

République Algérienne Démocratique et Populaire
Ministère de l'Enseignement Supérieur et de la Recherche Scientifique
Université A.MIRA-BEJAIA



جامعة بجاية
Tasdawit n Bgayet
Université de Béjaïa

Faculté des Sciences de la nature et de la vie
Département des Sciences biologiques de l'environnement
Laboratoire de recherche Gestion et Valorisation des Ressources Naturelles et
Assurance Qualité, Université AMO-Bouira.

THÈSE
EN VUE DE L'OBTENTION DU DIPLOME DE
DOCTORAT

Domaine : Sciences de la nature et de la vie
Filière : Sciences biologiques
Spécialité : Biologie-Santé et Environnement

Présentée par :
MERABET Hassina

Thème

**Impact des activités oléicoles sur les invertébrés aquatiques dans
la région de Kabylie**

Soutenue le : 06 octobre 2021

Devant le Jury composé de :

Nom et Prénom

Grade

Mr MOULAI Riadh	Professeur	Univ. de Béjaïa	Président
Mr ZOUGGAGHE Fatah	Professeur	Univ. de Bouira	Rapporteur
Mr MOUNI Lotfi	Professeur	Univ. de Bouira	Co-rapporteur
Mr RAMDANE Zouhir	Professeur	Univ. de Béjaïa	Examinateur
Mme KADJI-DJOUDAD Hafsa	MCA	Univ. de Béjaïa	Examinatrice
Mr BARA Mouslim	MCA	Univ. de Guelma	Examinateur

Année Universitaire :2020/2021

Remerciements

Ma première pensée va naturellement à mon directeur de thèse le professeur ZOUGGAGHE Fatah, je serai toujours reconnaissante envers lui, il m'a donné l'occasion de faire cette thèse, je le remercie pour son encadrement, son soutien et ses conseils, il m'a permis de découvrir le monde passionnant des invertébrés benthiques.

Ma gratitude va également au professeur MOUNI Lotfi, qui malgré ses nombreuses obligations a aimablement accepté de m'accueillir au niveau de son laboratoire de recherche en co-dirigeant cette étude.

Mes sincères remerciements s'adressent au professeur MOULAI Riadh qui a bien voulu m'honorer en présidant ce jury, de même mes remerciements vont également aux membres de jury: Mr RAMDANE Zouhir, Mme KADJI-DJOUHAD Hafsa et Mr BARA Mouslim , qui ont bien voulu accepter de lire et de juger ce travail.

J'adresse mes sincères remerciements au Dr Christophe PISCART directeur de laboratoire Ecosystèmes, Biodiversité et Evolution (UMR CNRS 6553 ECOBIO), Université Rennes1, France et toute l'équipe de recherche pour leur accueil dans le laboratoire et pour leur conseils et leur gentillesse.

Je tiens particulièrement à adresser aussi mes remerciements au professeur BENDALI Farida vice doyenne chargée de la PG de la faculté SNV de l'université de Béjaia pour m'avoir répondu à toutes mes questions et pour sa gentillesse et son extrême disponibilité.

Je remercie ceux qui ont participé d'une façon ou d'une autre à ce projet : toute l'équipe de laboratoire GVRNAQ, ingénieurs des laboratoires, enseignants et amis de la faculté SNV de l'université AMO de Bouira.

Je tiens à remercier aussi mon compagnon de terrain (mon mari DALI) qui a joué un rôle déterminant dans la réalisation de cette étude.

Enfin je remercie mes parents, mes frères et ma sœur qui me soutiennent toujours.

A mes deux enfants : Abdelkarim et Dalia

Hassina MERABET

Résumé :

Les rejets des huileries, margines, restent jusqu'à présent un problème écologique pour les pays producteurs d'huiles d'olive. Sont le plus souvent rejetés dans les récepteurs naturels des cours d'eau sans aucun traitement préalable, ce qui gêne tout effet d'autoépuration du milieu naturel biologique. Le but de notre étude est d'évaluer les effets de ces effluents sur les communautés des macro-invertébrés benthiques dans trois cours d'eau dans la région de la Kabylie. Pour cela une série de prélèvement d'eau et de la faune a été effectuée durant trois périodes différentes : durant la période oléicole, avant et après cette période. Dans chaque cours d'eau, trois stations d'étude ont été ciblées, l'une au point de rejet direct des margines et deux autres en amont et en aval de ce point de rejet. Les résultats relatifs à la faune aquatique durant la période oléicole, montrent une disparition totale de tous les taxons en aval, ainsi qu'une diminution de nombre de taxon au point de rejet avec un effectif élevé des taxons polluo-résistants tels que les diptères au point de rejet et en aval; nous avons constaté aussi une disparition des taxons sensible à la pollution tels que les trichoptères au point de rejet et en aval et une lente restauration de la qualité biologique après la période oléicole. L'étude physico-chimique a révélé une chute de l'oxygène dissous et une minéralisation importante dans les stations situées au point de rejet et en aval ou se déversent les margines, durant la période oléicole (Des concentrations élevées des sulfates, des chlorures et de la conductivité électrique). Il paraît primordial de mettre terme à cette pollution en adoptant des mesures de traitement préalables des effluents liquides de l'industrie oléicole avant que ceux-ci sont rejetés dans la nature.

Mots clés : Margines, cours d'eau, physicochimie, macro-invertébrés benthiques, Kabylie.

Table des matières:

Introduction.....	1
Chapitre I : Synthèse bibliographique.....	5
I-1- L'oléiculture.....	6
I-1-1 : L'oléiculture dans le monde.....	6
I-1-2 : L'oléiculture en Algérie.....	7
I-2- Différents types d'extraction d'huile d'olive.....	8
I-2-1: Procédés discontinus ou systèmes à presses.....	8
I-2-2: Procédés continus ou systèmes à centrifugation.....	8
I-3- Sous-produits de la transformation des olives.....	10
I-3-1: Les grignons ou tourteaux.....	10
I-3-2: Les Margines ou l'eau de végétation.....	10
I-4- Caractéristiques physico-chimique des margines.....	10
I-4-1: Fraction minérale.....	11
I-4-2: Fraction organique.....	12
I-5- Caractéristiques microbiologiques des margines.....	13
I-5-1: Les bactéries.....	14
I-5-2: Les Levures.....	14
I-5-3: Les moisissures.....	15
I-6- La toxicité des margines.....	15
I-7- Impact de la pollution anthropique sur les eaux de surface.....	16
I-8- Impacts environnementaux des margines.....	16
I-8-1: La pollution des eaux.....	17
I-8-2: La pollution des sols.....	18
I-8-3: La pollution de l'air.....	18
I-8-4: Impact sur les plantes.....	18
I-9- Procédés de traitement des effluents d'huileries d'olive.....	19
I-9-1: Processus thermique.....	20
I-9-2: Procédés physico-chimiques.....	21
I-9-3: Procédés biologiques.....	21
I-9-4: Systèmes combinés.....	23
I-10- Valorisation des margines.....	25
I-10-1: Épandage des effluents d'huileries d'olive ou fertirrigation.....	25

I-10-2: Utilisation des margines en compostage.....	27
I-10-3: Récupération de quelques composants.....	27
I-10-4: Production des protéines d'organismes unicellulaires (POU).....	28
I-10-5: Utilisation en alimentation animale.....	28
I-10-6: Production d'enzymes.....	29
I-10-7: Production d'antioxydants naturels.....	29
I-11- L'intégrité biologique.....	30
I-11-1: La bioindication et les indicateurs biologiques.....	31
I-11-2: Niche écologique.....	33
I-11-3: Écart à la référence.....	34
I-11-4: Espèces polluosensibles et polluorésistantes.....	34
I-11-5: Bioaccumulation, bioamplification et bioconcentration.....	34
I-12- Les macro-invertébrés aquatiques.....	34
I-12-1: Macroinvertébrés et transformation de la matière organique.....	35
I-12-2: Importance alimentaire et médicale des invertébrés aquatiques.....	35
I-12-3: Importance des invertébrés dans l'alimentation des poissons.....	36
I-12-4: Les invertébrés d'eau douce comme bioindicateurs de pollution.....	36
I-12-5: Effets de la pollution sur les macroinvertébrés benthiques.....	37
I-12-6: Avantages des macroinvertébrés benthiques	38
I-12-7:Inconvénients des macroinvertébrés benthiques.....	39
I-12-8:Echantillonnage des macroinvertébrés benthiques.....	39
I-13- Les indices biologiques.....	41
I-13-1: Les indices de diversité.....	41
I-13-2: Les indices mesurant la composition des communautés.....	42
I-13-3: Les indices de tolérance à la pollution.....	42
I-13-4: Les indices multi-métriques.....	42
I-13-5 : Catégories de métriques.....	43
I-13-6 : Principales espèces utilisées.....	44
I-13-7 : Type de contaminant.....	46
I-14- paramètres physicochimiques (indicateurs de pollutions).....	50
I-15- La surveillance et la gestion de l'eau en Algérie.....	53
Chapitre II : Matériels et méthodes.....	54
II-1- Description de la zone d'étude.....	55
II-1-1: Situation géographique.....	55

II-1- 2 : Climat et précipitations.....	55
II-1-3 : Réseau hydrographique.....	56
II-1-3-1: Oued Arkham : (Bassin versant d'Isser).....	57
II-1-3-2: Oued Bougdoura : (Bassin versant Côtiers Algérois)	58
II-1-3-3: Oued Bousselam : (Bassin versant de la Soummam)	58
II-1-4: Le choix des stations d'étude.....	58
II-1-5: Prélèvement d'eau.....	62
II-1-6: Prélèvement de la faune benthique	62
II-1-7: Analyses.....	63
II-1-7-1 : Mesures physicochimiques.....	63
1 : Dosage des Nitrates.....	64
2 : Dosage des Nitrites.....	65
3 : Dosage des Sulfates.....	67
4 : Dosage de chlorures.....	69
II-1-7-2: Indices biologiques.....	69
II-1-7-3: Analyses statistiques des résultats.....	71
Chapitre III: Résultats et discussions.....	72
III-1- La physicochimie des eaux.....	73
III-1-1: La température.....	74
III-1-2 : Le PH.....	76
III-1-3: La conductivité électrique	79
III-1-4 : L'oxygène dissous.....	81
III-1-5 : Sels minéraux.....	84
III-1-5-1 : Les chlorures.....	84
III-1-5-2 : Les sulfates	86
III-1-6 : Sels nutritifs	87
III-1-6-1 : Les nitrates.....	87
III-1-6-2 : Les nitrites.....	90
III-2- Les macro-invertébrés benthiques.....	91
III-2-1: Analyse globale de la faune aquatique de la région d'étude (la Kabylie).....	94
III-2-1-1 : Résultats et discussions.....	94
III-2-2: Composition taxonomique.....	98
III-2-2-1: Résultats et discussions.....	99
III-2-3 :L'abondance et la richesse taxonomique.....	104

III-2-3-1 : Résultats et discussions.....	104
III-2-4 : Mesure de la tolérance à la pollution	107
III-2-4-1: Résultats et discussions.....	107
III-2-5 : Indices biologiques	111
III-2-5-1: Résultats et discussions.....	111
III-3- Analyse en composantes principales (ACP).....	115
III-3-1: Résultats et discussions.....	115
Conclusion générale.....	122
Références bibliographiques.....	125

Annexes

Liste des tableaux :

Tableau N°1: La production oléicole par pays fin 2018 (Conseil Oléicole International, 2018).....	7
Tableau N°2: Composition physico-chimique indicative des margines.....	11
Tableau N°3: Composition minérale des margines.....	11
Tableau N°4: Localisation géographique des stations étudiées dans les trois cours d'eau....	59
Tableau N°5 : préparation des étalons pour le dosage des nitrates.....	64
Tableau N°6 : Établissement de la courbe d'étalonnage des nitrates.....	65
Tableau N°7 : préparation des étalons pour le dosage des nitrites.....	66
Tableau N°8 : Etablissement de la courbe d'étalonnage des nitrites.....	66
Tableau N°9 : préparation des étalons pour le dosage des sulfates.....	67
Tableau N°10 : Etablissement de la courbe d'étalonnage des sulfates.....	68
Tableau N° 11: Les valeurs moyennes et les écart-types des variables physico-chimiques dans l'oued Arkham.....	73
Tableau N° 12: Les valeurs moyennes et les écart-types des variables physico-chimiques dans l'oued Bougdoura.....	73
Tableau N° 13: Les valeurs moyennes et les écart-types des variables physico-chimiques dans l'oued Bousselam.....	74
Tableau N° 14: Les valeurs moyennes et les écart-types des variables biologiques et environnementales dans l'oued Arkham.	92
Tableau N° 15: Les valeurs moyennes et les écart-types des variables biologiques et environnementales dans l'oued Bougdoura.	93
Tableau N° 16: Les valeurs moyennes et les écart-types des variables biologiques et environnementales dans l'oued Bousselam.....	93

Tableau N° 17: L'abondance totale des différents groupes faunistiques dans les trois cours étudiés.....94

Tableau N° 18 : Les valeurs moyennes (écart-type) des indices biologiques calculés dans les différents sites d'échantillonnage des trois cours d'eau étudiés111

Liste des figures:

Figure N°1: Systèmes d'extraction de l'huile d'olive.....9

Figure N°2 : localisation de la zone d'étude et les stations d'échantillonnage.....61

Figure N°3 : photos des macro-invertébrés aquatiques au laboratoire.....62

Figure N°4 : photos d'analyses physicochimiques au laboratoire.....63

Figure N°5 : La courbe d'étalonnage des nitrates.....65

Figure N°6 : La courbe d'étalonnage des nitrites.....67

Figure N°7 : La courbe d'étalonnage des sulfates.....68

Figure N°8 : variation de la température durant les campagnes de prélèvement dans l'oued Arkham.....75

Figure N°9 : variation de la température durant les campagnes de prélèvement dans l'oued Bougdoura.....75

Figure N°10: variation de la température durant les campagnes de prélèvement dans l'oued Bouselam.....76

Figure N°11 : variation de PH durant les campagnes de prélèvement dans l'oued Arkham...77

Figure N°12 : variation de PH durant les campagnes de prélèvement dans l'oued Bougdoura.....78

Figure N°13 : variation de PH durant les campagnes de prélèvement dans l'oued Bouselam.....78

Figure N° 14: variation de la conductivité électrique durant les campagnes de prélèvement dans l'oued Arkham.....79

Figure N° 15: variation de la conductivité électrique durant les campagnes de prélèvement dans l'oued Bougdoura.....80

Figure N°16: variation de la conductivité électrique durant les campagnes de prélèvement dans l'oued Bouselam.....81

Figure N°17: variation de l'O₂ durant les campagnes de prélèvement dans l'oued Arkham.....82

Figure 18: variation de l'O₂ durant les campagnes de prélèvement dans l'oued Bougdoura.....83

Figure 19: variation de l'O ₂ durant les campagnes de prélèvement dans l'oued Bousselam.....	83
Figure N°20 : variation des chlorures et des sulfates durant les campagnes de prélèvement dans l'oued Arkham.....	84
Figure N°21 : variation des chlorures et des sulfates durant les campagnes de prélèvement dans l'oued Bougdoura.....	85
Figure N°22 : variation des chlorures et des sulfates durant les campagnes de prélèvement dans l'oued Bousselam.....	86
Figure N°23 : variation des nitrates et des nitrites durant les campagnes de prélèvement dans l'oued Arkham.....	88
Figure N°24 : variation des nitrates et des nitrites durant les campagnes de prélèvement dans l'oued Bougdoura.....	89
Figure 25 : variation des nitrates et des nitrites durant les campagnes de prélèvement dans l'oued bousselam.....	90
Figure N°26 : La proportion des principaux groupes faunistiques étudiés dans la région d'étude (Kabylie).....	95
Figure N°27 : La proportion des principaux groupes faunistiques dans les 3 cours d'eau étudiés.....	95
Figure N°28 : distribution spatiotemporelle des 4 ordres (éphéméroptères, trichoptères, odonates et diptères) dans l'oued Arkham.....	99
Figure N°29 : distribution spatiotemporelle des 4 ordres (éphéméroptères, trichoptères, odonates et diptères dans l'oued Bougdoura.....	100
Figure N°30 : distribution spatiotemporelle des 4 ordres (éphéméroptères, trichoptères, odonates et diptères dans l'oued Bousselam.....	101
Figure N°31 : L'abondance et la richesse taxonomique moyenne dans l'oued Arkham.....	104
Figure N°32 : L'abondance et la richesse taxonomique moyenne dans l'oued Bougdoura...	105
Figure N°33 : L'abondance et la richesse taxonomique moyenne dans l'oued Bousselam...	106
Figure N°34 : Pourcentage des taxons tolérants et intolérants durant la période d'étude dans l'oued Arkham.....	108
Figure N°35 : Pourcentage des taxons tolérants et intolérants durant la période d'étude dans l'oued Bougdoura.....	109
Figure N°36 : Pourcentage des taxons tolérants et intolérants durant la période d'étude dans l'oued Bousselam.....	110

Figure N°37: les valeurs moyennes des trois indices calculés durant la période d'étude dans l'oued Arkham.....	113
Figure N°38: les valeurs moyennes des trois indices calculés durant la période d'étude dans l'oued Bougdoura.....	114
Figure N°39: les valeurs moyennes des trois indices calculés durant la période d'étude dans l'oued Bouselam.....	114
Figure N°40: Analyse en Composantes Principales des paramètres physico-chimiques, biologiques et environnementales dans l'oued Arkham.	116
Figure N°41 : Analyse en Composantes Principales des paramètres physico-chimiques, biologiques et environnementales dans l'oued Bougdoura.	117
Figure N°42: Analyse en Composantes Principales des paramètres physico-chimiques, biologiques et environnementales dans l'oued Bouselam.	118

Introduction

La pollution industrielle est un problème qui concerne la quasi-totalité des pays. Peu de pays, développés ou non, ont réussi à maîtriser la pollution engendrée par leur activité industrielle et la contenir dans les limites raisonnables. L'activité humaine est à l'origine d'une partie importante de la pollution de l'environnement et des écosystèmes, Dans certains, les produits chimiques peuvent être à l'origine de la disparition de certaines espèces animales et/ou végétales et par conséquent, entraîner le dysfonctionnement de la chaîne trophique (Gold, 2002). L'oléiculture représente une des plus anciennes activités agricoles dans le bassin méditerranéen, l'Algérie est l'un des pays méditerranéen dont la culture oléicole compte parmi l'une des plus importantes activités agricoles. En effet, le climat du bassin méditerranéen favorise le développement et la croissance de ce type d'arbres.

Toutefois, elle présente l'inconvénient de générer d'énormes quantités de déchets liquides dont la fraction organique complexe leur confère un pouvoir fortement polluant (Fiorentino et al, 2003); 25 à 40 millions de mètres cubes de margine sont produites annuellement, dont 90% sont localisés dans le bassin méditerranéen et déversés dans la nature sans traitement préalable (Nefzaoui, 1991).

Les margines ainsi produites sont rejetées soit dans des cours d'eau, soit épandues sur le sol. Ces effluents, fortement chargés en matières organiques, affectent la qualité des eaux dans lesquelles elles sont déversées (Rhaouat et al, 2014; Kapellakis et al, 2006) En plus de leur aspect très coloré(Hamdi, 1993), leur forte charge organique exige une forte consommation d'oxygène. Cet effluent est toxique pour la faune et la flore, difficilement biodégradable et inhibiteur de l'activité biologique (Karaouzas, Cotou, et al. 2011; Danellakis et al. 2011), en effet le traitement des effluents liquides des huileries est l'un des plus importants problèmes environnementaux des pays méditerranéens.

Les rivières jouent un rôle clé dans les écosystèmes et fournissent une série de fonctions écosystémiques comme un habitat et une source de nourriture pour un large éventail d'espèces biologiques et écologiques (Karaouzas, 2018) et ils jouent aussi des rôles essentiels dans la conservation de la biodiversité, dans le fonctionnement des organismes et dans le cycle de matière organique.

Toute altération du milieu aura des conséquences sur la biodiversité, qui se traduira par une modification de la composition spécifique des peuplements (Cayrou et al. 2000), Les organismes vivant dans le milieu aquatique peuvent être plus ou moins affectés par ces dégradations. Donc Les communautés en place reflètent les caractéristiques et la variabilité spatiotemporelle de leur habitat, qu'il soit modifié ou non par les activités anthropique (Kazanci et Girgin, 1998; Stevenson et al, 2010).

Pour la préservation des écosystèmes aquatiques, le contrôle permanent de leur état général de santé (qualité de leurs eaux, diversité des organismes qui y vivent et qualité de leurs habitats) est un élément crucial. Jusqu'à tout récemment, la plupart des méthodes de suivi de l'état de santé des écosystèmes aquatiques étaient basées uniquement sur l'utilisation de mesures physico-chimiques telles que la mesure de la concentration en polluants des cours d'eau. Un tel suivi donne simplement des informations sur la qualité de l'eau et ne permet pas donc de mesurer la capacité de l'écosystème à se maintenir en équilibre fonctionnel (Karr et al, 1986). En effet, la composante biologique du milieu, notamment sa biodiversité, devrait être considérée dans toute étude d'impact, notamment des écosystèmes aquatiques (Stewart et al, 2000). Le suivi du peuplement dans son biotope vise à déterminer in-situ l'impact des substances toxiques sur les organismes vivants (Malmqvist et Hoffsten, 1999).

Les communautés aquatiques (algues, invertébrés, poissons) sont utilisées depuis plusieurs décennies pour évaluer la qualité biologique des cours d'eau.

Les invertébrés benthiques sont des organismes idéaux pour évaluer l'état de santé global des écosystèmes aquatiques (Barbour et al, 1999) et pouvant servir d'indicateurs de l'intensité des perturbations anthropiques (Gnohossou, 2006), Ils jouent un rôle important dans la chaîne alimentaire aquatique, puisqu'ils sont la source principale de nourriture pour plusieurs poissons, insectes et amphibiens (Grubh et Mitsch, 2004; Giere, 2009). Ils doivent donc être présents en quantité suffisante et avec une diversité importante pour maintenir l'écosystème des rivières en équilibre, fonctionnel et en santé (Boulton, 2003; Strayer, 2006).

Certaines études (Karaouzas, Cotou et al, 2011; Karaouzas, Skoulikidis et al, 2011; Pavlidou et al. 2014) ont confirmé un statut écologique et systématique déséquilibré durant les rejets oléicoles; une première étude a été faite par Voreadou en 1993 (Karaouzas, 2018) dans le cadre d'une thèse de doctorat, il a étudié les impacts des rejets liquides des huileries sur plusieurs cours d'eau dans la Grèce, les résultats de son étude ont montré un déclin de 41 % de la richesse taxonomique avec une vitesse de courant très élevée et une diminution de 71% avec une faible vitesse de courant.

Notre étude a été réalisée entre octobre 2015 et mai 2017, lors de six campagnes d'échantillonnage. L'étude a pour but de caractériser l'impact des rejets oléicoles sur le peuplement macroinvertébrés benthique. Ces bio-indicateurs sont utilisés pour la détection de la qualité des eaux, donnent des résultats fiables et complètent les données physico-chimiques.

Le premier outil, qui est également le plus ancien et le plus utilisé encore aujourd'hui, est l'analyse physico-chimique. Ce procédé analytique est basé, d'une part, sur la recherche de

substances polluantes dans les eaux et, d'autre part, sur le relevé des variables physiques caractérisant le milieu (hydrologie, température, taux d'oxygène dissous, conductivité, etc.). Le second outil a été élaboré en se basant sur une approche éco-systémique: Lorsqu'une perturbation survient, elle entraîne des changements chez les espèces présentes. Cette modification se transforme donc en indicateur biologique de la pollution et ces perturbations comporte simultanément une modification structurale du peuplement initial, une apparition et une prolifération d'espèces qui affichent des affinités pour des conditions particulières et une disparition plus ou moins rapide du peuplement initial ou d'une partie de celui-ci, Intégrant ces données, l'outil biologique est constitué d'une analyse des réponses des indicateurs biologiques aux perturbations et permet d'apprécier globalement la qualité des eaux d'un milieu.

Nous débutons ce travail par le premier chapitre qui est la partie bibliographique ayant pour but la synthèse de diverses données disponibles sur l'oléiculture, les types d'extraction d'huile et les effets des margines sur les différents compartiments de l'environnement, leurs traitement et leur valorisation, le rôle des invertébrés benthique dans les rivières et leur utilisation comme des indicateurs de l'état de santé de ces écosystèmes aquatique.

Dans un deuxième chapitre, nous présenterons la zone d'étude et la démarche méthodologique suivie, qui combine les apports de suivis de terrain et d'expérimentations en laboratoire. Nous y expliquons le choix des sites d'étude, ainsi que les méthodes analytiques mises en œuvre pour l'acquisition des données.

Le troisième chapitre et le dernier, présente les résultats expérimentaux concernant les analyses physicochimiques et la composition taxonomique des macro-invertébrés benthiques étudiés.

Chapitre I :
Synthèse
bibliographique

I-1- L'oléiculture:

L'oléiculture est une culture séculaire en Algérie. Elle s'est largement répandue sous l'empire romain qui a généralisé cette culture dans toute la Numidie. Cette stratégie répandait à deux impératifs: assurer la paix et la prospérité des populations locales et alimenter l'Italie en huile d'olive pour répondre à sa forte demande (Camps Fabrer, 1974). Elle a décliné dans les centres urbains avec la disparition de l'empire romain. Par contre, elle s'est maintenue dans les régions montagneuses (Kabylie et Aurès) sous forme d'une culture vivrière.

L'olivier connaît une extension progressive à travers le monde. Durant les dernières années, plusieurs pays non méditerranéens ont tendance à développer cette culture dans certaines régions spécifiques de leur territoire. Les pays méditerranéens, restent prédominants avec plus de 95% de la production d'huile d'olive et avec environ 90% de sa consommation. Des variétés et des pratiques adaptées à une culture intensive à productivité élevée, commencent à prendre place, notamment au niveau des nouvelles plantations.

I-1-1 : L'oléiculture dans le monde:

Le patrimoine oléicole mondial compte actuellement environ 750 millions d'oliviers cultivés sur une superficie de 9,23 millions d'hectares. Les pays méditerranéens comptent 715 millions d'oliviers sur une superficie d'environ 8.16 millions d'hectares, soit 95 % du patrimoine oléicole mondial (Fiorentino et al, 2003; Tsagaraki et al, 2007).

Les pays de la communauté européenne composé essentiellement de l'Espagne, d'Italie, de Grèce et de Portugal occupent le premier rang selon l'importance des surfaces cultivées avec un pourcentage de 50% et 3/4 de la totalité de la production oléicole mondiale. En dehors de la communauté européenne, la Turquie occupe la seconde place avec 83 millions d'oliviers, les pays du Maghreb ont une importante contribution dans la production oléicole mondiale. En effet, la Tunisie compte 55 millions d'oliviers suivie du Maroc 33 millions et de l'Algérie avec 16 millions d'oliviers. Loin de la région méditerranéenne, les états unis d'Amérique, Chili, Argentine, Brésil, Uruguay et Pérou ainsi que en Australie, et depuis peu au Japon et en Chine contribue en production oléicole mondiale avec 3,3% (Tsagaraki et al, 2007; Labdaoui, 2007). Les principaux pays producteurs sont énumérés dans le tableau 01 parmi lesquels: l'Espagne, l'Italie, la Grèce et la Turquie qui représentent à elles seules 80% de la production mondiale d'olives. Les pays producteurs sont situés particulièrement dans la zone méditerranéenne.

Tableau N°1 : La production oléicole par pays fin 2018 (Conseil Oléicole International, 2018)

Pays	Production (tonnes)	%
Espagne	1 550 000	55,31
Italie	270 000	9,63
Grèce	240 000	8,56
Turquie	183 000	6,53
Maroc	145 000	5,17
Portugal	130 000	4,64
Tunisie	120 000	4,28
Algérie	76 500	2,73
Jordanie	24 000	0,86
Liban	24 000	0,86
Argentine	20 000	0,71
Egypte	20 000	0,71
Total	2 802 500 tonnes	100 %

I-1-2 : L'oléiculture en Algérie :

L'Algérie fait partie des principaux pays méditerranéens dont le climat est des plus propices à la culture de l'olivier. La production d'olive est de 76500 tonnes, ce qui représente 2,73% du patrimoine mondial (tableau 1).

En Algérie, l'oléiculture a une importance particulière, occupant ainsi 33% des superficies cultivées comparativement aux autres cultures fruitières (palmier dattier : 20,9%, agrumes : 8,4%, figuier : 6,5%) (Benderradji et al, 2016).

Le potentiel oléicole est concentré dans les régions montagneuses et se répartit principalement dans trois régions : le Centre nord, principalement Tizi-ouzou, Bouira et Bejaia avec 54,3 % de la surface totale, l'Est (Jijel, Guelma, Skikda, et Mila) avec 28,3 % et l'Ouest qui occupe à peine 17% (Tlemcen et Mascara). La plupart des oliveraies (80 %) est donc cultivée sur des terrains accidentés et marginaux, peu fertiles et caractérisés par une pluviométrie moyenne comprise entre 400 et 900 mm/an. Le reste (20 %) est situé dans les plaines occidentales où la pluviométrie moyenne annuelle est de 300-400 mm. A noter que les olives des régions Centre et Est sont destinées à la production de l'huile, alors que celles de l'Ouest sont pour la conserverie (Aggoun, 2016; Lamani et Ilbert, 2016).

I-2- Différents types d'extraction d'huile d'olive:

L'extraction des huiles d'olives est réalisée par trois méthodes principales :

I-2-1: Procédés discontinus ou systèmes à presses:

Les systèmes à presses sont des systèmes classiques. Ils commencent par un broyage des olives suivi du malaxage et du pressage. Le sous-produit de cette opération est le grignon brut et un moût fait d'effluents d'huileries d'olive et d'huile. La séparation des deux phases se fait par décantation. Les effluents d'huileries d'olive sont généralement rejetés dans le milieu naturel sans aucun traitement. Par contre les grignons sont utilisés par certaines huileries industrielles pour produire l'huile de grignon par une extraction au solvant ou comme combustible dans des chaudières industrielles, des fours et des bains publics (Hammams) (El Hajjouji, 2007).

I-2-2: Procédés continus ou systèmes à centrifugation:

Le processus industriel de transformation le plus commun est un système d'extraction en continue avec deux centrifugations (horizontale puis verticale). La centrifugation verticale peut être à trois phases ou l'addition d'eau est indispensable. A cet effet les sous produits : huile, margines et grignons incorporés avec l'eau de végétation ou peut être à deux phases (sans injection d'eau ou très peu) avec obtention d'huile et de grignons plus humides (Labdaoui, 2007).

-Système d'extraction continu avec centrifugation à trois phases:

L'extraction de l'huile d'olive se fait à travers des phases successives contrairement au procédé discontinu. Les olives sont lavées, broyées, mélangées avec de l'eau chaude et malaxées pour former la pâte d'olive qui est ensuite diluée. Les phases liquides et solides sont séparées par centrifugation donnant les grignons et le moût. Le moût subit à son tour une centrifugation pour séparer l'huile des effluents d'huileries d'olive (El Hajjouji, 2007).

Les huiles produites par ce procédé présentent généralement une acidité libre moyenne plus faible que celle des huiles extraites par les maâsras traditionnelles (Département de l'environnement du Maroc et FODEP, 2004).

-Procédé continu à deux phases ou procédé écologique:

Variante du système précédant, ici le décanteur sépare l'huile et mélange le grignon et les eaux de végétation en une unique phase de consistance pâteuse appelée grignon humide ou grignon à deux phases. Ce système permet d'extraire une huile d'olive de bonne qualité sans production d'effluents d'huileries d'olive. Son seul inconvénient est la production de grignons humides. En effet, les grignons résultant de ce procédé contiennent 8 à 10% plus d'eau que ceux du procédé à trois phases. Il est donc indispensable d'équiper les huileries

travaillant selon le procédé écologique d'une installation de séchage des grignons (El Hajjouji, 2007). Ce système écologique a été introduit en Espagne en 1992, en 1995 environ 50% des olives destinées à la production d'huile étaient triturées par ce procédé. Actuellement le gouvernement espagnol ne subventionne que les huileries qui installent le procédé écologique. Ce procédé est également utilisé au Portugal, en Italie, en France et en Grèce (Département de l'environnement du Maroc et FODEP, 2004).

La figure suivante (la figure N°1) récapitule les trois systèmes d'extraction (Chimi, 2006).

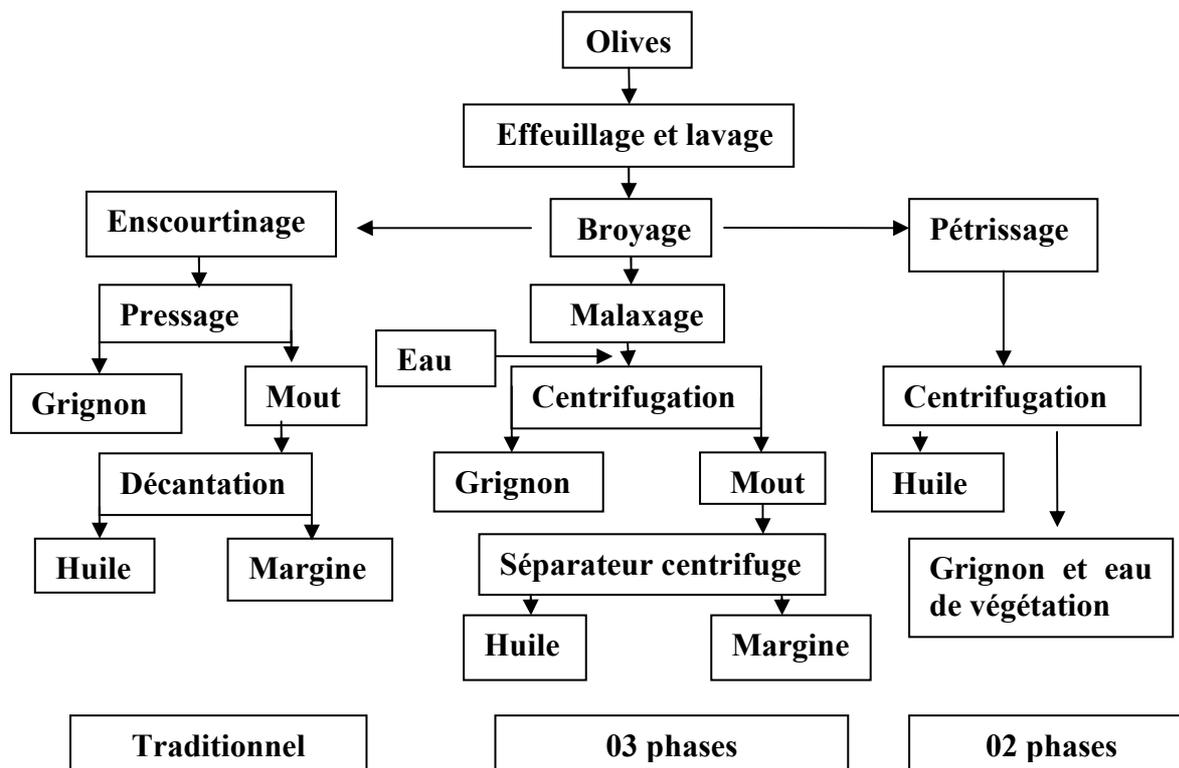


Figure N°1: Systèmes d'extraction de l'huile d'olive.

Les huileries dotées d'équipements relativement modernes ont des productions de margines pouvant atteindre 150 kg/100 kg d'olives dont la quantité d'eau ajoutée est de 110 kg (Vitolo et al, 1999), tandis qu'avec des dispositifs d'extraction traditionnels la quantité des margines produites est de 40 kg/ 100 kg d'olives. L'industrie de transformation des olives consomme des volumes importants d'eau en particulier pour l'opération de lavage (Marrakchi et al, 2016).

I-3- Sous-produits de la transformation des olives:

L'extraction de l'huile d'olive engendre la production de deux types de résidus, le grignon et les margines:

I-3-1: Les grignons ou tourteaux:

Durant la fabrication des huiles d'olive on obtient deux produits : liquide (margine) et solide (grignon). Les tourteaux, plus communément appelés grignons, sont les résidus solides récupérés à la suite de la première pression ou centrifugation (peau d'olives, noyaux, etc.). Ce produit peut être transformé en un produit destiné à l'alimentation animale, engrais et la fabrication de savon, ou subir une extraction chimique afin de produire de l'huile de grignons d'olive (Labdaoui, 2007). par exemple au Maroc ce sous produit est utilisé par certaines huileries industrielles pour produire une huile dite de grignon par l'extraction par solvant (chimique) de son huile résiduelle ou comme combustible dans des chaudières industrielles, des fours et des bains publics (Hammams)(Département de l'environnement du Maroc et FODEP, 2004).

I-3-2: Les Margines ou l'eau de végétation:

Les margines proviennent de l'eau de végétation des olives, de l'eau ajoutée lors du procédé d'extraction et l'eau de lavage (Département de l'environnement du Maroc et FODEP, 2004; Lanciotti et al, 2005). Elles sont caractérisées par leur forte coloration (Etahiri et al, 2006; Lopez-Lopez et al, 2004), leur forte concentration en poly-phénols: 4 à 12 g/l), leur pH acide (4,5 – 5,2), leur forte concentration en matière organique (DCO de 85 – 150 gO₂/l) et souvent par leur forte salinité due à l'ajout important de sel pour la conservation des olives (Zaier et al, 2017; El-Abbassi, Kiai, et Hafidi, 2012; Dermeche et al, 2013).

Ces effluents sont généralement constitués de : 83.2% d'eau, 15% de substances organiques et de 1.8% de substances minérales (Fiestas et Borja, 1992), elles se présentent comme un liquide aqueux, de couleur brun-rougeâtre à noir. Elles sont considérées comme l'un des effluents les plus nocifs produits par les industries agro-alimentaires, Il a été évalué qu'elles sont 200-400 fois plus toxiques que les eaux usées municipales (Département de l'environnement du Maroc et FODEP, 2004; Tabet et al, 2006). Par conséquent, 10 millions de m³ de cet effluent liquide correspondraient à une charge équivalente des eaux usées générées par environ 20 millions de personnes (McNamara et al, 2008).

I-4- Caractéristiques physico chimique des margines:

La composition chimique des margines est assez variable. Elle dépend de nombreux facteurs tels que la variété et la maturité des olives, les conditions édaphiques (les caractéristiques du

sol) et climatiques, la méthode de culture et en particulier le mode d'extraction de l'huile (Paraskeva et Diamadopoulou, 2006; Aktas et al, 2001).

Le tableau N°2 montre la composition physicochimique des margines.

Tableau N°2 : Composition physico-chimique indicative des margines (Mekki, Anderson et al, 2008)

Paramètre	PH	Densité	Conductivité Électrique (ms/cm)	Humidité (%)	DCO (mg/l)	Matière organique Total (mg/l)	Carbone organique total (mg/l)	Phénol (mg/l)	Matière Minérale (mg/l)
Margine	5	1,04	10,5	94	120	92,42	36,60	3,07	15,8

I-4-1: Fraction minérale:

Les margines contiennent des quantités significatives en sels minéraux dont 80% sont solubles (phosphates, sulfates et chlorures) et 20% insolubles (carbonates et silicates). Les éléments les plus représentatifs sont le potassium (47%), les carbonates (21%), les phosphates (14%) et le sodium (7%) (Tsagaraki et al, 2007).

Le tableau N°3 montre la composition minérale des margines.

Tableau N°3 : Composition minérale des margines

Elements	Concentration (mg/l)
Phosphore	800,6
Chlore	270,2
Sulfate	16,68
Sodium	5370,9
Potassium	15295,5
Calcium	1167,6
Magnésium	410,3
Fer	103,4
Aluminium	8,34
Chrome	0,66
Nickel	3,36
Cobalt	1,33
Manganèse	1,66
Cadmium	0,83
Oxyde de silicium	41,7
Zinc	10

I-4-2: Fraction organique:

La matière organique des effluents d'huileries d'olive est constituée par des polysaccharides (13-53%), des protéines (8-16%), des polyphénols (2-15%), des lipides (1-14%), des polyalcools (3-10%) et des acides organiques (3-10%) (Fiestas et Borja, 1992). Cette composition résulte de la dégradation des tissus de l'olive au cours de la trituration et de l'extraction de l'huile (Hamdi, 1993; Chamkha et al, 2001).

Les margines comportent deux fractions organiques : Fraction insoluble constituée essentiellement de pulpes d'olives, Cette fraction représente les matières en suspension et colloïdales. Fraction soluble dans la phase aqueuse et contient les sucres, les lipides, les acides organiques et les composés phénoliques (Hamdi, 1991).

-Sucre:

Les études effectuées sur les margines ont montré que la teneur en glucides varie entre 2 et 8% du poids de la pulpe d'olive fraîche (Hamdi, 1993).

-Composés azotés:

La fraction azotée est représentée principalement par les protéines avec une concentration variant entre 1,2 et 2,4%. Presque tous les acides aminés sont présents dans les margines. Les plus abondants sont l'acide aspartique, l'acide glutamique, la proline et la glycine (Capasso et al, 2002).

-Vitamines:

Plusieurs vitamines ont été identifiées. Les plus fréquentes sont les vitamines du groupe D et la vitamine PP avec une concentration de 124 mg.kg de margines (Chamkha et al, 2001). Cette teneur peut être exploitée à l'échelle industrielle.

-Acides organiques:

La proportion des acides organiques présente dans les margines varie entre 0,5 et 1,5%. Les principaux acides organiques rencontrés sont les acides fumarique, glycérique, lactique, malique et malonique.

-Huile:

La concentration d'huile résiduelle contenue dans les margines est très variable selon le procédé d'extraction utilisé. Elle varie entre 0,02 et 1%. l'acide oléique est l'acide gras le plus abondant avec un pourcentage de 65% par rapport à la totalité d'huile.

