)	EI.	DPASV	eau de robinet, eau de source, eau de rivière, eau usée, sol	–	0.54 µg/L	Nisar et al., 2018	Pakistan
métaux et métalloïdes	Cd (II)	EI.	DPASV	aliment	4.25 – 79 µg/L	0.03 µg/L	Ramalingam et al., 2019	Thaïlande
métaux et métalloïdes	Cd (II)	EI.	DPASV	eau de robinet, eau de lac, riz	4 – 80 µg/L	0.1 µg/L	Wu et al., 2019b	Chine
métaux et métalloïdes	Cd (II)	EI.	DPASV	eau de robinet, eau de rivière	0.7 – 112 µg/L	0.9 µg/l	Xie et al., 2018b	Chine
métaux et métalloïdes	Cd (II)	EI.	DPASV	eau de robinet, eau de lac	5 – 500 µg/L	0.33 µg/L	Yu et al., 2018	Chine
métaux et métalloïdes	Cd (II)	EI.	DPASV	-	–	2.5 ng/L	Zazoua et al., 2018b	-
métaux et métalloïdes	Cd (II)	EI.	DPASV	eau "réelle"	0.3 – 300 µg/L	0.1 µg/L	Zhang et al., 2018d	Chine
métaux et métalloïdes	Cd (II)	EI.	DPASV	eau de robinet, eau de lac	0.2 µg/L – 11 mg/L	1 µg/L	Zheng et al., 2018d	Chine
métaux et métalloïdes	Cd (II)	EI.	ISE	eau de robinet, eau de rivière, sols	6 – 416 µg/L	1.80 µg/L	Mirzaei and Pili, 2015	Iran
métaux et métalloïdes	Cd (II)	EI.	QCM	eau ultrapure	20 – 1452 µg/L	5 µg/L	Taneja et al., 2018	Inde
métaux et métalloïdes	Cd (II)	EI.	SWASV	eau de robinet, eau de robinet, eau minérale	0.5 – 100 µg/L	0.17 µg/L	Baghayeri et al., 2018	Iran
métaux et métalloïdes	Cd (II)	EI.	SWASV	eau de robinet	0.3 – 120 µg/L	0.3 µg/L	Hassan et al., 2018	Egypte
métaux et métalloïdes	Cd (II)	EI.	SWASV	eau de robinet	2 – 40 µg/L	1.3 µg/L	Hwang et al., 2019	USA
métaux et métalloïdes	Cd (II)	EI.	SWASV	eau de robinet, lait, sérum bovin	1 – 150 µg/L	0.3 µg/L	Jiang et al., 2018a	Chine
métaux et métalloïdes	Cd (II)	EI.	SWASV	standards	5 – 40 µg/L	0.9 µg/L	Kokkinos et al., 2018	Grèce
métaux et métalloïdes	Cd (II)	EI.	SWASV	eau de lac	0.5 – 380 µg/L	1.1 µg/L	Lin et al., 2018a	Chine
métaux et métalloïdes	Cd (II)	EI.	SWASV	eau "réelle"	7 – 120 µg/L	0.47 µg/L	Lin et al., 2018b	Chine
métaux et métalloïdes	Cd (II)	EI.	SWASV	eau de lac, eau de robinet	11 – 110 µg/L	0.7 µg/l	Ma et al., 2018	Chine
métaux et métalloïdes	Cd (II)	EI.	SWASV	eau de robinet, eau usée	1 – 100 µg/L	0.81 µg/L	Niu et al., 2015	Espagne
métaux et métalloïdes	Cd (II)	EI.	SWASV	eau souterraine, eau usée	0.2 – 2 µg/L	0.03 µg/L	Priya et al., 2019	Inde
métaux et métalloïdes	Cd (II)	EI.	SWASV	eau de rivière	10 – 500 µg/L	4.43 µg/L	Promphet et al., 2015	Thaïlande
métaux et métalloïdes	Cd (II)	EI.	SWASV	0.1 M tampon acétate, pH 5.0	–	0.08 µg/L	Rehman et al., 2018	Chine
métaux et métalloïdes	Cd (II)	EI.	SWASV	eau de robinet, eau de rivière	1.5 – 112 µg/L	0.2 µg/L	Ren et al., 2018b	Chine
métaux et métalloïdes	Cd (II)	EI.	SWASV	eau de rivière	5 – 110 µg/L	1.08 µg/L	Saeed et al., 2016	Irlande
métaux et métalloïdes	Cd (II)	EI.	SWASV	eau de robinet, eau de lac	1 – 120 µg/L	0.05 µg/L	Shi et al., 2017a	Chine
métaux et métalloïdes	Cd (II)	EI.	SWASV	eau de rivière	4 – 150 µg/L	3.2 µg/L	Vu et al., 2015	Vietnam
métaux et métalloïdes	Cd (II)	EI.	SWASV	eau de robinet, eau de lac	10 – 100 µg/L	1.24 µg/L	Wang et al., 2018d	Chine
métaux et métalloïdes	Cd (II)	EI.	SWASV	eau, riz	5.4 µg/L – 3.3 mg/L	1.57 µg/L	Wu et al., 2019a	Chine
métaux et métalloïdes	Cd (II)	EI.	SWASV	eau de rivière	0 – 140 µg/L	0.36 µg/L	Xu et al., 2014	Chine
métaux et métalloïdes	Cd (II)	EI.	SWASV	boisson	20 – 200 µg/L	0.6 µg/L	Xuan and Park, 2018	Corée du Sud
métaux et métalloïdes	Cd (II)	EI.	SWASV	eau de robinet	52 – 112 µg/L	7 µg/L	Yan and Hu, 2018	Chine
métaux et métalloïdes	Cd (II)	EI.	SWASV	extraction d'huile	5 – 30 µg/L	0.29 µg/L	Yin et al., 2018	Chine
métaux et métalloïdes	Cd (II)	EI.	SWASV	eau usée	10 – 20 µg/L	0.6 µg/L	Yukird et al., 2018	Thaïlande
métaux et métalloïdes	Cd (II)	EI.	SWASV	extraction de sol	1.5 – 50 µg/L	1.5 µg/L	Zhao and Liu, 2018	Chine



métaux et métalloïdes	Cd (II)	Opt.	Effective refractive index change	eau de robinet	0.04 – 6 µg/L	0.04 µg/L	Chauvin et al., 2019	France
métaux et métalloïdes	Cd (II)	Opt.	Fluorimétrie (turn on)	eau de rivière, poisson	2 – 11 mg/L	2 mg/L	Abbasi-Moayed et al., 2018	Iran
métaux et métalloïdes	Cd (II)	Opt.	Fluorimétrie (turn on)	standards	225 – 900 µg/L	225 µg/L	Kang et al., 2018	Corée du Sud
métaux et métalloïdes	Cd (II)	Opt.	Fluorimétrie (turn on)	eau de lac, eau usée, eau de forage	330 – 750 µg/L	1 µg/L	Poomalai et al., 2018	Inde
métaux et métalloïdes	Cd (II)	Opt.	Fluorimétrie (turn on)	boisson, eau de robinet, eau de rivière	20 – 2000 µg/L	38 µg/L	Sakthivel et al., 2017	Inde
métaux et métalloïdes	Cd (II)	Opt.	SPR	boisson, eau de robinet, eau de rivière, eau industrielle	5.6 – 56 mg/L	7 µg/L	Mehta et al., 2015	Inde
métaux et métalloïdes	Pb (II)	EI.	ACD	eau de robinet, salive	1 – 16 mg/L	1 mg/L	Zhad and Lai, 2018	USA
métaux et métalloïdes	Pb (II)	EI.	ACV	eau de rivière	0.02 ng/L – 20 µg/L	10 pg/L	Cai et al., 2018	Chine
métaux et métalloïdes	Pb (II)	EI.	Ampérométrie	tampon phosphate	13 – 62 pg/L	13 pg/L	Zhou et al., 2018a	USA
métaux et métalloïdes	Pb (II)	EI.	ASV	fruit et légume	132 – 800 µg/L	44 µg/L	Palisoc et al., 2018	Philippines
métaux et métalloïdes	Pb (II)	EI.	CC	eau de robinet, eau de lac, eau de rivière, sols agricoles	0.002 – 40 µg/L	0.84 ng/L	Xu et al., 2018b	Chine
métaux et métalloïdes	Pb (II)	EI.	CC	eau de robinet, eau de rivière, lixiviat de décharge	10 ng/L – 20 µg/L	2.5 ng/L	Zhang et al., 2016	Chine
métaux et métalloïdes	Pb (II)	EI.	CV	Standard	0.2 – 150 µg/L	0.17 µg/L	Karthick et al., 2018	Inde
métaux et métalloïdes	Pb (II)	EI.	DPASV	eau "réelle"	–	2 µg/L	Dali et al., 2018	Algérie
métaux et métalloïdes	Pb (II)	EI.	DPASV	eau de rivière, eau de lac	0.2 – 40 µg/L	0.15 µg/L	Dang et al., 2018	Vietnam
métaux et métalloïdes	Pb (II)	EI.	DPASV	eau de robinet	12 – 20 720 µg/L	12 µg/L	Fomo et al., 2018	Afrique du Sud
métaux et métalloïdes	Pb (II)	EI.	DPASV	-	20 µg/L – 2 mg/L	–	Ghalkhani et al., 2018	Iran
métaux et métalloïdes	Pb (II)	EI.	DPASV	tampon acétate pH 5.0	1 – 90 µg/l	0.8 µg/L	Jiang et al., 2018b	Chine
métaux et métalloïdes	Pb (II)	EI.	DPASV	eau usée	10 130 µg/L	0.12 µg/L	Kumar et al., 2018	Inde
métaux et métalloïdes	Pb (II)	EI.	DPASV	eau de robinet	0.66 pg/L – 40 µg/L	–	Qing et al., 2018	Chine
métaux et métalloïdes	Pb (II)	EI.	DPASV	aliment	0.35 – 6.5 µg/L	8 ng/L	Ramalingam et al., 2019	Thaïlande
métaux et métalloïdes	Pb (II)	EI.	DPASV	eau de robinet	20 µg/L – 2 mg/L	0.2 µg/L	Sun et al., 2018b	Chine
métaux et métalloïdes	Pb (II)	EI.	DPASV	eau de robinet, eau de rivière	1.2 – 207 µg/L	1.0 µg/l	Xie et al., 2018b	Chine
métaux et métalloïdes	Pb (II)	EI.	DPASV	eau de robinet, eau de lac	0.01 – 1mg/L	2 µg/L	Yu et al., 2018	Chine
métaux et métalloïdes	Pb (II)	EI.	DPASV	-	–	51 ng/L	Zazoua et al., 2018b	-
métaux et métalloïdes	Pb (II)	EI.	DPASV	eau de robinet, eau de lac	0.2 µg/l – 2 µg/L	0.04 µg/L	Zheng et al., 2018d	Chine
métaux et métalloïdes	Pb (II)	EI.	ISFET	standards	1 – 1000 µg/L	1 µg/L	Venkatesh et al., 2018a	Hong Kong
métaux et métalloïdes	Pb (II)	EI.	LASV	eau de robinet, eau de rivière	400 µg/L – 20 mg/L	82 µg/L	Shoub et al., 2017	Malaisie
métaux et métalloïdes	Pb (II)	EI.	LASV	tampon acétate pH 4.0	0.2 – 1.0 mg/L	72 µg/L	Tan et al., 2018	Philippines
métaux et métalloïdes	Pb (II)	EI.	PEC	boisson	4 – 323 µg/L	1 µg/L	Chen et al., 2018	Chine
métaux et métalloïdes	Pb (II)	EI.	SWASV	eau de mer, eau de robinet, eau minérale	0.5 – 100 µg/L	0.18 µg/L	Baghayeri et al., 2018	Iran
métaux et métalloïdes	Pb (II)	EI.	SWASV	eau de rivière, eau usée, eau de robinet	0.08 – 90 µg/L	0.02 µg/L	Dahaghin et al., 2018b	Nouvelle-Zélande
métaux et métalloïdes	Pb (II)	EI.	SWASV	eau de rivière	24 – 320 µg/L	1.5 µg/L	Finšgar et al., 2018	Slovénie
métaux et métalloïdes	Pb (II)	EI.	SWASV	eau de robinet	0.58 – 120 µg/L	0.58 µg/L	Hassan et al., 2018	Egypte