-Composés phénoliques:

Les composés phénoliques, ou polyphénols, constituent une famille de molécules organiques largement présentes dans le règne végétal. On les retrouve dans les plantes, depuis les racines jusqu'aux fruits, et ils font donc partie intégrante de notre alimentation. Ce sont des

métabolites secondaires produits par les plantes pour interagir avec les autres végétaux et les animaux (Hennebelle et al, 2004). Les polyphénols naturels peuvent donc être des molécules simples comme les acides phénoliques, mais aussi des composés hautement polymérisés comme les tanins. Les composés phénoliques jouent un rôle de protection des plantes contre les invasions microbiennes, et présentent d'autres mécanismes d'action de lutte contre les champignons, bactéries et virus. Ces propriétés antifongiques et antivirales et antibactérienne trouvent de nombreuses applications en médecine humaine (Capasso et al, 1992; Xia et al, 2010).

Les composés phénoliques (ou biophénols) des margines sont très divers et leur structure est très variable. Pendant le processus de fabrication de l'huile d'olive, les biophénols sont transférés à partir de la pâte d'olives au cours du broyage/malaxage à l'huile et aux différents sous-produits, particulièrement aux margines. Composés à tendance hydrophile, leur solubilisation dans l'huile est cependant bien inférieure à celle dans la phase aqueuse (Aggoun, 2016). Ce qui explique leur concentration élevée détectée dans les margines. En effet, 2% seulement des composés phénoliques originaires des olives sont transférés à l'huile, 53% aux margines et 45% aux grignons d'olives (Rodis et al, 2002). Néanmoins, certains de ces composés sont nouvellement synthétisés grâce à plusieurs voies de biotransformation enzymatique (Obied et al, 2005; Klen et al, 2012).

I-5- Caractéristiques microbiologiques des margines:

Les olives de par leur richesse en substances pectiques et autres constituants, représentent un milieu favorable pour la prolifération d'une flore très diverse. Selon (Kotzekidou, 1997), Dans les margines d'olive, seuls quelques microorganismes arrivent à se développer. Ce sont essentiellement des levures et des moisissures, des bactéries Gram négatif qui sont des bactéries qui résistent aux poly-phénols, et de levures.

Des analyses microbiologiques ont montré que les levures et les champignons sont capables de s'y développer mieux que les bactéries. Ces micro-organismes supportent la salinité élevée et le pH acide caractéristiques de ces effluents, et résistent plus que les bactéries aux substances phénoliques. Dans la plupart des cas, il y a absence de microorganismes pathogènes : Coliformes totaux et fécaux, Streptocoques fécaux (Aissam, 2003; Mouncif et al, 1993), Ceci est dû essentiellement à leur sensibilité aux faibles valeurs de pH, ainsi qu'à l'action antimicrobienne exercée par les composés phénoliques (Zaier et al, 2017; Zbakh et El Abbassi, 2012; Ntougias et al, 2013) et ils ne posent alors aucun problème du point de vue sanitaire. Le pouvoir antimicrobien des effluents d'huileries d'olive est lié essentiellement à l'action exercée par les phénols monomériques et les pigments bruns ou catécholmélaniq

(Hamdi et Ellouz, 1993). Ces effluents agissent sur les bactéries en dénaturant les protéines cellulaires et en altérant les membranes. Ils peuvent inhiber également l'activité des bactéries symbiotiques fixatrices d'azote en inhibant l'activité des enzymes digestives et/ou en précipitant les protéines nutritionnelles.

Les microorganismes isolés à partir des olives vertes commercialisées sous forme saumurées appartiennent pour la plupart d'entre eux aux bactéries lactiques et aux levures (Esmail et al, 2014). Les bactéries lactiques sont plus abondantes que les levures. Les aérobies mésophiles générateurs de spores tels les *Bacillus*, qui peuvent être considérés comme des contaminants du produit lors de sa manipulation, ont aussi été isolés à partir de quelques échantillons mais leurs effectifs n'étaient pas très importants (Lopez-Lopez et al, 2004).

Une étude microbiologique menée par (Mouncif et al, 1993) sur les margines Marocaines a noté la présence des levures et des champignons (*Penicillium sp. Aspergillus sp. Geotrichum candidum*). La caractérisation microbiologique des margines de quatre stations d'évaporation en Espagne a révélé la présence d'un nombre important de bactéries, de levures et de champignons (Millán et al, 2000).

I-5-1 : Les bactéries:

L'isolement de nouvelles souches de bactéries lactiques à partir des olives crues et fermentées ainsi que leurs dérivés (huiles d'olives et margines) a suscité l'intérêt de plusieurs auteurs des pays méditerranéens (Berg et al, 1993).

Plusieurs souches de bactéries lactiques ont été isolées des olives vertes traitées à la saumure pendant quatre à neuf mois et sont identifiées comme étant : *Lactobacillus brevis*, *Lb. plantarum*, *Lb. caseisubspcasei* ; *Leuconostoc mesenteroides*, *Lc. dextranicum* et *Pediococcus cerevisiae* (Ghabbour et al, 2011). Parfois la présence d'espèces du genre *Enterococcus* a été constatée. D'autres souches de bactéries lactiques sont également isolées à partir des olives de table en Italie et à partir d'olives fermentées au Portugal. Les travaux récents (Campaniello et al, 2005) sur l'identification d'espèces de bactéries lactiques dans les olives naturelles ou traitées, selon la tradition espagnole qui traite les olives avec une solution aqueuse de NaOH (1,3 à 2,6 %) durant 12 à 15 h, ont prouvé que *Lactobacillus plantarum* était l'espèce prédominante, bien que *Lactobacillus pentoseus* et *Leuconostoc mesenteroides* soient aussi présents.

I-5-2: Les Levures:

Les levures sont classées en deux groupes selon la proportion de lipides qu'elles contiennent (groupe 1 : 20 % ; groupe 2 : 20 à 80 % de lipide). Les espèces du deuxième groupe sont appelées des levures oléagineuses et incluent principalement les espèces des genres

:*Lipomyces*, *Rhodotorula*, *Candida*, *Trichosporon* et *Cryptococcus*. Elles sont rencontrées dans l'air, les eaux, les sols et les végétaux où les sucres simples sont peu représentés, Parmi ces genres, les espèces isolées à partir d'olives traitées avec de la soude sont : *Candida pelliculosa*, *Candida ciferrii*, *Candida glabrata*, *Cryptococcus laurentii* et *Rhodotorulamucilaginoso* et sont toutes dotées d'activité polygalacturonase (Campaniello et al, 2005). Les espèces isolées des olives fermentées et stockées en vrac sont : *Candida et chellsii*, *Candida versatilis*, *Rhodotorulaglutinis var. glutinis*, *R. minuta var. minuta*, et *R.rubra*, *Saccharomyces cerevisiae* et *Pichia anomala*. Elles possèdent des activités estérase et polygalacturonase et sont la cause du ramollissement du fruit.

I-5-3: Les moisissures:

Les moisissures saprophytes (Mucorales, *Penicillium*, etc.) se développent sur les fruits crus ou cuits, les fruits séchés placés à l'humidité, les déchets de betteraves et de bagasse de canne à sucre. Elles sont utilisées depuis fort longtemps par l'homme pour la préparation d'aliments et interviennent comme agents de fermentation dans la fabrication du fromage. Elles synthétisent un grand nombre de substances complexes économiquement très importantes comme les enzymes, des acides organiques, des antibiotiques et des alcaloïdes.

Le genre *Aspergillus* est très répandu dans l'environnement et généralement trouvé comme contaminant banal dans les cultures surtout des céréales et dérivés telle que l'espèce *Aspergillus niger*. Tandis que l'espèce *Aspergillus versicolor* a été isolée à partir des olives et des huiles végétales.

Le genre *Rhizopus* contient plusieurs espèces. Les plus communes sont : *Rhizopus oryzae*, *Rhizopus arrhizus* et *Rhizopus stolonifer* isolées du sol, des graines des céréales et des matières végétales en décomposition. L'espèce *Rhizopus stoloniferus* a été isolée à partir d'huile d'olives. Les espèces de *Rhizopus* sont des moisissures qui, en se développant sur les légumes et les fruits (Bananes, Fraises) les rendent mous.

I-6- La toxicité des margines:

L'étude de la toxicité et de la génotoxicité des effluents d'huileries d'olive après traitement biologique sur les plantes de *Vicia faba* à l'aide du test des micronoyaux et d'un essai agronomique a montré que les effluents non traités sont génotoxiques à une concentration de 10%. Cette génotoxicité est liée à la présence de deux composés phénoliques : l'oleuropeine et l'acide gallique. Après traitement biologique, la génotoxicité de ces effluents a disparu même à une concentration de 20% (El Hajjouji, 2007).

D'autres études de toxicité et de biodégradabilité de ces margines ont montré que la toxicité est due à la fraction soluble et que les composés phénoliques de type tanins, anthocyanes et

monomères aromatiques sont très toxiques mais biodégradables. Par contre, les composés phénoliques responsables de la coloration noire sont peu toxiques et très difficilement biodégradables (Hamdi, 1991).

I-7- Impact de la pollution anthropique sur les eaux de surface:

Les substances toxiques ont des conséquences sur l'équilibre écologique du milieu. L'enrichissement du milieu aquatique augmente le métabolisme et la productivité des macrophytes et du phytoplancton (Dedjiho et al, 2013). Les conséquences de la pollution sur les eaux sont la destruction des ressources vivantes, le déséquilibre des milieux physiques, biologiques et des écosystèmes aquatiques à travers l'eutrophisation, particulièrement dans les zones maritimes ou côtières (Amara, 2010; Belghyti et al, 2009). La pollution des eaux impacte également la santé humaine, mais elle n'est pas toujours immédiate. Les eaux contaminées consommées par les populations contiennent des microorganismes banals et pathogènes sources de plusieurs maladies hydriques (choléra, dysenterie, diarrhée, fièvre typhoïde). Les nitrates issus des engrais chimiques se transforment en nitrite une fois lessivée. Les nitrites, arrivés au niveau de l'estomac, peuvent réagir avec les amines secondaires apportées par les aliments pour former les nitrosamines qui ont un effet cancérigène (Pavard, 2013). Les matières en suspension et surtout l'azote et le phosphore favorisent l'eutrophisation, avec le développement des maladies associées à la présence des mauvaises herbes aquatiques dans les pays tropicaux en développement et sont les causes majeures des problèmes de santé publique : la malaria, la bilharziose, la schistosomiase et la filariose lymphatique. Les métaux qui sont transférés à travers le milieu aquatique aux poissons, aux hommes et autres animaux piscivores, ont des impacts probables sur l'environnement et la santé humaine (Chen et al, 2000). Quant aux hydrocarbures et pesticides, les plus persistants et possédant des propriétés de bioaccumulation sont souvent retrouvés dans les organismes et sang humain. La pollution des eaux a des répercussions sur la vie des écosystèmes aquatiques, sur la chaîne trophique et la santé de la population, Parmi les activités anthropiques, l'activité agricole est la principale source de pollution des eaux avec la mauvaise gestion de l'assainissement.

I-8- Impacts environnementaux des margines:

Le rejet des effluents d'huileries d'olive est un problème majeur dans les pays du bassin méditerranéen. Environ 2.72 millions de tonnes d'huile d'olive sont produites chaque année dans le monde dont la majorité se concentre dans le bassin Méditerranée où ils induisent la production de grands volumes de margines, estimés à 30 millions de m³/an (El-Abbassi et al, 2012), pendant une très courte période de l'année allant de novembre à février.

Ces eaux fortement polluées causent de sérieux dégâts environnementaux (Ramos Cormenzana et al, 1996; Rinaldi et al, 2003), Ces effluents ne subissent aucun traitement et sont souvent déversés dans les égouts d'assainissement, stockés dans des bassins d'évaporation ou épandus directement sur le sol. Il en résulte un impact négatif sur l'environnement qui se traduit par le colmatage des sols, la pollution des eaux superficielles et souterraines et le dégagement d'odeurs nauséabondes (El Hajjouji et al, 2007; Mekki, Dhouib et al, 2008). Ces problèmes environnementaux sont attribués à la richesse des effluents en matière organique (Galli et al, 1997) qui peut entraîner un dysfonctionnement des stations d'épuration, et en particulier les poly-phénols qui sont responsables d'effets phytotoxiques et antimicrobiens (Zenjari et al, 2006).

Cependant, les phénols et les lipides se décomposent à des vitesses de réactions beaucoup plus lentes que d'autres constituants, tels que les sucres ou les acides volatils à chaîne courte (Kapellakis et al, 2008). Cette résistance à la biodégradation, avec un taux de matière organique élevé, un pH acide et une demande chimique (DCO) et biologique (DBO) en oxygène (respectivement, 110 g/l et 170 g/l) (Ouzounidou et al, 2010) sont à l'origine de plusieurs impacts environnementaux. Cette situation est aggravée par le caractère saisonnier de la production de l'huile d'olive et les volumes importants de margines générées approchant les 30 millions de m³/an, dont 98% sont concentrés dans les pays du pourtour méditerranéen (Koutrotsios et al, 2014). En effet, les échantillons de margines issus du système d'extraction classique de l'huile d'olive présentent les indices de pollution les plus élevés et une toxicité plus marquée dû à la présence de quantité relativement élevée de polyphénols (Belaid et al, 2002; Danellakis et al, 2011).

I-8-1 : La pollution des eaux :

Les margines rejetées dans des récepteurs naturels, cours d'eau, lacs ou retenues collinaires, causent divers problèmes. La coloration de ces eaux naturelles due aux tannins est l'un des effets les plus visibles de la pollution (Hamdi, 1993; Kapellakis et al, 2008). Par ce mode d'élimination de ces effluents, les eaux de surfaces et les eaux souterraines sont exposées à des pollutions qui affectent leurs qualités. Les margines, étant peu dégradables à cause des substances phytotoxiques et antimicrobiennes (phénols, acides gras volatiles, insecticides, etc.) qu'elles contiennent (Aktas et al, 2001; Paredes et al, 2000); ainsi que leur très forte charge en matières organiques empêche ces eaux de s'auto-épurer. L'impact est très perceptible sur le régime de l'oxygène dissous ; de faibles niveaux d'oxygénation sont enregistrés voire même des états transitoires d'anoxie (absence totale d'oxygène dissous) (Kapellakis et al, 2008) et la pollution peut s'étendre sur des dizaines de kilomètres en aval du

point de rejet. Riches également, en éléments minéraux (azote et phosphore) créent, des situations d'eutrophisation dans les lacs ou les cours d'eau; il suffit d'une concentration de 4 mg/l de phosphore pour provoquer ces conditions d'eutrophisation (McNamara et al, 2008). Les lipides forment un film sur la surface des eaux, ce qui empêche la pénétration de la lumière du soleil et l'oxygène, inhibant ainsi la croissance des plantes. Les effets environnementaux négatifs comprennent aussi l'hypoxie, qui induisent des réductions dans d'autres populations animales (poissons).

I-8-2: La pollution des sols:

L'épandage des effluents d'huileries d'olive sur les sols peut également poser des problèmes environnementaux. Les eaux souterraines peuvent être polluées, ce qui affecte la qualité de l'eau potable (Fki et al, 2005). Aussi, l'épandage des effluents d'huileries d'olive, très riches en éléments azotés, peut causer une pollution par les nitrates des nappes situées dans la zone à proximité de la zone d'épandage et souiller la qualité de l'eau potable (Benyahia et Zein, 2003). L'épandage direct des margines sur les sols provoque un colmatage des sols et une diminution de leur qualité. Ces déchets sont à l'origine de l'augmentation de la salinité des sols (Fiestas et al, 1992) et de la diminution du pH, qui pourrait être à l'origine du changement de leurs caractéristiques physico-chimiques. De même, les substances toxiques contenues dans ces effluents se fixent dans les sols. Certaines de ces substances telles que les phénols peuvent inhiber l'activité microbienne et détruire la microflore du sol (Morisot et Tournier 1986).

Une analyse de l'eau à Marrakech de quatorze puits, situés dans une zone agricole, proches de quatre bassins de stockage des margines issues de différents types d'huileries a montré que la qualité physico-chimique et biologique de ces eaux souterraines est largement influencée par la proximité de ces bassins (Boukhoubza et al, 2008).

I-8-3: La pollution de l'air:

La décharge des margines dans les bassins d'évaporation à ciel ouvert, sur les terres ou dans les eaux naturelles génère des processus de fermentation et l'émission de plusieurs gaz, notamment le méthane, le dioxyde de carbone et le sulfure d'hydrogène. Ce dernier conduit à une pollution considérable par les odeurs même à grandes distances, en particulier au cours de la période de trituration des olives (El-Abbassi, Kiai, et al, 2012), La pollution de l'air a un impact négatif sur les activités économiques en zones touristiques et archéologiques.

I-8-4: Impact sur les plantes:

Les composés phénoliques sont les responsables majeurs de la phytotoxicité des effluents d'huileries d'olive. L'application directe des effluents d'huileries d'olive bruts diminue les

rendements en matière sèche des tomates et du soja (Aranda et al, 2006) et inhibe la germination de quelques graines comme le pin, la tomate (Muscolo et al, 2001). Les résidus de pesticides présents dans les effluents d'huileries d'olive peuvent également être nocifs pour les plantes. Par conséquent, l'utilisation agronomique par épandage direct des déchets d'huileries d'olive a de mauvaises répercussions sur les eaux, les sols, les microorganismes et les plantes. D'où la nécessité de traiter ces effluents afin de palier aux problèmes environnementaux qu'ils engendrent.

I-9- Procédés de traitement des effluents d'huileries d'olive:

Des travaux de recherche consistent à suivre les transformations des effluents des huileries d'olive, ces traitements par des procédés biologiques et chimiques ont permis la réduction de la pollution de ces effluents (El Hajjouji, 2007).

Les tentatives de traitements biologiques des margines sont restées limitées à cause de la présence de composés phénoliques toxiques qui sont difficilement biodégradables et inhibiteurs de l'activité biologique (Fiestas et al, 1992; R. Capasso et al, 1995). La biométhanisation utilisée en particulier pour la dégradation des rejets très chargés en matière organique est inhibée par la présence de ces polyphénols (Beccari et al, 1999). Cependant cette toxicité a été réduite par des levures et des champignons spécifiques (Beccari et al. 1999; Martirani et al, 1996) ou par pré-traitement physique sous l'effet d'un champ ultrasonore. D'un autre côté ces polyphénols présentent une valeur commerciale très importante surtout dans le domaine pharmaceutique et agroalimentaire. En effet, ces composés ont une forte capacité de piéger les radicaux libres qui constituent la plus importante source d'oxydation. De même ces composés peuvent attacher les protéines qui engendrent une turbidité indésirable dans certains aliments et les faire précipiter (Bartolomé et al, 2000).

Dans des travaux scientifiques, on trouve plus de 20 procédés ou technologies applicables au traitement des effluents d'huileries d'olive. Il s'agit dans la plupart des cas d'opérations élémentaires ou combinées essayées au laboratoire ou dans une installation pilote, sans projection industrielle réelle.

La difficulté de traitement des margines est essentiellement due à la présence de deux groupes de composés phénoliques. Le premier groupe est formé de composés phénoliques responsables de la coloration rouge foncé des margines; ils correspondent aux tanins, anthocyanes, oligomères et monomères phénoliques. Ces composés sont connus pour leur effet très toxique pour les microorganismes. Le second groupe est formé de polymères phénoliques responsables de la coloration noire des margines; Ce groupe de composés semble

constituer une forme de la lignine (pseudolignine) et des produits d'oxydation des composés du premier groupe.

Les techniques suivantes ont été décrites comme les plus utilisées ou comme étant potentiellement applicables. Ces techniques de traitement peuvent être classées en procédés thermiques, physico-chimiques et biologiques.

I-9-1 : Processus thermique :

-Evaporation naturelle (lagunage) :

Les effluents d'huileries d'olive sont placés dans des bassins ou étangs d'évaporation de profondeur de 0.7 à 1.5 m. Cette profondeur est choisie pour assurer une évaporation totale avant la campagne oléicole suivante. Après séchage, les effluents d'huileries d'olive sont, soit incinérés soit utilisés comme engrais organique ou comme additifs dans un compostage ou tout simplement jetés à la décharge. L'évaporation naturelle est tributaire des conditions climatiques. Elle dépend étroitement de la vitesse du vent, du degré d'ensoleillement et de l'humidité de l'air. Cette méthode permet la diminution du volume des effluents d'huileries d'olive écoulés dans les réseaux hydrauliques superficiels ou dans les réseaux de collecte des eaux usées.

-Incinération:

L'incinération consiste à éliminer les effluents d'huileries d'olive par combustion. Pour éliminer l'excès d'eau, on est obligé d'utiliser un combustible supplémentaire soit les noyaux d'olives, soit d'autres combustibles comme le gas-oil. Ce procédé est complexe et coûteux tant à l'investissement qu'à l'exploitation.

-Distillation:

Les effluents d'huileries d'olive peuvent être concentrés à l'aide d'un distillateur. Ce processus permet de réduire le volume de ces effluents de 70% et le résidu peut être utilisé comme combustible pour chauffer le distillateur ou comme fertilisant dans l'agriculture. L'eau condensée peut être réutilisée après une épuration adéquate dans les processus des huileries. La distillation doit être suivie d'une neutralisation par la chaux à cause de l'acidité élevée du distillat. Des recherches sur la valorisation du distillat et du résidu sont en cours de réalisation (Ouabou et al, 2014b), Le problème de l'acidité élevée du distillat peut être résolu par sa neutralisation par la chaux. Le distillat après sa neutralisation par la chaux peut être réutilisé dans le domaine d'irrigation (Ouabou et al, 2014a).

-Floculation/clarification:

Elle consiste à traiter les effluents d'huileries d'olive avec des produits tensioactifs afin d'éliminer les solides et les colloïdes en suspension. Une expérimentation avec de la chaux a

montré une réduction de la DCO de 40 à 50%. Ce traitement peut être utilisé après un traitement biologique pour éliminer les matières en suspension et les polluants résiduels.

I-9-2 : Procédés physico-chimiques:**-Ultrafiltration/Filtration:**

L'ultrafiltration est un procédé de séparation physique utilisant une membrane. Elle s'applique à la séparation des particules de 0.005 à 0.1µm. Cependant, pour les particules les plus petites, on utilise la nano-filtration. On obtient une phase liquide contenant les polluants dissous d'une part et une phase pâteuse contenant les phases solides.

La percolation de la margine à travers les filtres a provoqué une augmentation du pH de 5,32 à 6,48 et une élimination de 98 % de la turbidité. Ce traitement a également conduit à d'importantes réductions de la matière organique (42 % de la DCO totale et 57,4 % des composés phénoliques) (Lucas et Peres, 2009).

-Ozonation:

L'ozonation consiste à l'utilisation de l'ozone O₃ comme produit d'oxydation qui permet la destruction d'un grand nombre de micropolluants et l'amélioration des odeurs. La réduction de la pollution par ce procédé est très limitée et les réactifs sont très coûteux.

-Coagulation:

Elle consiste à favoriser l'agglomération des particules hydrophiles par des tensioactifs. Les principaux agents de coagulation utilisés sont à base du sel d'aluminium et du fer. Dans certains cas, des produits synthétiques tels, le chlorure ferrique et la chaux sont utilisés (Ramos et al, 1996). On obtient une phase liquide où les polluants sont dilués et des boues dans lesquelles les polluants sont concentrés. Les tests de coagulation-floculation montrent que l'application de sulfate d'aluminium à une dose de 1,5 g/ L et à un pH entre 6,31-7,08 permet d'éliminer 40 % de la DCO, 27 % des MES et 41 % des poly-phénols, tandis que l'application de la chaux à une dose de 20 g/L permet d'éliminer 43 %, 75 % et 50 % de la DCO, des poly-phénols et des MES respectivement. La combinaison d'une dose de 1,5 g/L de sulfate d'aluminium et de 20 g/L de chaux permet de réduire 70,5 % des MES, 38 % de la DCO, 54 % des poly-phénols et 61 % de la coloration (Achak et al, 2008).

Les résultats du traitement chimique sous UV/TiO₂ ont montré une réduction du pouvoir polluant des effluents d'huileries d'olive (El Hajjouji, 2007).

I-9-3: Procédés biologiques:

Ces procédés consistent à utiliser les microorganismes pour dégrader les composés organiques et réduire la toxicité des effluents d'huileries d'olive (Amaral et al, 2008; Blika et al, 2009). Ils sont subdivisés en processus aérobie et anaérobie.

-Traitements anaérobies:

Les traitements anaérobies sont adaptés à plusieurs types de résidus : biomasse humide, sous-produits agricoles, déchets des eaux résiduaires. Ils sont le plus utilisés pour le traitement et l'exploitation des effluents d'huileries d'olive à cause de leur charge élevée en matière organique. Des études ont montré que pour une efficacité d'épuration de 80%, il faut un temps de rétention de seulement 20 jours, avec en plus l'avantage de produire une quantité non négligeable du biogaz : 855 litres/ kg de matière organique digérée. La digestion anaérobie permet une réduction de DCO de l'ordre de 30 % (Blika et al, 2009). Son rendement est proportionnel à la concentration en microorganismes et varie largement selon la nature du support. Cependant, cette digestion peut être inhibée par les acides gras à chaînes longues, notamment l'acide oléique. De même à partir d'une concentration de 100 mg/L d'acides phénoliques dans les effluents d'huileries d'olive, les bactéries méthanogènes sont inhibées (Martirani et al, 1996). Une levure (*Yarrowia lipolytica* ATCC 20255) a été cultivée dans les margines, Les résultats de cette étude ont montré que cette levure était capable de réduire la valeur de la DCO de 80% en 24 h, une biomasse utile de 22,45 g / l sous forme de protéine unicellulaire (SCP) et d'enzyme ont été produites, Au cours de ce processus, la plupart des substances organiques et inorganiques ont été consommées, sauf les substances aromatiques. Par conséquent, ils ont utilisé un dégraisseur au phénol, à savoir *Pseudomonas putida* pour réduire les composés phénoliques dans les effluents de fermentation après l'élimination des cellules de *Yarrowia lipolytica*, *P. putida* s'est avéré efficace pour réduire les phénols en seulement 12 heures. La culture directe de *Pseudomonas putida* sur les margines ne pouvait être effectuée, car *P. putida* ne peut pas dégrader tous les composés. Ce serait possible avec les levures (Felice et al, 1997).

-Traitements aérobie:

Les effluents d'huileries d'olive étant très chargés en matière organique, ils ne peuvent pas être traités directement par voie aérobie. De ce fait plusieurs auteurs ont recommandé de les diluer avant leur traitement, soit avec l'eau (El Hajjouji et al, 2007), soit avec des eaux usées domestiques. Les traitements physiques ne résolvent pas le problème de la pollution provoquée par les margines du fait qu'ils réalisent une simple séparation entre l'eau et les matières organiques; il faudrait trouver une utilisation satisfaisante de ces matières pour éviter leur accumulation. En ce qui concerne le traitement biologique aérobie par boues activées, il a été déjà démontré que les margines doivent être diluées au moins 80 fois pour que le processus biologique ne soit pas inhibé par les composés toxiques. Plusieurs travaux ont été réalisés sur le traitement et le pré-traitement des effluents d'huileries d'olive par voie aérobie

en utilisant des souches de microorganismes telles que les basidiomycètes, *Pleurotus ostreatus* et *Aspergillus niger* (Hafidi et al, 2005) en raison de leur grand pouvoir de dégrader les composés phénoliques (Hamdi et Ellouz, 1993). Les tests de toxicité ont montré une diminution de la toxicité des effluents d'huileries d'olive après traitement par ces microorganismes. En effet, les microorganismes aérobies dégradent les composés organiques par oxydation avec l'oxygène de l'air ou l'oxygène pur et utilisent la plupart de ces composés organiques présents dans le milieu pour leur nutrition et leur reproduction.

D'autres auteurs ont utilisé des suspensions mixtes de microorganismes et ont abouti à des abattements très importants en termes de DCO et de poly-phénols (Hafidi et al, 2005). Ces abattements sont très variables et varient en fonction de la performance des souches sélectionnées. Certaines souches de bactéries et de champignons ont été également testées pour décolorer les effluents d'huileries d'olive et réduire leur toxicité, parmi ces microorganismes on peut citer : *Baccilus pumilus* ; *Coriolus versicolor* et *Funalia troggi*; *Phanerochaete chrysosporium* (Sayadi et al, 1996).

Les procédés aérobies tels que les boues activées sont aussi utilisés pour éliminer les polluants dissous et colloïdaux à faibles concentrations dans les eaux usées.

I-9-4 : Systèmes combinés:

-Épuration et concentration thermique (Espagne):

Il s'agit d'une combinaison des systèmes de :

-Traitement physico-chimique par floculation des margines, ce qui se traduit par une séparation de solides en suspension et l'entraînement de substances phénoliques, donnant lieu à une pâte qui, avec une adjonction de mélasses, est utilisable comme produit pour l'alimentation du bétail ou est susceptible d'être ajoutée dans les procédés de compostage.

-Traitement par concentration thermique : Elle consiste en l'utilisation de l'effet thermique pour concentrer la margine, en éliminant une partie de l'eau, au moyen d'une évaporation d'effet simple ou multiple. Le déchet solide est utilisable, ce qui fait que l'on peut parvenir à une élimination totale de tous les déchets, c'est-à-dire, zéro rejet.)

-Épuration intégrale par des procédés physico-chimiques et biologiques:

De nombreuses études démontrent que les polyphénols de la margine, principaux agents antimicrobiens responsables du mauvais fonctionnement des systèmes d'épuration biologique, peuvent être dégradés par des champignons et des bactéries après une hydrolyse enzymatique. À la vue des bons résultats obtenus lors de l'élimination de ces composants phénoliques, l'Institut de la Graisse de Séville (Espagne) aborda l'application successive des procédés

d'épuration anaérobies, aérobies et physico-chimiques dans le but d'arriver à obtenir un effluent ayant des caractéristiques adéquates en vue de son déversement dans les lits fluviaux.

-Le cas de l'installation d'épuration de Sölller:

Dans les environs de Sölller, il existe trois huileries d'olives (Coopérative San Bartolomé, Can Deià et Can Repic), avec une production variable de 600 à 1 200 m³ de margine par campagne. Le procédé est le suivant :

-Réception de la margine: Le transport vers l'installation depuis les huileries d'olives se fait avec des tonnes du type employé pour les purins.

-Ébauchage : Au moyen d'un filtre en papier de 15 mm.

-Procédé physico-chimique de neutralisation et de floculation pour l'élimination de solides dissous et l'entraînement de composants phénoliques. Les boues et le liquide surnageant sont séparés.

-Régulation de débit dans le traitement anaérobie, grâce à un réservoir-poumon avec des aérateurs. La margine reçoit ici sa première aération.

-Traitement biologique avec deux réacteurs à un taux d'oxydation élevé, avec formation de biomasse bactérienne sur des supports spéciaux. Les bactéries lyophilisées, spécialement sélectionnées pour résister aux composants phénoliques et les dégrader, sont ajoutées dans chaque campagne. Le temps de rétention hydraulique est de 22 jours.

-Décantation secondaire dans une unité conçue pour une charge superficielle de 1,02 m²/m²/h.

-Réservoir pour la fourniture à l'EDAR des eaux résiduaires urbaines en vue de leur traitement.

La DCO d'entrée de la margine fraîche oscille entre 45 000 et 74 000 ppm et l'installation arrive à obtenir un rendement quasiment supérieur à 90 %.

-Nébulisation-Incinération :

Ce procédé consiste à nébuliser la margine et à l'introduire dans un four en formant un mélange avec les gaz de combustion. L'évaporation de l'eau se produit en même temps que l'incinération de la matière organique de la margine.

-Méthode SAEM:

Développé en Italie, il s'agit de nouveau d'un système d'épuration basé sur des procédés physico-chimiques. Le traitement comporte 5 étapes et se produit dans 5 citernes en série. Dans les 4 premières citernes, la margine est traitée avec de la chaux et dans la cinquième avec de l'acide sulfurique.

Le traitement avec la chaux induit la formation de boues dans les citernes 1 et 2 qui sont pompées dans un bassin de décantation. L'eau surnageant chargée de chaux, ainsi que l'eau des citernes trois et quatre, est incorporée à un bassin d'homogénéisation dans la proportion 1/4. L'on obtient ainsi un prétraitement alcalin et une grande dilution de la charge polluante d'origine. Dans la citerne 5 a lieu le traitement à l'acide sulfurique pour régler le pH. Le rejet se produit après un temps de séjour d'environ 21 heures.

-Méthode Fernández Saro:

Elle combine des systèmes de floculation-décantation et des méthodes de filtration sous vide ou d'ultracentrifugation. Ultérieurement, a lieu un procédé aérobie et le traitement final des boues obtenues.

-Système LV de Salamanca Ingenieros:

Essayé à la fin des années 80 dans une huilerie située dans la Sierra de Cazorla (Andalousie. Espagne). Il comporte les étapes suivantes :

-Extraction de l'huile résiduelle de la margine à l'aide d'un solvant non polaire

Floculation

-Carbonatation au moyen d'un traitement à la chaux et à l'oxyde de carbone

-Traitement aérobie-anaérobie

-Adsorption au charbon actif (CAR/PP, 2000).

I-10- Valorisation des margines:

Ces effluents présentent les caractéristiques d'un bon fertilisant et leur valorisation en agriculture constitue une excellente solution d'épuration et de valorisation.

Compte tenu de leur composition et de leur pourcentage en matière organique (10 à 25%), les effluents d'huileries d'olive seuls ne peuvent constituer un produit de valeur ajoutée intéressante. Enrichis, mélangés à d'autres résidus, concentrés, séchés et /ou purifiés, ils peuvent être valorisés et employés pour la production de certains composants plus utiles.

De nombreux travaux ont été réalisés pour la valorisation et l'utilisation de ces effluents, Pour des quantités importantes, Les margines sont utilisées en épandage comme fertilisant, et elles servent surtout à d'autres procédés biotechnologiques (extraction de composés aromatiques et phénoliques). Elles interviennent également dans la fabrication de compost pour la production de champignons (Parades et al, 2005; Olivieri et al, 2006) parmi ces applications on peut citer :

I-10-1 : Epandage des effluents d'huileries d'olive ou fertirrigation:

De nombreuses recherches ont été publiées sur les effets de l'épandage des effluents d'huileries d'olive frais, directement ou après traitement, sur des sols plantés de céréales et

d'autres cultures annuelles, de vignes et d'oliviers. Les résultats obtenus ont montré que l'épandage des effluents d'huileries d'olive sur les sols agricoles avait généralement des effets positifs sur la productivité de la plante, sur les caractéristiques du sol, et sur le nombre et la diversité des microorganismes présents dans le sol. L'épandage des effluents d'huileries d'olive, pendant une longue période sur des sols plantés de maïs, entre 1987 et 1993, ne montre aucune différence significative dans la productivité de la culture. Les meilleurs résultats agronomiques sont obtenus sur des parcelles ayant reçues 50 l/m² d'effluents d'huileries d'olive, qui apportent: 29.1 t/ha de matière organique sèche, 750 kg/ha de potassium (élément), 249.5 kg/ha d'azote (élément) et 82 kg/ha de phosphore (élément).

L'épandage des effluents d'huileries d'olive sur des sols agricoles peut constituer le moyen le plus économique pour résoudre le problème de l'écoulement de ce sous produit mais également le plus utile, puisqu'il peut être utilisé sur le sol pour remplacer partiellement ou totalement les fertilisants chimiques. De même, dans les régions arides, l'apport des effluents d'huileries d'olive peut contribuer à l'enrichissement des sols en matière organique et améliorer la capacité de rétention en eau des sols et leur résistance à l'érosion.

Les résultats obtenus d'une étude sur l'épandage des margines ont révélé que les phénols provenant des margines ont été dégradés ou réorganisés au cours du deuxième mois après l'épandage. Ni activation, ni inhibition de l'activité de la microflore du sol n'ont été constatées suite à l'épandage des doses étudiées (Sahraoui et al, 2012).

Des expérimentations agronomiques menées avec des doses d'apport conforme aux règles de fertilisation, ont toutes montrée l'effet favorable des margines sur la fertilité des sols, car d'une part, elles ne contiennent pas des métaux lourds et des microorganismes pathogènes (Sierra et al. 2007), et d'autre part, elles sont riches en éléments minéraux nutritifs (K, N, P, Mg). En plus, comme elles sont constituées de matière organique, elles représentent un excellent substrat pour le développement de la microflore qui permet d'améliorer les propriétés physico-chimiques du sol, et dégrader les composés phénoliques après une période de latence liée au pouvoir antimicrobien.

Cependant l'azote apporté durant les mois de décembre-janvier n'est guère utile pour la plante, il risque d'être lessivé en bonne partie par les pluies avant de pouvoir être utilisé au printemps ; en conséquence, il peut être nuisible au niveau de la qualité des eaux de la nappe, si les conditions du milieu naturel ne sont pas favorables. Le stockage des margines permet à l'agriculteur de pratiquer l'épandage en février, période où se pratique une fertilisation classique. Il n'altère pas la qualité fertilisante de la marge, surtout pour l'azote, et les phénomènes de biodégradation qui se déroulent pendant les quelques mois de stockage

permettent un bon abattement de la charge organique ; cependant les teneurs résiduelles restent encore élevées, ce qui peut constituer un élément favorable pour l'enrichissement organique du sol. Les phénomènes de sédimentation sont très forts ; cela nécessite le fonctionnement d'une ou plusieurs pompes de recirculation (Cadillon et Lacassin, 2002).

I-10-2 : Utilisation des margines en compostage:

La valorisation agricole des margines par compostage a pour but essentiel de fixer les éléments fertilisants sur un substrat carboné au cours d'un processus aérobie, pour les restituer au sol en fonction des besoins des plantes. L'apport de compost peut s'effectuer en fonction d'un calendrier agricole traditionnel ; dans cette solution les éléments fertilisants sont mieux intégrés dans le complexe humique et sont mis progressivement à la disposition de la plante par la biodégradation de la matière organique ; de ce fait ils sont moins susceptibles de migrer en grosse quantité vers la nappe (Cadillon et Lacassin, 2002).

Ce processus est traditionnellement réalisé en Espagne dans des bassins d'évaporation où les effluents d'huileries d'olive sont compostés avec des résidus secs agricoles ou forestiers, sous des conditions contrôlées de température et d'humidité (Paredes et al, 1999; Paredes et al, 2002). C'est l'une des techniques de recyclage des margines et leur transformation en fertilisant. Les margines sont absorbées sur un substrat solide (déchet lignocellulosique) avant d'être utilisées comme un compost (Roig et al, 2006). Donc, ce compost s'obtient principalement par dégradation aérobie-anaérobie de substance organique des résidus solides (margines + résidus agricoles). Afin que ce processus se réalise, il faut prolonger le temps de contact de ces résidus agricoles dans les margines dont le taux en substances organiques et minérales appropriées pour mener à bien le processus d'obtention du compost (Nefzaoui, 1988). Le compostage des margines est la manière la plus simple pour les recycler, Cependant la tendance actuelle vise à récupérer d'abord des molécules antioxydantes comme l'hydroxytyrosol, avant d'orienter les margines vers le compostage ou le traitement d'épuration de l'eau (Fki et al, 2005).

I-10-3: Récupération de quelques composants:

Les études dans ce domaine sont très récentes et ils sont encore à un état embryonnaire. Il s'agit en particulier de la récupération des composés aromatiques et phénoliques et des solutions de glucides. Les phénols et les substances antioxydants sont des composés évaluables, et peuvent être utilisés en industries pharmaceutique et cosmétique. Des auteurs (Briante et al, 2004) ont proposé l'utilisation d'un bioréacteur pour la production des antioxydants d'une pureté élevée qui sont ensuite convertis en composés pharmacologiques

actifs ; (Turano et al, 2002) ont proposé aussi un système intégré de centrifugation-ultrafiltration qui permet la réduction de la pollution et la séparation sélective de quelques produits utilisables (lipides, sucres, polyphénols). (De Marco et al, 2007) ont fait une étude pour la récupération des biophénols existants dans les margines, l'extraction liquide-liquide (ELL) a été utilisée pour obtenir un extrait de biophénols; Ces extraits ont été fractionnés par la suite par une extraction liquide-solide. L'application du processus de la digestion anaérobie aux margines permet de transformer environ 80% des substances organiques en biogaz (65 à 70% de méthane). Ainsi, la fermentation méthanique permet la dépollution des margines tout en produisant de l'énergie (Nefzaoui, 1988).

I-10-4 : Production des protéines d'organismes unicellulaires (POU):

L'obtention des protéines unicellulaire constitue une des solutions optimale pour la valorisation des effluents d'huileries d'olive. La plupart des procédés appliqués sont basés sur l'utilisation des levures capables de transformer les substances organiques en biomasse à haut contenu en protéines et vitamines de grande valeur pour l'alimentation animale et même humaine. L'usage des microorganismes pour la production des POU peut être considéré comme un prétraitement pour les eaux résiduelles à charge organique élevée, permettant d'obtenir d'une part, une diminution de 50 à 70% de la charge polluante et d'autre part, une biomasse protéique qu'on peut utiliser pour l'alimentation animale.