métaux et métalloïdes	Pb (II)	El.	SWASV	eau de robinet, eau de pluie, eau de rivière	0.1 – 200 µg/L	2.5 µg/L	He et al., 2018	Chine
métaux et métalloïdes	Pb (II)	El.	SWASV	eau de robinet	2 – 40 µg/L	1.5 µg/L	Hwang et al., 2019	USA
métaux et métalloïdes	Pb (II)	El.	SWASV	eau usée	4 – 103 µg/L	1.2 µg/L	Li et al., 2018c	Chine
métaux et métalloïdes	Pb (II)	El.	SWASV	eau de lac, boisson	–	0.7 µg/L	Li et al., 2018f	Chine
métaux et métalloïdes	Pb (II)	El.	SWASV	eau de lac	10 – 250 µg/L	0.16 µg/L	Lin et al., 2018a	Chine
métaux et métalloïdes	Pb (II)	El.	SWASV	eau "réelle"	5 – 120 µg/L	0.41 µg/L	Lin et al., 2018b	Chine
métaux et métalloïdes	Pb (II)	El.	SWASV	eau de robinet	0.1 – 1 µg/L	0.24 µg/L	Liu et al., 2018a	Chine
métaux et métalloïdes	Pb (II)	El.	SWASV	0.1 M tampon acétate, pH 5.0	10 – 145 µg/L	3 µg/L	Liu et al., 2018b	Chine
métaux et métalloïdes	Pb (II)	El.	SWASV	eau de robinet, eau de lac	1 – 180 µg/L	0.17 µg/L	Lu et al., 2019	Chine
métaux et métalloïdes	Pb (II)	El.	SWASV	eau de lac, eau de robinet	20 – 210 µg/L	0.6 µg/L	Ma et al., 2018	Chine
métaux et métalloïdes	Pb (II)	El.	SWASV	eau de mer	0.07 3 µg/L	0.07 µg/L	Molinero-Abad et al., 2018	Espagne
métaux et métalloïdes	Pb (II)	El.	SWASV	eau de robinet, eau usée	1 – 100 µg/L	0.65 µg/L	Niu et al., 2015	Espagne
métaux et métalloïdes	Pb (II)	El.	SWASV	eau souterraine, eau usée	0.4 – 4 µg/L	0.035 µg/L	Priya et al., 2019	Inde
métaux et métalloïdes	Pb (II)	El.	SWASV	eau de rivière	10 – 500 µg/L	3.30 µg/L	Promphet et al., 2015	Thaïlande
métaux et métalloïdes	Pb (II)	El.	SWASV	0.1 M tampon acétate, pH 5.0	–	0.16 µg/L	Rehman et al., 2018	Chine
métaux et métalloïdes	Pb (II)	El.	SWASV	eau de robinet, eau de rivière	2 – 207 µg/L	0.17 µg/L	Ren et al., 2018b	Chine
métaux et métalloïdes	Pb (II)	El.	SWASV	eau de rivière	5 – 110 µg/L	0.87 µg/L	Saeed et al., 2016	Irlande
métaux et métalloïdes	Pb (II)	El.	SWASV	eau de mer, eau de lac, eau de forage	0.7 – 13 µg/L	0.2 µg/L	Selvan and Narayanan, 2018	Inde
métaux et métalloïdes	Pb (II)	El.	SWASV	eau de robinet, eau de lac	1 – 120 µg/L	0.02 µg/L	Shi et al., 2017a	Chine
métaux et métalloïdes	Pb (II)	El.	SWASV	sang humain	0.2 – 10 µg/L	3 ng/L	Song et al., 2018b	Chine
métaux et métalloïdes	Pb (II)	El.	SWASV	eau de rivière	4 – 150 µg/L	2.1 µg/L	Vu et al., 2015	Vietnam
métaux et métalloïdes	Pb (II)	El.	SWASV	eau de robinet, eau de lac	10 – 50 µg/L	1.6 µg/L	Wang et al., 2018d	Chine
métaux et métalloïdes	Pb (II)	El.	SWASV	eau de robinet, eau de lac	0.2 – 1000 µg/L	0.2 µg/L	Wang et al., 2018f	Chine
métaux et métalloïdes	Pb (II)	El.	SWASV	eau, riz	5.8 µg/L – 6 mg/L	1.74 µg/L	Wu et al., 2019a	Chine
métaux et métalloïdes	Pb (II)	El.	SWASV	boisson	20 – 200 µg/L	0.2 µg/L	Xuan and Park, 2018	Corée du Sud
métaux et métalloïdes	Pb (II)	El.	SWASV	eau de robinet	60 – 162 µg/L	14 µg/L	Yan and Hu, 2018	Chine
métaux et métalloïdes	Pb (II)	El.	SWASV	extraction d'huile	5 – 30 µg/L	0.08 µg/L	Yin et al., 2018	Chine
métaux et métalloïdes	Pb (II)	El.	SWASV	eau usée	10 – 20 µg/L	0.8 µg/L	Yukird et al., 2018	Thaïlande
métaux et métalloïdes	Pb (II)	El.	SWASV	extraction de sol	1.5 – 50 µg/L	2.5 µg/L	Zhao and Liu, 2018	Chine
métaux et métalloïdes	Pb (II)	El.	SWASV	eau de rivière	40 – 145 µg/L	18 µg/L	Zhou et al., 2018b	Chine
métaux et métalloïdes	Pb (II)	Opt.	Colorimétrie	standards	200 – 4000 mg/L	200 mg/L	Zhang et al., 2019	Chine
métaux et métalloïdes	Pb (II)	Opt.	Fluorimétrie (turn off)	PBS (20 mM, 1:9 DMSO/H <sub>2</sub> O) pH 8.0	1 – 4 mg/L	0.4 µg/L	Shaily et al., 2018	Inde
métaux et métalloïdes	Pb (II)	Opt.	Fluorimétrie (turn on)	eau de rivière, poisson	4 – 20 mg/L	4 µg/L	Abbasi-Moayed et al., 2018	Iran
métaux et métalloïdes	Pb (II)	Opt.	Interferométrie	eau de robinet	–	5 µg/L	Yap, 2018	Singapoure
métaux et métalloïdes	Pb (II)	Opt.	SERS	boisson	1 – 2000 ng/L	0.2 ng/L	Xu et al., 2018d	Chine
métaux et métalloïdes	Pb (II)	Opt.	SPR	standard dans eau déionisée	–	0.3 µg/L	Alwahib et al., 2018	Irak