I-10-5: Utilisation en alimentation animale:

Les margines ont été utilisées directement comme aliment pour le bétail (Ergül et al, 2009). Cependant, cette pratique reste à risque, en raison des taux élevés en sodium et en composés phénoliques pouvant engendrer un effet antitryptique. De même, elles ont été fournies aux volailles à la place de l'eau potable. Cette expérience a montré qu'il y avait un léger abaissement du taux de mortalité de ces animaux. L'apport des margines déshydratées a provoqué des diarrhées chez les ruminants (Beccari et al, 1999) semble remédier au problème. Il consiste à mélanger 50 kg de margines avec 20 kg de grignons et 12,6 kg de divers résidus et sous produits agricoles pour réduire l'effet inhibiteur des composés phénoliques. Leur valorisation par les ruminants pourrait présenter un intérêt particulier en raison de la teneur élevée des margines en polyphénols, ceux-ci pouvant avoir des effets positifs sur la digestion par la protection des protéines de la ration dans le rumen ou par la réduction de la production de méthane. les margines pourraient agir comme supplément alimentaire en apportant aux vaches des composés phénoliques ou vitaminiques permettant d'améliorer la valeur nutritionnelle du lait(Aggoun et al, 2013).

Dans un premier cas, les margines ont été distribuées sous forme d'eau de boisson à des volailles ce qui semble avoir permis de réduire les coûts de production et la mortalité des animaux. Dans le second cas, les margines ont été distribuées à des brebis de 18 mois (jusqu'à 40 % de la matière sèche (MS) de la ration (Gasa et al, 1991). Les résultats montrent que l'ingestion volontaire de la MS n'a pas été affectée par le niveau d'inclusion des margines et que celles-ci peuvent être distribuées chez les animaux à l'entretien. Enfin, plus récemment, distribuées pendant 3 mois à hauteur de 5 % dans l'alimentation de truites en croissance, les margines ont entraîné une réduction de la croissance (probablement par un effet antinutritionnel des polyphénols sur les protéines de la ration), une modification de la formule sanguine et une augmentation des quantités de récepteurs aux oestrogènes ce qui pourrait indiquer une activité phyto-oestrogénique de ces composés et avoir des conséquences sur la reproduction et les fonctions sexuelles des animaux à long terme (Sicuro et al, 2010). Cependant, aucune anomalie n'a alors pu être détectée sur la physiologie et l'activité digestive (Aggoun et al, 2013).

I-10-6: Production d'enzymes:

Les effluents d'huileries d'olive peuvent être utilisés comme milieu pour la production d'enzymes en utilisant des microorganismes. Cultivées sur les effluents d'huileries d'olive, *Cryptococcus albidus* permet une production de 13 UI/ml de pectinases en 48 heures. Cette production peut être améliorée à 29.6 UI/ml en éliminant les phénols par floculation-clarification. La réutilisation de ces enzymes pectinolytiques dans le processus mécanique d'extraction de l'huile d'olive permet d'augmenter le rendement en huile.

I-10-7: Production d'antioxydants naturels:

L'huile d'olive est classée parmi les huiles végétales les plus résistantes à l'autoxydation. Cette stabilité oxydative est fortement liée à la teneur en composés phénoliques totaux. Cette résistance à l'oxydation des huiles vierges diminue assez rapidement quand on élimine les polyphénols par extraction au méthanol. Des chercheurs ont proposé d'extraire les composés phénoliques des effluents d'huileries d'olive pour les valoriser en tant qu'antioxydants naturels. Parmi les composés les plus utilisés on peut citer l'acide caféique, le tyrosol et l'acide 4-hydroxybenzoïque. Ces derniers sont des précurseurs très utilisés dans l'industrie agro-alimentaire et pharmaceutique.

De nombreux composés phénoliques présents dans les margines a montré un pouvoir antioxydant supérieur à celui des antioxydants synthétiques moins sûrs et pourrait donc les remplacer dans la conservation industrielle des produits alimentaires. Ils pourraient également être utilisés en association avec d'autres antioxydants naturels (par exemple les tocophérols).

En fait, certains mélanges d'antioxydants, en raison également des phénomènes synergiques, ont montré un fort pouvoir antioxydant (Ranalli et al, 2003).

Ces margines sont valorisées aussi par leur effet plastifiant et utilisées comme adjuvant dans le béton permettant l'amélioration de sa résistance à la compression. Par ailleurs cette variété de composés phénoliques dans les margines est en fait en étroite relation avec l'état de maturation des olives et du système d'extraction d'huile d'olive. On distingue des composés phénoliques de faible poids moléculaire tels que les acides phénoliques, les phénols, les flavonoïdes, les glucosides phénoliques et d'autres qui ont des poids moléculaires élevés comme les tannins, les anthocyanins et les catechins (Capasso et al, 1992; Romani et al, 1999).

I-11- L'intégrité biologique:

L'intégrité biologique ou la santé biologique, est définie comme étant la capacité d'un écosystème à supporter et à maintenir une communauté équilibrée, intégrée et capable de s'adapter aux changements. Une communauté en santé aura, pour une région donnée, une composition d'espèces, une diversité et une organisation fonctionnelle comparables à celles d'un écosystème naturel (Karr et al, 1981). L'intégrité biologique est généralement un bon indicateur de l'intégrité écologique. En effet, bien que l'intégrité écologique d'un cours d'eau soit une combinaison des intégrités chimique, physique et biologique, la dégradation d'une ou de plusieurs de ces composantes se reflète généralement dans les communautés biologiques. Au niveau international, les années 80 ont vu l'avènement de la notion d'intégrité biotique et le développement des premiers outils de bioindication dits « multimétriques » (c'est-à-dire basés sur plusieurs caractéristiques taxonomiques ou fonctionnelles d'un compartiment biologique considérées simultanément (Hering et al, 2006; Lücke et Johnson, 2009). Ce type d'approche a été proposé en premier lieu (Karr et al, 1986) pour les communautés de poissons de cours d'eau nord-américains. Ces travaux fondateurs ont donné lieu au développement d'un premier indice multimétrique pour les poissons en France, l'indice poissons rivière (Oberdorff et al, 2001; Oberdorff et al, 2002). L'application d'indices multimétriques s'est progressivement étendue à d'autres organismes biologiques, notamment les invertébrés benthiques qui sont progressivement devenus des outils majeurs de la biosurveillance des milieux aquatiques dans différents pays européens ainsi qu'aux Etats-Unis (Reynoldson et al, 2001; Furse et al, 2006).

En effet Pour chaque catégorie de masses d'eau superficielle, un outil de bioindication pour chacun des éléments de la qualité biologique (exemple : poisson, macroinvertébrés, diatomées). cela implique également l'évaluation de degré de pollution par rapport à un référentiel (se rapprochant de l'état « naturel »). Cela a conduit à définir une typologie des

rivières basées sur les «conditions de référence» exprimés en « ratio de qualité écologique » permettant de rendre compte d'un écart à la référence(Hering et al, 2006). Ces indicateurs doivent être scientifiquement valides, efficaces, rapides à mettre en œuvre et applicables à différentes régions géographiques.

I-11-1 : La bioindication et les indicateurs biologiques:

Les outils biologiques permettent de renseigner l'état écologique d'une masse d'eau et donnent une information quantitative sur la structure et le fonctionnement des écosystèmes aquatiques (espèces végétales et animales, hydro-morphologie et physico-chimie). Sur le plan opérationnel, il y a deux objectifs principaux dans l'établissement d'indices biotiques pour le contrôle de la qualité des cours d'eau :

Le premier est le contrôle de l'intégrité des milieux aquatiques sur un territoire. Il consiste de détecter des perturbations dans des milieux «inconnus» de façon ponctuelle. C'est l'aspect spatial du contrôle (ex. : étude d'impact, état des lieux), Le deuxième est le suivi dans des points fixes de la qualité du milieu aquatique. C'est l'aspect temporel du contrôle. Cet objectif n'est atteint qu'à la double condition de justifier d'un bon état chimique et d'un bon état écologique (Dedieu, 2014).

« Un indicateur biologique (ou bio-indicateur) est un organisme ou un ensemble d'organismes qui - par référence à des variables biochimiques, cytologiques, physiologiques, éthologiques ou écologiques permet, de façon pratique et sûre, de caractériser l'état d'un écosystème ou d'un éco-complexe et de mettre en évidence aussi précocement que possible leurs modifications, naturelles ou provoquées ».

La bio-indication réfère à un processus d'analyse de divers indicateurs biologiques qui s'inscrit dans la biosurveillance de la qualité des écosystèmes. Il est donc essentiel d'avoir une bonne connaissance de l'écologie des bio-indicateurs sélectionnés et de disposer d'une série de sites de référence afin d'être en mesure de tenir compte de la variabilité naturelle intraspécifique, interspécifique ou temporelle (Landres et al, 1988).

La dégradation d'une ou plusieurs de ces composantes se manifeste généralement dans la biocénose, c'est-à-dire dans les différentes communautés biologiques. En ce sens, les altérations morphologiques, comportementales, tissulaires ou physiologiques, ainsi que l'abondance, le succès reproductif et la mortalité des espèces animales et végétales constituent des variables observables et mesurables reflétant l'état de leur habitat. La mesure des effets observables au niveau de l'individu se traduisant par des altérations morphologiques, tissulaires ou physiologiques (croissance et reproduction) ». Les auteurs prennent ainsi la réaction au niveau individuel. Lorsque la réaction se situe au niveau populationnel et/ou

communautaire (disparition ou apparition d'espèces, variation densitaire), on utilisera le terme de bio-intégrateur.

L'autre concept relève également de processus biologiques mais se situe au niveau infra-individuel : altérations moléculaires, biochimiques, cellulaires ou physiologiques non visibles à l'œil. Il s'agit de la notion de bio-marqueur. On peut séparer de ces concepts celui de bio-accumulateur.

L'utilisation des bio-indicateurs peut donc se faire selon les différentes facettes de la bio-indication : bio-indication, bio-intégration (ou bio-estimation), bio-accumulation et recherche de bio-marqueurs. Différentes approches sont possibles pour évaluer l'exposition et/ou les effets biologiques des polluants émis par une installation (Khalanski et Souchon, 1994). On peut ainsi distinguer:

-Des études in situ:

Soit directes sur des organismes végétaux ou animaux collectés sur le site (bio-indication passive), soit indirectes, sur des animaux ou des végétaux transférés sur le site (bio-indication active) ; Dans les études in situ, certaines espèces animales ou végétales peuvent être choisies comme espèces indicatrices ou sentinelles d'une dégradation du milieu ou au contraire de sa bonne santé. Leur sensibilité aux polluants est en général importante, ce qui permet d'utiliser diverses espèces végétales ou animales comme indicatrices de pollution du fait de leur raréfaction ou du fait qu'elles présentent des symptômes visibles d'altérations fonctionnelles.

-Des modèles expérimentaux ou bio-essais:

Dans lesquels les espèces vivantes sont exposées au laboratoire à des échantillons prélevés sur un site (sol pollué, lixiviat..). Les expérimentations permettent éventuellement d'établir des modèles mathématiques reliant par exemple les concentrations d'un polluant avec un effet toxique.

Les indicateurs biologiques se divisent en deux groupes : les bio- indicateurs d'exposition et les bio-indicateurs de dommages. Les premiers sont des organismes (ou parties d'organisme) qui révèlent des indications sur la nature et/ou la concentration des polluants qu'ils ont ingérés ou assimilés (Raymond, 2008). Ce sont donc généralement des bioaccumulateurs. Cependant, il existe également des bio- indicateurs d'exposition sans propriété de bioaccumulation. La résistance aux pesticides acquise par certains insectes en est un exemple. Les bio-indicateurs de dommage, quant à eux, sont des organismes (ou parties d'organisme) qui « développent une réponse, spécifique ou non, à la suite d'une exposition à un contaminant ». Il s'agit donc d'un phénomène de bioconcentration. Ces bio-indicateurs réagissent rapidement à une

perturbation et ce, de façon observable et mesurable (Raymond, 2008). Ils présentent donc une résistance au stress peu élevée.

Les bio-indicateurs sont utilisés pour déceler les changements qui surviennent dans l'environnement et la présence de pollution, mesurer les effets de ces perturbations sur l'écosystème et surveiller les améliorations de la qualité de l'environnement résultant de la prise de dispositions remédiatrices (Benoit-Chabot, 2014).

La surveillance de la qualité du milieu basée exclusivement sur le suivi des paramètres physico- chimiques ne permet pas de tirer des conclusions sur la santé de l'écosystème, puisqu'elle ne fournit pas de renseignement sur la qualité de l'habitat et est limitée à l'étude des polluants présents à des concentrations supérieures aux limites de détection des méthodes analytiques. De plus, cette méthode ne permet pas d'intégrer les effets synergiques, additifs ou antagonistes des divers polluants sur les organismes. La bio-indication est donc un outil indispensable pour évaluer la santé des écosystèmes (Karr, 1991).

Le recours à la bio-indication présente plusieurs avantages par rapport aux moyens de mesure instrumentaux traditionnels. D'abord, l'utilisation des bio-indicateurs est financièrement plus économique puisqu'elle permet généralement d'éviter d'employer du matériel technologique coûteux et d'économiser du temps. De plus, grâce à leur capacité de bioaccumulation, certains bio-indicateurs permettent une détection précoce des polluants ou des perturbations. Par ailleurs, les bio-indicateurs renseignent « sur la biodisponibilité des polluants plutôt que sur leur concentration totale dans le milieu ». Enfin, ils fournissent une indication intégrée des effets spatiotemporels des polluants sur le biote puisqu'ils « reflètent le temps total d'exposition au polluant, contrairement aux mesures instrumentales qui prennent les valeurs des paramètres de façon instantanée et localisée ».

I-11-2 : Niche écologique:

La niche écologique d'une espèce correspond à l'ensemble des caractéristiques de son habitat, son régime alimentaire, ses relations interspécifiques et ses rythmes d'activité, ainsi que sa place dans les réseaux trophiques et ses besoins en termes de reproduction. Le concept de niche écologique traduit donc la relation fonctionnelle entre une espèce et son écosystème, déterminée par la combinaison de ses limites de tolérance par rapport aux différents facteurs biotiques et abiotiques. Lorsque ces besoins spécifiques ne peuvent être comblés en raison d'une perturbation, il en résulte un déséquilibre écologique qui se manifeste par des variations dans les paramètres écologiques, physiologiques ou morphologiques du bio-indicateur.

I-11-3 : Écart à la référence:

Pour être efficacement exploités, les changements observés lors des activités de biosurveillance doivent être analysés en termes d'écart par rapport à un état de référence. Ce dernier correspond à l'état d'un milieu naturel équivalent, mais exempt de toute perturbation d'origine anthropique, ou soumis à des pressions de très faible intensité (Benoit-Chabot, 2014). Autrement dit, l'interprétation des résultats de la bio-indication nécessite « une connaissance du fonctionnement naturel de l'écosystème non transformé (état de référence) ».

I-11-4 : Espèces polluosensibles et polluorésistantes:

Certaines espèces peuvent survivre exclusivement dans des milieux très peu ou pas pollués. Celles-ci sont alors qualifiées de « polluosensibles ». Par opposition à cette définition, les espèces « polluorésistantes » peuvent se maintenir dans des milieux exposés à des niveaux de pollution plus importants.

I-11-5 : Bioaccumulation, bioamplification et bioconcentration:

Le phénomène de bioaccumulation consiste en l'assimilation de polluants dans un organisme (par adsorption ou incorporation) dont la concentration augmente dans le temps et devient plus élevée que dans l'environnement immédiat. La bioamplification, quant à elle, se définit comme l'accumulation d'une substance le long d'une chaîne trophique via l'absorption de substances (généralement organiques) provenant des nutriments par l'épithélium de l'intestin. Enfin, la bioconcentration réfère à l'absorption directe de substances présentes dans le milieu environnant par le biais de tissus ou d'organes (Léveque, 1994).

I-12- Les macro-invertébrés aquatiques:

Parmi les communautés biologiques, les communautés de macroinvertébrés benthiques sont les plus utilisées pour évaluer l'état de santé global des écosystèmes aquatiques (Barbour et al, 1999). Ce sont des organismes visibles à l'œil nu, tels que les insectes, les mollusques, les crustacés et les vers, qui habitent le fond des cours d'eau et des lacs (Tachet, 2010). Ces organismes constituent un important maillon de la chaîne alimentaire des milieux aquatiques, puisqu'ils sont une source de nourriture primaire pour plusieurs espèces de poissons, d'amphibiens et d'oiseaux (Barbour et al, 1999; Lozano et al, 2011). Ils sont reconnus pour être de bons indicateurs de la santé des écosystèmes aquatiques (Rosenberg et Resh, 1993; Soinen et Könönen, 2004; Gerhardt et de Bisthoven, 1995) en raison de leur sédentarité, de leur cycle de vie varié, de leur grande diversité et de leur tolérance variable à la pollution et à la dégradation de l'habitat. Ils intègrent les effets cumulatifs et synergiques à court terme (allant jusqu'à quelques années) des multiples perturbations physiques (modifications de l'habitat), biologiques et chimiques dans les cours d'eau. Ils sont abondants dans la plupart

des rivières et faciles à récolter. De plus, leur prélèvement a peu d'effets nuisibles sur le biote résident (Barbour et al, 1999). Ces organismes dont la taille est supérieure à 3-5 mm au dernier stade de leur développement et vivant dans la colonne d'eau et dans les premiers centimètres de la couche de sédiments sont de parfaits intégrateurs de la qualité globale du milieu aquatique. Les invertébrés aquatiques constituent un groupe essentiel notamment aux trois points suivants : la nourriture des poissons, l'évaluation de la qualité des eaux de surface et la transformation de la matière organique (Giere, 2009; Wallace et al, 1996).

Les macroinvertébrés benthiques sont à l'origine de nombreux indices biotiques pour la plupart basés sur l'abondance ou la richesse d'un certain nombre de groupes taxonomiques indicateurs (Rosenberg et Resh, 1993; Tachet, 2010).

I-12-1: Macroinvertébrés et transformation de la matière organique:

Dans les écosystèmes les végétaux constituent les producteurs primaires. Une part importante des feuilles des arbres tombe ou est entraînée par le vent dans les eaux stagnantes ou courantes. Les macroinvertébrés déchiqueteurs sont connus pour être capables d'augmenter le taux de dégradation de la litière. Par leur activité de consommation, ils transforment la matière organique particulaire grossière en matière organique particulaire fine, utilisable par d'autres groupes d'invertébrés (les collecteurs). Les macroinvertébrés jouent ainsi un rôle fondamental dans la transformation organique et la distribution du carbone au sein des différents maillons du réseau trophique (Suberkropp, 1998; Gessner et al, 1999). Dans ce dernier cas, pour comprendre le rôle que joueraient les macroinvertébrés benthiques dans les processus écosystémiques tel la transformation de la matière organique dans les cours d'eau, il est nécessaire de les assigner à des groupes fonctionnels trophiques. En effet, le milieu aquatique lotique réunit des conditions d'oxygénation et d'humidité favorables à une dégradation rapide de la MO en quatre phases : une rapide perte de composés solubles par lessivage ; une colonisation microbienne (conditionnement ou maturation) ; une fragmentation par les organismes de la mésofaune (100 μm à 500 μm) et de la macrofaune (>500 μm) ou par abrasion physique ; et enfin une décomposition enzymatique de la MO en molécules simples, utilisables par les micro-organismes (Namour, 1999).

I-12-2 : Importance alimentaire et médicale des invertébrés aquatiques:

Dans ses relations avec la nature, l'homme est intéressé par ce qui le concerne directement : en général dans le domaine des eaux douces, les poissons et la pollution. De ce fait, les macroinvertébrés, ou tout court les invertébrés, comme bien d'autres animaux, sont mal connus ou ignorés. Certaines espèces d'invertébrés sont comestibles pour l'Homme (crustacés, moules etc.) ou utilisées comme appât dans la pêche. Par ailleurs, bon nombre

d'invertébrés sont des agents vecteurs ou hôtes intermédiaires de parasites responsables de maladies qui constituent de nos jours des préoccupations de santé publique.

Les glossines ou mouches Tsé- Tsé sont vecteurs du trypanosome gambiens, agent pathogène de la trypanosomiase africaine ou maladie du sommeil qui sévit en Afrique tropicale ; L'Onchocercose est une maladie parasitaire causée par la filaire *Onchocerca volvulus* transmise par des insectes de la famille des Simuliidae appartenant au complexe *Simulium damnosum* en Afrique de l'ouest (Paugy et Elouard, 1989). Certains mollusques Planorbidae (genre *Bulinus*) sont hôtes intermédiaires des Schistosomes responsables des bilharzioses chez les vertébrés et l'homme (Sarr et al, 2011). En Afrique Occidentale et en particulier dans les régions de savane, les simulies manifestent partout une vive agressivité vis-à-vis de l'homme par la nuisance que causent leurs piqûres. Outre la gêne très importante, cette nuisance est dans certains cas incompatible avec l'exploitation des terres. Le seuil de nuisance simulidienne correspond à 100 piqûres par jour par personne (Philippon et Séchan, 1978).

I-12-3: Importance des invertébrés dans l'alimentation des poissons:

Dans les écosystèmes, qu'ils soient terrestres ou aquatiques, les végétaux constituent les producteurs primaires ; les invertébrés peuvent constituer des consommateurs d'ordre I et II. Ces invertébrés sont consommés à leur tour par des poissons (consommateurs III), ceux-ci sont utilisés par des poissons carnivores servant de nourriture aux oiseaux d'eau qui sont à leur tour des bioindicateurs des différents changements environnementaux, c'est le réseau trophique (Tenkiano, 2017).

I-12-4: Les invertébrés d'eau douce comme bioindicateurs de pollution:

Pour une gestion durable des perturbations des milieux aquatiques, des systèmes de surveillance de l'état d'intégrité sont élaborés à l'aide des organismes aquatiques (Barbour et al, 1999; Hart et al, 1999; Goaziou, 2004; Boissonneault, 2006). La majorité des macroinvertébrés aquatiques montre un mode de vie essentiellement benthique (Ward, 1992). La plupart des insectes aquatiques se trouvent donc intimement associée au substrat pendant une partie de leurs vies. Les macroinvertébrés constituent un groupe taxonomique très hétérogène regroupant plusieurs phylums. Cette grande diversité de formes confère à ce groupe une grande diversité de réponses potentielles aux perturbations, et de ce fait, de bons candidats pour la bio-évaluation. Ils permettent d'obtenir un portrait beaucoup plus précis de l'intégrité d'un écosystème. La surveillance biologique des communautés benthiques est aujourd'hui l'outil le plus sensible pour détecter de façon rapide et précise les perturbations dans les biocénoses aquatiques (Stevenson et al, 2010; Bonada et al, 2006). En Afrique, les communautés de macro-invertébrés benthiques des fleuves et rivières sont de plus en plus

utilisées comme indicateurs de la qualité de l'environnement (Shivoga, 2001; Kibichii et al, 2007; Kasangaki et al, 2008; Masese et al, 2009; Minaya et al, 2013).

I-12-5: Effets de la pollution sur les macroinvertébrés benthiques:

Les écosystèmes aquatiques sont parmi les plus menacés par les changements climatiques et les activités anthropiques (utilisation des terres, pollution, surexploitation). Les influences humaines sur les biocénoses aquatiques sont très diverses. En effet, les modifications de la morphologie des cours d'eau, leurs usages et leurs propriétés physico-chimiques auront des conséquences sur la qualité et la quantité de l'eau. La dégradation des habitats et leur fragmentation peuvent causer des graves problèmes sur les populations aquatiques.

La structure des communautés de macroinvertébrés benthiques est souvent utilisée comme indicateur des effets de l'activité humaine sur les écosystèmes des cours d'eau, et pour fournir une foule d'informations sur la qualité de l'eau et de l'habitat (Woodcock et Huryn, 2007).

On peut les utiliser pour identifier plusieurs types de pollution, comme la pollution organique, métallique, de même que pour détecter une acidification du milieu. Leur utilisation repose essentiellement sur l'évaluation de données concernant leur façon de se nourrir, de se reproduire et d'exploiter leur habitat (Camargo et al, 2004). La pollution organique est intéressante à étudier, puisque les sédiments et la matière organique ont une grande surface d'adsorption ce qui leur confère une affinité envers la plupart des polluants. Comme les macroinvertébrés benthiques vivent en relation intime avec les sédiments, ils subissent de façon plus importante une pollution de ceux-ci. Certains vont, selon leur régime -trophique, consommer de façon importante des sédiments pollués et ils seront ainsi exposés à une plus grande quantité de polluant que tout autre organisme se trouvant uniquement dans la colonne d'eau au dessus d'eux. D'autres seront affectés selon leur configuration physique. Par exemple, les larves des trichoptères à fourreau ont des branchies filamenteuses sur leurs segments abdominaux qu'ils protègent en se construisant un fourreau à l'aide de débris végétaux ou minéraux. Lorsqu'il y a pollution organique, les particules entrent dans le fourreau et empêchent ainsi une circulation adéquate de l'eau ce qui réduit les échanges d'oxygène entre l'eau et l'hémolymphe du trichoptère. À l'opposé, les hémiptères aquatiques sont très résistants à la pollution organique, puisqu'ils respirent directement à la surface de l'eau à l'aide de tube respiratoire situé à l'extrémité de leur abdomen. Les polluants peuvent avoir des effets létaux ou sous-létaux. Les effets létaux causent la mort des MIB. Les effets sous-létaux ont plutôt comme conséquence une réorientation de l'énergie qui servait à la base pour l'alimentation et la croissance des MIB vers des mécanismes de tolérance, comme une augmentation du coût métabolique de la respiration (Woodcock et Huryn, 2007).

Les MIB nous permettent donc d'obtenir une foule de renseignements sur les rivières, puisqu'ils ont différents régimes trophiques et qu'ils ont des métabolismes et des configurations physiques très variés, ce qui leur permet d'intégrer une panoplie de facteurs environnementaux et ainsi de nous informer sur l'état de la qualité de l'eau des rivières.

I-12-6: Avantages des macroinvertébrés benthiques:

-Les macroinvertébrés benthiques sont présents et abondants dans tous les types de cours d'eau, petits ou grands (Chessman, 1995; Camargo et al, 2004).

-Ce sont des organismes vivants qui intègrent plusieurs composantes du milieu, comme l'habitat et les contaminants, puisqu'ils ont une durée de vie assez longue pouvant varier de quelques mois à deux ou trois ans (Camargo et al, 2004; Monoury, 2013). Contrairement aux analyses chimiques, on peut détecter à l'aide des macroinvertébrés benthiques des perturbations qui ont eu lieu même si elles ne sont plus présentes au moment de l'échantillonnage (Chessman, 1995). Les analyses chimiques requièrent un grand nombre d'échantillons durant une longue période de temps pour être vraiment représentatives. À l'opposé, dans plusieurs cas une seule campagne d'échantillonnage de MIB, soit à l'été ou à l'automne, permet d'évaluer avec justesse l'état de la qualité de l'eau d'une rivière. Les macroinvertébrés benthiques reflètent donc de façon significative la dégradation des rivières, autant au niveau d'une pollution organique que chimique.

-Ils jouent un rôle important dans la chaîne alimentaire aquatique, puisqu'ils sont la source principale de nourriture pour plusieurs poissons, insectes et amphibiens. Ils doivent donc être présents en quantité suffisante et avec une diversité importante pour maintenir l'écosystème des rivières en équilibre, fonctionnel et en santé. Par exemple, les trichoptères, surtout au stade immature, et les Éphéméroptères sont une source importante de nourriture pour de nombreux poissons d'eau douce. Les Odonates jouent pour leur part un rôle important au niveau du contrôle des populations de moustiques, de moucherons et autres petits insectes qu'ils consomment abondamment tout au long de leur vie. Les MIB sont donc un élément clé de l'équilibre des écosystèmes aquatiques et même plus, puisque plusieurs espèces se déplacent hors de l'eau pour vivre leur stade mature.

-Les MIB sont relativement sédentaires, ce qui en fait des bons témoins des conditions locales (Camargo et al, 2004). Contrairement aux poissons qui peuvent fuir une source de pollution, les macroinvertébrés restent exposés aux problèmes qui peuvent survenir dans leur environnement, ce qui peut modifier leur physiologie, leur comportement, leur morphologie, leurs tissus et leur taux de survie.

-Les macroinvertébrés benthiques comprennent un grand nombre de taxons dont plusieurs ont un degré de tolérance connu, ce qui facilite l'interprétation des données recueillies. De plus, le grand nombre de taxons existants leur permet de couvrir un large spectre de réponses. Différentes sources de pollution et de dégradation des cours d'eau peuvent donc être détectées grâce à eux (Chessman, 1995; Camargo et al, 2004).

-Ils sont utilisés dans plusieurs pays depuis bon nombre d'années. Il existe donc plusieurs guides d'identification et leurs exigences écologiques sont assez bien connues (Camargo et al, 2004).

-Leur taille est adéquate pour l'échantillonnage et l'identification. Ils sont pour la plupart assez gros pour être observé directement au site d'échantillonnage. Ils ne sont toutefois pas trop gros, ce qui permet de les cueillir, de les transporter et de les conserver en grande quantité avec un équipement simple et léger (Chessman, 1995).

I-12-7: Inconvénients des macroinvertébrés benthiques:

-La qualité des échantillons recueillis et de l'identification des spécimens est reliée à la compétence du personnel, ce qui peut influencer le degré d'efficacité de la méthode.

-Comme ils intègrent plusieurs composantes de leur milieu, il peut être difficile de trouver la cause spécifique d'un problème. Il faut, entre autres, porter une attention particulière afin de déterminer correctement les types d'habitats échantillonnés, afin de permettre une interprétation adéquate des résultats obtenus. Si une méthode rapide a permis la détection d'une zone de dégradation de la qualité de l'eau, il faut ensuite poursuivre avec une étude plus approfondie afin de trouver la source du problème.

-Pour pouvoir mettre sur pied des indices biotiques et pour pouvoir traduire de façon fiable les résultats en degré de pollution, il faut posséder une bonne banque de référence. On peut facilement déterminer s'il y a une dégradation entre deux zones d'une rivière sans posséder de sites de référence. Mais si on veut interpréter avec certitude un indice en degré de pollution, il faudra posséder des données d'un nombre suffisant de sites de référence qui ne sont pas perturbés ou pollués.

I-12-8: Echantillonnage des macroinvertébrés benthiques:

Les techniques d'échantillonnage permettent d'étudier le benthos en considérant que des individus prélevés de manière aléatoire comportent la même probabilité d'être inclus dans l'échantillon. Le choix d'un plan d'échantillonnage doit être défini en fonction de la problématique, mais ne peut se faire sans tenir compte des informations collectées en amont sur la structure et le fonctionnement du système échantillonné. Une pré-étude est souvent nécessaire (Trigui, 2009), pour bien délimiter la zone d'étude, définir le plan

d'échantillonnage en fonction des objectifs de l'étude. on peut distinguer trois types d'échantillonnage différents:

-Échantillonnage aléatoire simple:

La méthode d'échantillonnage aléatoire simple (EAS) est fondée sur le fait que chaque individu et combinaison d'individus de la population comportent la même probabilité d'appartenir à l'échantillon. Cette méthode d'échantillonnage peut être utilisée en présence d'unités bien circonscrites, comme, par exemple, un biotope, une unité morphologique ou un peuplement monospécifique. En réalité, l'étude des peuplements benthiques n'est pratiquement jamais conduite selon un protocole d'échantillonnage aléatoire simple (Trigui 2009). Les contraintes liées au milieu, aux techniques d'échantillonnage, aux méthodes de traitement des données et aux objectifs de l'étude imposent le recours à un plan d'échantillonnage plus complexe, faisant intervenir une stratification ou une systématisation à un niveau quelconque.

-Échantillonnage stratifié:

À la différence de l'échantillonnage aléatoire simple, l'échantillonnage stratifié permet de prendre en considération l'hétérogénéité du milieu. Cette méthode consiste à diviser l'ensemble étudié en strates ou groupes homogènes en fonction de différents critères (bathymétrie, morphologie...). Des échantillons indépendants sont ensuite sélectionnés au sein de chaque strate, de manière aléatoire ou non. L'échantillonnage stratifié est fréquemment utilisé dans l'étude des peuplements benthiques. L'échantillonnage peut, par exemple, être stratifié en fonction de la granulométrie pour les estrans sableux ou vaseux. Pour échantillonner chaque type de substrat avec la même intensité, il faut effectuer un nombre de prélèvements proportionnel à la couverture relative de chaque type de sédiment. Cette stratégie d'échantillonnage nécessite des connaissances préalables sur la répartition des catégories des variables environnementales d'où découle la stratification. Il est donc nécessaire de collecter en amont des informations sur la structure et le fonctionnement du système que l'on veut échantillonner (Trigui 2009).

-Échantillonnage systématique:

Cette technique est particulièrement intéressante pour mettre en évidence des structures spatiales de peuplements benthiques ou d'ensembles morpho-sédimentaires dans des espaces homogènes (estran meuble). L'échantillonnage systématique consiste à réaliser les prélèvements en des points connus et repérés d'avance (quadrillage, transects...).

Cette approche systématique permet de fournir une carte complète de la distribution et de l'abondance des différentes espèces d'invertébrés. Lors d'opérations répétées à des intervalles

de temps à préciser, il devient possible de mesurer les changements dans la distribution et l'abondance des différentes espèces d'invertébrés et de comprendre les changements globaux du site et de l'utilisation du site par les limicoles. La mise en œuvre d'une grille d'échantillonnage régulière et resserrée offre la possibilité d'estimer simplement les stocks sans qu'il soit nécessaire de mettre en œuvre des méthodes plus sophistiquées d'interpolation telles que le krigeage. Ainsi, en première approximation, les biomasses de chaque espèce à l'échelle d'un site peuvent être estimées en additionnant les biomasses calculées en chaque station considérée comme représentative de la surface comprise entre les stations. Néanmoins, du point de vue théorique, par rapport à un échantillonnage aléatoire simple, l'échantillonnage systématique présente des difficultés pour obtenir une estimation fiable de la variance sans utiliser des méthodes géostatistiques comme le krigeage. Il faut déterminer très précisément les points initiaux en haut d'estran qui vont déterminer le maillage et donc l'approche de la répartition et de l'abondance des espèces. La distance entre chaque point d'échantillonnage doit tenir compte de la possibilité d'habitats occupant des surfaces faibles et qui peuvent se situer entre deux points. Ceci peut conduire soit à manquer des espèces, soit à sous-évaluer l'abondance des espèces les plus importantes pour l'alimentation des oiseaux. Il est possible de remédier à cela en modifiant l'espacement entre les points d'échantillonnage lorsqu'un habitat de faible surface est traversé. Ainsi, la distance entre deux points d'échantillonnage peut-elle passer de 250 à 50 mètres si nécessaire. Les prélèvements benthiques peuvent s'effectuer le long de radiales (axes perpendiculaires au rivage ou parallèles à l'axe d'un gradient écologique). On effectue des transects de préférence perpendiculairement à la radiale (cette solution étant la mieux adaptée à l'étude des peuplements qui ont tendance à se répartir en ceinture parallèle à la côte). Mais elle n'est pas adaptée pour l'étude des relations abondance des prédateurs/abondance des proies exprimées par la densité d'oiseaux par unité de surface et la densité d'invertébrés de chaque espèce proie.

I-13- Les indices biologiques:

Les indices biologiques basés sur les communautés d'invertébrés benthiques calculés se divisent en 4 groupes : les indices de diversité, les indices mesurant la composition des communautés, les indices de tolérance à la pollution et les indices multimétriques (Boissonneault, 2006).

I-13-1: Les indices de diversité:

La diversité spécifique est en fonction du nombre d'espèces présentes et de la régularité avec laquelle les individus sont distribués parmi ces espèces (Margalef, 1957). En d'autres termes, elle dépend du nombre d'espèce (S) et de l'abondance relative de chaque espèce (N). Cette

diversité peut être appelée «Diversité écologique» ou «Diversité spécifique» (Washington, 1984). Les indices de diversité permettent de mesurer à la fois la richesse taxonomique et l'abondance relative des taxons dans une communauté donnée.

I-13-2: Les indices mesurant la composition des communautés:

Ces indices, que l'on nomme aussi métriques, mesurent la composition des communautés d'invertébrés benthiques. Exprimés en pourcentage taxonomique, ces indices permettent de disséquer les communautés de façon à en tirer diverses informations, à l'aide de tableaux de tolérance des différents groupes taxonomiques.

I-13-3: Les indices de tolérance à la pollution:

Les indices de tolérance à la pollution sont généralement calculés en tenant compte des valeurs de tolérance des taxons des invertébrés benthiques et leur abondance au sein de l'échantillon. Les taxons ayant une valeur de tolérance de 1 sont intolérants à la pollution organique, alors que les taxons ayant une valeur de tolérance de 10 supportent ce type de perturbation.

I-13-4: Les indices multi-métriques:

Sont des indices synthétiques qui sont calculés à partir de combinaisons d'indices et de métriques déjà existants. Grossièrement, le calcul consiste à prendre différents indices, appartenant aux différents groupes précédemment présentés, et à en faire la somme (Paller et Specht, 1997). Deux types d'indices multimétriques ont été testés: les indices multimétriques volontaires, utilisés dans les programmes de suivi volontaire et un indice multimétrique professionnel. Les indices multimétriques volontaires ont la particularité d'être calculés à partir de l'ordre ou de quelques familles indicatrices sélectionnées (26 taxons considérés), alors que l'indice multimétrique professionnel se calcule à partir du niveau taxonomique de la famille (63 taxons considérés). Les métriques sont souvent agglomérées en indices multimétriques, ce qui permet de considérer plusieurs paramètres de la communauté étudiée. Par exemple, l'indice d'intégrité biologique (Index of Biological Integrity IBI) a été développé (Karr et al, 1986) à partir de communautés de poissons dans des cours d'eau du Midwest américain. Comme son nom l'indique, il est basé sur le principe de l'intégrité biologique que les auteurs définissent comme étant la capacité d'un écosystème à supporter et à maintenir une faune qui soit comparable à celle que l'on retrouve dans des conditions naturelles (non affectées par l'homme) ont adapté l'IBI pour les invertébrés benthiques, qui devient alors le « Bentic (B-IBI) ». Il est composé de 13 métriques, soit la richesse spécifique de taxons intolérants comme les escargots, les moules, les éphémères, les plécoptères, les trichoptères; l'abondance relative (%) du genre *Corbicula*, des oligochètes, des omnivores, des filtreurs, des

brouteurs, des prédateurs ainsi que la dominance et l'abondance totale. Ces métriques ont été sélectionnées à partir d'une liste de 18 métriques. Seules les métriques qui étaient vraiment redondantes ont été exclues. L'indice multimétrique utilisé lors de suivi volontaire: est constitué de 6 métriques (mesures de la communauté d'invertébrés benthiques) qui sont calculées au niveau taxonomique de la famille. Ces métriques sont : le pourcentage de deux taxons dominants, le pourcentage d'abondance des taxons EPT (Éphéméroptères, Plécoptères et Trichoptères), la richesse taxonomique des taxons EPT, le pourcentage de Chironomides, l'Hillsenhoff Biotie Index (HBI) et la richesse taxonomique totale.

I-13-5 : Catégories de métriques:

-Richesse taxonomique:

La richesse taxonomique, ou nombre de taxons distincts utilisés dans l'ensemble des indices biologiques, est établie à partir d'un niveau d'identification au genre, à la famille ou plus. Cette catégorie qui reflète la diversité d'un échantillon (Resh et al, 1995) apparaît comme un bon indicateur de la capacité d'un écosystème à soutenir une variété de taxons.

-Composition taxonomique:

C'est le pourcentage représenté par une classe de la population de l'échantillon. La composition, ou abondance relative, permet de brosser un tableau de l'organisation et de la contribution relative d'une population dans l'ensemble faunistique de l'échantillon.

-Critères de tolérance et d'intolérance:

Ces critères tentent à être représentatifs de la sensibilité relative à une perturbation. Ils peuvent inclure le nombre ou le pourcentage de taxons tolérants ou intolérants à une pollution. Les différents indices sont basés sur la capacité de certains animaux à être plus ou moins sensibles à un type de pollution (Hilsenhoff, 2017; Hilsenhoff, 1988). Des coefficients de tolérance sont attribués à des animaux ou à des groupes taxonomiques d'animaux et sont listés (Gnossou, 2006) pour ensuite être utilisés dans les index comme le HBI ou le *Florida Index*. Les coefficients de tolérance/intolérance peuvent être indépendants de la taxonomie ou être spécifiquement attribués à des taxons qui sont alors considérés comme associés à un type de pollution. Ces critères apparaissent comme très difficiles à analyser. En effet, une telle approche impose, pour qu'elle soit cohérente, une identification des macroinvertébrés benthiques à un niveau très poussé comme l'espèce, sinon on s'expose par un niveau trop faible d'identification à la dilution de l'information ou à des résultats erronés. Il est à noter également qu'il existe parfois une variabilité de tolérance suivant le type de stress ou le milieu de vie de l'organisme. Ceci a pour effet d'inciter les analystes à recourir à l'espèce comme niveau d'identification et ainsi d'alourdir encore plus l'analyse des résultats.

-Critères des régimes alimentaires:

Ils englobent les groupes ayant les mêmes fonctions alimentaires et informent sur l'équilibre entre les différentes stratégies alimentaires (moyens d'acquisition de la nourriture et morphologie). Une perturbation due à un stress entraînera une instabilité de la dynamique alimentaire et, de surcroît, un déséquilibre dans les groupes de fonctions alimentaires. Ces critères trophiques se sont substitués aux procédés complexes comme les interactions trophiques, la production et l'accessibilité à la ressource alimentaire (Karr et al, 1986). Bien que ces animaux se révèlent être d'assez bons indicateurs, la difficulté à attribuer aux individus un groupe de fonctions alimentaires a contribué à fortement limiter l'utilisation de ces métriques (Karr et Chu, 1997).

-Mode de vie:

Un type d'habitat correspond un mode de vie des macroinvertébrés benthiques. Les adaptations morphologiques des macroinvertébrés benthiques permettent de distinguer les modes de déplacement et de fixation dans un environnement aquatique. Les différentes catégories de modes de vie sont, par exemple, les planctoniques, les nageurs, les patineurs, les fixés et les fouisseurs. D'après (Fore et al, 1996), ces critères seraient plus robustes que ceux liés aux régimes alimentaires.

I-13-6: Principales espèces utilisées:

Les macroinvertébrés les plus couramment utilisés en tant que bio-indicateurs sont les insectes aquatiques (sous formes larvaires et parfois adultes), les mollusques, les crustacés d'eau douce et les bivalves (Boissonneault, 2006). Ceux-ci sont sélectionnés sur la base de leur sensibilité respective.

-Crustacés:

L'Aselle aquatique vit dans les eaux douces stagnantes, ou à faible courant, qui sont riches en débris organiques. La prolifération de cette espèce constitue donc un indice de pollution organique. De plus, elle est sensible à la pollution par les nitrates et les pesticides, ainsi qu'à l'acidification et à la faible oxygénation des plans d'eau.

-Mollusques:

Les mollusques bivalves, tels que les huîtres, les moules et les pétoncles, sont communément utilisés comme bio-indicateurs en raison de leur capacité à bioaccumuler les polluants (Bélanger, 2009). De plus, la plupart des spécimens de bivalves d'eau douce sont assez grands pour fournir une quantité de tissus suffisante pour procéder au dosage des polluants. De ce fait, ces familles de mollusques sont utiles pour réaliser des suivis à long terme de la contamination. D'ailleurs, les moules (surtout la moule bleue) sont les bio-indicateurs de

prédilection pour l'évaluation des impacts des travaux de dragage en zone estuarienne et côtière (Pelletier, 2013). Toutefois, l'utilisation des mollusques comporte un inconvénient important: dans certains cas, il est difficile de déterminer l'âge des individus, ce qui limite l'interprétation des résultats sur une échelle temporelle.

-Annélides:

La qualité biologique des sédiments est souvent évaluée grâce à l'étude des oligochètes, qui se définissent comme des vers annelés aquatiques et peu mobiles. L'indice oligochète de bio-indication des sédiments (IOBS) permet d'évaluer la contamination des sédiments fins ou sableux, permanents et stables, par les micropolluants organiques et minéraux. Cependant, cette méthode n'est pas applicable dans les secteurs qui présentent une mobilité importante des sédiments. De plus, elle ne peut être utilisée lorsque la portion minérale ou organique des sédiments est trop importante ou quand les échanges avec l'eau sont limités par la surabondance de films biologiques ou de macrophytes. En milieu lacustre, on utilise l'indice oligochètes de bio-indication lacustre (IOBL), qui permet d'évaluer la capacité des sédiments à minéraliser la matière organique présente dans les sédiments lacustres profonds. Ce dernier est très semblable à l'IOBS, à la différence près que la profondeur de milieu à l'étude implique l'utilisation d'un matériel d'échantillonnage adapté, soit une benne ou un carottier.

La sangsue, quant à elle, est abondante dans les eaux calmes, chaudes et peu profondes, en particulier où le fond est recouvert de débris divers.

-Insectes:

Les larves d'éphémères et de plécoptères sont reconnues comme de bons bio-indicateurs de l'eutrophisation des eaux courantes en raison de leur sensibilité à la raréfaction de l'oxygène. Une étude a également démontré qu'elles présentent un bon potentiel en tant que bio-indicateurs de l'eutrophisation des étangs (Menetrey et al, 2008). De plus, les larves d'odonates sont utilisées comme bio-indicateurs de la salinité de l'eau puisqu'elles vivent presque exclusivement en eaux douces. Certains macroinvertébrés benthiques peuvent également être utilisés comme bio-indicateurs en raison de leur forte sensibilité aux métaux lourds. En effet, les études (Amiard et Amiard-Triquet, 2008) ont démontré que les larves de chironomes tendent à disparaître des zones contaminées par les métaux, tandis qu'elles atteignent des valeurs maximales dans les sédiments peu ou pas contaminés. À l'opposé, les populations d'oligochètes tendent à augmenter dans les sédiments lacustres contaminés par certains métaux comme le cadmium, le zinc et le chrome, et atteignent des valeurs minimales dans les sédiments peu ou pas contaminés. Ce phénomène s'explique par le fait que les oligochètes sont résistants à la pollution métallique, tandis que les chironomes y sont

sensibles, ce qui influence l'abondance et la distribution de ces deux groupes d'invertébrés benthiques.

I-13-7: Type de contaminant:

Le type de contaminant à l'étude ou la problématique qu'on veut cibler influence également le choix du bio-indicateur. En effet, les différentes catégories de bio-indicateurs présentent une sensibilité ou une résistance face à divers paramètres qui diffèrent d'une catégorie à l'autre. De plus, certaines catégories de bio-indicateurs sont reconnues pour leur capacité de bioaccumulation ou de bioamplification de divers contaminants, ce qui constitue également un atout dans le cadre de la bio-indication (Duhaime et Pinel-Alloul, 2005):

-Acidité:

L'acidité provoque une forte érosion de la biodiversité, l'acidification des milieux aquatiques est généralement causée par les précipitations acides, les drainages miniers acides et, dans une moindre mesure, l'utilisation d'engrais azotés, les rejets urbains et industriels et les coupes à blanc des forêts. Pour évaluer la pollution acide et ses impacts sur le biote, les bio-indicateurs utilisés doivent être sélectionnés sur la base de leur seuil de tolérance respectif face au pH acide. Chez les algues, les impacts les plus importants surviennent lorsque le pH est inférieur à 5.6, seuil à partir duquel le carbone inorganique essentiel à la photosynthèse s'épuise rapidement et disparaît. Selon l'étude (Pelletier, 2013), les algues seraient les bio-indicateurs les plus fréquemment utilisés pour évaluer la pollution acide. Les oiseaux aquatiques, quant à eux, se reproduisent normalement dans les milieux où le pH est supérieur à 5,5 (Lacou et al, 2011). Au niveau des macroinvertébrés, les mollusques qui ont une coquille de calcaire sont affectés par les pH inférieurs à 7 puisque le calcaire se dissout sous l'effet de l'acidité de l'eau. Puis, plusieurs études ont démontré que le zooplancton est également sensible à l'acidification de l'eau.

-Salinité:

Selon l'étude (Pringle et al, 1988) les niveaux de salinité globale entre 1 et 2 g/l constitueraient un seuil à partir duquel les biocénoses sont affectées, bien que les auteurs n'écartent pas la possibilité que certains écosystèmes aquatiques soient sensibles à des concentrations inférieures à ce seuil. Une augmentation de la salinité engendre généralement une réduction de la richesse et de l'abondance des espèces sensibles. Noter cependant que l'augmentation de la salinité de l'eau a principalement des effets nocifs dans les milieux d'eau douce, étant donné que les organismes vivant en eaux salées sont beaucoup mieux adaptés pour supporter des niveaux de salinité élevés.

De façon générale, les groupes biologiques les plus tolérants à l'augmentation de la salinité

de l'eau sont les poissons adultes, les oiseaux et les macroinvertébrés. Les algues, le zooplancton (particulièrement les copépodes, les cladocères et les ostracodes) et les macrophytes, quant à eux, sont généralement moins tolérants. Quant aux bactéries, la sensibilité à la salinisation de l'eau est significativement variable d'une espèce à l'autre.

Peu de méthodes ont été développées pour évaluer le niveau de salinité sur la base des communautés biologiques. Pour l'instant, les outils les mieux développés pour obtenir une appréciation de la pollution saline, particulièrement l'impact des chlorures, sont basés sur l'analyse des communautés de diatomées benthiques (algues benthiques). Comme celles-ci sont particulièrement sensibles à la minéralisation de l'eau, elles réagissent à de faibles augmentations de la salinité de l'ordre de 0,1 g/l (Beisel et al, 2011).

-Surabondance d'éléments nutritifs:

L'apport d'éléments nutritifs dans les milieux aquatiques est essentiellement dû à l'agriculture, aux rejets d'eaux usées municipales et rurales, ainsi qu'aux rejets industriels et aux exploitations aquicoles et forestières. L'apport excessif d'éléments nutritifs dans les milieux aquatiques entraîne l'eutrophisation, c'est-à-dire la croissance excessive des plantes et des algues. L'augmentation importante de la biomasse algale engendre alors une augmentation de la turbidité de l'eau et peut mener à la création de conditions anoxiques. À l'instar de l'étude de la pollution acide et saline, il est important de sélectionner un bio-indicateur sensible à la problématique soupçonnée, soit dans ce cas-ci, l'eutrophisation des plans d'eau causée par l'apport excessif de nutriments.

De façon générale, les algues sont reconnues comme de bons bio-indicateurs de l'eutrophisation des cours d'eau. L'explication est simple : les algues convertissent l'énergie lumineuse en biomasse par la photosynthèse, qui est limitée par la quantité de nutriments disponibles dans le milieu. De ce fait, plus ces nutriments sont abondants, plus la biomasse algale augmente. Suivant le même raisonnement, les diatomées, en tant que producteurs primaires, représentent des bio-indicateurs efficaces pour évaluer la présence de nutriments d'origine agricole, notamment l'apport de phosphore (Boissonneault, 2006).

Les bio-indicateurs de l'eutrophisation les plus connus demeurent néanmoins les cyanobactéries. En effet, comme la quantité de phosphore disponible constitue le principal facteur limitant leur croissance, leur prolifération dépend directement de l'apport de phosphore dans le milieu (Paerl et al, 2003). Par ailleurs, l'eutrophisation influence également le zooplancton, ce qui engendre une augmentation de la biomasse zooplanctonique. En contrepartie, l'apparition d'algues toxiques engendre l'intoxication du zooplancton herbivore qui les consomme. Enfin, l'eutrophisation favorise l'augmentation la turbidité de l'eau, ce qui

affecte particulièrement les macrophytes, et engendre la création de zones anoxiques qui nuit significativement aux communautés de macroinvertébrés benthiques et de poissons.

-La pollution par les métaux lourds:

Est en grande partie causée par les rejets industriels et domestiques, l'activité minière et les eaux de ruissellement contaminées par les engrais et les pesticides utilisés en agriculture (Bélanger, 2009). Les caractéristiques recherchées chez les bio- indicateurs pour analyser la pollution par les métaux lourds sont soit une forte résistance aux effets des métaux lourds accompagnée d'une capacité de bioaccumulation de ces métaux, soit une sensibilité importante face à ceux-ci engendrant la disparition de ces espèces sensibles au profit d'espèces résistantes. Selon l'étude (Duhaime et Pinel-Alloul, 2005), la pollution métallique est souvent évaluée via l'utilisation des macroinvertébrés. Ces derniers sont de très bons bio-indicateurs de la concentration en métaux lourds (arsenic, cadmium, cobalt, chrome, cuivre, plomb et zinc), grâce à leur proximité par rapport aux sédiments contaminés et à leur capacité de bioaccumulation. Par exemple, les isopodes et les amphipodes sont reconnus pour être de grands bioaccumulateurs de cuivre, de fer, de plomb et de zinc. De plus, les mollusques bivalves bioaccumulent fortement le cuivre, le fer et le manganèse, tandis que les mollusques gastéropodes bioaccumulent davantage le cuivre et le zinc.

Au niveau des macrophytes, les macroalgues et les bryophytes (mousses aquatiques) figurent parmi les organismes les plus communément utilisés comme bio-indicateurs de la contamination métallique puisqu'elles présentent une forte capacité de bioaccumulation de plusieurs différents métaux lourds (Genin, 2003), à l'instar de la plupart des bactéries. De plus, la plupart des algues et du zooplancton (particulièrement les foraminifères) sont également sensibles à la présence de métaux lourds (Boissonneault, 2006).

-Pollution organique:

Les polluants organiques persistants sont des composés qui, à différents degrés, peuvent être bioaccumulés dans les tissus adipeux des organismes aquatiques et qui peuvent causer de sérieux dommages aux écosystèmes (Bélanger, 2009). Les bio-indicateurs de la contamination organique doivent répondre à l'un ou l'autre des critères suivants : présenter la capacité de bioaccumuler les contaminants organiques et de résister fortement à leurs effets néfastes, ou, au contraire, présenter une grande sensibilité face à la contamination organique, qui se traduit par des symptômes physiologiques ou morphologiques, ou par la diminution de leur abondance (voire leur absence) au profit d'espèces résistantes.

Selon l'étude (Duhaime et Pinel-Alloul, 2005), les algues et les protozoaires (organismes unicellulaires faisant partie du zooplancton) sont, de façon générale, les organismes les plus

souvent utilisés comme bio- indicateurs de la pollution d'origine organique. D'ailleurs, les algues constituent la principale voie d'entrée de certains contaminants organiques dans la chaîne alimentaire (Bélanger, 2009). Au niveau des macroinvertébrés benthiques, un exemple de bio-indicateur fréquemment abordé dans la littérature est celui des exuvies nymphales, qui peuvent être utilisées pour évaluer la pollution à dominance organique dans les cours d'eau.

-Contamination microbienne:

Les bio-indicateurs privilégiés pour détecter la contamination microbiologique de l'eau sont les coliformes fécaux, la bactérie *Escherichia coli* (*E. coli*) et les entérocoques. En effet, leur présence constitue un bon indicateur « de l'intensité de la pollution d'origine fécale et de la présence de microorganismes pathogènes dans les cours d'eau ». Dans ce contexte, les bactéries sont donc les bio-indicateurs de prédilection puisqu'aucune autre catégorie de bio-indicateurs n'offre des résultats aussi directs et concluants quant à ce type de pollution (Benoit-Chabot, 2014).

-Anoxie:

La quantité d'oxygène dissout varie en fonction de différents paramètres, soit notamment le brassage par le vent, l'activité photosynthétique des végétaux et la température de l'eau, qui est directement affectée par la profondeur, donc par le taux de sédimentation. De plus, la quantité de matière organique constitue un autre facteur important puisqu'elle détermine le taux d'oxygène consommé par les microorganismes décomposeurs. L'oxygène dissout est généralement essentiel à la survie de la faune et de la flore aquatique. Cependant, les exigences propres aux différentes espèces sont variables.

Pour être pertinents et adéquats, les bio-indicateurs sélectionnés pour évaluer cette problématique doivent être sensibles à la teneur en oxygène de l'eau ou, au contraire, être en mesure de subsister dans des milieux où le taux d'oxygène est très faible. Ainsi, l'analyse de la composition des communautés, ciblée sur la présence ou l'absence des bio-indicateurs sensibles et résistants, permet de dresser un portrait de la problématique. Le relevé de la littérature révèle que les principaux organismes utilisés comme bio-indicateurs de la teneur en oxygène sont les macroinvertébrés benthiques et les poissons. Toutefois, la sensibilité au niveau d'oxygénation est très variable selon les espèces. Chez les macroinvertébrés benthiques, la plupart des espèces sont sensibles au déficit d'oxygène dans l'eau (Boissonneault, 2006). Toutefois, certains groupes comme les chironomidés et les sangsues ont la capacité de s'acclimater en régissant leur absorption d'oxygène, ce qui les rend plus tolérants à la diminution du taux d'oxygène. Si on observe une abondance de ces espèces (chironomidae) et une absence des espèces sensibles, on peut en conclure que l'eau est de

mauvaise qualité. Par exemple, si les bandes riveraines ont été détruites par l'activité humaine, la température du cours d'eau augmente, le niveau d'oxygène baisse et la quantité de débris végétaux diminue, ce qui a pour effet de favoriser les espèces tolérantes (Camargo et al, 2004).

I-14- Paramètres physicochimiques (indicateurs de pollution):

-La température:

C'est le facteur clé de la régulation des activités biologiques dans les écosystèmes aquatiques comme la survie, la croissance, le métabolisme, la phénologie, le comportement et les interactions des organismes (Durance et Ormerod, 2010; Walther, 2010; Wilby et al, 2010). De plus, la température de l'eau affecte la production primaire et la décomposition des litières, influençant les transferts énergétiques tout au long du continuum fluvial (Vannote et al, 2011). Dans la mesure où les espèces occupent un habitat adapté à leur fonction biologique en fonction de différents facteurs tel que l'écoulement et la température, une augmentation anormale de la température peut alors conduire à des décalages entre cycles hydrologique et thermique. Les conditions d'écoulement et de température ne sont plus favorables au même moment pour l'accomplissement de certaines fonctions biologiques (Lery, 2009).

Certains auteurs considèrent la température un facteur prépondérant dans la distribution des espèces aquatiques (Caspers, 1979), des études ont montré qu'elles contrôlent la durée d'incubation des œufs (Brittain, 1977) le développement larvaire (Sherberger et al, 1977; Elliott, 1987) et la période d'émergence des insectes aquatiques (Brittain, 1983).

La variation quotidienne des températures conduit ainsi parallèlement à une variation des concentrations d'oxygène dissous, Elle agit sur la solubilité des gaz dans l'eau entre autre l'oxygène, la conductivité électrique et le pH, la dissociation des sels dissous, de même que sur les réactions chimiques et biochimiques, elle est aussi très utile pour les études limnologiques (Rodier, 1984).

La température est un élément fortement variable en fonction des saisons. Mais, pour un type de cours d'eau et un site donné, comme pour les autres variables, lors d'études sur le long terme, il est possible de dégager des valeurs caractéristiques. Cependant les activités anthropiques peuvent aussi modifier ce paramètre.

Le PH:

Le pH (potentiel Hydrogène) : ce paramètre est le reflet de la concentration d'une eau en ions H^+ , il donne le degré d'acidité ou d'alcalinité d'une eau. Les eaux de rivière ont une valeur de PH propre en fonction du sous-sol du bassin versant. Le PH diminue en présence des teneurs élevées en matière organique et augmente en période d'étiage, lorsque l'évaporation est

importante (Chapman, 1996). De point de vue PH, le bon développement des bactéries et des champignons responsables de la dégradation de la matière organique est assuré pour des valeurs de PH voisines de la neutralité (6 à 8) ou légèrement acides.

Le PH d'une eau de surface dépend de la concentration du CO₂. La photosynthèse algale consomme beaucoup de CO₂ et provoque ainsi une augmentation notable du pH des eaux. La respiration, au contraire, contribue à son abaissement par production de gaz carbonique. De même lors de la minéralisation de la matière organique, la production de CO₂ entraîne une baisse du PH (Alayat et Lamouroux, 2006).

Nous retiendrons que les valeurs du PH inférieures à 5 sont généralement peu favorables à la vie aquatique, en particulier à la vie piscicole; en revanche, en dehors des pollutions chimiques, des eaux très alcalines peuvent présenter des peuplements riches et diversifiés (Nisbet et Verneaux, 1970). Une mesure de pH différente de la valeur habituelle du cours d'eau peut être l'indice de l'arrivée d'une pollution, en général industrielle, en amont du point de mesure.

-La conductivité électrique:

La mesure de la conductivité constitue une bonne appréciation du degré de minéralisation d'une eau où chaque ion agit par sa concentration et sa conductivité spécifique. L'intérêt des mesures de la CE se manifeste surtout dans leur évolution spatiale (Martinez-Garcia et al, 2009).

-L'oxygène dissous:

Dans les conditions naturelles, la teneur en oxygène dissous des eaux courantes présente des variations quotidiennes plus ou moins amples suivant la turbulence, les fluctuations thermiques et le peuplement végétal des cours d'eau. En outre, l'abaissement des concentrations en oxygène résultant de pollution organique est phénomène de plus en plus fréquent (Lavandier et Capblancq, 1975), l'oxygène dissous est l'un des paramètres particulièrement utile pour l'eau et constitue un excellent indicateur de sa qualité.

La concentration en oxygène dissous résulte de l'équilibre entre la vitesse de consommation de l'oxygène pour la dégradation de la matière organique et la vitesse de transfert de l'eau de surface ou de l'eau souterraine vers ce milieu.

La dégradation des matières organiques y est réalisée et conduit à une diminution de l'oxygène dissous. La nitrification peut y avoir lieu à la suite de la dégradation des matières organiques en présence d'une concentration suffisante en oxygène dissous.

Lorsque l'oxygène dissous n'est plus disponible pour les processus aérobies (< 0,5 mg/L), peuvent se mettre en place des processus anoxiques, comme la dénitrification, ou anaérobie,

comme la méthanisation (Laanbroek, 2010). La dénitrification est un processus principal qui permet l'élimination des nitrates en les transformant en azote gazeux (Van Cleemput et al, 2007).

-Sels minéraux :

•Les chlorures:

Les chlorures sont des anions inorganiques importants contenus en concentrations variables dans les eaux naturelles, généralement sous forme de sels de sodium (NaCl) et de potassium (KCl)(Nechad et Fadil, 2014). Ils sont présents à de faibles concentrations dans les eaux de surface et souvent utilisés comme un indice de pollution. Ils ont une influence sur la faune et la flore aquatique ainsi que sur la croissance des végétaux. Ils ne participent pas au processus biologique (décomposition de la matière organique), et l'augmentation de sa teneur est considérée comme un indice de pollution industrielle(Nisbet et Verneaux, 1970; Pimpec et al, 2002).

•Les sulfates:

Les sulfates (SO_4^{2-}) existent dans les eaux courantes à des concentrations variables selon la nature géologique des terrains traversés. Selon certains auteurs, qui ont étudié les sulfates, ils ont constaté que les valeurs élevées de ce paramètre peuvent être observées dans les cours d'eau pollués, au niveau des zones de rejets industriels(Pimpec et al, 2002).

-Sels nutritifs :

Les nitrates et les nitrites sont des formes d'azote qui existent naturellement dans l'environnement. Les trois formes minérales de l'azote sont l'ammonium (ou azote ammoniacal), les nitrites (ou azote nitreux) et les nitrates (ou azote nitrique). Elles présentent des niveaux de toxicité très différents.

•Les nitrates:

Les nitrates est la forme la plus oxydée de l'azote minéral, ils sont issus de la minéralisation des matières organiques fermentescibles (type effluents organiques, rejets de STEP...). C'est pourquoi les nitrates constituent un indicateur indéniable d'altération anthropique, et sont trouvés en quantités non négligeables à l'aval des bassins versants. Des concentrations élevées en nitrate sont notées dans les eaux drainant des sols agricoles ou recevant des effluents domestiques.

•Les nitrites:

Les nitrites sont une forme intermédiaire de l'azote entre l'ammonium et les nitrates, apparaissant lors de la dégradation des substances azotées par des bactéries. Ils sont la forme minérale la plus toxique de l'azote. Très réactif, le nitrite intervient dans de nombreux

phénomènes de toxicité dont les plus connus sont la méthémoglobinémie et la production soupçonnée de nitrosamines dans l'estomac. L'ion nitrite est cependant rapidement oxydé dans le milieu naturel. De plus, il est généralement admis que le nitrite est une molécule transitoire dans l'environnement et qu'il s'oxyde rapidement en nitrate (Lescot, 2017).

I-15- La surveillance et la gestion de l'eau en Algérie:

L'eau est l'un des éléments naturels qui fait l'objet d'une surveillance intense à travers le monde. Chaque année, durant les saisons chaudes et sèches, des épidémies se déclarent çà et là : le taux de salinité de l'eau potable dépasse largement la norme, des cas de choléra sont signalés. Le développement socio-économique et l'urbanisation rapide ont eu un impact néfaste sur la qualité des ressources en eau. De nombreux cas de pollution industrielle et urbaine ont été observés en l'occurrence au niveau des barrages, des eaux souterraines et des cours d'eau. Ces derniers sont l'exutoire de rejets extrêmement polluants.

Les objectifs majeurs de la surveillance de la qualité de l'eau sont de préserver la santé des consommateurs. La surveillance de la qualité de l'eau et de l'état des sources, des puits des installations hydrauliques et des réseaux de distributions est une activité fondamentale de prévention. Le ministère des ressources hydrique en Algérie a instauré dans chaque région du pays un organisme "agence nationale des ressources hydrauliques" (A.N.R.H) pour surveiller les eaux de surface et les eaux souterraines. L'un de ces rôles est en général de contrôler périodiquement les qualités physico-chimiques et bactériologique de l'eau, de faire un dépistage de tout phénomène accidentel de pollution, Le réseau de surveillance de la qualité des eaux de surface comprend plusieurs stations réparties sur tout le territoire Algérien. Les mesures sont réalisées au moins une fois par mois.

La gestion de l'eau en Algérie pose un problème épineux aux autorités, La dotation journalière par habitant reste faible par rapport aux normes internationales. Les instruments de gestion de l'eau ne sont pas efficaces. L'Algérie compte 17 bassins-versants. Les ressources en eau proviennent des eaux de surface et des eaux souterraines renouvelables et non renouvelables. L'exploitation de ces ressources est très intense avec les besoins grandissants. L'utilisation de l'eau est liée aux activités économiques. La connaissance des ressources en eau est la condition nécessaire pour une bonne gestion.

Chapitre II :

Matériels et

méthodes

II-1- Description de la zone d'étude:**II-1- 1: Situation géographique:**

La Kabylie, vaste entité géographique, est située au centre-est de l'Algérie, Composé de sous ensembles, ce territoire présente peu de terres étendues mais de hautes plaines et plateaux encadrés de massifs montagneux discontinus. Deux aires géographiques distinctes composent le relief de ce territoire à savoir la Kabylie du Djurdjura et la Kabylie des Babors et des Bibans. La Kabylie du Djurdjura s'étend sur 150 km depuis la plaine des Issers à l'Ouest jusqu'à la vallée de la Soummam à l'Est et sur 100 km du Nord au Sud entre la Méditerranée et l'oued Sahel/Soummam. La Kabylie des Babors, quant à elle, s'étend sur deux wilayas, Bejaia et Jijel. La mer Méditerranée borde sa partie septentrionale sur une longueur de 150 km, à l'Est, elle est limitée par l'oued El-Kebir et à l'Ouest par la vallée de la Soummam, C'est une région littorale très découpée également appelée corniche kabyle ou jijelienne (Toubal et Dahli, 2013; Lacoste-Dujardin, 2001), L'air de l'étude se localise dans la partie sud de la Kabylie de Djurdjura (figure N°2).

II-1- 2: Climat et précipitations:

L'étage bioclimatique de la Kabylie varie d'humide à sub-humide. Il est caractérisé par un été chaud et sec et par un hiver froid et pluvieux. A l'exception de quelques communes de sud dans wilaya de Bouira (Direction de l'environnement de la wilaya de tizi-ouzou, 2010). Dans le massif du Djurdjura (alt. > 1000m), les précipitations annuelles moyennes sont de l'ordre de 1500 mm, et de l'ordre de 900 mm dans la vallée du Sébaou. Le régime hydrologique annuel est marqué par un maximum en hiver et en début de printemps (75% de la pluviosité annuelle) puis diminue ensuite progressivement pour atteindre 5 mm en juillet et août. Les précipitations sont cependant inégalement réparties car une grande partie est concentrée en quelques jours et tombe rapidement sous forme d'orages, occasionnant ainsi des crues brèves et violentes qui perturbent fortement les milieux lotiques. L'été est plus ou moins long, de nombreux cours d'eau s'assèchent dès le mois de juin jusqu'au mois de novembre (Lounaci, 2011).

Bien que le massif du Djurdjura bénéficie de précipitations abondantes, qui constituent un atout certain en ce qui concerne les écoulements en eau superficielle, le développement d'une végétation naturelle luxuriante, ainsi que la pratique d'une agriculture pluviale et variée selon l'étagement du climat et de l'exposition du relief, il n'en demeure pas moins que son climat présente une multitude de contraintes et handicaps :

- Les gelées hivernales et printanières qui constituent un facteur limitant pour la pratique de certaines cultures maraîchères et d'espèces arboricoles à floraison précoce;
- Une longue période chaude et sèche (Juin à Septembre), qui constitue une contrainte pour la pratique des cultures en sec ;
- La forte intensité des pluies, qui se traduit, compte tenu du relief chahuté, par l'érosion des sols, les inondations, et la dégradation des voies de communication ;
- L'enneigement, qui limite les mouvements des populations des hautes montagnes et les soumet à l'isolement avec toutes les conséquences qui en découlent sur le plan de l'approvisionnement (denrées alimentaire, gaz butane pour le chauffage, etc.).

Par ailleurs, on relève une baisse inquiétante du volume moyen de pluie précipité annuellement (signe apparent du changement climatique au niveau de la région), qui se traduit par un impact négatif sur les ressources en eau (assèchement de plusieurs oueds et sources), la faune et la flore (dégradation des subéraies, etc.). L'office Nationale de la Météorologie(O.N.M), montrent que les précipitations ont connu une régression d'environ 250 mm/an. Elles sont passées de 972 à 727 mm, ce qui confirme le changement climatique constaté ces dernières décennies(Direction de l'environnement de la wilaya de tizi-ouzou, 2010).

II-1-3: Réseau hydrographique:

Le réseau hydrographique se définit comme l'ensemble des cours d'eau naturels ou artificiels, permanents ou temporaires, qui participent à l'écoulement. Le réseau hydrographique est l'une des plus importantes caractéristiques d'un bassin versant.

Le bassin méditerranéen est caractérisé par un large éventail de conditions physiques, notamment d'inondations graves et de sécheresses(Pires et al, 1999). Les cours d'eau d'Algérie ont un régime caractérisé par l'irrégularité des écoulements et par des manifestations hydrologiques brutales. Le régime annuel est marqué par les maximums d'hiver et de printemps, un étiage d'été sévère. Les précipitations rassemblées sur un petit nombre de jours et tombant sur des bassins exigus et à forte pente, amènent de brusques variations de débit qui modifient temporairement l'écosystème et la communauté lotique (Lounaci, 2014).

Le réseau hydrographique du massif du Djurdjura est très dense. Il est composé de trois (03) oueds majeurs, qui sont :

- l'oued Isser, qui draine la partie ouest du massif ;
- l'oued Soummam, qui draine la partie sud;

- l'oued Sébaou, qui draine presque la totalité de la wilaya de Tizi Ouzou et la partie est de la wilaya de Boumerdes.

Ces oueds, qui drainent les eaux pluviales vers la mer, sont alimentés par un important chevelu hydrographique composé de petits oueds (oueds côtiers et oueds de l'arrière pays montagneux) et de quelques affluents importants. Notamment en ce concerne l'oued Sébaou.

Les zones de montagnes du massif du Djurdjura s'inscrivent dans leur majeure partie dans le bassin versant des Côtiers Algérois (bassin n° 2) et partiellement dans les bassins des oueds Isser (bassin n°9) et Soummam (bassin n°15). Ces deux derniers bassins occupent respectivement les parties Ouest et Sud de l'aire de l'étude. Ces trois bassins versants totalisent une superficie de 578 392 ha (en comptabilisant les parties de territoires des communes périphériques)(Direction de l'environnement de la wilaya de tizi-ouzou, 2010).

Trois cours d'eau ont été choisis durant cette étude et qui font partie de trois bassins versants différents :

II-1-3-1: Oued Arkham: (Bassin versant d'Isser):

Ce cours d'eau fait partie du bassin versant moyen Isser (bassin n° 9), il se situe au Nord de la Wilaya de Bouira, Le bassin versant de l'oued Isser occupe la partie ouest du massif de Djurdjura avec une superficie de 3615 km². Il couvre partiellement les territoires des wilayas de : Boumerdes, Tizi Ouzou et Bouira(Direction de l'environnement de la wilaya de tizi-ouzou, 2010). Il est de type montagneux, se trouve dans une altitude moyenne de 750m et formé en majeure partie de roches tendres : marnes et argiles. Ce bassin versant est vulnérable aux fortes crues et à l'érosion. Il se caractérise par un couvert végétal peu dense localisé au centre et représente 20% de la superficie totale. Le reste de la surface, soit 80%, est occupé par des cultures essentiellement céréalières et fourragères(Larfi et Remini, 2006). L'Isser est le principal vecteur hydrographique du littoral Est Algérois, à cause du débit solide (apport sédimentaire en mer) conséquence d'un couvert végétal absent, favorisant un ruissellement et une érosion intense. Son débit moyen est de 14 ,1m³/s (Benslama, 2001).

Les affluents Sud de son bassin prennent leurs sources dans les montagnes de l'Atlas Tellien (Boussaid, 2014), Il a une longueur de 200 km, Il se jette à environ 6 km à l'Ouest du Cap Djenet et 120 km séparent cette embouchure des montagnes de l'Atlas. Les principaux affluents de l'Oued Isser au niveau de la basse vallée sont : Oued Menael, Oued Bou Maizane, Oued Bou Merdja, Oued Beni Miane, Oued Aoudja, Oued Djemaâ, Oued Cheraga, Oued Oucefda (Tireche, 2006).

II-1-3-2: Oued Bougdoura: (Bassin versant Côtiers Algérois):

C'est le principal affluent de l'Oued Sébaou, draine le bassin versant Côtiers Algérois Est (bassin n° 2), ce dernier occupe la partie Nord des zones de montagnes du massif du Djurdjura. Il couvre la presque totalité de la wilaya de Tizi Ouzou, la partie nord de la wilaya de Béjaïa et la partie nord-est de la wilaya de Boumerdes.

L'oued Sébaou prend naissance dans la partie orientale de la chaîne du Djurdjura et coule d'Est en Ouest entre le massif de grande Kabylie et la chaîne littorale. Le Sébaou avec une longueur de 110 km, est considéré comme le cours d'eau le plus important de la wilaya de Tizi-Ouzou, avec un bassin versant de 2500 Km². Cet oued et ses principaux affluents de la rive gauche, les oueds Aïssi et Bougdoura, dont les bassins versants couvrent respectivement 470 et 520 Km², prennent leur source dans le massif du Djurdjura qui culmine à 2300m. Couverts de forêts, A l'ouest, une chaîne de montagnes ne dépassant pas 1000m d'altitude sépare le bassin du Sébaou de celui de l'oued Isser (Fellag, 2006). Les eaux de surface, très disparates suite à l'irrégularité du climat Méditerranéen et la durée de la saison sèche. Son débit moyen est de 33,4 m³/s. Il draine toute la grande Kabylie, son apport terrigène est moins important que celui de l'Isser. Il draine le long de son cours d'eau des terrains le plus souvent métamorphiques et cristalloylliens ; il charrie des alluvions composées de gros galets, de gravier et de quartz. Les principaux affluents de ce dernier sont les suivants : Oued Aïssi (Takhoukht – oued Sebaou : 20 Km); Oued Bougdoura (Pont de Boughni Draa El Mizan – oued Sebaou : 08 Km); Oued Boubhir (Illoula Oumallou – pont de Fréha : 10 Km) Oued Dis (oued Sebaou: 06 Km); Oued Rabta (05 Km). Oued Boghni (13 Km). Oued sidi Khelifa (13 Km)(Direction de l'environnement de la wilaya de tizi-ouzou, 2010).

II-1-3-3: Oued Boussellam: (Bassin versant de la Soummam):

L'Oued Boussellam constitue avec l'oued Sahel, l'un des deux principaux affluents de la Soummam ; il représente le principal axe hydrographique de Sétif. Il prend sa source à Ras Ain Boussellam qui se trouve au Nord de Fariatou et draine vers Oued Sommam, Avec une longueur de 159 km (Sersoub, 2012). Il draine une grande partie des versants du plateau sétifien avec une superficie de 4230 km².

Le cours supérieur de l'oued Boussellam est régularisé par le barrage d'Ain Zada ; sur le cours inférieur, le barrage de Tichy Haf (Djenba, 2015).

II-1-4: Le choix des stations d'étude:

Le choix des stations a été conditionné par les sites de versement direct des margines dans les trois cours d'eau, où un total de 9 stations a été retenus (figure 2).

L'étude a été réalisée entre octobre 2015 et mai 2017 lors de 6 campagnes d'échantillonnage en octobre 2015, janvier 2016, mai 2016, octobre 2016, janvier 2017 et mai 2017.

Les prélèvements de l'eau et de la faune macro-invertébrés ont été effectués, à raison de trois prélèvements dans chaque cours d'eau, neuf prélèvements dans chaque année, avec un total de 18 prélèvements entre 2015 et 2017.

La localisation des stations étudiées par cours d'eau, ainsi que les coordonnées GPS sont représentées dans le tableau 4.

Tableau N°4: Localisation géographique des stations étudiées dans les trois cours d'eau.

Station	Cours d'eau	Localisation	Latitude Nord	Longitude Est
Ar1	Oued Arkham	Située à 2 km en amont de point de rejet, en face de viaduc (pont) Bouira à Ain El Turk wilaya de Bouira, choisie comme une station de référence.	36°25'53.5"	003°48'33.3"
Ar2	Oued Arkham	Située au point de rejet direct d'une huilerie à Ain El Turk wilaya de Bouira.	36°26'25.6"	003°49'53.8"
Ar3	Oued Arkham	Située à 500 m en aval de point de rejet à Ain El Turk wilaya de Bouira, à 100 m avant sa confluence avec oued Djemaa.	36°26'25.6"	003°50'00.2"
Bg1	Oued Bougdoura	Située à 8 km en amont de point de rejet et à 2 km en aval de barrage de Draa El Mizan wilaya de Tizi ousou, cette station a été choisie comme une station de référence.	36°35'23.6"	003°51'03.1"
Bg2	Oued Bougdoura	Située au point de rejet direct d'une huilerie, dans la commune d'Ait Yahia Moussa wilaya Tizi-ousou	36°38'32.0"	003°53'42.2"
Bg3	Oued Bougdoura	Située à une distance de 1 km en aval de point de rejet, dans la commune d'Ait Yahia Moussa wilaya de Tizi-ousou.	36°38'47.7"	003°54'12.9"
Bs1	Oued Bousselam	Située à 2 km en amont de point de rejet et à 2 km en aval de barrage Tichy-Haf dans la commune de Tamokra à l'ouest d'Akbou wilaya de Béjaia), cette station a	36°24'34.4"	004°35'14.5"

		été choisie comme une station de référence.		
Bs2	Oued Bouselam	Située au point de rejet direct de l'huilerie, en face la station thermique de Hammam Sidi Yahia dans la commune Tamokra wilaya de Béjaia.	36°24'41.1"	004°35'07.4"
Bs3	Oued Bouselam	Située à une distance de 500 m en aval de point de rejet, et à 3 km en amont de sa confluence avec l'oued Sahel dans la région d'Akbou wilaya de Béjaia.	36°24'36.9"	004°35'00.2"

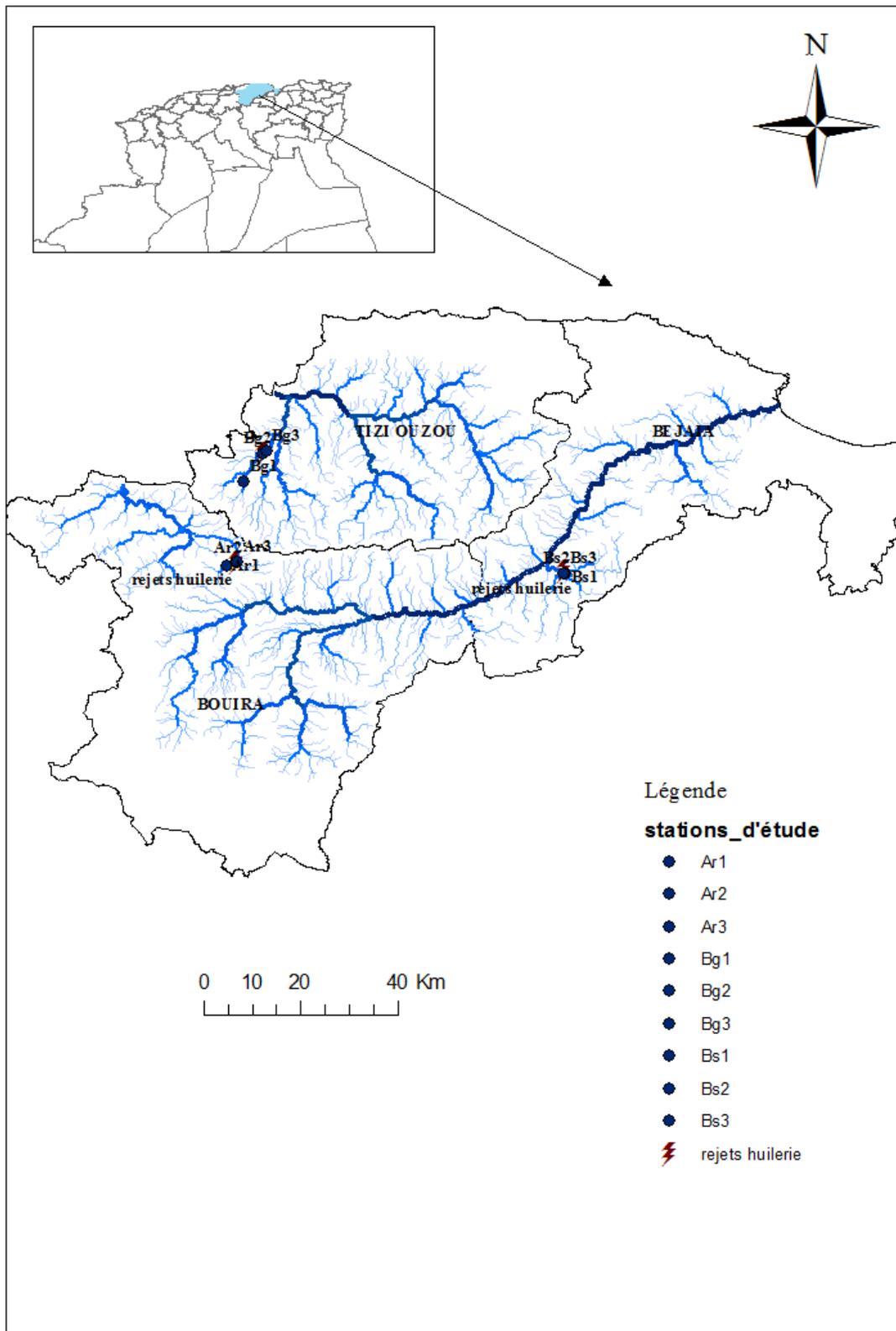


Figure N°2 : localisation de la zone d'étude et les stations d'échantillonnage.