métaux et métalloïdes	Pb (II)	Opt	SPR	standards	0.004 – 1000 µg/L	4 ng/L	Shrivastav and Gupta, 2018	Inde
métaux et métalloïdes	Pb (II)	Opt	UV-visible	eau usée, sérum humain	200 µg/L – 37 mg/L	50 µg/L	Kongor et al., 2018	Italie
métaux et métalloïdes	Pb (II)	Opt	UV-visible	eau de rivière, eau de robinet eau de mer	–	10 µg/L	Sedghi et al., 2015	Iran
métaux et métalloïdes	Pb (II)	Opt	UV-visible	eau de rivière, eau de robinet eau de mer	?	10 µg/L	Sedghi et al., 2017	Iran
métaux et métalloïdes	Pb (II)	Opt	UV-visible	eau de rivière	10 ng/L – 1 µg/L	4.4 ng/L	Yun et al., 2016	Chine
métaux et métalloïdes	Hg (II)	EI.	Conductimétrie	standards	10 – 90 mg/L	2 mg/L	Yasinzai et al., 2018	Pakistan
métaux et métalloïdes	Hg (II)	EI.	CV	eau de rivière, eau souterraine, eau de robinet, jus de fruit	20 – 440 µg/L	0.3 µg/L	Hu et al., 2018	Chine
métaux et métalloïdes	Hg (II)	EI.	CV	eau de robinet, eau de rivière	10 ng/L – 40 µg/L	10 ng/L	Zhang et al., 2017	Chine
métaux et métalloïdes	Hg (II)	EI.	DPASV	eau de rivière, eau de lac	0.2 – 40 µg/L	0.13 µg/L	Dang et al., 2018	Vietnam
métaux et métalloïdes	Hg (II)	EI.	DPASV	eau de robinet	0.2 – 2 mg/L	40 µg/L	Devi et al., 2018	Inde
métaux et métalloïdes	Hg (II)	EI.	DPASV	eau de robinet	16 – 5 000 µg/L	16 µg/L	Fomo et al., 2018	Afrique du Sud
métaux et métalloïdes	Hg (II)	EI.	DPASV	eau de robinet	20 – 240 µg/L	0.32 µg/L	Gumpu et al., 2017	Inde
métaux et métalloïdes	Hg (II)	EI.	DPASV	eau de rivière	1 – 10 µg/L	0.06 µg/L	Liao et al., 2015	Chine
métaux et métalloïdes	Hg (II)	EI.	DPASV	eau de robinet	0.002 – 100 ng/L	1 ng/L	Liu et al., 2018d	Chine
métaux et métalloïdes	Hg (II)	EI.	DPASV	eau de robinet, eau de rivière, eau usée raffinerie	50 – 1 200 µg/L	4 µg/L	Mejri et al., 2018	Tunisie
métaux et métalloïdes	Hg (II)	EI.	DPASV	eau de robinet, eau de source, eau de rivière, eau usée, sol	–	0.23 µg/L	Nisar et al., 2018	Pakistan
métaux et métalloïdes	Hg (II)	EI.	DPASV	aliment	4.8 – 92 µg/L	0.04 µg/L	Ramalingam et al., 2019	Thaïlande
métaux et métalloïdes	Hg (II)	EI.	DPASV	eau de lac	2 – 18 µg/L	420 µg/L	Sebastian et al., 2018	Inde
métaux et métalloïdes	Hg (II)	EI.	DPASV	eau minérale, eau de robinet, eau de lac	0.2 – 20 mg/L	4.6 µg/L	Sun et al., 2018a	Chine
métaux et métalloïdes	Hg (II)	EI.	DPASV	eau de robinet	20 µg/L – 2 mg/L	16 µg/L	Sun et al., 2018b	Chine
métaux et métalloïdes	Hg (II)	EI.	DPASV	eau de robinet, eau interstielle de sédiment	2 pg/L – 200µg/L	0.12 pg/L	Tang et al., 2017	Chine
métaux et métalloïdes	Hg (II)	EI.	DPASV	eau de robinet, eau de rivière	0.2 – 40 µg/L	0.066 µg/L	Wu et al., 2016	Chine
métaux et métalloïdes	Hg (II)	EI.	DPASV	eau de robinet	0.8 µg/L – 2.4 mg/L	0.04 µg/L	Zuo et al., 2018	Chine
métaux et métalloïdes	Hg (II)	EI.	EIS	eau de robinet	20 pg/L – 2 µg/L	8 pg/L	Cai et al., 2017	Chine
métaux et métalloïdes	Hg (II)	EI.	EIS	eau de lac	0.02 – 2000 µg/L	0.65 µg/L	Kamal et al., 2017	Canada
métaux et métalloïdes	Hg (II)	EI.	ISFET	standards	0.05 – 40 µg/L	0.05 µg/L	Said et al., 2018	Emirats Arabes Unis
métaux et métalloïdes	Hg (II)	EI.	Microcantilever sensor	eau de robinet	20 ng/L – 0.2 µg/L	20 ng/L	Chu et al., 2018	Corée du Sud
métaux et métalloïdes	Hg (II)	EI.	PEC	boisson, eau de source	2 – 90 µg/L	1 µg/L	Li et al., 2018d	Chine
métaux et métalloïdes	Hg (II)	EI.	SWASV	eau de rivière, extraction de sol	10 – 100 µg/L	3 µg/L	Cinti et al., 2016	Italie
métaux et métalloïdes	Hg (II)	EI.	SWASV	eau certifiée, miel		2.50 µg/L	Etorki AM, 2017	Lybie
métaux et métalloïdes	Hg (II)	EI.	SWASV	eau de robinet, eau de rivière	2 ng/L – 100µg/L	0.2 ng/L	Gan et al., 2015	Chine
métaux et métalloïdes	Hg (II)	EI.	SWASV	eau de lac, eau de forage	0.5 – 30 µg/L	0.16 µg/L	Gayathri et al., 2018	Inde
métaux et métalloïdes	Hg (II)	EI.	SWASV	standards	0.74 – 148 µg/L	0.74 µg/L	Gupta et al., 2018	Inde