II-1-5: Prélèvement d'eau:

Des échantillons ont été prélevés au niveau de chaque station, dans des bouteilles en polyéthylène de 1,5 litre en faisant face au courant, ces bouteilles sont rincées avec l'eau à analyser. Pour éviter l'oxydation et la formation des bulles d'air, les bouteilles doivent être remplies à bord et fermée. Les échantillons sont transportés au laboratoire dans une glacière à une température de 4°C.

II-1-6: Prélèvement de la faune benthique:

Les Macro-invertébrés benthiques de ces stations d'étude ont été prélevés à l'aide d'un troubleau de dimension 30 cm x 30 cm muni d'un filet, Une surface totale de 0,27 m² étant prélevée sur chaque station. Un tri grossier était réalisé sur le terrain au cours duquel l'échantillon a été débarrassé du matériel grossier, les organismes ainsi récoltés ont été fixés au formol 10% contenu dans des flacons en plastique. Au laboratoire, les spécimens sont lavés à l'eau puis conservés dans de l'alcool à 70° avant les opérations d'identification et de comptage. Une détermination jusqu'à la famille, parfois au genre, a été effectuée sous une loupe binoculaire, par fractions successives dans des boîtes de Pétri. L'ouvrage de base pour la détermination était le guide des invertébrés d'eau douce (Tachet, 2000). Une fiche de caractérisation a été complétée sur le terrain afin d'évaluer visuellement le type d'écoulement, la transparence de l'eau, la composition des berges et le type de substrat, etc..... (Annexe 1).



Figure N°3 : photos des macro-invertébrés aquatiques au laboratoire.

II-1-7: Analyses :

Des mesures physico-chimiques et des mesures de courant ont été prises sur le terrain lors de l'échantillonnage des communautés aquatiques.

La répartition des macroinvertébrés est fortement influencée par la nature du substrat et les vitesses d'écoulement de la colonne d'eau; qui entraînent une répartition des invertébrés sous forme de mosaïques (Death et al, 1995; Beisel et al, 1998). Il est donc recommandé de tenir compte de ces paramètres lors d'un l'échantillonnage.

Les caractéristiques de l'habitat physique étudiées des cours d'eau échantillonnés sont : la profondeur moyenne de l'eau et la vitesse moyenne du courant, et les caractéristiques du lit du cours d'eau qui sont : la composition du substrat (% substrats grossiers et % substrats fins).

II-1-7-1 : Mesures physicochimiques:

Des mesures physicochimiques (pH, oxygène dissous, salinité, conductivité et température) ont été prises directement sur le terrain à l'aide d'un multi-paramètre de type (HANNA, HI 9829). Les paramètres physicochimiques différents (nitrate, nitrite, chlorure et sulfate) ont été mesurés au laboratoire : Gestion et Valorisation des Ressources Naturelles et Assurance Qualité à l'université de Bouira.

Les chlorures (Cl^-) sont mesurés par la méthode volumétrique de Mohr en présence du nitrate d'argent (Tardat-Henry et Beaudry, 1992). Les nitrates (NO_3^-), les nitrites (NO_2^-) et les sulfates (SO_4^{2-}) ont été déterminés respectivement par les méthodes : salicylate de sodium, la méthode de réactif de Zambelli (Rodier, 2008) et la méthode par turbidimètre (Tardat-Henry et Beaudry, 1992), à l'aide d'un spectrophotomètre UV-Visible de type Optizen POP.

La valeur moyenne de chacun des paramètres physico-chimique a été calculée à partir des résultats d'analyse des six campagnes de prélèvements, pour chacune des stations de l'étude.

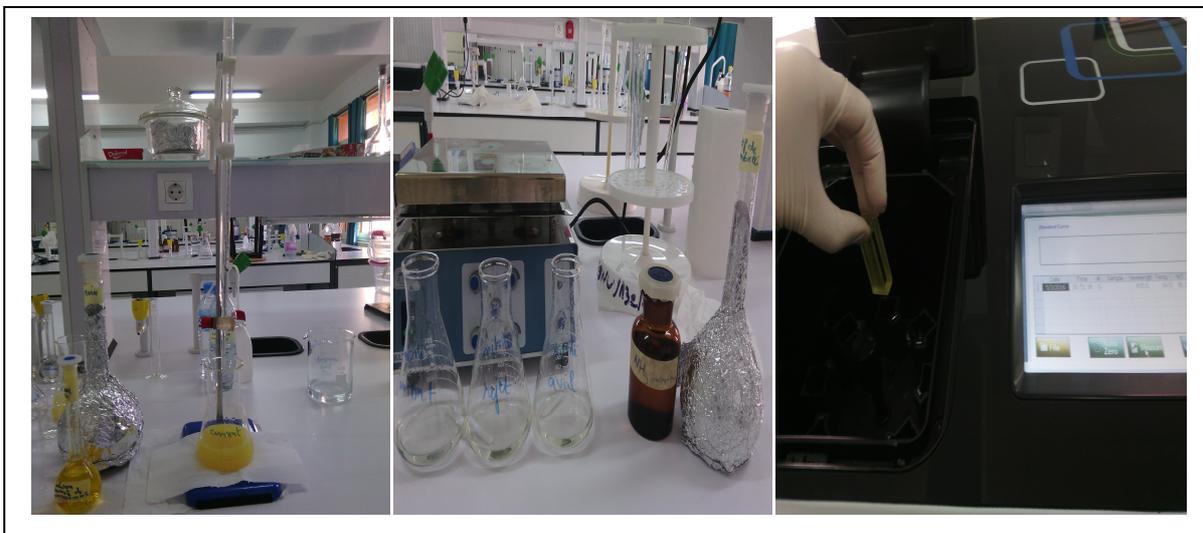


Figure N°4 : photos d'analyses physicochimiques au laboratoire.

1 : Dosage des Nitrates :**-Méthode au Salicylate de sodium :****-Principe :**

En présence de salicylate de sodium, les nitrates donnent du paranitrosalisylate de sodium, coloré en jaune susceptible d'un dosage colorimétrique.

-Etablissement de la courbe d'étalonnage :

Dans une série de fioles jaugées de 50 ml, introduire successivement.

Tableau N°5 : préparation des étalons pour le dosage des nitrates

Numéros des fioles	T	1	2	3	4
Solution étalon d'azote nitrique à 0,005 g/l (ml)	0	1	2	5	10
Eau distillée (ml)	10	9	8	5	0
Correspondance en mg/l d'azote nitrique (concentration des étalons)	0	0,5	1	2,5	5
Solution de salicylate de sodium (ml)	1	1	1	1	1

Evaporer à sec dans une étuve portée à 75-80°C (ne pas réchauffer trop longtemps) reprendre le résidu par 2 ml d'acide sulfurique concentré en ayant soin de l'humecter complètement. Attendre 10 minutes, ajouter 15 ml d'eau bidistillée puis 15 ml de d'hydroxyde de sodium et tartrate double de sodium et de potassium qui développe la couleur jaune. Effectuer les lectures au spectromètre à la longueur d'onde de 415 nm. Soustraire des densités optiques lues pour les étalons, la valeur relevée pour le témoin. Construire la courbe d'étalonnage (Figure N°5, tableau N°6).

-Mode opératoire :

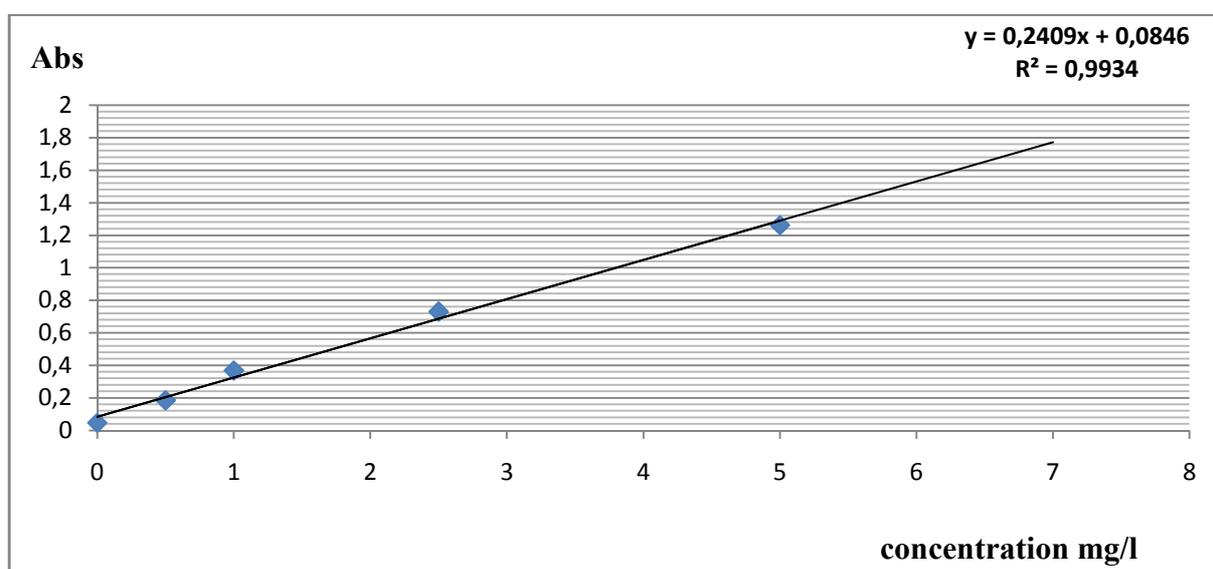
Introduire 10 ml d'eau dans une capsule de 60 ml (pour des teneurs en azote nitrique supérieures à 10 mg/l opérer une dilution). Alcaliniser faiblement avec la solution d'hydroxyde de sodium. Ajouter 1ml de solution de salicylate de sodium puis poursuivre le dosage comme pour la courbe d'étalonnage, préparer de la même façon un témoin avec 10 ml d'eau bidistillée, effectuer les lectures au spectromètre à la longueur d'ondes de 415 nm et tenir compte de la valeur lue pour le témoin. Se reporter à la courbe d'étalonnage(Rodier, 2008).

-Expression des résultats :

Pour une prise d'essai de 10 ml, la courbe en Annexe2 donne directement la teneur en azote nitrique exprimée en milligrammes par litre d'eau.

Tableau N°6 : Etablissement de la courbe d'étalonnage des nitrates

Concentration (mg/l)	0	0,5	1	2,5	5
Abs	0,047	0,185	0,368	0,730	1,261

**Figure N°5 :** La courbe d'étalonnage des nitrates.**2 : Dosage des Nitrites :****-Méthode au réactif de Zambelli :****-Principe :**

L'acide sulfanilique en milieu chlorhydrique en présence d'ion ammonium et de phénol, forme avec les ions NO₂⁻ un complexe coloré jaune dont l'intensité est proportionnelle à la concentration en nitrites.

-Etablissement de la courbe d'étalonnage :

Dans une série de fioles jaugées à 50 ml et numérotées introduire successivement en agitant après chaque addition :

Tableau N°7 : préparation des étalons pour le dosage des nitrites.

Numéros de fioles	T	1	2	3	4	5
Solution fille étalon à 0,0023 g/l de NO ₂ ⁻ (ml)	0	1	5	10	15	20
Eau distillée (ml)	50	49	45	40	35	30
Réactif de Zambelli (ml)	2	2	2	2	2	2

Attendre 10 minutes et ajouter :

Ammoniaque pure (ml)	2	2	2	2	2	2
Correspondance en mg/l	0	0,046	0,23	0,46	0,63	0,92

Effectuer les lectures au spectromètre à la longueur d'onde de 435 nm. Construire la courbe d'étalonnage (figure N°6, tableau N°8).

-Mode Opérateur :

Prélever 50 ml d'eau à analyser, ajouter 2 ml de réactif de Zambelli. Agiter et laisser au repos 10 minutes. Ajouter ensuite 2 ml d'ammoniaque pure ; effectuer la lecture au spectromètre à la longueur d'onde de 435 nm et tenir compte de la valeur lue pour le témoin. Se reporter à la courbe d'étalonnage (Rodier, 2008).

-Expression des résultats :

Pour une prise d'essai de 50 ml, la courbe en figure N°6 donne directement la teneur en NO₂⁻ exprimée en milligramme par litre d'eau.

Tableau N°8 : Etablissement de la courbe d'étalonnage des nitrites.

Concentration (mg/l)	0	0,046	0,23	0,46	0,63	0,92
Abs	0	0,022	0,12	0,245	0,363	0,468

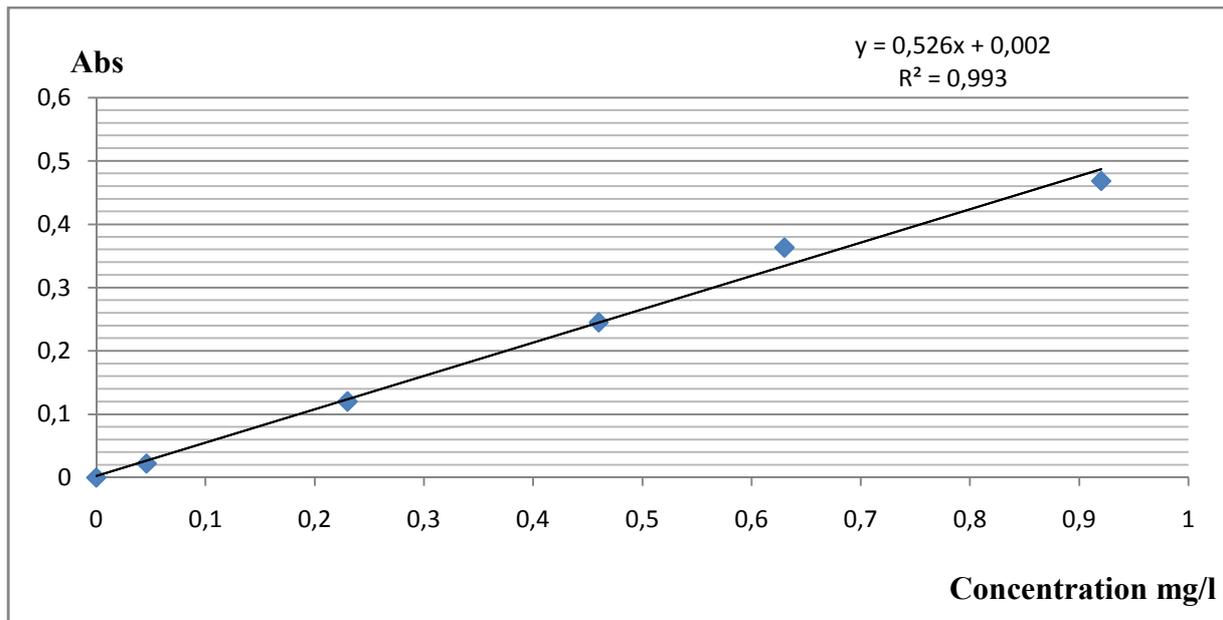


Figure N°6 : La courbe d'étalonnage des nitrites.

3 : Dosage des Sulfates :

-Méthode par turbidimétrie :

-Principe :

Le dosage des sulfates est basé sur la réaction en milieu acide, entre l'ion sulfate et le chlorure de baryum, qui conduit quantitativement à la formation de sulfate de baryum, sel très peu soluble :



-Etablissement de la courbe d'étalonnage :

Dans une série de fioles jaugées de 100ml, préparer les dilutions suivantes :

Tableau N°9 : préparation des étalons pour le dosage des sulfates.

Numéros des fioles	T	1	2	3	4
Solution étalon de sulfate 100mg/l (ml)	0	10	20	30	40
Eau distillée (ml)	100	90	80	70	60
Equivalent en mg/l de sulfate	0	10	20	30	40
Solution stabilisante (ml)	5	5	5	5	5
Chlorure de baryum (g)	0,4	0,4	0,4	0,4	0,4

-Mode opératoire :

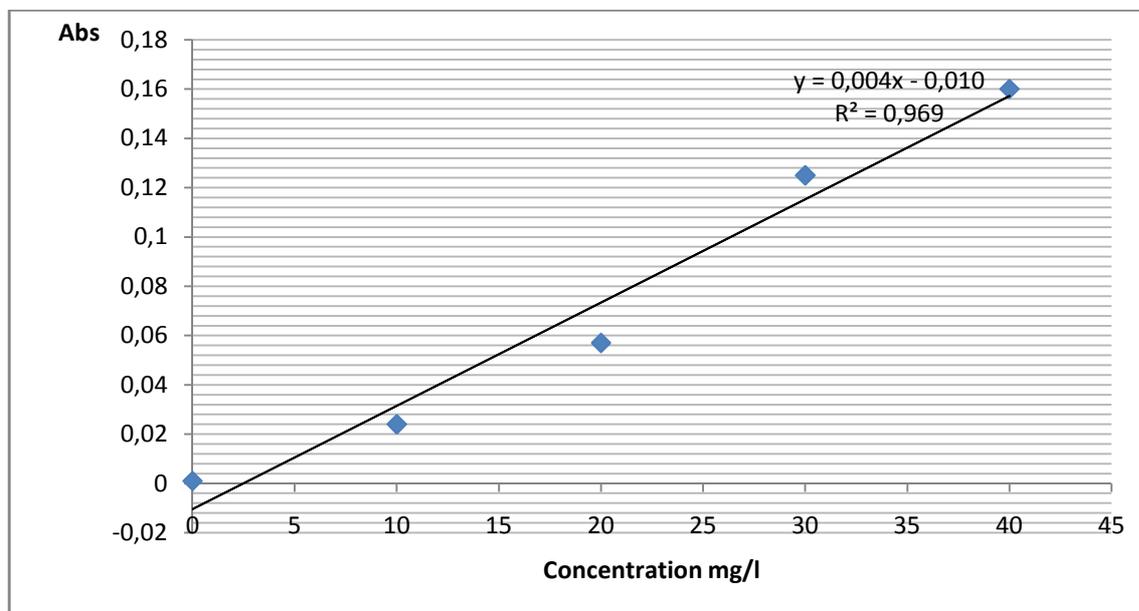
Dans un erlen de 250 ml placé sur un agitateur magnétique, verser 100 ml d'échantillon ou de solution étalon. Ajouter à la pipette 5ml de la solution stabilisante. Agiter ; la vitesse d'agitation devra être maintenue constante pendant toute la durée de l'expérience. Ajouter environ 0,4 g de BaCl₂ et agiter 1 minute, puis verser la suspension dans la cellule de mesure. Attendre 3 ou 4 minutes que la turbidité se développe, puis faire la lecture sur l'appareil, ne pas attendre plus de 10 minutes après l'addition de BaCl₂. Commencer par le témoin afin de pouvoir régler le 100% de transmission et faire la soustraction du témoin (Tardat-Henry et Beaudry, 1992).

-Expression des résultats :

Pour une prise d'essai de 100 ml, la courbe en figure N°7 donne directement la concentration en SO₄²⁻ exprimée en mg/l.

Tableau N°10 : Etablissement de la courbe d'étalonnage des sulfates.

Concentration (mg/l)	0	10	20	30	40
Abs	0,001	0,024	0,057	0,125	0,160

**Figure N°7** : La courbe d'étalonnage des sulfates

4 : Dosage de chlorures :**-La méthode de Mohr :****-Principe :**

Les chlorures sont dosés en milieu neutre par une solution titrée de nitrate d'argent en présence de chromate de potassium. La fin de la réaction est indiquée par l'apparition de la teinte rouge caractéristique du chromate d'argent.

-Mode Opératoire :

A 100 ml d'échantillon (ou à un volume V d'échantillon dilué à 100 ml) ajouter à la pipette 1 ml d'indicateur $K_2Cr_2O_7$ titrer par addition progressive de nitrate d'argent jusqu'à obtention d'une coloration à peine brunâtre ou, mieux, jusqu'à ce que la solution cesse d'être jaune citron. Pour chaque type d'eau étudiée faire ce dosage en double. Noter la chute de burette moyenne (Tardat-Henry et Beaudry, 1992).

-Expression des résultats :

$$Cl^- = N_{AgNO_3} \times V_{AgNO_3} / V_{Echantillon}$$

N : Normalité de $AgNO_3 = 0,01N$

V : Volume d'échantillon (ml).

V' : Volume d' $AgNO_3$ (ml).

II-1-7-2 : Indices biologiques:

Très schématiquement les communautés peuvent être étudiées en terme de structure, de composition ou sous un angle fonctionnel. L'impact au niveau de la structure des communautés est classiquement abordé à l'aide d'indices comme la richesse, l'abondance ou encore la diversité.

Au cours de cette étude, dans chaque station, une liste des taxons de macroinvertébrés a été faite, et nous avons principalement utilisé les indices de structure suivant :

-La richesse taxonomique S : nombre de taxons différents.

-L'abondance totale Q : l'effectif des taxons.

Les valeurs moyennes de chacun de ces indices ont été calculées.

-Composition taxonomique : Proportion des organismes appartenant à un groupe identifié S'exprime en pourcentage.

-Tolérance à la pollution : Nombre de taxons tolérants et intolérants ou proportions.

-Indice de Shannon : L'indice de diversité de SHANNON-WEAVER rend compte de la diversité des espèces qui composent les peuplements dans un milieu. Il établit le lien entre le nombre d'espèces et le nombre d'individus d'un même écosystème ou d'une même communauté.

On le calcule en utilisant la formule : $H' = -\sum [(n_i / N) \times \log_2 (n_i / N)]$, où H' représente la diversité spécifique, en bits/individu, Σ la somme des résultats obtenus pour chacune des espèces présentes, n_i l'effectif de l'espèce i , N le nombre total d'individus en considérant toutes les espèces et \log_2 le logarithme en base 2.

L'indice de diversité H prend des valeurs entre 0 et 5, un indice inférieur à 2 reflète un déséquilibre du milieu; par contre, des valeurs supérieures à 2 correspondent à une communauté plutôt stable.

-indice de piélou : L'évaluation de l'équitabilité (ou régularité) permet de comparer les diversités de deux peuplements ayant des nombres d'espèces différents. Elle constitue le rapport entre la répartition des taxons obtenus par l'indice de diversité de Shannon-Wiener (H') et une distribution fictive équitable de ces mêmes taxons. L'équitabilité varie de 0 à 1. Une équitabilité faible représente une dominance de quelques espèces. Il se calcule par la formule suivante : $E = H' / H_{max}$, $H_{max} = \log_2 (S)$.

-Indice Hilsenhoff (FBI): Il permet d'apprécier le degré de pollution d'un cours d'eau ; et est calculé à partir de la relation suivante (Hilsenhoff, 1988).

Selon le niveau d'identification atteint, l'indice Hilsenhoff prend différentes appellations :

HBI : cote de tolérance au genre

FBI : cote de tolérance à la famille

FBIv : cote de tolérance à la famille et autres, l'indice Hilsenhoff (HBI, FBI ou FBIv) se calcule comme suit :

$$\sum x_i t_i / n$$

x_i = nombre d'individus du i e taxon

t_i = tolérance du i e taxon

n = nombre d'individus composant l'échantillon

Plus le résultat est élevé, plus le milieu est susceptible d'être touché par un stress.

L'échelle d'interprétation des résultats obtenus pour le FBI est la suivante:

0,00 à 3,50 Excellente : sans pollution organique

3,51 à 4,50 Très bonne : légère pollution organique possible

4,51 à 5,50 Bonne : pollution organique probable

5,51 à 6,50 Moyenne : pollution organique assez substantielle

6,51 à 7,50 Plutôt mauvaise : pollution organique substantielle

7,51 à 8,50 Mauvaise : pollution organique très substantielle

8,51 à 10,00 Très mauvaise : pollution organique grave

II-1-7-3 : Analyse statistiques des résultats:

-Analyse en Composantes Principales (ACP):

Elle fait partie des analyses descriptives multivariées, et elle permet d'analyser des tableaux de données numériques quantitatives pour en réduire la dimensionnalité aux principaux facteurs d'interaction entre variables et en représenter graphiquement les interrelations.

L'Analyse en Composantes principales (ACP) a été effectuée par la procédure d'Analyse Factorielle de *SPSS* en utilisant la méthode d'extraction des composantes principales.

Cette analyse a été réalisée sur 21 variables physico-chimiques, biologiques et environnementales, mesurées sur neuf stations et trois dates d'échantillonnage, dans trois cours d'eau différents.

Chapitre III :

Résultats et

discussions

III-1- La physicochimie des eaux:

L'objectif de notre étude est de détecter les perturbations qui agissent sur les communautés aquatiques. Ces perturbations agissent d'abord sur la physico-chimie de l'eau et sur l'habitat des cours d'eau. Cependant, les mesures de ces variables (analyses physico-chimiques), fournissent une image ponctuelle des perturbations qui ont lieu dans les trois cours d'eau.

Les valeurs moyennes des analyses physico-chimiques des deux années d'étude ont été calculés, Les résultats dans l'oued Arkham, oued Bougdoura et oued Bouselam figurent respectivement dans les tableaux 11, 12 et 13.

Tableau N° 11: Les valeurs moyennes et les écart-types des variables physico-chimiques dans l'oued Arkham.

	Avant			Durant			Après		
	Octobre 2015/2016			Janvier 2016/2017			Mai 2016/2017		
	Ar1	Ar2	Ar3	Ar1	Ar2	Ar3	Ar1	Ar2	Ar3
Physicochimie									
Température (°C)	17 (1,41)	16 (1,41)	16 (0,7)	12,5 (4,94)	10,5 (6,36)	13,5 (2,12)	23 (4,24)	22,5 (3,53)	21,5 (4,94)
PH	8,3 (0,04)	8,2 (0,09)	8,22 (0,11)	8,29 (0,21)	8,16 (0,43)	8,23 (0,42)	8,03 (0,01)	8,57 (0)	8,18 (0,11)
Conductivité(ms/cm)	1,466 (0,06)	1,437 (0)	1,475 (0,03)	1,683 (0,17)	1,749 (0,20)	1,751 (0,20)	1,471 (0,03)	1,461 (0,02)	1,472 (0,01)
O2 (mg/l)	11 (1,41)	12 (1,41)	12,5 (0,70)	11,07 (0,09)	12,43 (0,46)	13,52 (0,87)	8 (0,70)	9,45 (0,63)	8,20 (0,14)
Cl⁻ (mg/l)	176 (5,65)	186 (7,07)	184 (2,82)	177,5 (24,74)	205 (1,41)	201,5 (6,36)	95,5 (7,77)	120 (14,14)	109 (1,41)
SO₄²⁻ (mg/l)	332 (16,97)	292 (5,65)	380 (14,14)	580 (190,91)	502 (18,38)	560 (35,35)	425 (106,06)	380 (14,14)	392,5 (17,67)
NO₃⁻ (mg/l)	0,67 (0,21)	1,72 (0,02)	1,36 (0,19)	1,66 (0,82)	1,53 (0,55)	1,470 (0,62)	1,44 (0,72)	1,63 (0,49)	1,725 (0,50)
NO₂⁻ (mg/l)	0,35 (0,05)	0,12 (0,04)	0,12 (0,02)	0,055 (0,03)	0,153 (0,04)	0,13 (0,04)	1,545 (0,65)	0,11 (0,02)	0,085 (0)

Tableau N° 12: Les valeurs moyennes et les écart-types des variables physico-chimiques dans l'oued Bougdoura.

	Avant			Durant			Après		
	Octobre 2015/2016			Janvier 2016/2017			Mai 2016/2017		
	Bg1	Bg2	Bg3	Bg1	Bg2	Bg3	Bg1	Bg2	Bg3
Physicochimie									
Température (°C)	16,5 (0,70)	15,5 (0,70)	12,5 (3,53)	10,5 (0,70)	10 (2,82)	11 (4,24)	19 (1,41)	22,5 (0)	21 (1,41)
PH	7,92 (0,11)	7,76 (0,19)	8,14 (0,14)	7,68 (0,25)	7,54 (0,19)	7,26 (0,22)	7,56 (0,65)	7,83 (0,18)	8,06 (0,07)
Conductivité(ms/cm)	1,608 (0,14)	1,653 (0,07)	1,642 (0,02)	1,706 (0,05)	1,737 (0,03)	1,749 (0,13)	1,637 (0,07)	1,392 (0,13)	1,399 (0,12)
O2 (mg/l)	7,52 (1,01)	8,85 (0,07)	10,02 (0,18)	3,42 (0,39)	5,17 (0,18)	3,10 (0,14)	3,36 (0,22)	6,32 (0,31)	6,72 (0,02)
Cl⁻ (mg/l)	212,6 (5,65)	220,1 (10,04)	166,67 (81,07)	245,5 (36,06)	393,5 (211,4)	355 (165,4)	192,5 (16,26)	188,5 (44,54)	161 (5,65)
SO₄²⁻ (mg/l)	352,5 (3,53)	268,5 (51,61)	274,75 (25,1)	310 (56,56)	306,5 (101,11)	265 (110,3)	330 (14,14)	243,5 (51,61)	257,5 (102,53)

NO₃⁻ (mg/l)	0,9 (0,32)	3,525 (0,67)	2,15 (0,91)	2,335 (2,92)	0,49 (0,01)	0,64 (0,25)	0,27 (0,09)	3,815 (0,40)	3,69 (0,40)
NO₂⁻ (mg/l)	0,765 (0,72)	0,545 (0,41)	0,64 (0,50)	0,425 (0,13)	0,57 (0,18)	1,66 (0,31)	0,62 (0,56)	1,4 (0,56)	1,55 (0,51)

Tableau N° 13: Les valeurs moyennes et les écart-types des variables physico-chimiques dans l'oued Bousselam.

	Avant Octobre 2015/2016			Durant Janvier 2016/2017			Après Mai 2016/2017		
	Bs1	Bs2	Bs2	Bs1	Bs2	Bs3	Bs1	Bs2	Bs3
Physicochimie									
Température (°C)	16 (2,83)	23,5 (4,95)	25 (1,41)	9,5 (4,95)	22,5 (4,95)	21,5 (3,54)	18 (1,41)	32 (5,66)	32,5 (3,53)
PH	8,25 (0,28)	6,86 (0,07)	7 (0,58)	8,46 (0,03)	6,93 (0,15)	6,96 (0,08)	7,84 (1,02)	6,70 (0,07)	7,04 (0,08)
Conductivité (ms/cm)	1,511 (0,06)	14,055 (0,12)	17,02 (3,93)	1,566 (0,04)	14,92 (0,43)	14,56 (1,50)	1,543 (0,03)	17,69 (10,88)	19,03 (9,12)
O₂ (mg/l)	9,40 (0,11)	7,62 (0,31)	7,6 (0,54)	11,7 (0,99)	7,98 (0,1)	6,96 (0,65)	6,75 (0,07)	4,39 (0,39)	5,41 (0,47)
Cl⁻ (mg/l)	161,4 (21,99)	5005,5 (1154,7)	6272,6 (3328,1)	193 (21,21)	6851,5 (1405,0)	6922,5 (1757,16)	146,5 (61,51)	6006 (3951,3)	7081,5 (2370,9)
SO₄²⁻ (mg/l)	352,5 (10,6)	781,25 (26,51)	681,25 (150,26)	405 (113,14)	981 (62,22)	1012,5 (159,1)	330 (0)	578,5 (12,02)	632,5 (95,46)
NO₃⁻ (mg/l)	0,355 (0,08)	0,25 (0,03)	0,27 (0,03)	0,45 (0,28)	2,39 (2,27)	2,18 (2,14)	0,825 (0,11)	0,62 (0,14)	0,54 (0,29)
NO₂⁻ (mg/l)	0,06 (0,03)	0,07 (0,03)	0,1 (0,03)	0,515 (0,54)	0,195 (0,11)	0,19 (0,11)	1,013 (0,01)	0,045 (0,03)	0,48 (0,59)

La comparaison des résultats au niveau des 9 stations étudiés dans les trois cours d'eau à permis de déceler des concentrations élevées des teneurs des chlorures (Cl⁻), sulfates (SO₄²⁻) et conductivité électrique (Cond) et la salinité durant la période oléicole dans les points de rejet et en aval.

III-1-1: La température:

Dans l'oued Arkham, les températures enregistrées (figure 8) oscillent entre 12,5°C (station Ar1) et 3,5 °C (station Ar3) en période humide (durant la période oléicole), entre 23°C (stations Ar1) et 21,5°C (stations Ar3) en période sèche (après la période oléicole) et entre 17°C (station Ar1) et 16°C (station Ar2, Ar3) avant la période de récolte.

Ces variations de température suivent celles du climat de la région.

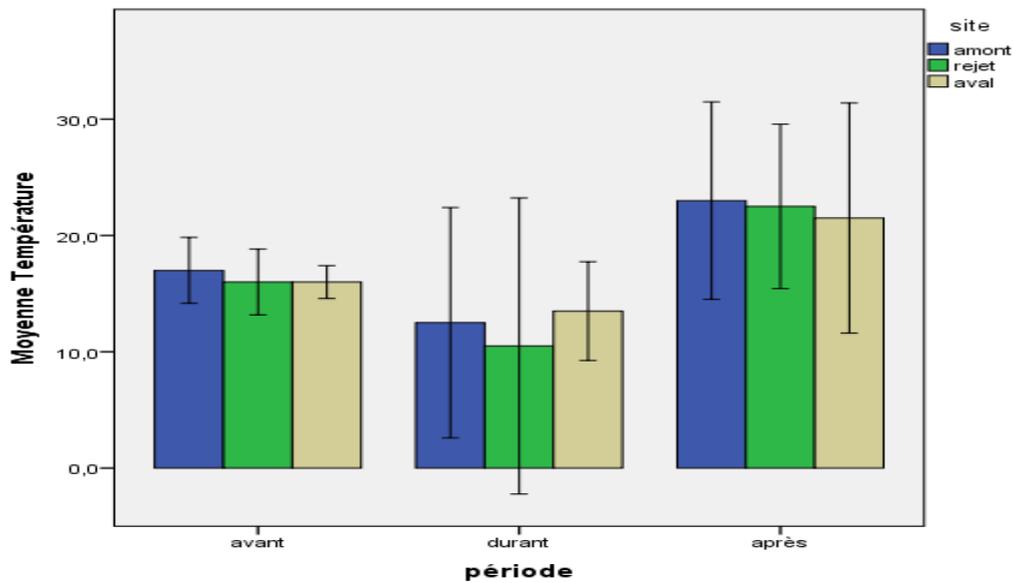


Figure N°8 : variation de la température durant les campagnes de prélèvement dans l’oued Arkham.

Dans l’oued Bougdoura, la température décroît de l’amont vers l’aval avant la période oléicole (mois d’octobre), et suit un gradient croissant après la période oléicole. La valeur minimale (10°C) est enregistrée dans la station Bg2 durant la période oléicole (figure 9).

Les variations de la température de l’eau dans ce cours d’eau dépend des variations climatiques.

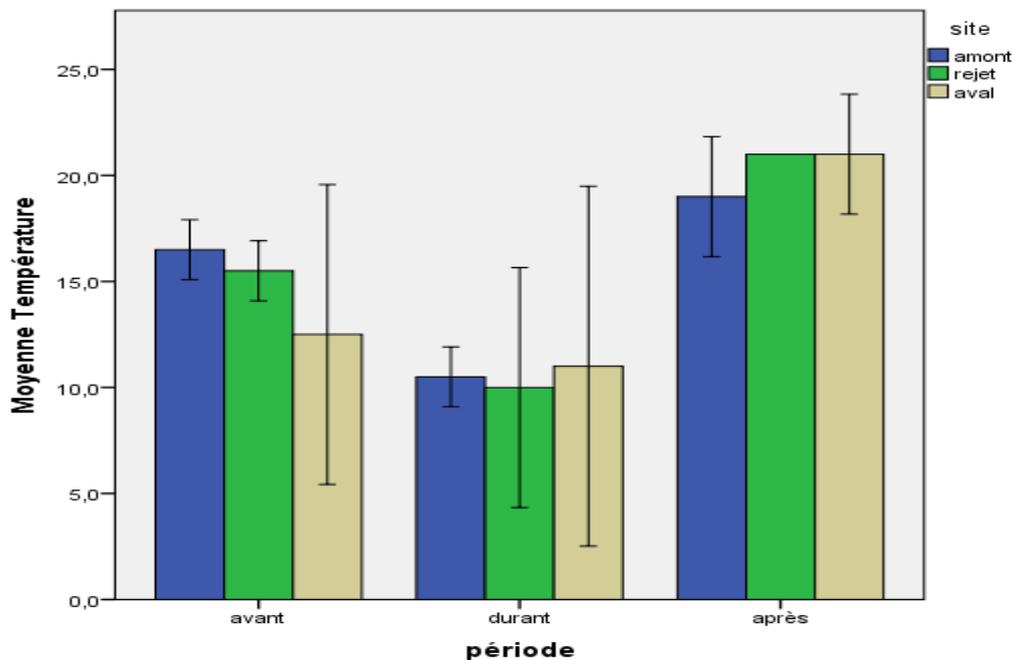


Figure N°9 : variation de la température durant les campagnes de prélèvement dans l’oued Bougdoura

Des fortes variations de température de l'amont vers l'aval sont observées dans l'oued Bousselam au niveau des stations Bs2 et Bs3 dues essentiellement à la confluence de l'oued avec la station thermale de Hammam sidi Yahia.

Les valeurs maximale est enregistrés après la période oléicole dans les stations Bs2 et Bs3 (32°C et 32,5°C) (figure 10).

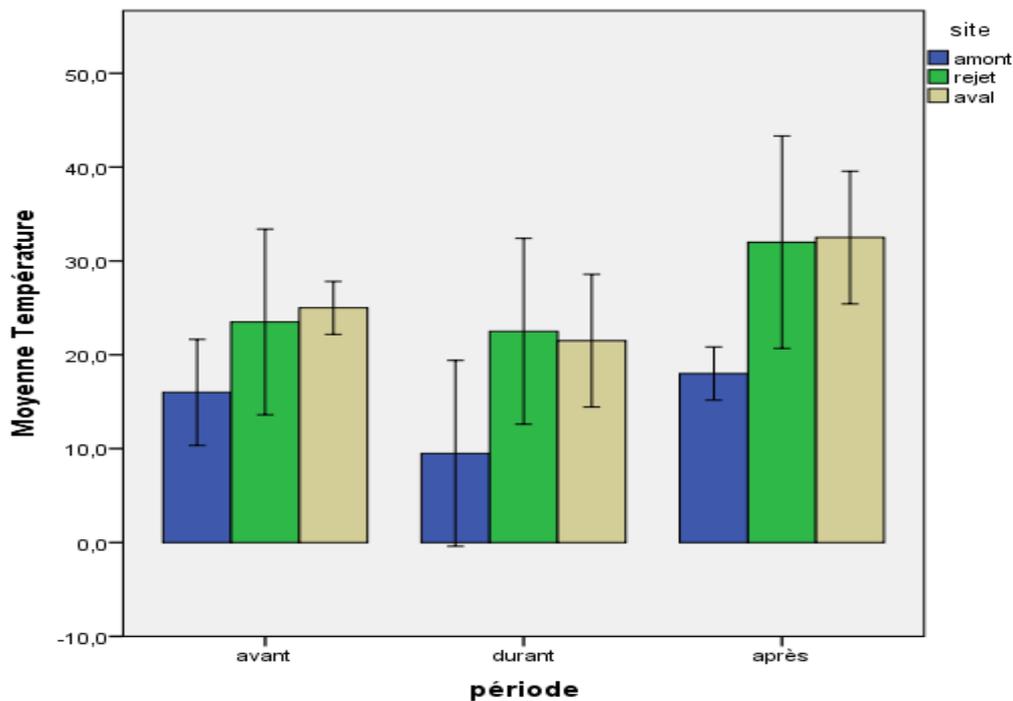


Figure N°10: variation de la température durant les campagnes de prélèvement dans l'oued Bousselam.

III-1-2: Le PH:

Les valeurs moyennes du PH dans l'oued Arkham durant les trois périodes varient respectivement entre 8,03 et 8,57 (figure 11), ces valeurs sont légèrement basiques.

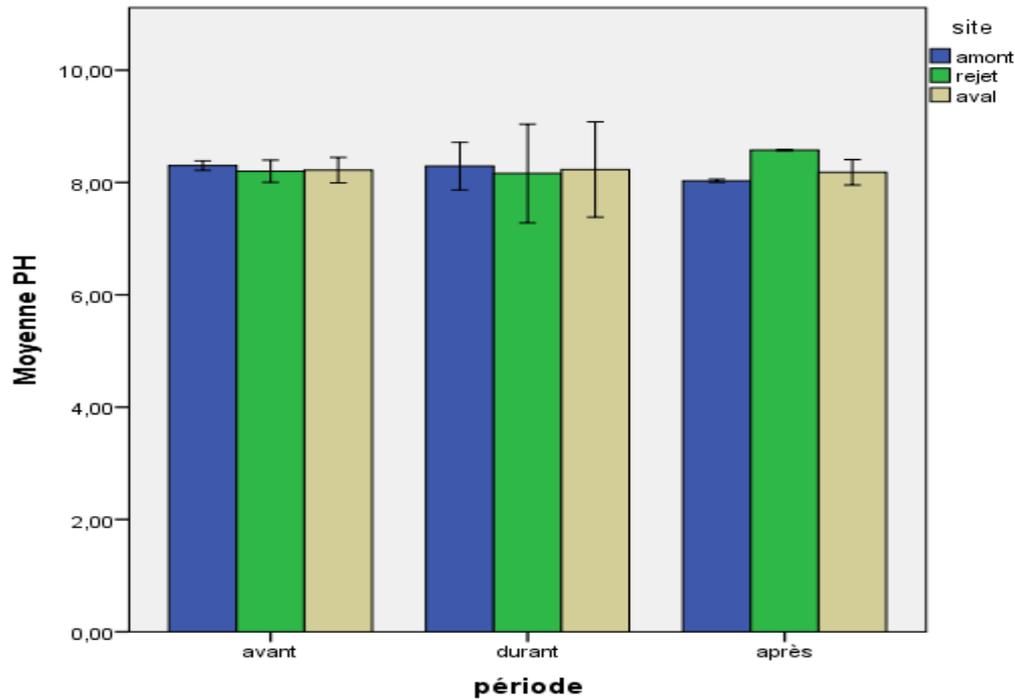


Figure N°11 : variation de PH durant les campagnes de prélèvement dans l’oued Arkham

Les valeurs observées révèlent que le PH est légèrement neutre à alcalin dans toutes les stations de l’oued Bougdoura, le PH varie entre 7,76 dans la station Bg2 et 8,14 dans la station Bg3 durant le mois d’octobre (avant la période oléicole).