métaux et métalloïdes	Hg (II)	EI.	SWASV	eau de robinet	0.26 – 120 µg/L	0.26 µg/L	Hassan et al., 2018	Egypte

métaux et métalloïdes	Hg (II)	EI.	SWASV	eau de robinet, eau de lac	2 ng/L – 10 µg/L	0.3 ng/L	Hong et al., 2017	Chine
métaux et métalloïdes	Hg (II)	EI.	SWASV	0.1 M tampon acétate, pH 5.0	2 – 180 µg/L	0.5 µg/L	Liu et al., 2018b	Chine
métaux et métalloïdes	Hg (II)	EI.	SWASV	0.1 M tampon acétate, pH 5.0	–	0.18 µg/L	Rehman et al., 2018	Chine
métaux et métalloïdes	Hg (II)	EI.	SWASV	eau de mer, eau de lac, eau de forage	0.7 – 13 µg/L	0.07 µg/L	Selvan and Narayanan, 2018	Inde
métaux et métalloïdes	Hg (II)	EI.	SWASV	eau de lac, sérum humain	2 ng/L – 200 µg/L	0.6 ng/L	Shi et al., 2017b	Chine
métaux et métalloïdes	Hg (II)	EI.	SWASV	alcool	2 – 18 mg/L	38 µg/L	Silva et al., 2018	Brésil
métaux et métalloïdes	Hg (II)	EI.	SWASV	eau de robinet, eau de lac	1 – 1 000 µg/L	1 µg/L	Wang et al., 2018f	Chine
métaux et métalloïdes	Hg (II)	EI.	SWASV	eau, riz	3 µg/L – 6.5 mg/L	0.8 µg/l	Wu et al., 2019a	Chine
métaux et métalloïdes	Hg (II)	EI.	SWASV	eau de robinet	220 – 340 µg/L	15 µg/L	Yan and Hu, 2018	Chine
métaux et métalloïdes	Hg (II)	EI.	SWASV	eau de robinet, eau de lac	160 – 500 µg/L	2 µg/L	Yao et al., 2018	Chine
métaux et métalloïdes	Hg (II)	EI.	SWASV	eau usée, eau de rivière	0.01 – 70 µg/L	2 ng/L	Zhang et al., 2014	Chine
métaux et métalloïdes	Hg (II)	Opt.	Colorimétrie	standards	–	40 mg/L	Kim and Lee, 2018	Corée du Sud
métaux et métalloïdes	Hg (II)	Opt.	Fluorimétrie	eau de rivière, poisson	0.6 – 6 mg/L	2 µg/L	Abbasi-Moayed et al., 2018	Iran
métaux et métalloïdes	Hg (II)	Opt.	Fluorimétrie	standards	400 – 1600 µg/L	400 µg/L	Kang et al., 2018	Corée du Sud
métaux et métalloïdes	Hg (II)	Opt.	Fluorimétrie (turn off)	eau souterraine, eau de rivière	0.4 – 4000 µg/L	0.11 µg/L	Kumar and Dutta, 2018	Inde
métaux et métalloïdes	Hg (II)	Opt.	Fluorimétrie (turn off)	standards	–	0.94 µg/L	Patil et al., 2018	Arabie Saoudite
métaux et métalloïdes	Hg (II)	Opt.	Fluorimétrie (turn off)	standards	–	0.6 µg/L	Puangsamlee et al., 2018	Thaïlande
métaux et métalloïdes	Hg (II)	Opt.	Fluorimétrie (turn off)	eau de robinet, eau de mer	2 – 200 µg/L	2 µg/L	Qu et al., 2018	Chine
métaux et métalloïdes	Hg (II)	Opt.	Fluorimétrie (turn off)	eau de rivière	0.5 – 400 µg/L	0.3 µg/L	Ruan et al., 2018	Australie
métaux et métalloïdes	Hg (II)	Opt.	Fluorimétrie (turn off)	eau de robinet	–	0.6 µg/L	Sarkar et al., 2018	Inde
métaux et métalloïdes	Hg (II)	Opt.	Fluorimétrie (turn off)	boisson, eau de rivière	10 – 400 µg/L	8 µg/L	Shan et al., 2016	Chine
métaux et métalloïdes	Hg (II)	Opt.	Fluorimétrie (turn off)	eau de robinet, boisson	–	22.7 µg/L	Sie et al., 2018	Taiwan
métaux et métalloïdes	Hg (II)	Opt.	Fluorimétrie (turn off)	eau de robinet, eau de lac, eau de rivière	5.3 µg/L – 4.0 mg/L	5.3 µg/L	Sikdar et al., 2018	Inde
métaux et métalloïdes	Hg (II)	Opt.	Fluorimétrie (turn off)	eau de robinet, eau de lac	0.2 – 20 µg/L	0.17 µg/L	Srinivasan et al., 2018	Inde
métaux et métalloïdes	Hg (II)	Opt.	Fluorimétrie (turn off)	eau de robinet, eau minérale, poisson	20 µg/L – 4.0 mg/L	14 µg/L	Tabaraki and Sadeghinejad, 2018	Iran
métaux et métalloïdes	Hg (II)	Opt.	Fluorimétrie (turn off)	bactérie	3.5 ng/L – 20 µg/L	3.5 ng/L	Venkateswarlu et al., 2018	Corée du Sud
métaux et métalloïdes	Hg (II)	Opt.	Fluorimétrie (turn off)	solution aqueuse	20 µg/L – 4 mg/L	20 µg/L	Zhang et al., 2018c	Chine
métaux et métalloïdes	Hg (II)	Opt.	Fluorimétrie (turn off) UV-visible	eau usée, eau de rivière	10 – 100 µg/L	10 µg/L	Tan et al., 2016a	Chine
métaux et métalloïdes	Hg (II)	Opt.	LSPR	eau de robinet, eau de rivière, eau de lac	0.2 – 2 800 µg/L	0.2 µg/L	Park et al., 2016	Corée du Sud
métaux et métalloïdes	Hg (II)	Opt.	SERRS	eau de rivière, eau souterraine	0.2 – 2 000 µg/L	0.2 ng/L	Zhang et al., 2013	Japon
métaux et métalloïdes	Hg (II)	Opt.	SERS	eau de rivière	0.22 – 12 µg/L	0.16 µg/L	Kang et al., 2014	Chine
métaux et métalloïdes	Hg (II)	Opt.	SERS	eau de rivière	0.2 ng/L – 20 µg/L –	0.2 ng/L	Sun et al., 2015	Chine
métaux et métalloïdes	Hg (II)	Opt.	SPR	boisson, eau de pluie	10 – 54 µg/L	10 µg/L	Motalebizadeh et al., 2018	Iran
métaux et métalloïdes	Hg (II)	Opt.	SPR	eau de lac	2 – 200 mg/L	0.17 µg/L	Zhu et al., 2019	Chine
métaux et métalloïdes	Hg (II)	Opt.	UV-visible	eau de robinet, eau de rivière, eau de bassin	2 – 2 800 µg/L	2 µg/L	Lai et al., 2016	Chine

métaux et métalloïdes	Hg (II)	Opt.	UV-visible	eau de robinet, eau de rivière, eau de mer	1 – 500 µg/L	1 µg/L	Sedghi et al., 2015	Iran
métaux et métalloïdes	Hg (II)	Opt.	UV-visible	eau de rivière	100 – 700 µg/L	9 µg/L	Soomro et al., 2014	Pakistan
métaux et métalloïdes	Hg (II)	Opt.	UV-visible	eau de rivière, eau de robinet	0.02 – 700 µg/L	0.020 µg/L	Tan et al., 2016b	Chine
métaux et métalloïdes	Hg (II)	Opt.	UV-visible	eau de robinet, eau de rivière, eau de mer, eau de lac	3.5 – 20 µg/L	3.5 µg/L	Wei et al., 2014	USA
métaux et métalloïdes	Cu (II)	Opt.	Fluorimétrie (turn off)	eau de robinet, eau de rivière	3 – 63µg/L	3 µg/L	Huang et al., 2018	Chine
métaux et métalloïdes	Cu (II)	Opt.	Fluorimétrie (turn off)	DMF:H2O (1:1)	1 – 500 mg/L	17.2 µg/L	Liu et al., 2019	
métaux et métalloïdes	Cu (II)	Opt.	Fluorimétrie (turn off)	Ethanol/HEPES tampon pH = 7.42	300 – 3800 µg/L	113 µg/L	Wang et al., 2018b	Chine
métaux et métalloïdes	Cu (II)	Opt.	Fluorimétrie (turn on)	acetonitrile	1 – 9 mg/L	160 µg/L	Chakraborty et al., 2018	Inde
métaux et métalloïdes	Cu (II)	Opt.	Fluorimétrie (turn on)	poumon humain, cellule Adenocarcinoma	310 – 3800 µg/L	64 µg/L	Jiao et al., 2018	Chine
métaux et métalloïdes	Cu (II)	Opt.	Fluorimétrie (turn on)	CH3CN/HEPES tampon pH7.3	–	2.3 mg/L	Meng et al., 2018b	Chine
métaux et métalloïdes	Cu (II)	Opt.	Fluorimétrie (turn on)	eau de robinet, eau de rivière	–	–	Niu et al., 2018	Chine
métaux et métalloïdes	Cu (II)	Opt.	SPR	eau déionisée	0.01 – 0.1 mg/L	0.01 mg/L	Daniyal et al., 2018	Malaisie
métaux et métalloïdes	Cu (II)	Opt.	SPR	standards	1 ng/L – 1000 µg/L	0.8 ng/L	Shrivastav and Gupta, 2018	Inde
métaux et métalloïdes	Cu (II)	Opt.	UV-visible	eau de robinet, sang	17 – 1700 mg/L	14 µg/L	Chandra et al., 2018	Inde
métaux et métalloïdes	Cu (II)	Opt.	UV-visible	eau de rivière	0.2 – 1.0mg/L	0.10 mg/L	Denna et al., 2018	Philippines
métaux et métalloïdes	Cu (II)	Opt.	UV-visible	eau de robinet	0.2 – 370mg/L	0.18 mg/L	Erdemir and Malkondu, 2019	Turquie
métaux et métalloïdes	Cu (II)	Opt.	UV-visible	eau de robinet, eau de rivière	1.6 – 160 µg/L	0.6 µg/L	Li et al., 2018b	Chine
métaux et métalloïdes	Cu (II)	Opt.	UV-visible	eau de robinet, eau de rivière, eau de lac	44 – 63000 µg/L	20 µg/L	Pourbasheer et al., 2018	Iran
métaux et métalloïdes	Cu (II)	Opt.	UV-visible	HEPES buffer 10 mM pH 7.2 in CH3CN/H2O (1:1)	120 – 1300 µg/L	7.6 ng/L	Rahman et al., 2018b	Chine
métaux et métalloïdes	Cu (II)	Opt.	UV-visible	ACN:buffer 9:1, v/v, pH 7.4	3 – 9 mg/L	4 µg/L	Sengupta et al., 2018	Inde
métaux et métalloïdes	Ni (II)	EI.	AdCSV	échantillons de fumées de soudage	5 – 175 µg/L	5 µg/L	Mettakoonpitak et al., 2017	USA
métaux et métalloïdes	Ni (II)	EI.	AdCSV	eau de robinet	2 – 20 µg/L	1.5 µg/L	Pokpas et al., 2017	Afrique du Sud
métaux et métalloïdes	Ni (II)	EI.	Ampérométrie	tampon phosphate	4.4 – 29 µg/L	4.4 µg/L	Zhou et al., 2018a	USA
métaux et métalloïdes	Ni (II)	EI.	DPASV	tampon acetate (pH 2.1)	0.06 – 205 mg/L	59 µg/L	Deshmukh et al., 2018b	Inde
métaux et métalloïdes	Ni (II)	EI.	DPASV	-	–	0.25 ng/L	Zazoua et al., 2018b	-
métaux et métalloïdes	Ni (II)	EI.	ISE	Standard pH6	–	0.3 mg/L	Hamidi et al., 2018	Iran
métaux et métalloïdes	Ni (II)	EI.	I-V	rejet industriel, eau de mer, eau de surface, eau de robinet	5.8 µg/L – 500mg/L	5.6 ng/L	Hussain et al., 2017	Arabie Saoudite