Un décroissement des valeurs de PH est enregistré durant la période oléicole, avec des variations faibles (une valeur minimale de 7,26 dans la station située en aval des rejets Bg3) (figure 12), cela nous explique un volume important des effluents déversés qui sont caractérisés par leur acidité ; selon la littérature, l’acidité des margines est une caractéristique commune de cet effluent liquide (Achak et al, 2009; Martinez-Garcia et al, 2009).

En effet, après la période oléicole, le pH a tendance à augmenter de l’amont vers l’aval pour atteindre sa valeur maximale dans la station Bg3 (PH=8,06).

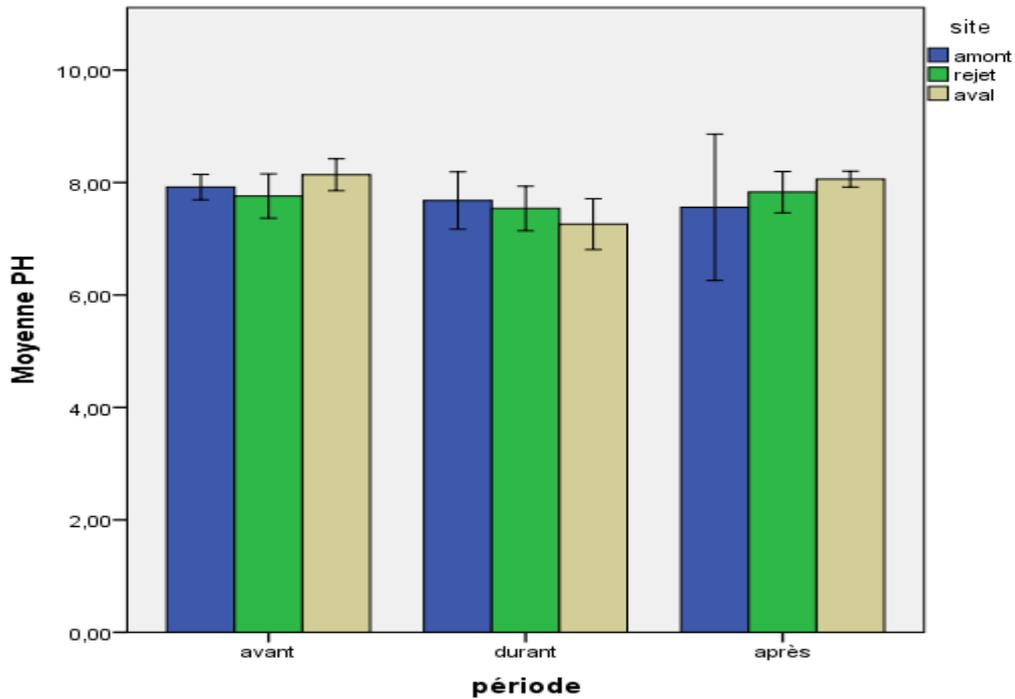


Figure N°12 : variation de PH durant les campagnes de prélèvement dans l’oued Bougdoura.

Dans l’oued Bousselam les valeurs de PH sont basiques dans les stations Bs1, et légèrement neutre dans les stations Bs2 et Bs3 (6,70 à 7,04) durant les trois périodes. Des variations faibles de PH sont enregistrées pendant la période oléicole, une valeur minimale de PH 6,70 dans la station Bs2 est enregistré après la période oléicole (figure 13), cela est du aux rejets de la station thermique.

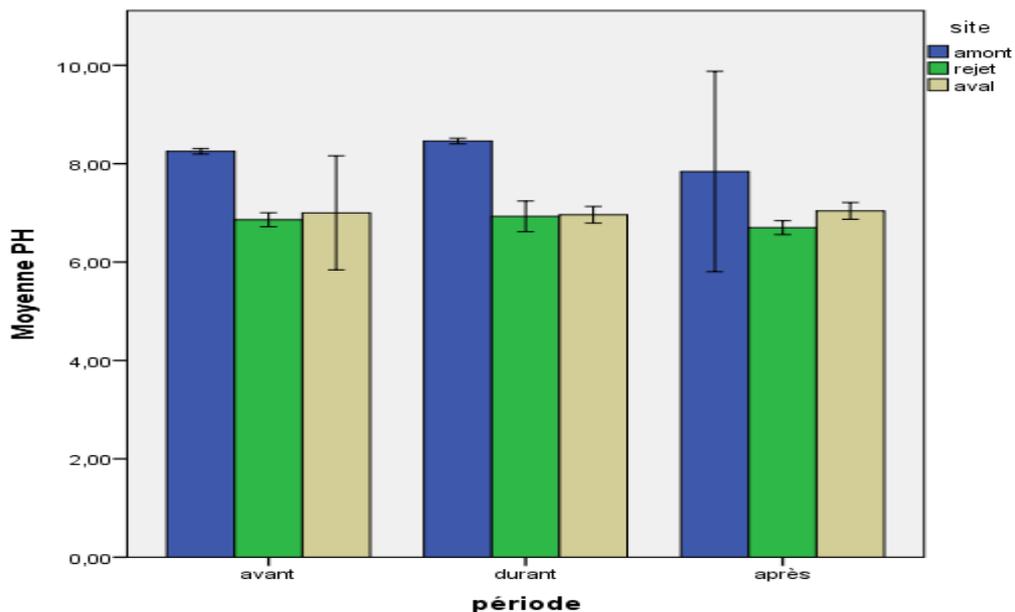


Figure N°13 : variation de PH durant les campagnes de prélèvement dans l’oued Bousselam.

III-1-3: La conductivité électrique :

Les valeurs les plus élevées de la conductivité ont été enregistrées durant la période oléicole dans l'oued Arkham et l'oued Bougdoura (figure 14,15) et après la période oléicole dans l'oued bousselam (figure 16).

Dans l'oued Arkham, elles atteignent des valeurs maximales: 1,749 ms/cm et 1,751 ms/cm dans les stations Ar2 et Ar3 (figure 14), Ces valeurs reflètent la teneur élevée en sels présents dans ces eaux durant la période oléicole.

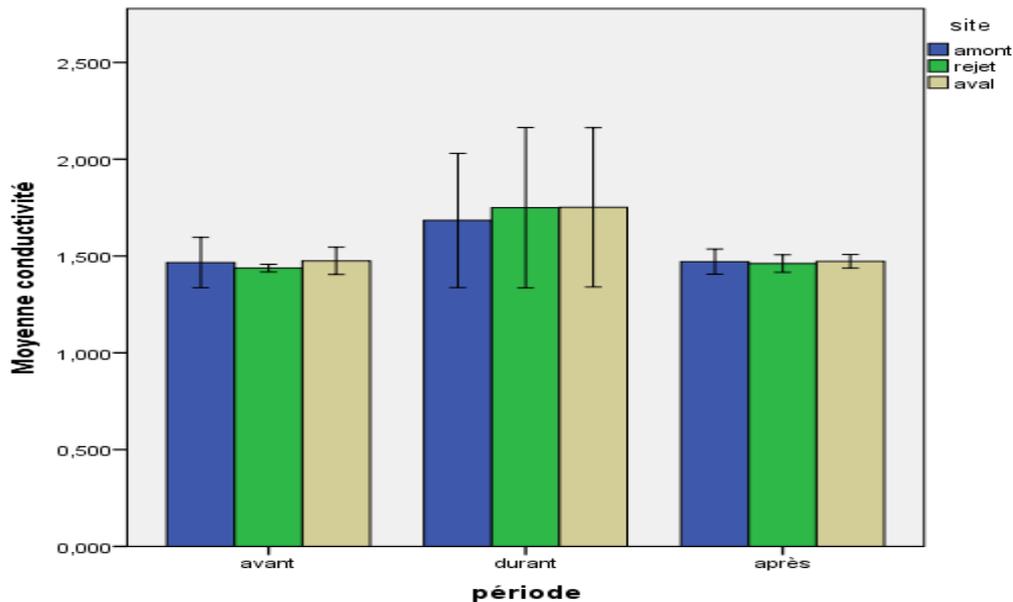


Figure N° 14: variation de la conductivité électrique durant les campagnes de prélèvement dans l'oued Arkham.

Les valeurs moyennes enregistrées dans l'oued Bougdoura, montrent des variations importantes. Elles fluctuent entre 1,737ms/cm à la station Bg2 et 1,749ms/cm à la station Bg3 en période oléicole, Les rejets oléicoles expliquent ces valeurs élevées dans ces stations (figure 15).

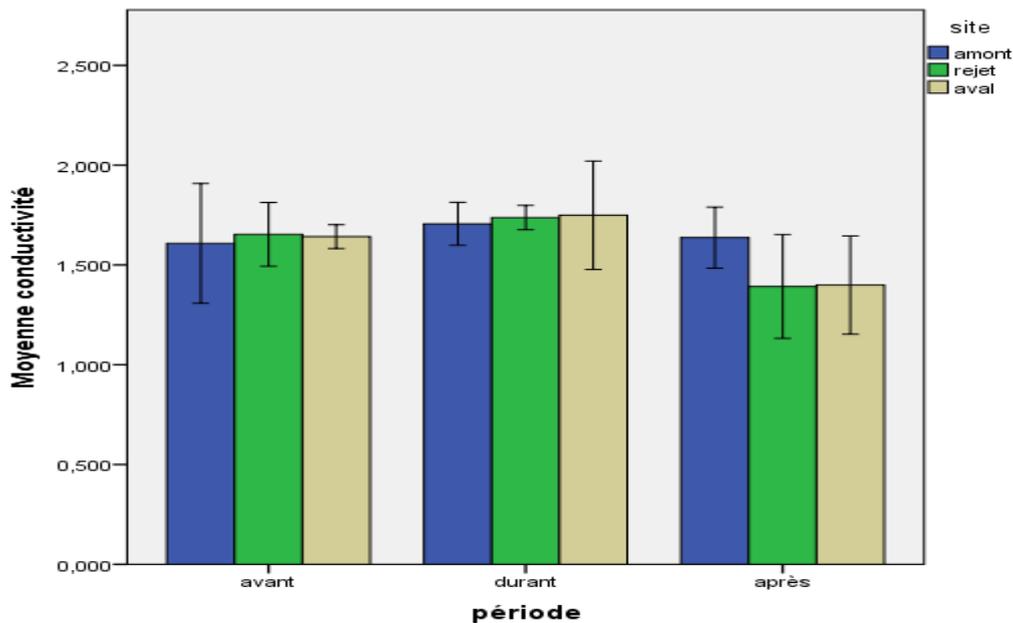


Figure N° 15: variation de la conductivité électrique durant les campagnes de prélèvement dans l’oued Bougdoura.

Dans l’oued Bousselam, les valeurs de la conductivité restent stables durant les trois campagnes de prélèvement au niveau de la station Bs1 (1,511 ms/cm à 1,566 ms/cm).

Des variations très importantes sont enregistrées dans les stations Bs2 et Bs3 avant la période oléicole (mois d’octobre) suite aux rejets de la station thermique. Une augmentation de ces valeurs durant la période oléicole au point de rejet et en aval (Bs2 et Bs3), indiquant une minéralisation excessive en lien avec les rejets liquides des huileries.

La valeur maximale est de 19,03 ms/cm en Bs3 après la période oléicole (figure 16), cette valeur s’explique par les fortes températures enregistrées au niveau de cette station en marquant 32.5°C (figure 10).

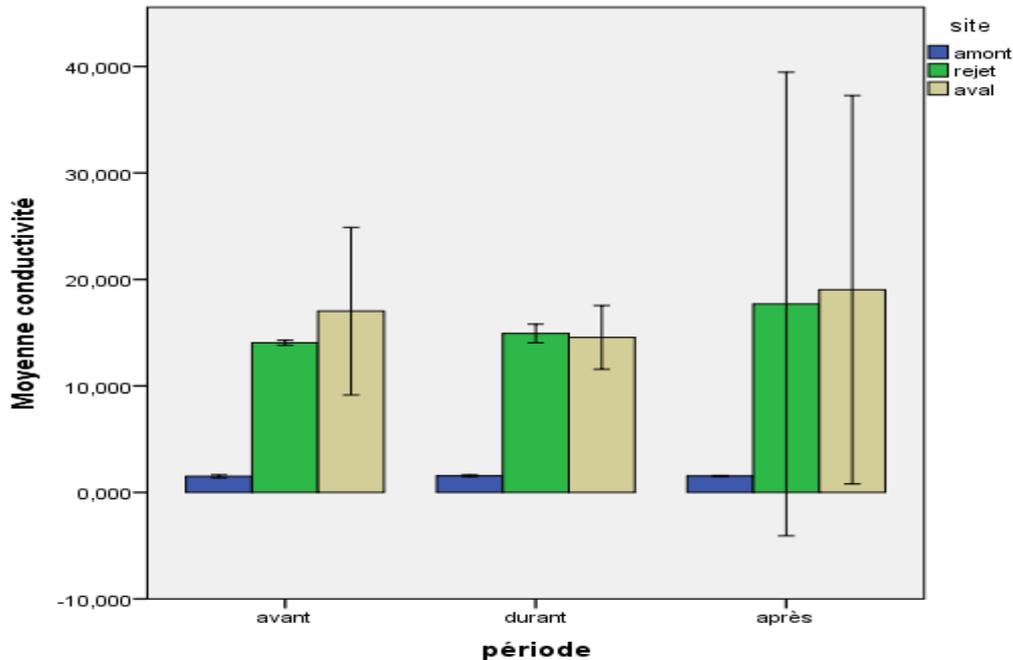


Figure N°16: variation de la conductivité électrique durant les campagnes de prélèvement dans l'oued Bousselam.

III-1-4 : L'oxygène dissous :

Dans l'oued Arkham, l'évolution saisonnière de l'oxygène dissous montre des concentrations plus élevées en période oléicole que celles des deux autres périodes, En effet, les teneurs enregistrées avant la période oléicole (figure 17) varient entre 11 mg/l (Ar1) et 12 mg/l (Ar2) et entre 12,5 mg/l (Ar3).

Les teneurs les plus faibles en oxygène sont observées après la période oléicole au niveau des stations Ar1 et Ar2, pendant le mois de mai, le réchauffement de l'eau et le faible débit de l'oued provoquent une diminution de la dissolution de l'oxygène dissous, aggravée par une augmentation de la consommation de l'oxygène par les organismes vivants dans l'oued et une chute de la vitesse des vents.

Tandis que les teneurs les plus élevées sont observées au niveau des stations Ar1, Ar2 et Ar 3 durant la période oléicole (figure 17), Ceci est essentiellement dû à la diminution de la température de l'eau; car une eau froide contient une plus grande quantité d'oxygène dissous qu'une eau chaude (Lescot 2017), et aux fortes vitesses des vents qui engendrent un brassage continue de la masse d'eau et par conséquent un enrichissement de la phase dissoute en oxygène dissous pendant la saison hivernale. Le débit important enregistré durant la période de pluie peut aussi augmenter l'échange de l'oxygène avec l'atmosphère et faciliter ainsi la circulation de l'air et par la suite influencer la concentration en oxygène dissous.

Il faut tout de même signaler que ces stations (Ar1, Ar2 et Ar3) sont inféodées par un important couvert végétal de macrophytes et d'algues ce qui explique la grande disponibilité en oxygène dissous.

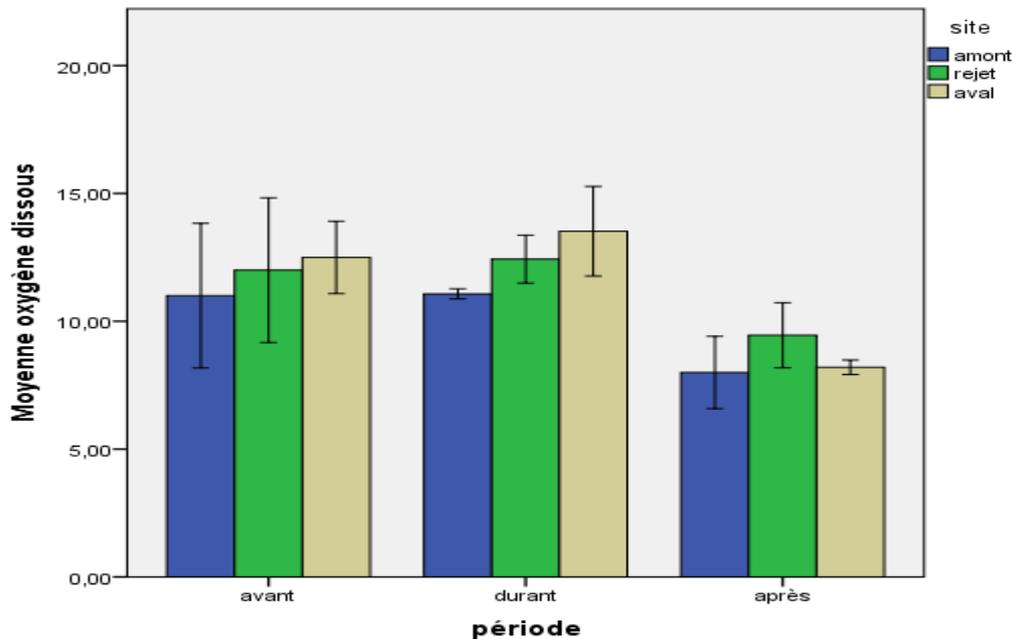


Figure N°17: variation de l'O₂ durant les campagnes de prélèvement dans l'oued Arkham.

-Globalement, le régime de l'oxygène dissous avant la période oléicole dans l'oued Bougdoura est non déficitaire; le phénomène d'auto-épuration a lieu ce qui permet d'enrichir le taux d'oxygène dissous.

Cependant, Les faibles teneurs en oxygène dissous observées en période oléicole aux stations Bg1, Bg2 et Bg3 (3,42mg/l, 5,17 mg/l et 3,10mg/l respectivement) sont dues à la charge organique des rejets urbains émanant de la ville de Draa El Mizan sans aucun traitement préalable et cela au niveau de la station Bg1 ; dans les stations Bg2 et Bg3 ce déficit en oxygène est due essentiellement au rejets oléicoles qui sont des effluents caractérisé par leur forte charge organique, L'oxygène dissous se réduit par l'activité des bactéries en décomposant la matière organique présente.

Après la période oléicole l'impact des rejets urbains et le non fonctionnement de la station d'épuration au niveau de la station Bg1 est très perceptible sur le régime de l'oxygène, de faibles teneurs d'oxygénation (3,36 mg/l dans la station Bg1), et des valeurs moyennes enregistrées dans les stations Bg2 et Bg3, elles fluctuent entre 6,32 mg/l et 6,72 mg/l (figure 18).

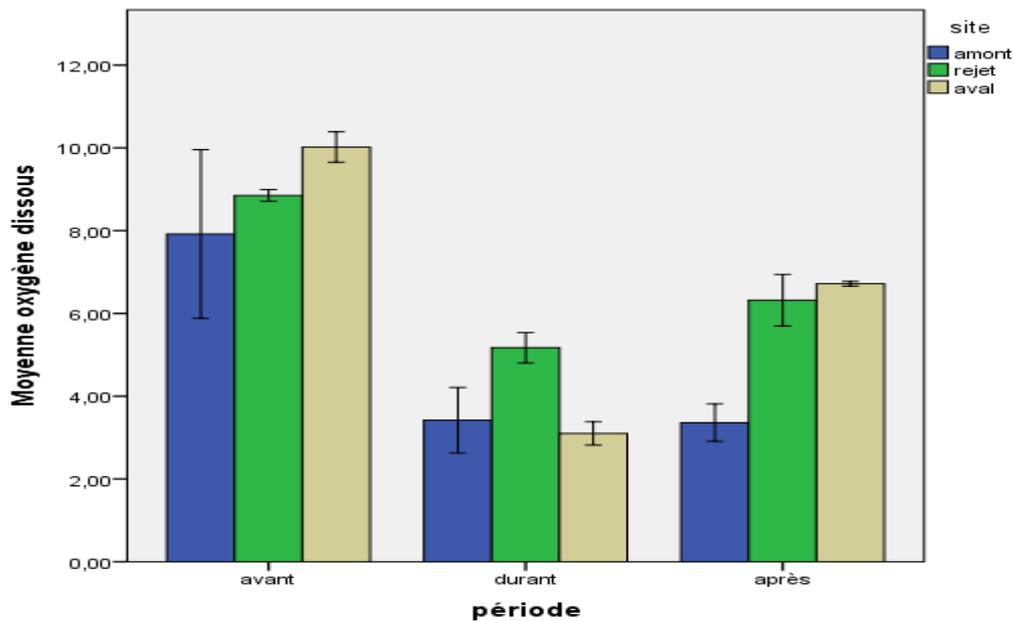


Figure 18: variation de l'O₂ durant les campagnes de prélèvement dans l'oued Bougdoura.

-Dans l'oued Bousselam une forte oxygénation est enregistrée en Bs1 durant la période oléicole (11,7 mg/l), l'oxygène dissous suit un décroissement d'amont vers l'aval qui atteint 6,96 mg/l en Bs3, la dilution s'explique ces faibles variations.

Des faibles valeurs sont enregistrées après la période oléicole en Bs2 et Bs3, on estime que la station thermale du hammam sidi yahia subit une chute de l'oxygénation dans ces stations (figure 19). Cela s'explique qu'une eau chaude contient moins d'oxygène qu'une eau froide.

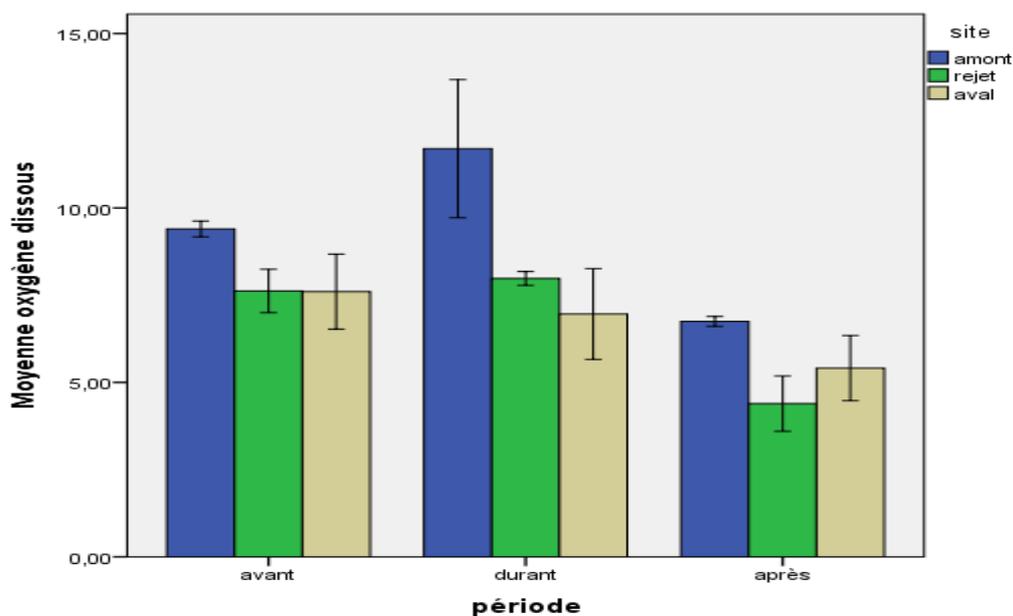


Figure 19: variation de l'O₂ durant les campagnes de prélèvement dans l'oued Bousselam.

III-1-5: Sels minéraux:

III-1-5-1: Les chlorures:

Les teneurs des chlorures sont plus importantes durant la période oléicole dans les points de rejets et aval dans les trois cours d'eau.

L'évolution de ces concentrations dans l'oued Arkham montre que la station Ar2 enregistre la valeur la plus élevée durant le mois de janvier (205 mg/l). Pendant le mois de mai nous avons enregistré une diminution de ces concentrations (figure 20).

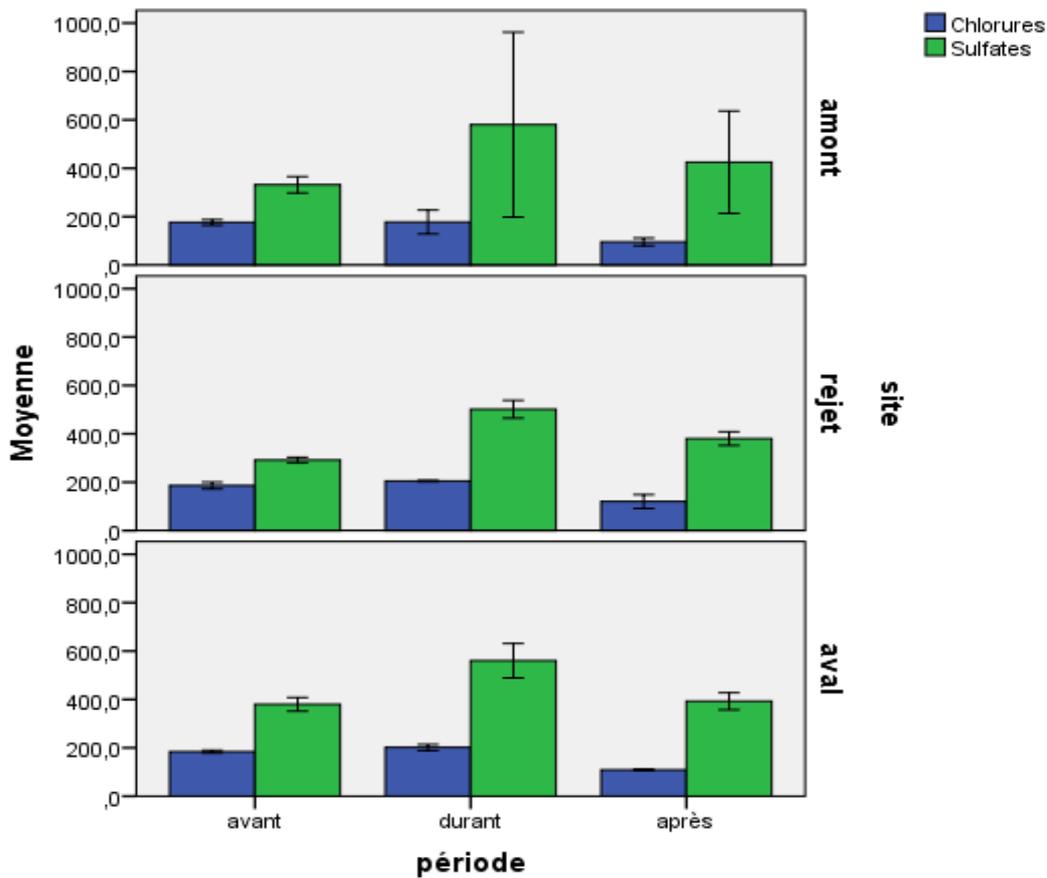


Figure N°20 : variation des chlorures et des sulfates durant les campagnes de prélèvement dans l'oued Arkham.

Les résultats obtenus dans l'oued Bougdoura déterminent respectivement des concentrations importantes dans les stations Bg2 et Bg3 (393,5 mg/l, 355mg/l) durant la période oléicole, La concentration des margines montre une dominance des chlorures de sodium, à cause de l'utilisation excessive du sel commercial très riche en chlorure de sodium, pour la conservation des olives avant leur trituration. Par contre durant le mois de mai ces

concentrations suivent un décroissement jusqu'au 161 mg/l au niveau de la station Bg3 (figure 21).

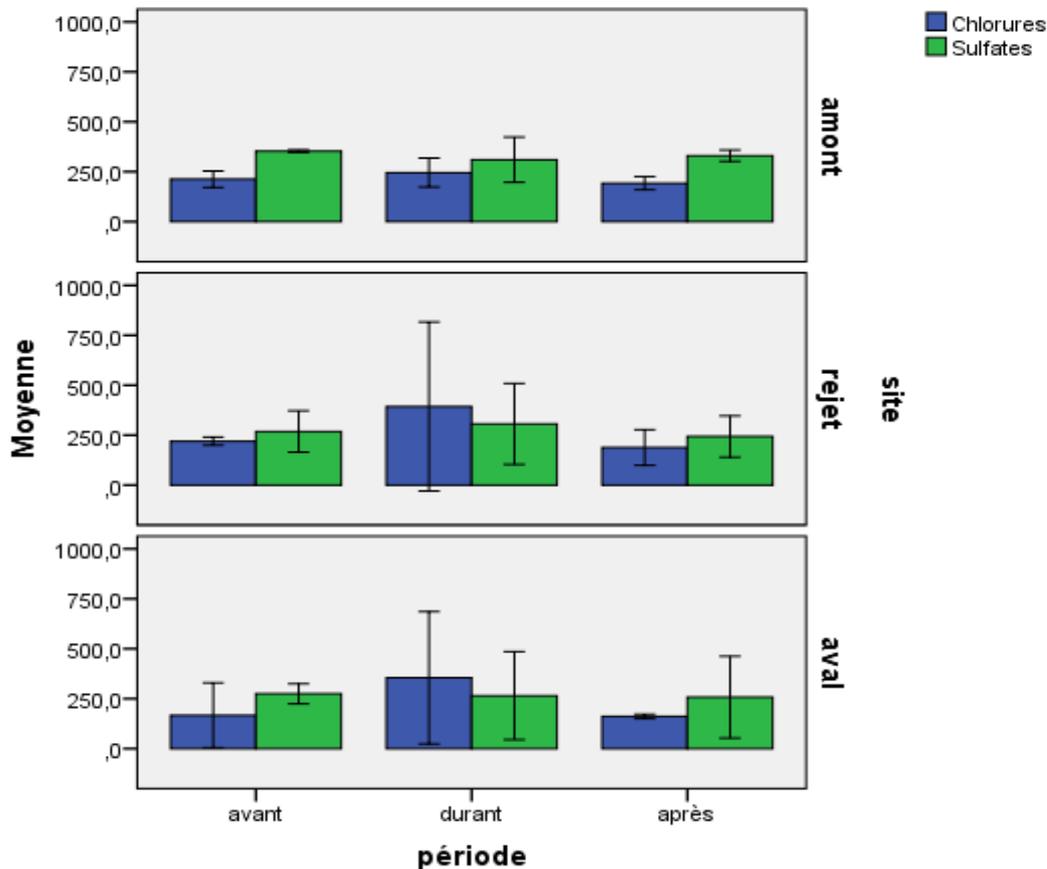


Figure N°21 : variation des chlorures et des sulfates durant les campagnes de prélèvement dans l'oued Bougdoura.

Dans l'oued Bousselam et durant la période oléicole, la valeur minimale est enregistrée dans la partie amont de l'oued (figure 22) (Bs1 : 193 mg/l) et des valeurs maximales sont observées au niveau des stations Bs2, Bs3 localisées respectivement au point de rejet des huileries et en aval (6851,5 mg/l et 6922,5). Cette évolution indique la contribution d'un apport anthropique qui est les rejets de la station thermique et les rejets des huileries.

Des concentrations des chlorures très élevées sont enregistrées après la période oléicole dans les stations Bs2 et Bs3 (6006 mg/l et 6922,5 mg/l).

Le déversement des eaux thermales réchauffe les eaux de l'Oued et explique les valeurs maximales des chlorures enregistrées. Cette augmentation brusque pourrait avoir un impact sur la qualité des eaux et donc sur la vie aquatique en aval.

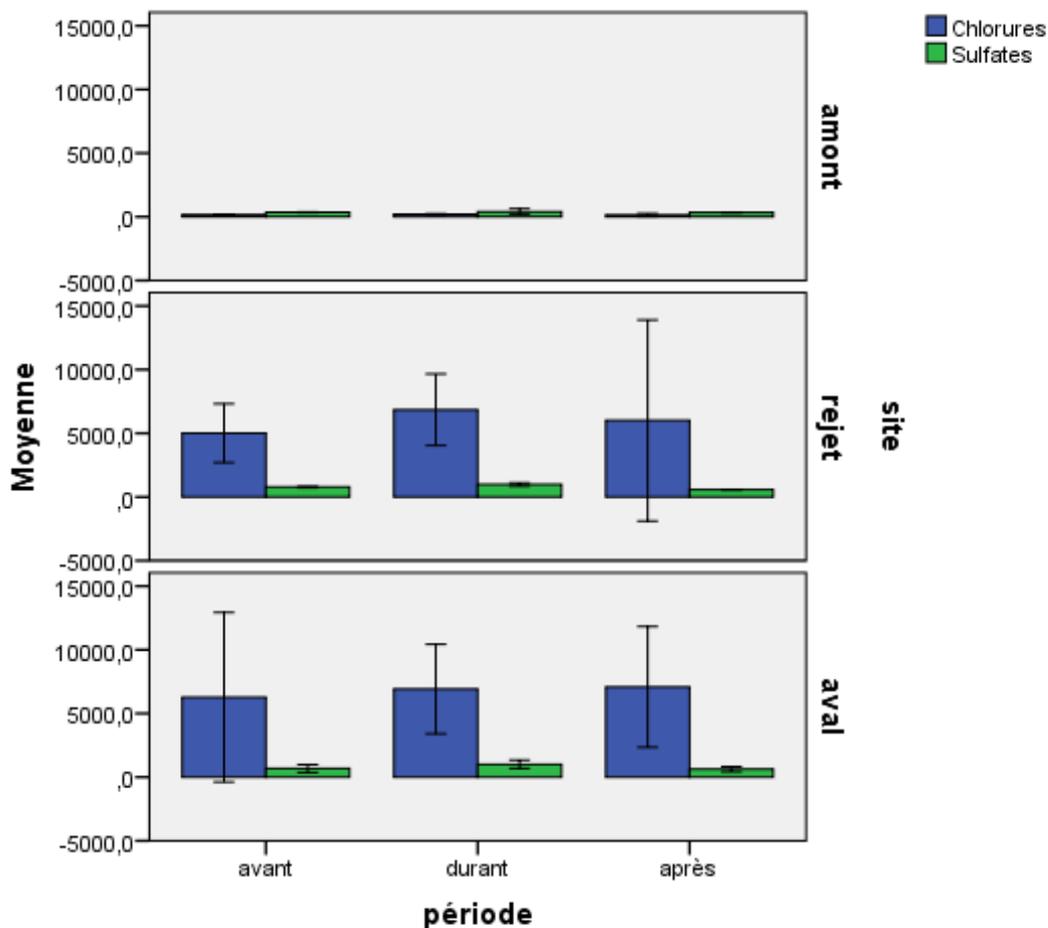


Figure N°22 : variation des chlorures et des sulfates durant les campagnes de prélèvement dans l’oued Bouselam.

III-1-5-2 : Les sulfates :

Les sulfates ont connu la même évolution des concentrations que les chlorures et la conductivité durant la période oléicole dans l’oued Bougdoura et l’oued Bouselam.

Dans l’oued Arkham les valeurs les plus élevées sont enregistrées respectivement dans les stations Ar1, Ar2 et Ar3 (580 mg/l, 502 mg/l et 560 mg/l) (figure 20). Dans l’oued Bougdoura, les concentrations des sulfates enregistre les mêmes variations avant et après la période oléicole. Un gradient décroissant de l’amont vers l’aval est enregistré durant la période oléicole. La valeur la plus élevée est enregistré au niveau de la station Bg2 (306,5mg/l) (figure 21) suite aux rejets des huileries.

Dans l’oued Bouselam, la concentration des sulfates augmente durant la période oléicole. Les valeurs enregistrés dans les stations Bs2 et Bs3 sont très importantes, atteignent respectivement (981mg/l, 1012,5 mg/l) durant le mois de janvier (figure 22).

Comparativement aux valeurs enregistrés durant la période oléicole, les concentrations obtenues dans les points de rejet et en aval connue une diminution importante de la concentration de ce paramètre après cette période (campagne de prélèvement en mois de mai). Les eaux thermales de la source hammam sidi yahia (riche en chlorures et en sulfates) pourraient être à l'origine des ces fluctuations.

Les concentrations importantes des sulfates et l'accumulation de la matière organique, corrélée à une chute brutale des concentrations en oxygène dissous, provoque la prolifération des bactéries sulfato-réductrices. Il apparaît alors une surproduction de sulfures (Mudryk et al. 2000) dans le sédiment, qui peut aboutir à une crise dystrophique. Ces bactéries sont capables de dégrader complètement les composés organiques jusqu'à la formation de CO₂ et assurent ainsi l'oxydation terminale de la matière organique dans les milieux anoxiques réduits, en utilisant les sulfates comme accepteurs finaux d'électrons (Jorgensen et Fenchel, 1974).

Les concentrations de la conductivité, les chlorures et les sulfates évoluent parallèlement, des fortes concentrations enregistrées due à l'utilisation des sels pour la conservation des olives, Ce sont des paramètres qui déterminent une pollution minérale des eaux.

III-1-6: Sels nutritifs:

Les teneurs en nitrate et en nitrite enregistrés durant les trois campagnes de prélèvement dans les trois cours d'eau demeurent faibles et moins importantes (figure 23, 24 et 25).

III-1-6-1: Les nitrates:

Dans l'oued Arkham, la concentration la plus élevée est enregistrée dans la station Ar3 en mois de mai qui atteint 1,725 mg/l, elle est comprise entre 0,36 mg/l et 1,725 mg/l durant les mois d'octobre et mai ce que nous explique le phénomène naturelle d'autoépuration de ces cours d'eau. Une légère diminution est observée durant la période oléicole dans les stations Ar2, atteint la valeur 1,53 mg/l (figure 23).

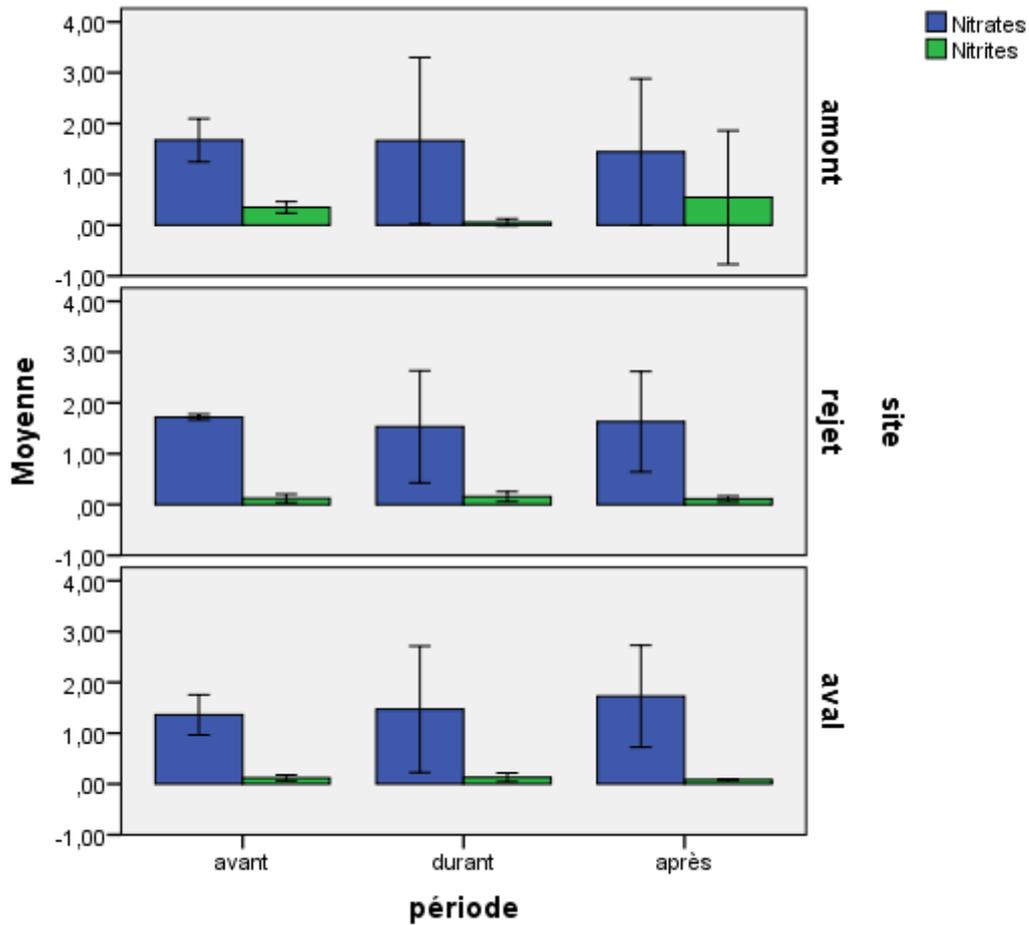


Figure N°23 : variation des nitrates et des nitrites durant les campagnes de prélèvement dans l'oued Arkham.

-Dans l'oued Bougdoura, une diminution importante de la concentration des nitrates est enregistré dans les stations Bg2 et Bg3 durant la période de récolte comparativement aux résultats obtenus durant le mois d'octobre et de mois de mai. Une valeur faible est enregistrée dans le point de rejet direct (0,49 mg/l) (figure 24).

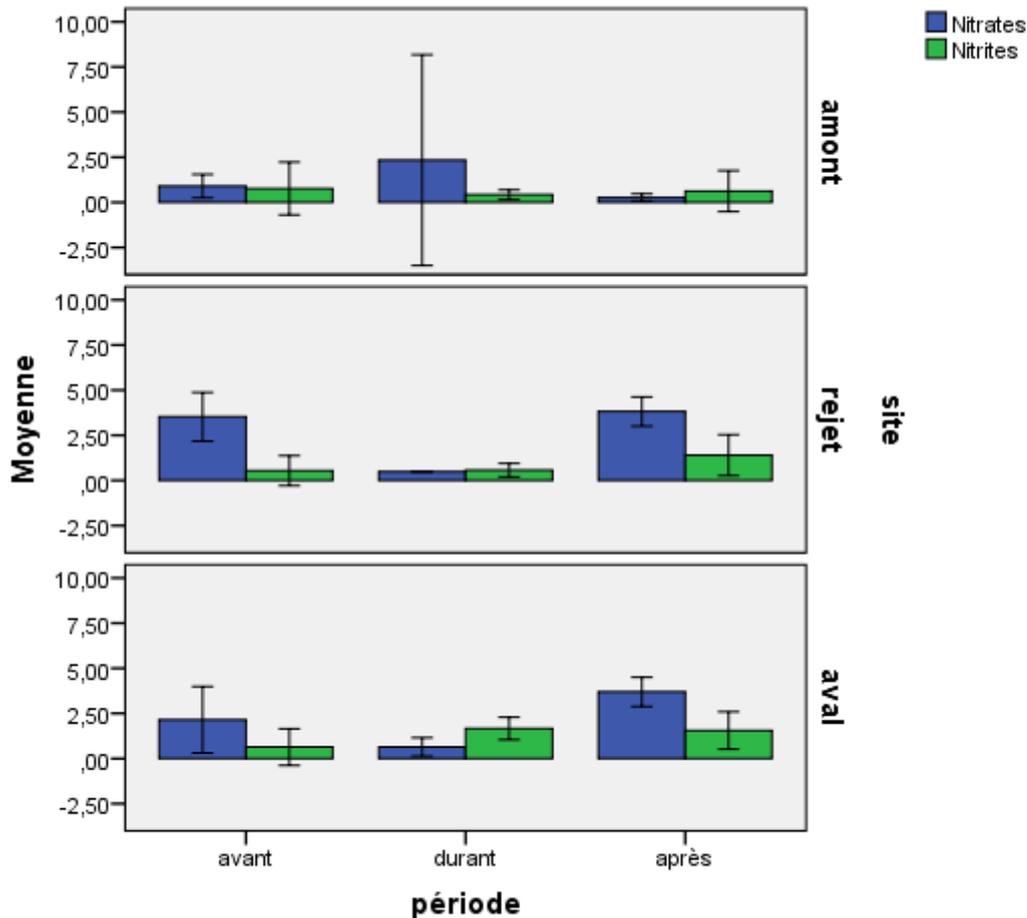


Figure N°24 : variation des nitrates et des nitrites durant les campagnes de prélèvement dans l'oued bougdoura.

Dans l'oued Bousselam les concentrations moyennes en ions nitrates restent relativement faibles. Elles varient entre 0,355 mg/L dans la station Bs1, 0,25 mg/l dans la station Bs2 et 0,27 mg/L dans la station Bs3 avant la période oléicole.

Les concentrations en nitrate durant la période oléicole suit un gradient décroissant, avec une valeur minimale de 2,18 mg/l dans la station Bs3.

Durant le mois mai une diminution de ces concentrations de l'amont vers l'aval est enregistrée. La valeur minimale est de 0,45 mg/l dans la station Bs3.

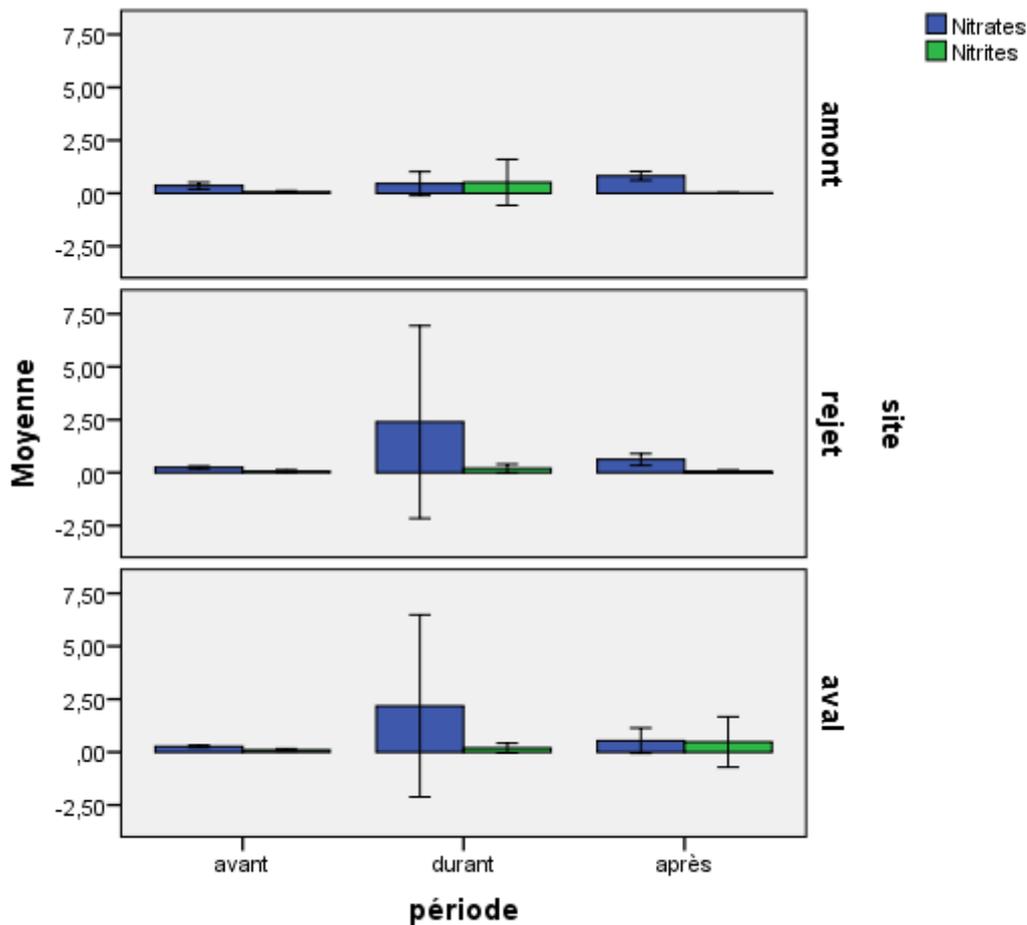


Figure 25 : variation des nitrates et des nitrites durant les campagnes de prélèvement dans l'oued bousselam

III-1-6-2 : Les nitrites :

L'évolution de la concentration des nitrites durant la période d'étude nous montre une augmentation de ces valeurs au niveau de point de rejet durant la période oléicole.

Dans l'oued Arkham, les valeurs sont stables durant les trois campagnes de prélèvements, elles varient entre 0,055 mg/l et 0,545 mg/l dans les stations d'étude (figure 23).

Un accroissement des concentrations des nitrites durant la période oléicole comparativement aux concentrations obtenues en mois d'octobre dans l'oued Bougdoura. La concentration la plus élevée durant le mois de janvier est enregistré dans le point d'aval (Bg3 : 1,66 mg/l) (figure 24).

La concentration élevée est enregistrés durant la période oléicole en amont dans l'oued Bousselam, la valeur maximale est de l'ordre de 0,515 mg/l en Bs1 (figure 25).

La diminution des concentrations des nitrates et des nitrites et les faibles valeurs enregistrés par ces deux paramètres dans les points de rejet des margines ; durant la période oléicole

peuvent être expliqués par la saturation de la capacité d'autoépuration des organismes vivants sous l'effet de la matière organique trop concentrée et présence des substances toxiques.

Ces résultats témoignent d'une activité réductrice importante dans les sédiments provenant de la dénitrification. En conditions anoxiques (en anaérobiose), la réduction des nitrates est assurée, par des populations bactériennes très variées grâce à deux mécanismes dissimilaires : réduction en NH_4^+ par des microorganismes anaérobies ou facultatifs et dénitrification par des germes aérobies capables de se développer en anaérobiose en présence de nitrates ou de nitrites (Tiedje, 1988).

La dénitrification dépend principalement de la concentration en O_2 dissous et moins strictement de la teneur en nitrates et en matière organique facilement dégradable et de la température (Knowles, 1982; Seitzinger, 1988), lors de la dénitrification le nitrate est réduit en nitrite (NO_2^-), puis en espèces azotées gazeuses (oxyde nitrique: NO , oxyde nitreux: N_2O et diazote: N_2) libérées dans l'atmosphère, ce qui diminue la charge en azote du système aquatique.

Les nitrates sont utilisés par les bactéries dénitrifiantes comme accepteur final d'électron dans leur chaîne respiratoire. Ces bactéries « respirent » les nitrates à la place de l'oxygène. La réduction des nitrates peut s'arrêter à n'importe quel moment en fonction des conditions du milieu (teneur en oxygène ou en matière organique biodégradable, valeur de pH), mais les produits de réaction les plus communément obtenus sont le N_2O et le N_2 (Zhang, 2014).

Les principaux résultats physico-chimiques montrent la dégradation des cours d'eau étudiés, cette dégradation existe plus exactement au niveau des points de rejet des huileries et en aval de ces huileries.

III-2- Les macro-invertébrés benthiques:

Avec l'analyse des communautés biologiques (aquatiques), il est possible de déceler les perturbations physico-chimiques ou d'habitat qui affectent l'écosystème ou une partie de celui-ci sur une plus longue période de temps. Elle fournit une image plus stable des perturbations qui affectent l'état de santé d'un cours d'eau. Toutefois, pour que l'utilisation des bioindicateurs soit valide, il faut connaître les relations unissant les différentes communautés biologiques et les variables responsables des perturbations.

Les macroinvertébrés benthiques comprennent un grand nombre de taxons dont plusieurs ont un degré de tolérance connu, ce qui facilite l'interprétation des données recueillies. De plus, le grand nombre de taxons existants leur permet de couvrir un large spectre de réponses. Différentes sources de pollution et de dégradation des cours d'eau peuvent donc être détectées grâce à eux (Camargo 2004; Karr et al, 1986). Le développement de certaines populations,

régression ou disparition d'autres populations conduisent à établir des listes d'espèces indicatrices du niveau de pollution, en fonction de leur polluo-sensibilités (Angelier, 2000).

Les invertébrés benthiques sont de bons indicateurs à plus long terme car, inféodés aux sédiments, et ils sont relativement bien exposés aux effets cumulatifs (Komínková et al, 2005). Les effets peuvent se traduire par une diminution de l'abondance et de la diversité des communautés d'invertébrés benthiques.

La moyenne des variables biologiques et environnementales dans les trois cours d'eau étudiés sont présentées dans les tableaux 14, 15 et 16.

Tableau N° 14: Les valeurs moyennes et les écart-types des variables biologiques et environnementales dans l'oued Arkham.

	Avant			Durant			Après		
	Octobre 2015/2016			Janvier 2016/2017			Mai 2016/2017		
	Ar1	Ar2	Ar3	Ar1	Ar2	Ar3	Ar1	Ar2	Ar3
Habitat									
Profondeur (cm)	12 (1,41)	22 (2,82)	16 (1,41)	10 (1,41)	14 (2,82)	7 (1,41)	10 (1,41)	13 (0)	12 (1,41)
Vitesse du courant (m/s)	0,7 (0,15)	0,52 (0,02)	0,37 (0,05)	0,4 (0,16)	0,86 (0,01)	0,34 (0,02)	0,45 (0,01)	0,54 (0,07)	0,30 (0,02)
Substrats grossiers (%)	70 (14,14)	60 (0)	100 (0)	70 (14,14)	70 (14,14)	90 (14,14)	70 (0)	80 (14,14)	100 (0)
Substrats fins (%)	30 (14,14)	40 (0)	0 (0)	30 (14,14)	30 (14,14)	10 (14,14)	30 (0)	20 (14,14)	0
Algues (%)	0	10 (1,41)	40 (7,07)	5 (2,82)	0	0	30 (14,14)	30 (0)	90 (14,14)
Macroinvertébrés									
Abondance	31 (0,7)	25 (3,53)	166 (48,79)	71 (1,41)	45 (24,04)	87 (17,67)	82 (36,76)	27 (3,53)	62 (14,84)
Richesse taxonomique	7 (2,82)	7 (0,7)	7 (2,12)	9 (1,41)	5 (1,41)	11 (0,7)	11 (0,7)	8 (0)	9 (1,41)
Taxons tolérants (%)	6 (0,14)	19 (8,45)	16 (5,67)	52 (5,02)	45 (52,38)	33 (32,52)	16 (2,14)	24 (12,25)	9 (0,02)
Taxons intolérants (%)	4 (6,83)	8 (6,96)	0	9 (8,16)	0	17 (7,77)	4 (0,51)	35 (16,02)	6 (0,76)
Ephéméroptères (%)	71 (14,11)	30 (12,40)	72 (2,89)	22 (1,54)	38 (29,57)	32 (40,3)	71 (7,62)	11 (6,6)	62 (10,21)
Trichoptères (%)	6 (0,14)	40 (8,23)	4 (5,97)	0	12 (18,24)	1 (0,23)	2 (1,21)	0	0
Odonates (%)	0	3 (0,54)	0	0	0	1 (0,23)	1 (0,6)	6 (9,42)	4 (1,17)
Diptères (%)	15 (4,84)	4 (6,14)	22 (2,72)	73 (0,53)	48 (47,82)		19 (2,05)	56 (23,56)	25 (5,38)

Tableau N° 15: Les valeurs moyennes et les écart-types des variables biologiques et environnementales dans l'oued Bougdoura.

	Avant Octobre 2015/2016			Durant Janvier 2016/2017			Après Mai 2016/2017		
	Bg1	Bg2	Bg3	Bg1	Bg2	Bg3	Bg1	Bg2	Bg3
Habitat									
Profondeur (cm)	15 (1,41)	16 (1,41)	10 (2,82)	10 (2,82)	10 (1,41)	9 (1,41)	16 (4,24)	15 (2,12)	10 (2,82)
Vitesse du courant (m/s)	0,39 (0,01)	0,42 (0,04)	0,57 (0,01)	0,87 (0,09)	0,26 (0,04)	0,60 (0,16)	0,60 (0,01)	0,58 (0,09)	0,64 (0,05)
Substrats grossiers (%)	80 (14,14)	30 (7,07)	90 (7,07)	70 (14,14)	10 (1,41)	40 (14,14)	70 (0)	20 (7,07)	90 (7,07)
Substrats fins (%)	20 (14,14)	70 (7,07)	10 (7,07)	30 (14,14)	90 (1,41)	60 (14,14)	30 (0)	80 (7,07)	10 (7,07)
Algues (%)	0	20 (14,14)	40 (7,07)	0	0	0	0	30 (14,14)	70 (14,14)
Macroinvertébrés									
Abondance	414 (72,83)	192 (83,43)	160 (28,66)	15 (21,21)	14 (19,79)	0	53 (33,03)	155 (53,03)	138 (120,91)
Richesse taxonomique	5 (0,7)	6 (0,7)	12 (1,41)	1 (0,7)	3 (2,12)	0	2 (0,7)	5 (0,7)	5 (0,7)
Taxons tolérants (%)	92 (5,64)	39 (16,13)	12 (10,01)	50 (70,71)	35 (50,5)	0	98 (1,83)	41 (3,08)	17 (22,34)
Taxons intolérants (%)	0	0	19 (19,39)	0	0	0	0	0	1 (1,01)
Ephéméroptères (%)	1 (1,74)	29 (42,25)	65 (17,04)	0	46 (65,65)	0	0	47 (0,57)	81 (21)
Trichoptères (%)	0	0	4 (3,49)	0	0	0	0	0	1 (1,01)
Diptères (%)	98 (1,49)	31 (22,22)	25 (20,04)	50 (70,71)	3 (5,04)	0	98 (1,83)	51 (0,68)	17 (21,7)

Tableau N° 16: Les valeurs moyennes et les écart-types des variables biologiques et environnementales dans l'oued Bousselam.

	Avant Octobre 2015/2016			Durant Janvier 2016/2017			Après Mai 2016/2017		
	Bs1	Bs2	Bs2	Bs1	Bs2	Bs3	Bs1	Bs2	Bs3
Habitat									
Profondeur (cm)	14 (1,41)	14 (0,7)	20 (2,83)	13 (2,83)	12 (0,7)	10 (2,83)	7 (2,83)	14 (2,12)	19 (0,7)
Vitesse du courant (m/s)	0,46 (0,08)	0,48 (0,08)	0,37 (0,03)	0,22 (0,04)	0,31 (0,04)	0,37 (0,06)	0,18 (0,01)	0,27 (0,03)	0,27 (0,1)
Substrats grossiers (%)	60 (7,07)	40 (14,14)	40 (7,07)	60 (7,07)	35 (7,07)	35 (7,07)	60 (14,14)	50 (14,14)	50 (14,14)
Substrats fins (%)	40 (7,07)	60 (28,28)	60 (14,14)	40 (7,07)	65 (7,07)	65 (0)	40 (7,07)	50 (14,14)	40 (0)
Algues (%)	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Macroinvertébrés									
Abondance	14 (1,41)	11 (11,31)	12 (12,73)	4 (2,12)	9 (2,83)	0	3 (1,41)	0	0
Richesse taxonomique	7 (0)	2 (0)	3 (2,12)	3 (0)	2 (0)	0	2 (0)	0	0
Taxons tolérants (%)	7 (0,73)	100 (0)	81 (20,20)	0	100 (0)	0	0	0	0

Taxons intolérants (%)	7 (0,73)	0	0	42 (11,79)	0	0	63 (17,68)	0	0
Ephéméroptères (%)	35 (6,53)	0	19 (20,20)	0	0	0	38 (17,68)	0	0
Trichoptères (%)	36 (13,78)	0	0	25 (11,79)	0	0	0	0	0
Odonates (%)	7 (0,73)	19 (19,85)	19 (20,2)	42 (11,8)	12 (3,7)	0	63 (17,68)	0	0
Diptères (%)	14 (1,41)	81 (19,84)	62 (40,4)	25 (11,8)	88 (3,67)	0	0	0	0

III-2-1: Analyse globale de la faune aquatique dans la région d'étude (la Kabylie):

III-2-1-1 : Résultats et discussions:

La présente étude faunistique a permis de récolter au cours de 6 campagnes de prélèvement, un total de 3574 individus répartis en 13 groupes zoologiques et 39 taxons différents (tableau 14, figure 26, annexe 3).

-Globalement, l'effectif du peuplement montre que l'ordre des diptères est le plus dominant et constitue 51,99 % de l'abondance total, suivi par les éphéméroptères avec 40,51%.

-Les Trichoptères, les Gastropodes, les odonates et les coléoptères, sont faiblement représentés, ils constituent respectivement 2,52 %, 2,46%, 1%, 0,72%.

-Les autres groupes (Turbellaria, Cnidaires, Némathelminthes, Isopodes, les plécoptères, les hétéroptères, Lombricidés sont très rares, ils représentent une valeur inférieure à 0,17% pour chaque groupe.

Tableau N° 17: L'abondance totale des différents groupes faunistiques dans les trois cours d'eau.

Groupes faunistiques	Oued Arkham	Oued Bougdoura	Oued Bousselam
Turbellariés	6	0	0
Cnidaires	2	0	0
Némathelminthes	2	2	0
Isopodes	2	0	0
Gastropodes	4	84	0
Plécoptères	6	0	0
Ephéméroptères	640	794	14
Odonates	20	0	16
Hétéroptères	4	2	0
Coléoptères	22	2	2
Trichoptères	62	16	12
Diptères	418	1378	62
Lombricidés	0	2	0
Total	1188	2280	106
Nbre G/faunistique	12	8	5

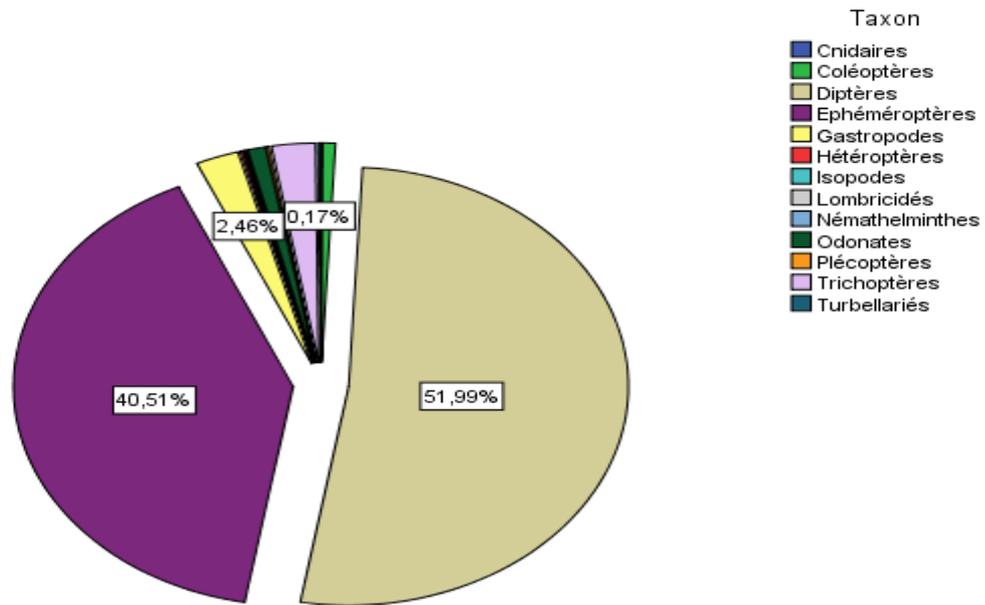


Figure N°26 : La proportion des principaux groupes faunistiques étudiés dans la région d'étude (Kabylie).

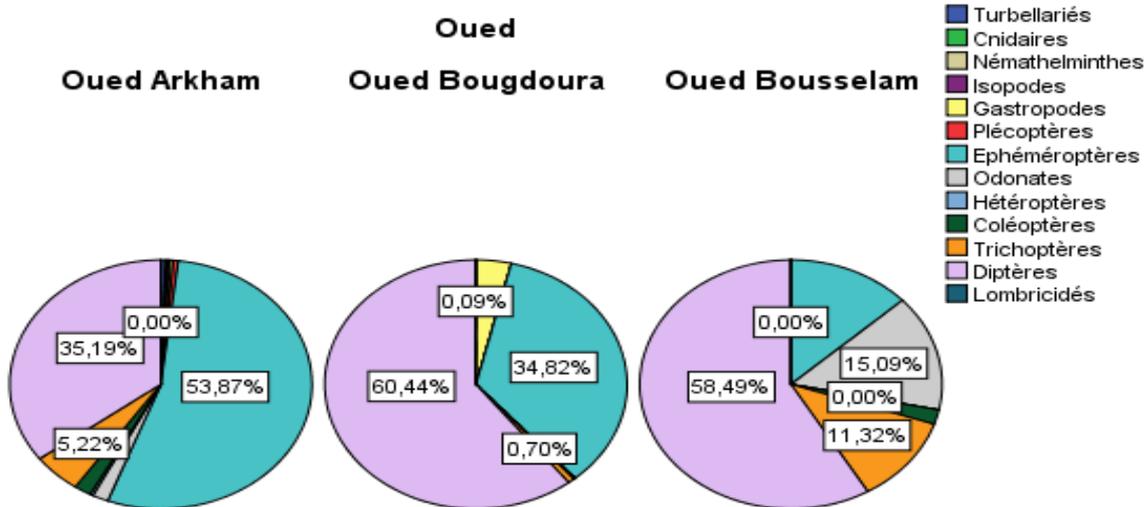


Figure N°27: La proportion des principaux groupes faunistiques dans chaque cours d'eau étudié.

-Oued Arkham:

Dans l'oued Arkham 1188 individus ont été récoltés, les éphéméroptères représentent le groupe taxonomique le plus abondant avec 53,87 % suivi des diptères 35,19 % et les trichoptères avec 5,22%. Les autres groupes sont très faiblement représentés moins de 0,5 %.

-Oued Bougdoura:

Les diptères sont l'ordre le plus abondant avec 1378 spécimens soit un pourcentage de 60,44 %, Cet ordre est suivi par les éphéméroptères (34,82 %) et les gastropodes (3,68 %). Les autres ordres à savoir les hétéroptères (0,09%), les coléoptères (0,08 %), les trichoptères (0,7), les némathelminthes (0,08) et les lumbricidae (0,08) sont très faiblement représentés.

-Oued Bousselam:

Le peuplement de la macrofaune dans ce cours d'eau est dominé par 3 ordres à savoir les diptères (58,49 %), les odonates (15,09 %), les éphéméroptères (13,20 %) et les trichoptères (11,32) sont très faiblement représentés (figure 27).

Le climat de l'Algérie présente dans sa région nord, une zone de contact intéressante entre l'Afrique et le sud de l'Europe. Le bassin méditerranéen est caractérisé par des variations thermiques parfois brutales, et des précipitations irrégulières et violentes sont concentrées sur de courtes périodes.

Les macro-invertébrés benthiques sont généralement utilisés pour évaluer l'état de santé global des écosystèmes aquatiques. La faune lotique d'Afrique du Nord en général et d'Algérie en particulier est marquée par une diversité plus faible que celle des cours d'eau de l'Europe occidentale. Son originalité est marquée par le fort taux d'endémiques qui relève de l'isolement montagnard. Elle comporte des éléments surtout connus de la sous région méditerranéenne et quelques taxons qui font partis des lignés éthiopiennes et orientales. La plupart des familles et des genres sont pauvres en espèces: Heptageniidae, Leptophlebiidae, Leuctridae, Capniidae, Perlodidae..., par contre ces taxons ont une grande variété spécifique dans les réseaux européens. La baisse importante de cette diversité est due aux températures plus élevées qu'en Europe (Giudicelli et al, 1985; Lounaci, 2011).

D'une façon générale, la composition faunistique de la macrofaune benthique des cours d'eau étudiés correspond à celle d'Afrique du Nord.

Les macroinvertébrés benthiques identifiés durant notre étude sont répartis en 39 taxons, L'ordre des Diptères constitue l'un des groupes le plus abondant et le plus diversifié de la faune benthique des cours d'eau de la Kabylie avec 11 taxons (51,98 % de l'effectif total), suivis des éphéméroptères (5 taxons ; 40,51 % de l'effectif total).

-Les études menées par (Lounaci, 2011; Zougaghe, 2010) dans les cours d'eau de la Kabylie de Djurdjura et la Kabylie de la Soummam ont montré aussi la dominance des diptères avec les valeurs de 50,21% et 1000 individus/0,2m².

-La majorité des stations dans notre étude sont dominées par les Chironomidae et les Baetidae Confirmant des perturbations des communautés benthiques dans ces cours d'eau.

-Dans l'oued Bousselam et l'oued Bougdoura les chironomidae ont la plus forte abondance taxinomique (54,71 % et 40,43%).

-En revanche, la structure des communautés de macro-invertébrés benthiques au niveau de l'oued Arkham montre une dominance des Baetidae avec 53,87% de l'abondance totale, suivis des Chironomidae (19,69 %).

- la forte abondance de certaines familles reconnues polluo-tolérantes, comme les Chironomidae et Baetidae révèle une détérioration de l'état écologique des eaux des cours d'eau étudiés. Cette détérioration serait liée essentiellement aux apports en eaux usées domestiques et aux rejets oléicoles.

- L'oued Arkham abrite une faune d'invertébrés benthiques plus diversifiée (12 taxons) que celle de l'oued Bougdoura (8 taxons) et l'oued Bousselam (5 taxons).

-L'analyse globale de la structure de la faune benthique des différents cours d'eau étudiés révèle un peuplement peu diversifié et largement déséquilibré.

-La forte présence des diptères (indicateurs de pollution) est l'expression de l'influence des activités anthropiques que subissent les eaux des cours d'eau de cette région (kabylie).

-Une étude spatiotemporelle menée par (Arab et al, 2004) en 1989 jusqu'au 1992, dans un cours d'eau intermittent au nord west de l'algérie (bassin versant de chlef), a montré une faune benthique très pauvre : plus de 60% des échantillons contenaient moins de 11 espèces. En outre, la plupart des espèces présentaient une très faible abondance : 66% des espèces étaient représentées par moins de 20 individus ; Les diptères chironomidae sont les taxons dominants dans tous les sites d'échantillonnage, sauf pour le site en amont ou il a été dominé par les coléoptères.

De même, les travaux de (Lounaci, 2011) sur la répartition spatiale des invertébrés benthiques dans la Kabylie de Djurdjura depuis 1995, montrent que la faune lotique de ces cours d'eau présente dans son ensemble une diversité moyenne comparativement à celle des autres cours d'eau du bassin méditerranéen; Ce réseau hydrographique du Nord de l'Algérie : le Sébaou (Kabylie) est caractérisé par son caractère globalement temporaire. La Kabylie, par son relief et sa topographie, offre une grande diversité de biotopes aquatiques. La diversité spécifique des différentes stations révèle un gradient altitudinal avec une diversité maximale dans les

zones de piémont et de basse montagne qui constituent les zones les plus hétérogènes. Au contraire, la faible diversité des zones de plaine peut être attribuée à une température de l'eau élevée, à un faible débit ainsi qu'à l'influence des perturbations anthropiques ; la faible diversité des zones d'altitude semble due aux conditions constantes du milieu (faible température, fond érodé à substrat homogène, couvert végétal absent, assèchement long).

Les groupes les mieux représentés sont les Diptères et les Coléoptères. Ils comptent respectivement 234 et 84 taxons, soit 50,21% et 18,02% de la faune totale.

-L'étude sur la distribution spatio-temporelle des communautés d'invertébrés benthiques par (Zouggaghe, 2010) dans un bassin versant du nord de l'Algérie (le bassin versant de la Soummam) sur deux saisons (printemps et été) des années 2005 et 2006, révèle aussi que la communauté de macro-invertébrés est dominée numériquement par les diptères (51,7% à l'échelle du bassin versant, suivis par les oligochètes (17,74%), et les Éphéméroptères en troisième position (17,27%) ; le peuplement benthique du bassin versant de la Soummam est caractérisé par un cortège faunistique classique commun aux milieux aquatiques d'eaux courantes de la Méditerranée, principalement dominé par les diptères Chironomidae, les oligochètes Naididae et les éphéméroptères Baetidae. À l'échelle du bassin versant, les Diptères Chironomidae dominent avec 57,06 % en été et 42,9 % en printemps (Zouggaghe et Moali, 2009).

-Par contre, l'étude entamée par (Haouchine, 2011) sur les macroinvertébrés benthiques des cours d'eau de la Kabylie de Djurdjura a montré que l'effectif des Éphéméroptères est nettement dominant suivi par les diptères. Ils représentent respectivement 35,55 % (soit 50172 individus) et 31,25 % (soit 44125 individus) de la faune totale. Ils sont abondants dans toutes les stations et totalisent près de 70 % de la faune récoltée.

III-2-2: Composition taxonomique:

L'étude de la structure des communautés a été limitée à 4 ordres d'insectes aquatiques les mieux représentés dans l'échantillonnage : Éphéméroptères, Trichoptères, Odonates et Diptères.

La composition taxonomique représente le pourcentage de l'abondance d'un taxon ou d'un groupe de taxons sur l'abondance totale des organismes présents dans une station. Selon le taxon ou le groupe de taxons analysé, une forte proportion peut être interprétée positivement ou non. Par exemple, une proportion élevée de Chironomidae, des taxons considérés comme tolérants aux perturbations (Barbour et al, 1999; Mandaville, 2002), est généralement un signe d'une mauvaise qualité de l'eau, alors qu'une densité relative élevée de taxons EPT

(Ephemeroptera Plecoptera Trichoptera) est généralement un signe de bonne santé d'un cours d'eau.

III-2-2-1: Résultats et discussions:

-Oued Arkham:

La distribution temporelle des proportions indique que les éphéméroptères dominent le peuplement de macroinvertébrés sur la période d'octobre et mai dans les deux stations Ar1 et Ar3 (valeurs entre 62% et 72%), avec des proportions faibles durant le mois de janvier (valeurs entre 22 % et 38%). La station Ar2 présente une légère augmentation durant la période oléicole (38 %). En revanche les diptères sont les plus abondants durant la période oléicole (valeurs entre 62 % et 73 %). En ce qui concerne l'ordre des trichoptères les plus fortes valeurs ont été observées en octobre (40%), en janvier une forte diminution est observée dans les stations Ar2 et Ar3 (1% et 2%), avec une disparition totale de cet ordre en mois de mai (figure 28).

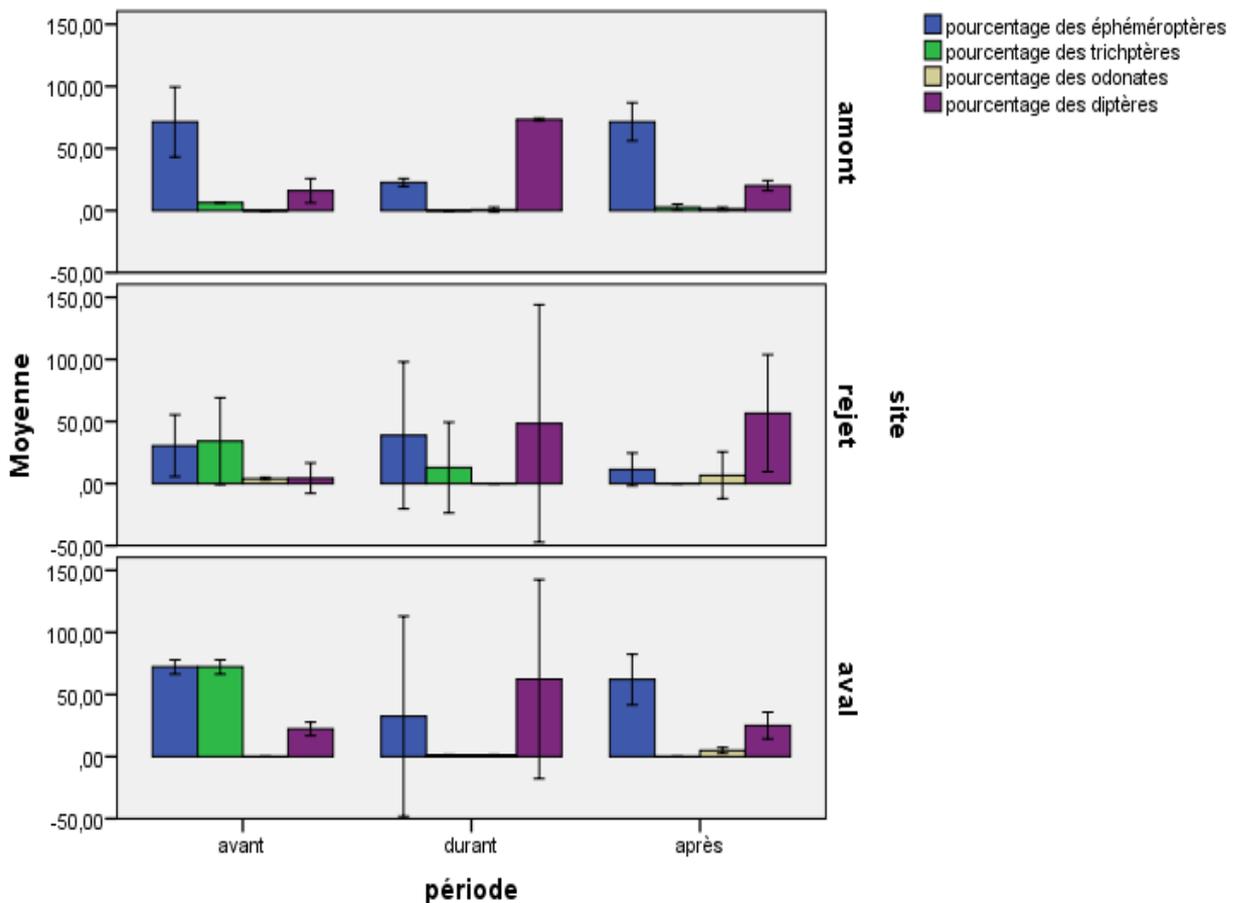


Figure N°28: distribution spatiotemporelle des 4 ordres (éphéméroptères, trichoptères, odonates et diptères) dans l'oued Arkham.

-Oued Bougdoura:

Dans l’oued Bougdoura la composition de peuplement benthique dans la station Bg1 révèle la dominance des diptères durant toutes les périodes d’étude (98%), et leur faible proportion durant la période oléicole (50%).

Une forte proportion des éphéméroptères (49%) et une diminution des diptères (3%) sont observées au niveau de la station Bg2 durant la période oléicole.

Disparition de tous les taxons dans la station Bg3 durant la période oléicole (figure 29).

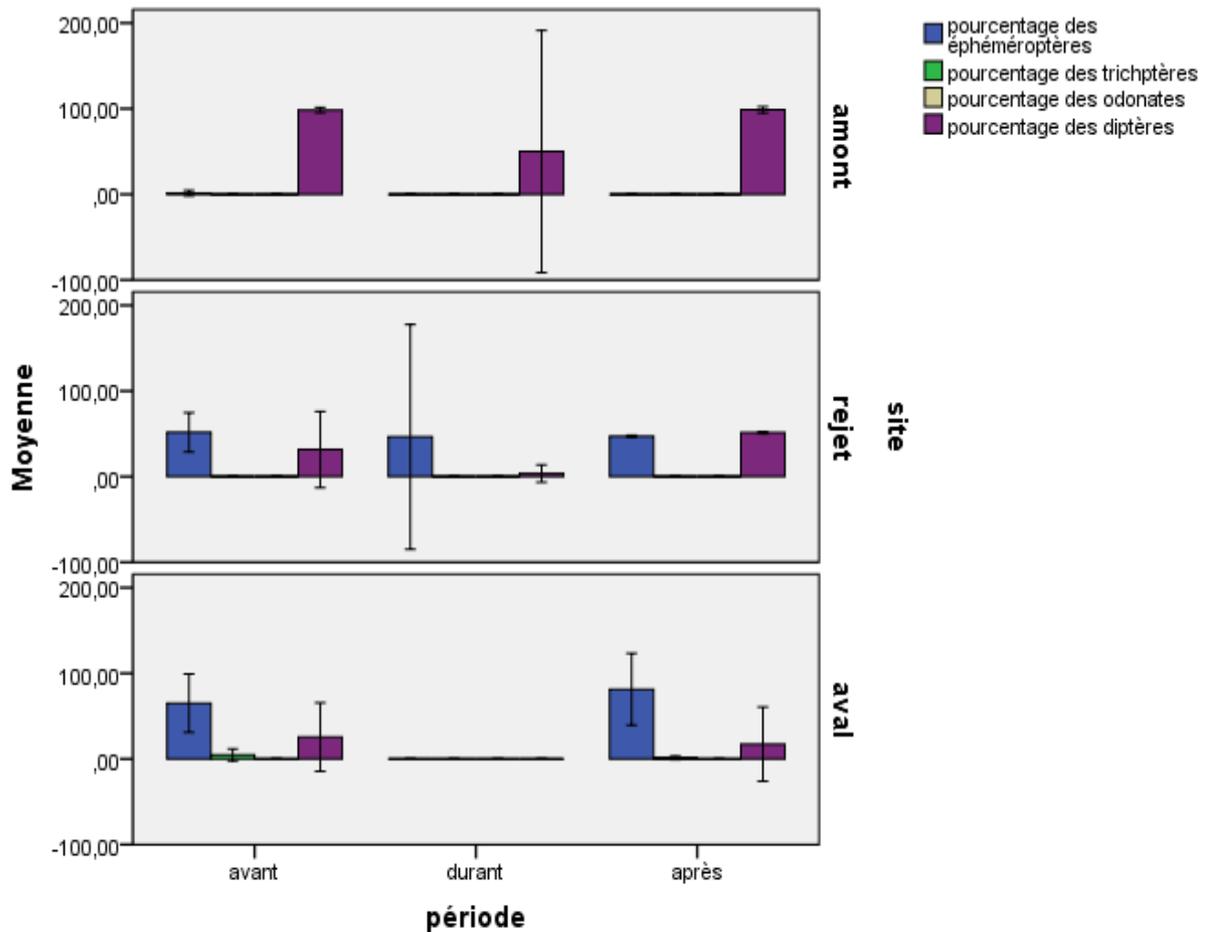


Figure N°29: distribution spatiotemporel des 4 ordres (éphéméroptères, trichoptères, odonates et diptères) dans l’oued Bougdoura.

-Oued Bouselam:

-La station Bs2 est dominée par les diptères avant la période oléicole, elle présente une proportion de 81%, et 88% durant la période oléicole, une légère diminution des odonates est observée dans cette station durant la période oléicole.

Disparition de tous les taxons dans la station Bs3 durant la période oléicole, après la période oléicole les stations Bs2 et Bs3 sont fortement dégradés (absence des taxons).