métaux et métalloïdes	Ni (II)	Opt.	Colorimétrie (turn off)	eau de robinet, eau de rivière, sérum	Sol. : 2 µg/L - 0.5 g/L Paper : 4.5 µg/L - 4.5 mg/L	sol. : 2 µg/L paper : 5 µg/L	Li et al., 2017a	Chine
métaux et métalloïdes	Ni (II)	Opt.	Fluorimétrie (turn off)	eau de robinet	0.049 – 0.47 µg/L	0.049 µg/L	Shah et al., 2018	Turquie
métaux et métalloïdes	Ni (II)	Opt.	Fluorimétrie (turn off)	eau de robinet, eau usée	0.3 – 0.6 µg/L	0.4 µg/L	Zare et al., 2017	Iran
métaux et métalloïdes	Ni (II)	Opt.	LSPR	eau de robinet, eau de bassin	10 – 500 µg/L	3 µg/L	Shrivastav et al., 2017	Inde
métaux et métalloïdes	Ni (II)	Opt.	UV-visible	eau de robinet	0.4 – 1.5 µg/L	0.031 µg/L	Xi et al., 2018	Chine
métaux et métalloïdes	Cu (II)	EI.	DPASV	eau de robinet, eau de lac	10 – 350 µg/L	2.9 µg/L	Adarakatti et al., 2018	Inde

métaux et métalloïdes	Cu (II)	EI.	DPASV	eau de robinet, eau de rivière, eau minérale	0.63 – 63 mg/L	0.38 mg/L	An et al., 2018	Chine
métaux et métalloïdes	Cu (II)	EI.	DPASV	eau de rivière, eau de lac	0.2 – 40 µg/L	0.13 µg/L	Dang et al., 2018	Vietnam
métaux et métalloïdes	Cu (II)	EI.	DPASV	eau de rivière, eau de lac	0.2 – 40 µg/L	0.07 µg/L	Dang et al., 2018	Vietnam
métaux et métalloïdes	Cu (II)	EI.	DPASV	standards, 0.5 M H2SO4	0.1 – 127 mg/L	89 µg/L	Deshmukh et al., 2018a	Inde
métaux et métalloïdes	Cu (II)	EI.	DPASV	eau de robinet	20 µg/L – 6.3 mg/L	20 µg/L	Fomo et al., 2018	Afrique du Sud
métaux et métalloïdes	Cu (II)	EI.	DPASV	tampon acétate pH 4.6			Mo et al., 2018	Chine
métaux et métalloïdes	Cu (II)	EI.	DPASV	eau de robinet, eau de source, eau de rivière, eau usée industrielle, sol	–	30 ng/L	Nisar et al., 2018	Pakistan
métaux et métalloïdes	Cu (II)	EI.	DPASV	eau de robinet, eau de source, eau de rivière, eau usée industrielle, sol	–	31 ng/L	Nisar et al., 2018	Pakistan
métaux et métalloïdes	Cu (II)	EI.	DPASV	eau de robinet	63 µg/L – 0.6 mg/L	5 µg/L	Sun et al., 2018b	Chine
métaux et métalloïdes	Cu (II)	EI.	ISE	standards	63 – 640 µg/L	12.7 µg/L	Hasani et al., 2018	Iran
métaux et métalloïdes	Cu (II)	EI.	LASV	eau de rivière	10 – 300 µg/L	6.3 µg/L	Cinfi et al., 2018	Italie
métaux et métalloïdes	Cu (II)	EI.	Potentiométrie	eau de robinet, eau de rivière	63 – 6000 µg/L	25 µg/L	Topcu et al., 2018	Turquie
métaux et métalloïdes	Cu (II)	EI.	Potentiométrie	eau usée, eau de robinet, eau de rivière			Yolcu and Dere, 2018	Turquie
métaux et métalloïdes	Cu (II)	EI.	SWASV	eau de surface certifiée	2 – 37 µg/L	0.5 µg/L	Bobrowski et al., 2018	Pologne
métaux et métalloïdes	Cu (II)	EI.	SWASV	eau de robinet	0.31 – 7 mg/L	0.12 mg/L	Hassan et al., 2018	Egypte
métaux et métalloïdes	Cu (II)	EI.	SWASV	tampon acétate pH 5.0	3.1 – 63 µg/L	1.1 µg/L	Liu et al., 2018b	Chine
métaux et métalloïdes	Cu (II)	EI.	SWASV	huître, palourde, eau certifiée	10 – 180 µg/L	0.03 µg/L	Pizarro et al., 2019	Chili
métaux et métalloïdes	Cu (II)	EI.	SWASV	0.1 M tampon acétate, pH 5.0	31 – 200 µg/L	0.052 µg/L	Rehman et al., 2018	Chine
métaux et métalloïdes	Cu (II)	EI.	SWASV	eau de rivière	0.013 – 3.2 ng/L	3 pg/L	Taheri et al., 2018	Iran
métaux et métalloïdes	Cu (II)	EI.	SWASV	eau de lac	5 – 200 µg/L	2 µg/L	Wang et al., 2018g	Chine
métaux et métalloïdes	Cu (II)	EI.	SWASV	eau en bouteille	2.5 µg/L – 2 mg/L	0.34 µg/L	Wu et al., 2019a	Chine
métaux et métalloïdes	Cu (II)	EI.	SWASV	eau de robinet, eau de lac	50 – 178 µg/L	0.7 µg/L	Yao et al., 2018	Chine
métaux et métalloïdes	Cu (II)	EI.	SWASV	eau de robinet	0.6 – 6000 µg/L	0.6 µg/L	Zazoua et al., 2018a	Algérie
métaux et métalloïdes	As (III)	EI.	Ampérométrie	eau de lac	0.75 µg/L – 1.5 mg/L	0.40 µg/L	Zhang et al., 2018b	Chine
métaux et métalloïdes	As (III)	EI.	ASV	eau usée	10 – 100 µg/L	1.1 µg/L	Wang et al., 2018e	Chine
métaux et métalloïdes	As (III)	EI.	CV	eau usée, eau d'électroplacage	50 – 500 µg/L	10 mg/L	Bhanjana et al., 2018	Inde
métaux et métalloïdes	As (III)	EI.	CV	eau de rivière, eau souterraine, eau de pluie	1 – 50 µg/L	0.5 mg/L	Kumar et al., 2016	Inde
métaux et métalloïdes	As (III)	EI.	DC	eau de robinet, eau de rivière, eau usée	4 – 60 µg/L	2.3 µg/L	Gumpu et al., 2018	Inde
métaux et métalloïdes	As (III)	EI.	DPASV	eau de rivière	3.8 – 15 µg/L	0.01 µg/L	Sonkoue et al., 2018	Cameroun
métaux et métalloïdes	As (III)	EI.	DPASV	eau de robinet	0.5 – 12 µg/L	0.22 µg/L	Trachiofi et al., 2019	Grèce
métaux et métalloïdes	As (III)	EI.	I-V	eau usée, eau de robinet, eau de mer	0.8 µg/L – 7g/L	0.5 µg/L	Rahman et al., 2018a	Arabie Saoudite
métaux et métalloïdes	As (III)	EI.	LSV	eau de robinet, eau de source, eau de rivière	0.75 – 375 µg/L	0.2 µg/L	Liu et al., 2013	Chine
métaux et métalloïdes	As (III)	EI.	SWASV	eau de robinet	2. – 30 µg/L	0.62 µg/L	Jaramillo et al., 2017	Brésil

métaux et métalloïdes	As (III)	EI.	SWASV	eau de lac	0.1 – 10 µg/L	0.02 µg/L	Li et al., 2018e	Chine
métaux et métalloïdes	As (III)	EI.	SWASV	eau industrielle	1 – 50 µg/L	0.58 µg/L	Mafa et al., 2016	Afrique du Sud
métaux et métalloïdes	As (III)	EI.	SWASV	riz	0.1 – 1.5 mg/L	0.2 µg/L	Pungjunun et al., 2018	Thaïlande
métaux et métalloïdes	As (III)	EI.	SWASV	eau de robinet	10 – 100µg/L	3.4 µg/L	Ren et al., 2018a	Australie
métaux et métalloïdes	As (III)	EI.	SWASV	eau souterraine	0.5 – 15 µg/L	0.14µg/L	Yang et al., 2018	Chine
métaux et métalloïdes	As (III)	Opt.	Fluorimétrie (turn off)	eau de forage	5 – 50 µg/L	4 ng/L	Babu and Doble, 2018	Inde
métaux et métalloïdes	As (III)	Opt.	Fluorimétrie (turn on)	standards	5 – 140 µg/L	5 µg/L	Pola-López et al., 2018	Mexique
métaux et métalloïdes	As (III)	Opt.	SPR	standards pH 3	0.1 – 1 µg/L	0.1 µg/L	Al-Rekabi et al., 2019	Irak
métaux et métalloïdes	As (III)	Opt.	SPR	eau de robinet, eau de pluie	0.7 – 1.3 mg/L	0.7 mg/L	Motalebizadeh et al., 2018	Iran
métaux et métalloïdes	As (III)	Opt.	UV-visible	eau souterraine	1.0 µg/L – 10 mg/L	1.0 µg/L	Priyadarshni et al., 2018	Inde
métaux et métalloïdes	As (V)	EI.	DPASV	eau de robinet	0.5 – 12 µg/L	0.22 µg/L	Trachiofi et al., 2019	Grèce
métaux et métalloïdes	As (V)	Opt.	SPR	standards pH 3	0.1 – 1 µg/L	0.1 µg/L	Al-Rekabi et al., 2019	Irak
métaux et métalloïdes	As (V)	Opt.	UV-visible	eau de robinet, eau de puits, eau d'étang	0.07 – 030 µg/L	0.027µg/L	Christus et al., 2018	Inde
métaux et métalloïdes	As (V)	Opt.	UV-visible	eau souterraine	1.0 µg/L – 10 mg/L	1.0 µg/L	Priyadarshni et al., 2018	Inde
majeurs	DCO	EI.	LSV	natural water	15 – 629 mg/L	1.7 mg/L	Badr et al., 2017	Egypte
majeurs	DCO	EI.	LSV	eau de rivière, eau usée	2 – 595 mg/L	1.07 mg/L	Hassan et al., 2018	Egypte
majeurs	DCO	EI.	PEC	eau synthétique	5 – 75 mg/L	–	Wibowo et al., 2018	Indonésie
majeurs	DCO	EI.	pile microbienne	pilote en laboratoire (colonne de sol)	0 – 1000 mg/L	–	Xu et al., 2017a	Irlande
majeurs	BOD	EI.	pile microbienne	eau usée	0 – 250 mg/L	0.34 mg/L	Alferov et al., 2018	Russie
majeurs	BOD	EI.	pile microbienne	?	80 – 1280 mg/L	?	Wang et al., 2018h	Chine
majeurs	BOD	Opt.	Fluorimétrie	eau usée	1 – 20 mg/L	–	Kashem et al., 2017	Japon
majeurs	ammonium	EI.	Potentiométrie	fossé de ferme	0.18 – 1800 mg/L	0.18 mg/L	Zhou et al., 2018c	Chine
majeurs	nitrate	EI.	ISFET	?	?	1.1 µg/L	Chen et al., 2018	Chine
majeurs	nitrate + nitrite	EI.	Coulométrie	eau de mer	0 – 21700 µg/L	1.24 µg/L	Vincent et al., 2018	Angleterre
majeurs	nitrite	EI.	Ampérométrie	échantillon agroalimentaire	0.062 – 464 mg/L	0.012 mg/L	Rao et al., 2017	Chine
majeurs	nitrite	EI.	Ampérométrie	eau de robinet, lait	9.2 – 460000 µg/L	2.48 µg/L	Zhang et al., 2018a	Chine
majeurs	nitrite	Opt.	SERS	eau de rivière	0.001 – 10000 µg/L	0.6 ng/L	Zheng et al., 2018b	USA
majeurs	nitrite nitrate	EI.	SWV	eau de robinet, eau minérale, échantillons agroalimentaire	nitrite : 4.6 – 3450 µg/L nitrate : 6.2 – 4650 µg/L	nitrite : 1.38 µg/L nitrate : 1.24 µg/L	Bagheri et al., 2017	Iran