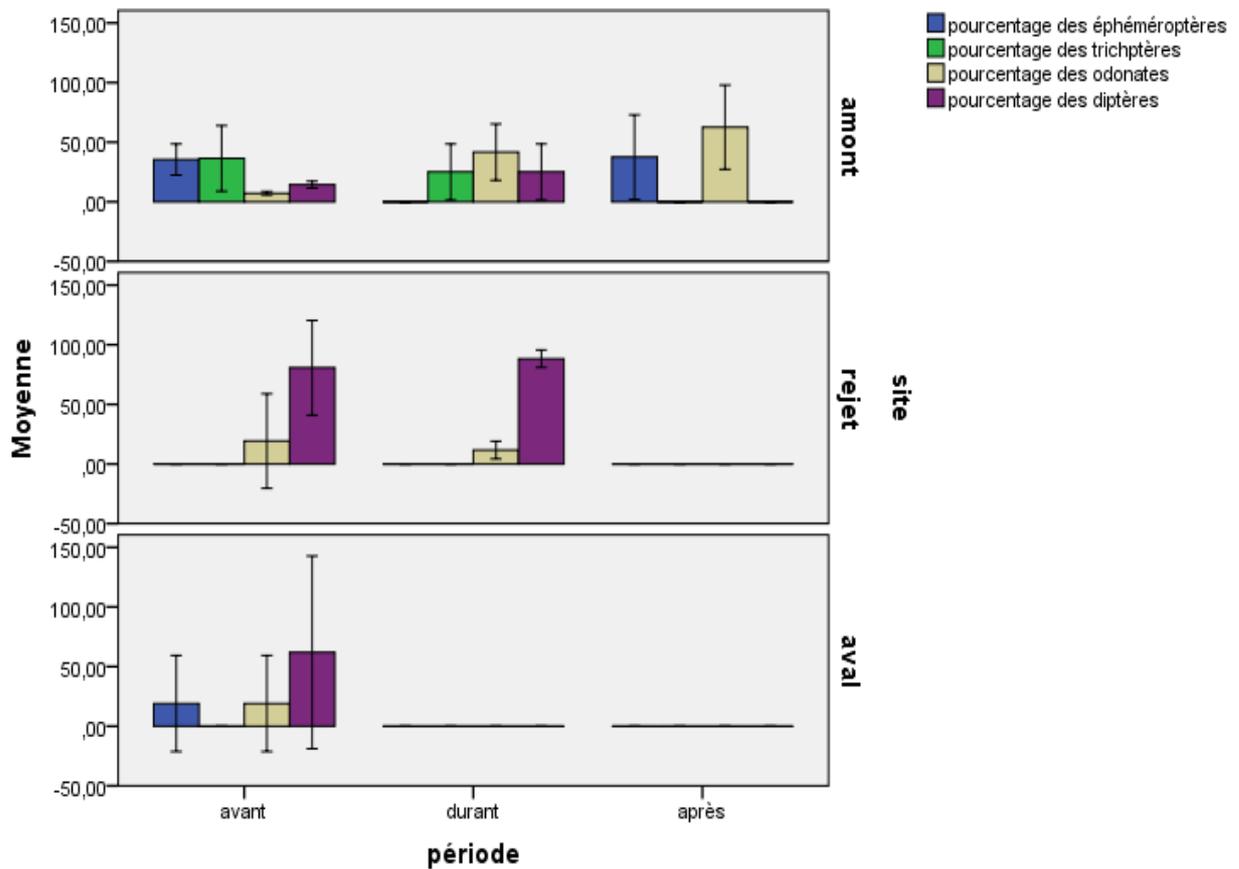


Figure N°30: distribution spatiotemporelle des 4 ordres (éphéméroptères, trichoptères, odonates et diptères) dans l'oued Bousselam.

La faune macrobenthique est un bon bio-indicateur des conditions écologiques qui règnent à l'interface eau-sédiment, elle est la plus utilisée pour apprécier la qualité globale d'un cours d'eau (Tachet et al, 2002; Usseglio-Polatera et Beisel, 2002).

Une biocénose est composée d'une collection d'espèces dont les effectifs résultent des interactions qui s'exercent entre ces espèces et les composantes non biotiques du milieu et entre les espèces elles-mêmes. Toute modification physique et chimique, toute perturbation, entraîne des changements plus ou moins importants dans la composition et la structure des peuplements qui colonisent un milieu donné.

L'ordre le plus affecté durant les rejets oléicoles était celui des odonates et des trichoptères, les éphéméroptères et les diptères étaient peu affectés.

-Ephéméroptères :

Les Ephéméroptères constituent l'ordre d'insectes le plus primitif parmi les insectes ailés, ils sont très diversifiées dans les eaux courantes et les eaux stagnantes et ils peuvent recoloniser rapidement les sites perturbés. En effet les cours d'eau dont les habitats sont caractérisés par des températures relativement élevées et un substrat hétérogène riche en matière organique légère, offrant des conditions fortement favorables au développement d'une faune plus abondante et assez diversifiée (Haouchine, 2011).

La répartition en individus des Ephéméroptères dans les différentes stations étudiées met en évidence une diminution de nombre d'individus dans les stations (Bg2, Ar3); ainsi qu'une disparition de tous les taxons dans les stations Bg3, Bs2 et Bs3 durant la période oléicole. Ce résultat est lié aux rejets des huileries qui sont caractérisés par des valeurs relativement élevées en chlorures et conductivité et un substrat riche en matière organique, offrant des conditions défavorable pour la faune.

L'étude menée par (Korbaa et al, 2009) a montré que les Éphéméroptères sont présents pendant toute la période d'étude mais leur prolifération est liée à la stabilité des facteurs écologiques, la répartition spatiale des Ephémères est directement conditionnée par la quantité des sels dissous et la richesse diminue essentiellement avec l'élévation de la minéralisation des eaux. En effet, l'apparition des larves coïncide avec l'installation des conditions les plus favorables, notamment une faible minéralisation.

L'augmentation de leurs effectifs dans la station Ar2 durant la période oléicole nous montre aussi que les éphéméroptères Baetidae supportent la pollution, Ce résultat est lié à la nature de ces habitats caractérisés par un substrat hétérogène riche en matière organique, offrant des conditions favorables au développement d'une faune plus abondante.

-Trichoptères:

Les trichoptères, généralement considérés comme intolérants à une pollution organique, peuvent cependant résister si le milieu reste bien oxygéné, La plupart de ces taxons est rencontré tout particulièrement dans les milieux riches en débris organiques grossiers.

les trichoptères préférant les eaux courantes relativement froides (Tachet, 2000), et intolérants à une faible teneur en oxygène dissous.

D'importantes variations des effectifs sont observées durant la période oléicole, ces variations sont en relation avec les rejets des huileries, elles présentent des effectifs relativement faibles dans les stations rejet et aval (Ar2 et Ar3) et disparaissent totalement dans la station Bg3.

En effet, les Ephéméroptères et les Trichoptères qui ont la réputation de vivre dans les milieux propres, bien oxygénés, peu pollués à une température assez fraîche ne pourraient se multiplier dans des milieux fortement pollués.

-Odonates:

Les Odonates sont généralement utilisées dans des études phytoécologiques, notamment pour caractériser les macrophytes, vu la relation trophique qui les relie. Ainsi, chaque changement de la végétation se répercuterait sur la composition et l'effectif de l'odonatofaune (Sellami et al, 2015). Les Odonates sont bien connus par leur développement dans les eaux presque stagnantes et à un courant très lent, ce qui explique leur rareté dans les cours d'eau étudiés.

(Bekhouche et al, 2017) a montré dans son étude sur les odonates que l'abondance maximale est observée dans les stations qui sont caractérisées par une vitesse du courant lente, par des températures assez élevée des eaux et par une végétation assez développée dans ce tronçon de l'oued.

Les effectifs des odonates diminuent dans la station Bs2 et disparaissent dans la station Ar2 durant la période oléicole, du essentiellement aux effets des margines.

-Diptères:

Les diptères constituent le groupe d'insectes le plus diversifié dans la station Ar3 durant la période oléicole, elles diminuent fortement dans les stations Bg2 et Bs2 (peu abondantes) et elles disparaissent des stations aval Bg3 et Bs3.

L'abondance des diptères dans les cours d'eau étudiés traduit le signe d'une charge organique notable et une mauvaise qualité de l'eau, les Chironomidae sont les groupes les plus tolérants à la pollution organique. En effet, une proportion élevée des Chironomidés, considérés comme tolérants aux perturbations (Barbour et al, 1999; Mandaville, 2002), est généralement un signe de mauvaise qualité d'un cours d'eau. Les Diptères dominaient toujours la faune parce qu'ils sont plus tolérants aux conditions de sécheresse et ils ont des mécanismes de recolonisation plus efficaces.

L'étude menée par (Zerguine et al, 2018) a montré que la présence et la diversité des espèces de Chironomidae dans les eaux courantes sont significativement influencées par la conductivité, la température, la vitesse du courant et le type de substrat mais que l'altitude n'avait pas d'influence significative, ce qui explique leur disparition dans les stations Bg3 et Bs3 du essentiellement à la forte minéralisation des margines.

III-2-3 :L'abondance et la richesse taxonomique:

III-2-3-1: Résultats et discussions:

-Oued Arkham:

La richesse taxonomique observée avant la période oléicole dans l'oued Arkham est de 7 familles dans les trois stations Ar1, Ar2 et Ar3, ces valeurs sont inférieures à celles observées de la station Ar1 (9 familles) et Ar3 (11 familles) durant la période oléicole, par contre, la richesse taxonomique dans la station Ar2 est diminuée (5 familles). Après la période oléicole ces valeurs sont légèrement supérieures.

L'abondance taxonomique maximale a été relevée sur la station Ar3 (166 individus) et l'abondance taxonomique minimale est observée sur la station Ar2 (25 individus).

Durant la période oléicole la station Ar3 a enregistré une abondance taxonomique de 87 individus tandis qu'une abondance plus élevée a été relevée sur la station Ar2 (45 individus) comparativement à celle enregistrée durant le mois d'octobre (25 individus) (figure 31).

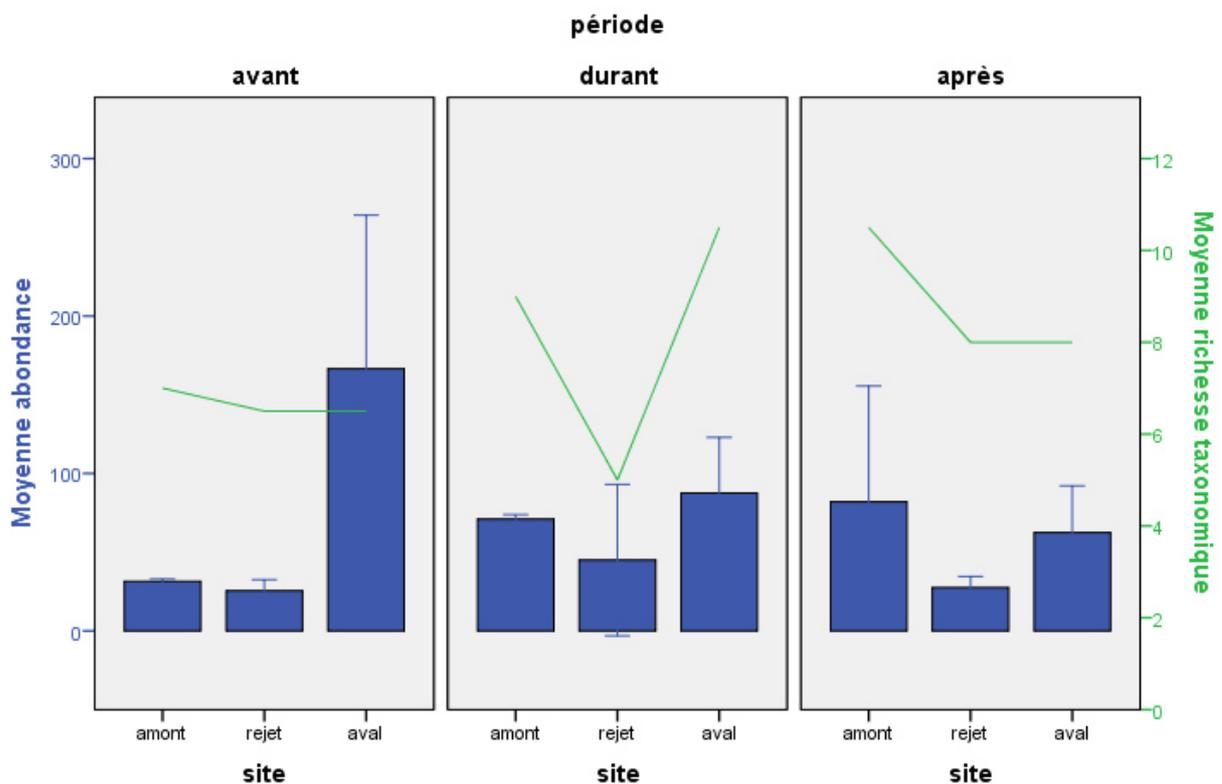


Figure N°31: L'abondance et la richesse taxonomique moyenne dans l'oued Arkham.

-Oued Bougdoura:

Dans l'oued Bougdoura, le mois d'octobre est caractérisé par une forte abondance, l'abondance taxonomique maximale est observée sur la station Bg1 (414 individus).

Les abondances minimales sont observées respectivement sur les stations Bg1, Bg2 et Bg3 (15, 14 et 0 individus) durant la période oléicole.

Durant le mois de mai les abondances moyennes dans les trois stations d'étude se rapprochent à celles obtenues durant le mois d'octobre.

Durant la période oléicole une faible richesse taxonomique est enregistré dans l'oued Bougdoura dans les stations amont et rejet (1 famille dans la station Bg1 et 3 familles dans la station Bg2, et on constate l'absence totale des taxons dans la station située en aval (Bg3) (figure 32).

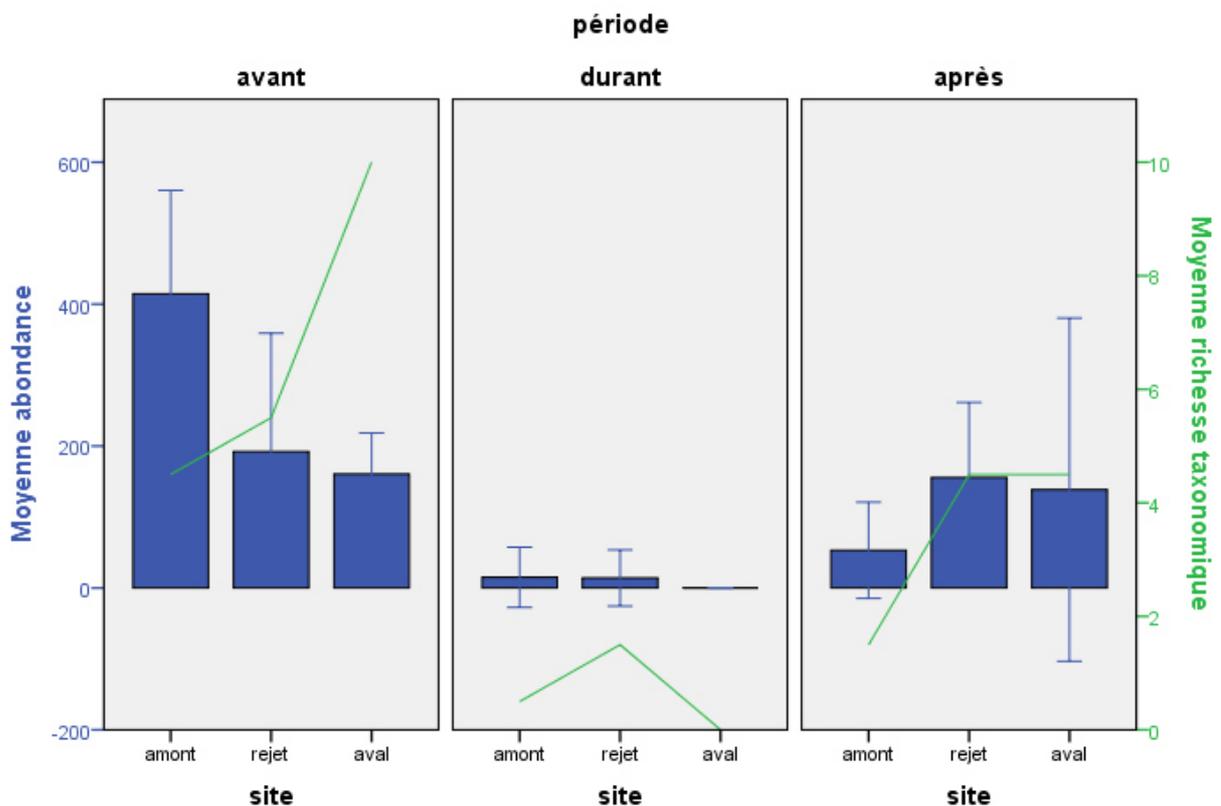


Figure N°32: L'abondance et la richesse taxonomique moyenne dans l'oued Bougdoura.

-Oued bousselam:

Une faible abondance est enregistrée durant toute la période d'étude, la moyenne de l'abondance taxonomique relevée avant la période oléicole est entre 11 et 14 individus.

Une diminution importante est enregistrée durant la période oléicole dans les deux stations Bs1 et Bs2. Dans la station Bs3 une disparition totale des taxons est enregistrée, de même une abondance faible (Bs1=3 individus) est enregistrée après la période oléicole avec une absence totale des individus dans les stations Bs2 et Bs3).

Nous avons recensé 8 familles dans la station Bs1 durant le moi d’octobre, ces valeurs sont faibles durant la période oléicole et après cette période (3 familles en janvier et 2 familles en mai). Dans la station Bs2 les valeurs de la richesse taxonomique sont généralement très faibles durant les trois périodes d’étude caractéristique d’une zone déséquilibrée.

Dans la station située en aval on observe une disparition totale des taxons durant la période oléicole et même après cette période (figure 33).

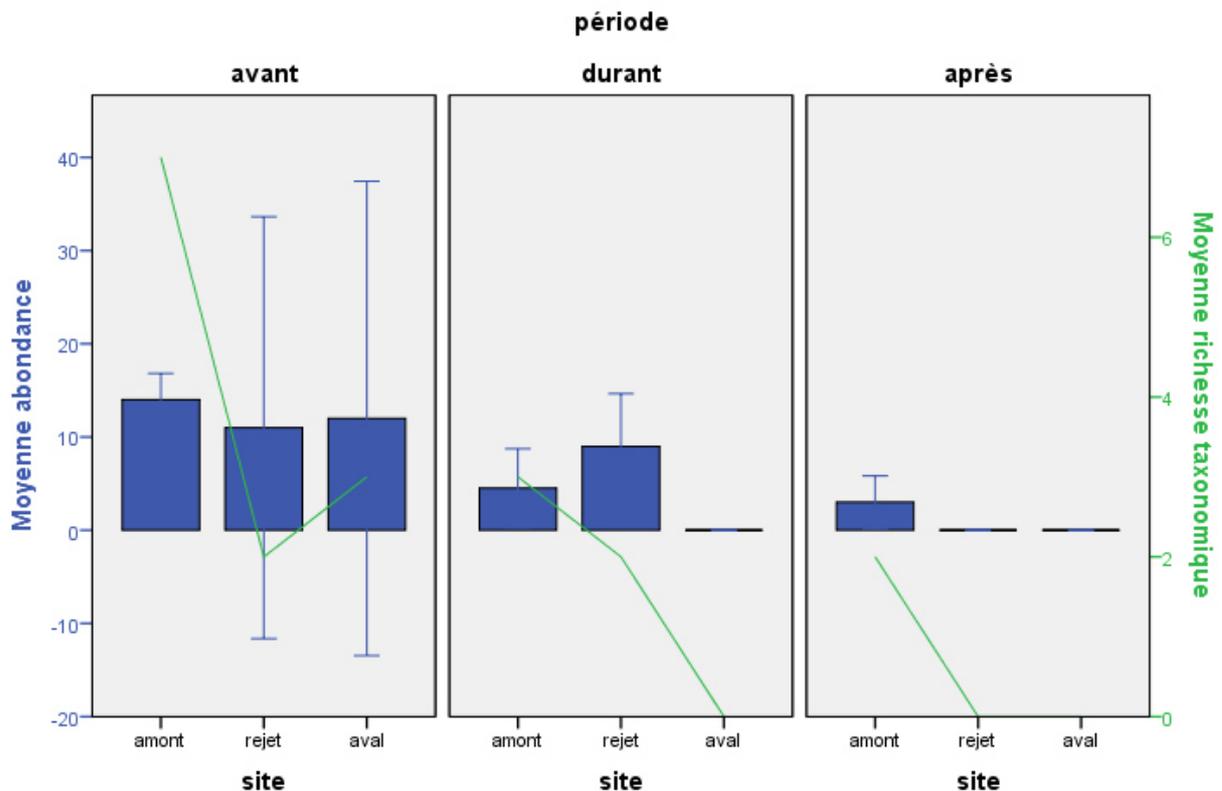


Figure N°33: L’abondance et la richesse taxonomique moyenne dans l’oued Bousselam.

L’observation d’une diminution sensible des effectifs au niveau de la station Ar2 peut révéler une dégradation importante de ce secteur. Cependant la station Ar3 semble légèrement moins affectée par ce type de perturbation.

La richesse taxonomique observée durant la période oléicole dans les stations au point de rejet Ar2 et Bg2 est très faible que celle trouvée durant le mois d’octobre et mai.

On constate une diminution de la richesse taxonomique lors des rejets oléicoles, Ceci est dû aux fortes charges polluantes des margines, elle est aussi influencée par les rejets des eaux usées urbaines dans la station Bg1 et les rejets de la station thermique dans la station Bs2 et Bs3 avant et après la période oléicole.

(Fagrouch et al, 2011) ont constaté une importante charge minérale et organique à l'aval des rejets des eaux usées urbaines, les sites aux points de rejet sont altérés, les indices de diversité sont diminués au niveau de ces sites, par contre l'indice biotique de Hilsenhoff est augmenté. Ainsi qu'une étude menée par (Mor et al, 2019) a montré la prolifération des taxons tolérants dus à ces rejets urbains.

Une nette dégradation des stations d'étude et une baisse importante du nombre de taxons sont observées suite aux activités anthropiques par rapport aux stations situées dans les zones amont des cours d'eau de la Kabylie de Djurdjura (haouchine, 2012).

Nos résultats nous montre aussi que les sites Ar2 et Ar3 affecté par une légère pollution, due aux faibles volumes des margines déversés par une huilerie semi-traditionnelle a une abondance importante du fait de la prolifération des Ephéméroptères Baetidae et des Diptères Chironomidae.

Par contre les sites Bg2, Bg3, Bs2 et Bs3 les plus affectés par la forte quantité des margines (Huileries modernes), ils ont une structure déséquilibrée avec une abondance moins importante dans les points de rejets, et absence de tout les taxons en aval.

(Karaouzas, Skoulikidis et al, 2011) ont montré durant leur étude que les sites pollués par les margine dans différents des cours d'eau sont de mauvaise qualité même avec les fortes dilutions de ces eaux courantes.

III-2-4 : Mesure de la tolérance à la pollution :

Le pourcentage d'un ou deux taxons dominants est une variable souvent utilisée comme mesure de tolérance à la pollution. Ainsi, une communauté fortement dominée par quelques taxons peut indiquer la présence d'un stress. Des cotes de tolérance, variant sur une échelle de 0 à 10, ont été attribuées aux différents taxons (Hilsenhoff, 1988; Mandaville, 2002). Les taxons intolérants à la pollution ont des cotes basses (cote < 4) alors que ceux considérés comme tolérants à la pollution ont des cotes élevées (cote > 6).

III-2-4-1: Résultats et discussions:

-Oued Arkham:

Les taxons tolérants sont représentés en très forte proportion d'amont vers l'aval durant la période oléicole avec respectivement (52%, 45% et 33%).

Une forte proportion des taxons intolérants est observée dans la station Ar2 après la période oléicole, on constate aussi une dominance totale des taxons tolérants Ar2 (45%) durant la période oléicole (figure 34).

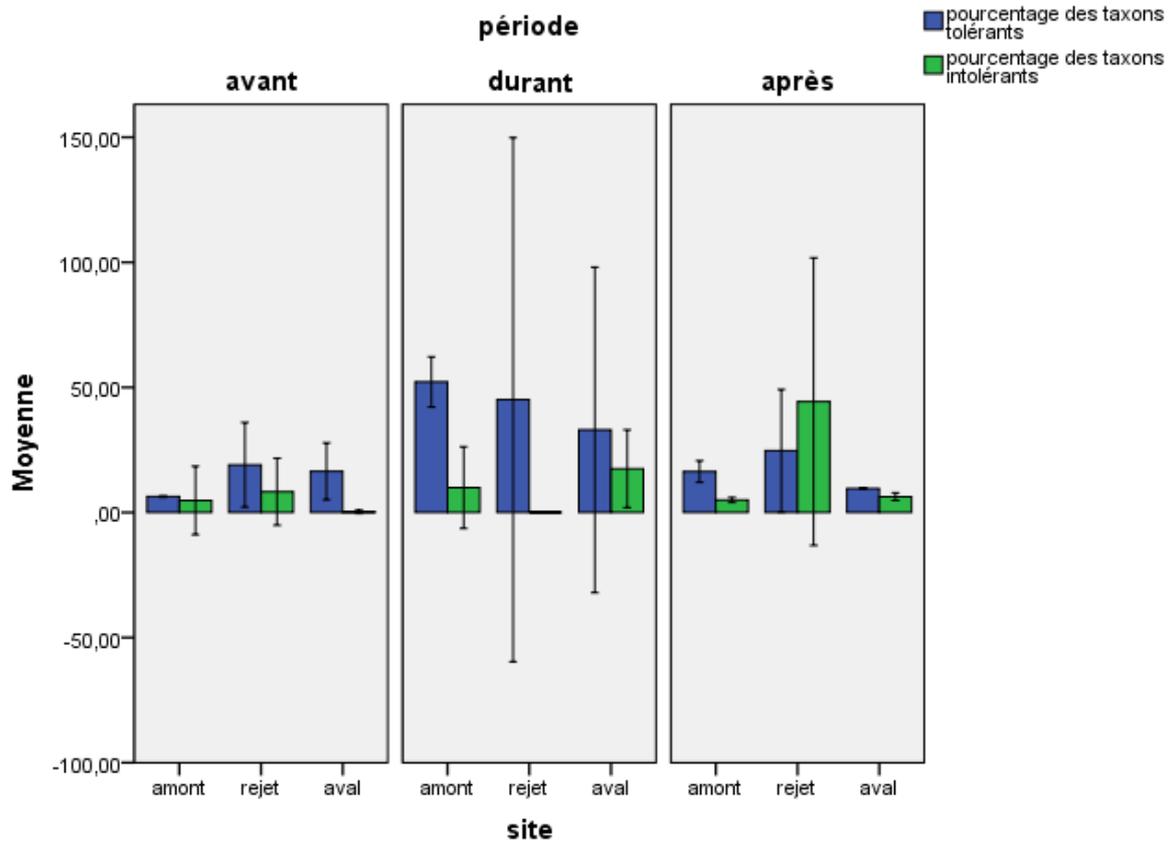


Figure N°34: Pourcentage des taxons tolérants et intolérants durant la période d'étude dans l'oued Arkham.

-Oued bougdoura:

Une très faible proportion des taxons intolérants est observée dans la station Bg3 (1%) après la période oléicole.

La station Bg2 représente une légère diminution des organismes tolérants durant la période oléicole (35%).

Disparition des tous les taxons dans la station Bg3 durant la période oléicole (figure 35).

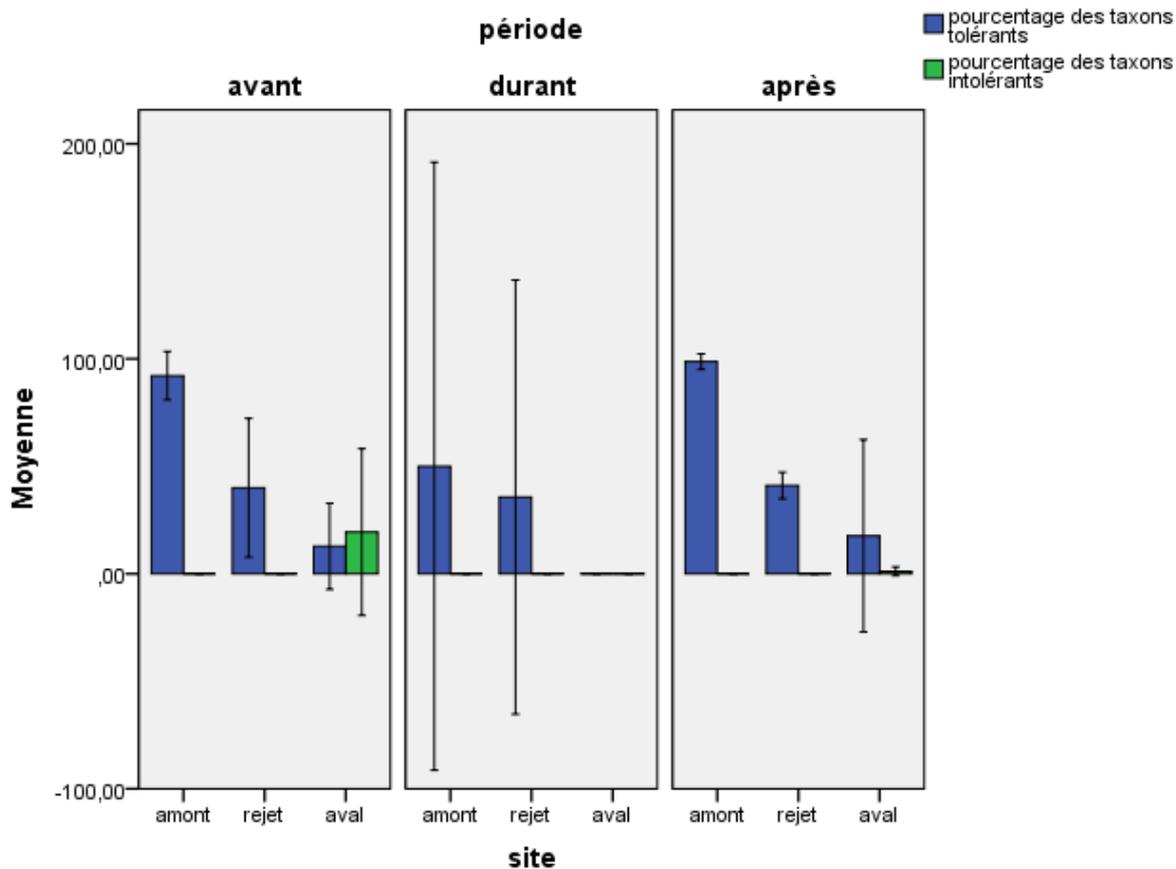


Figure N°35: Pourcentage des taxons tolérants et intolérants durant la période d'étude dans l'oued Bougdoura.

-Oued bousselam:

Une forte proportion des taxons tolérants est enregistrée dans l'oued Bousselam durant la période oléicole (figure 36).

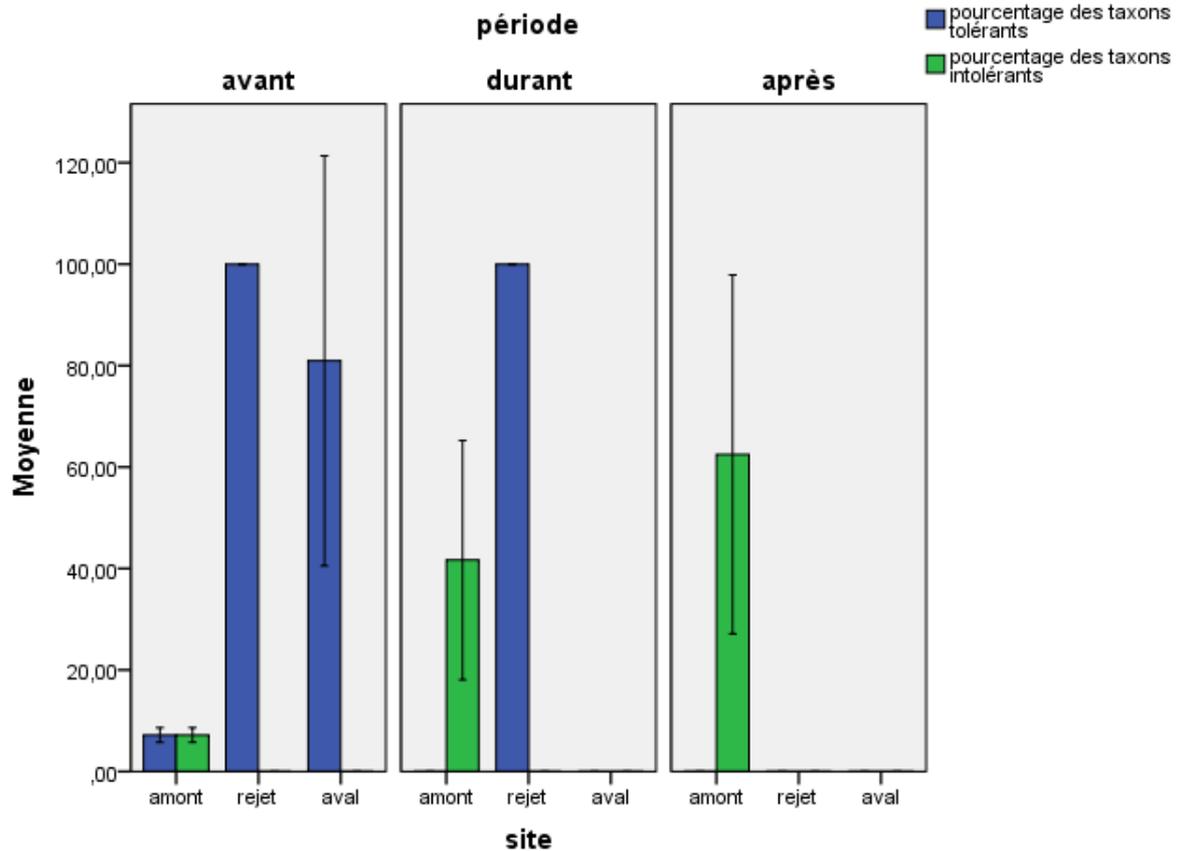


Figure N°36: Pourcentage des taxons tolérants et intolérants durant la période d'étude dans l'oued Bousselam.

Parmi les principaux résultats enregistrés : La disparition des taxons les plus polluosensibles (trichoptères et odonates) et l'apparition d'autres taxons plus résistants (diptères). En effet, les taxons tolérants se développent dans les eaux polluées, Ces espèces sont opportunistes, ils sont parmi les premiers invertébrés à coloniser le milieu aquatique durant les périodes d'eutrophisation ou d'enrichissement organique.

Dans les cours d'eau de la kabylie, (Haouchine, 2011) a montré, une altération de la qualité de l'eau par les activités anthropiques induit la disparition des taxons les plus polluo-sensibles : passage de 9 à 2 taxons intolérants, ainsi que les travaux de (Walsh et al, 2001; Hall et al, 2001) qui ont montré l'apparition des taxons tolérants à la pollution par les activités anthropiques. la forte présence de ces taxons, comme les Chironomidae , et la disparition des taxons intolérants de la station Ar2 rejet direct des huileries révèlent une détérioration de l'état écologique des eaux du cours d'eau au niveau de cette station et l'augmentation de la charge organique. Cette détérioration serait liée aux margines rejetés par les industries oléicoles. Ce résultat est en adéquation avec les conclusions des travaux réalisés par

(Karaouzas, Skoulikidis, et al, 2011), sur l'effet spatiotemporel des margines sur les communautés d'invertébrés benthiques, il a montré une diminution de nombre des taxons durant la période oléicole et la prolifération des taxons polluo-résistants (64% des chironomidae), ainsi qu'une disparition des taxons polluo-sensibles dans les sites situés en aval des rejets, et même une faible richesse taxonomique est observée après la période oléicole.

(Smeti et al, 2019) a étudié aussi l'impact des margines sur les macroinvertébrés benthiques, il a constaté la dominance des taxons tolérants dans sites pollués, due essentiellement aux concentrations élevées des polyphénols et le carbone organique pendant et après la période oléicole.

La disparition des individus dans les stations en aval des rejets est la conséquence d'une augmentation de la charge des polluants oléicoles, ces rejets pourraient donc être à l'origine de la disparition des taxons polluo-sensibles (Baetidae, Hydropsychidae et Gomphidae) et la multiplication des taxons polluo- tolérants comme les Chironomidae.

III-2-5: Indices biologiques:

Trois types d'indices ont été retenus pour évaluer la qualité biologique de ces trois cours d'eau : l'indice de shannon (H') qui est un indice de diversité taxonomique, l'indice d'équitabilité (E) qui permet de comparer les diversités et l'indice Hilsenhoff (FBI) qui permet d'apprécier le degré de pollution d'un cours d'eau.

Les trois méthodes aboutissent à des résultats comparables (tableau 15) pour l'ensemble des stations d'étude aux différentes campagnes d'échantillonnage.

III-2-5-1: Résultats et discussions:

Tableau N° 18 : Les valeurs moyennes (écart-type) des indices biologiques calculés dans les différents sites d'échantillonnage des trois cours d'eau étudiés :

	Sites	H : Indice de Shannon	E: Indice de Pielou	FBI: Indice Hilsenhoff	Qualité de l'eau
Avant	Ar1	1,54 (0,9)	0,53 (0,21)	4,26 (0,15)	Bonne
	Ar2	2,27 (0,2)	0,84 (0,02)	4,31 (0,31)	Bonne
	Ar3	1,40 (0,22)	0,52 (0,01)	4,77 (0,15)	Bonne
	Bg1	1,25 (0,23)	0,59 (0,16)	8,36 (0,08)	Très mauvaise
	Bg2	1,99 (0,07)	0,81(0,03)	5,82 (0,2)	Plutot mauvaise
	Bg3	1,85 (0,5)	0,56 (0,19)	3,74 (0,4)	Très Bonne
	Bs1	2,38 (0,06)	0,85 (0,02)	3,8 (0,38)	Très Bonne
	Bs2	0,61 (0,44)	0,61 (0,44)	8,19 (0,19)	Très mauvaise
	Bs3	1,06 (0,73)	0,67 (0,45)	7,42 (0,6)	Très mauvaise

Durant	Ar1	2,20 (0,25)	0,69 (0,03)	6,06 (0)	Plutot mauvaise
	Ar2	1,35 (0,47)	0,58 (0,1)	5,89 (2,02)	Plutot mauvaise
	Ar3	1,93 (0,16)	0,57 (0,06)	4,83 (2)	Bonne
	Bg1	---	---	---	---
	Bg2	---	---	---	---
	Bg3	---	---	---	---
	Bs1	1,47 (0,15)	0,92 (0,09)	1,41 (0,34)	Excellente
	Bs2	0,51 (0,1)	0,51 (0,1)	8,11 (0,03)	Très mauvaise
	Bs3	---	---	---	---
Après	Ar1	1,68 (0,49)	0,49 (0,1)	4,54 (0)	Bonne
	Ar2	2,43 (0,11)	0,81 (0,03)	3,99 (0,66)	Très Bonne
	Ar3	1,89 (0,26)	0,63 (0,03)	4,25 (0,09)	Bonne
	Bg1	0,08 (0,12)	0,08 (0,12)	7,97 (0,04)	Très mauvaise
	Bg2	1,51(0,16)	0,69 (0)	5,82 (0,03)	Moyenne
	Bg3	0,64 (0,33)	0,29 (0,12)	4,66 (0,89)	Bonne
	Bs1	0,9 (0,13)	0,9 (0,13)	2,12 (0,53)	Excellente
	Bs2	---	---	---	---
	Bs3	---	---	---	---

-Indice shannon:

L'indice de diversité de Shannon est inférieur à 3 dans les 9 stations de cette zone d'étude traduisant ainsi une faible diversité biologique dans ces milieux (figure 37, 38, 39).

Dans l'oued Arkham la valeur de cet indice est légèrement diminuée dans la station de rejet (1,35) comparativement à celles enregistrées en avant et après cette période, alors que celles enregistrées dans l'oued Bougdoura dans les trois stations d'étude sont fortement dégradées (absence des taxons).

L'indice de Shannon calculé pour l'oued arkham varie entre 1,35 et 2,43, Ces résultats montrent que ce cours d'eau est en bonne santé écologique.

Dans l'oued Bousselam l'indice de Shannon traduit une diversité décroissante d'amont vers l'aval durant la période oléicole, on constate une disparition totale des individus après la période oléicole.

-Indice d'équitabilité:

Les valeurs de l'indice d'équitabilité de Pielou calculées pour l'ensemble des cours d'eau étudiées ont varié de 0,08 à 0,92 (figure 37, 38, 39). Les faibles valeurs sont enregistrés respectivement dans les stations Bg1 et Bg2 (0,08, 0,29), Ces résultats montrent que la

répartition des taxons des macro-invertébrés benthiques est moins équilibrée dans ce cours d'eau notamment durant la période oléicole et après cette période.

-Indice Hilsenhoff:

Les valeurs obtenues de l'indice hilsenhoff pour les trois cours d'eau permettent de qualifier l'oued Bougdoura et l'oued Bouselam de mauvaise qualité biologique, et l'oued Arkham de bonne qualité (figure 37, 38, 39).

L'indice de Hilsenhoff indique une classe de qualité écologique bonne à très bonne dans les trois stations d'étude (Ar1, Ar2 et Ar3) durant le mois d'octobre et le mois de mai. Ce résultat implique une pollution organique probable. La valeur moyenne obtenue pour cet indice durant la période oléicole dans les deux stations (Ar1 et Ar3) montre une qualité médiocre de ces sites, ce que signifie une pollution organique substantielle, par contre la station Ar2 reste en bonne qualité. Les mêmes niveaux de qualité, bonne et très bonne sont observés pour ces stations après la période oléicole (figure 37).

On note également une bonne qualité de la station Bg3 durant le mois d'octobre et le mois de mai. Pour les deux autres stations Bg2 et Bg3 dans l'oued Bougdoura, cet indice indique une mauvaise qualité de l'eau avant la période oléicole. Les eaux de ce cours d'eau sont en meilleure qualité après la période oléicole dans les deux stations Bg2 et Bg3, tandis que la station en amont Bg1 reste en mauvaise qualité (figure 38).

Dans l'oued Bouselam la station située en amont des rejets durant toute la période d'étude est plutôt de meilleure qualité que celles situées en rejet et en aval (figure 39).

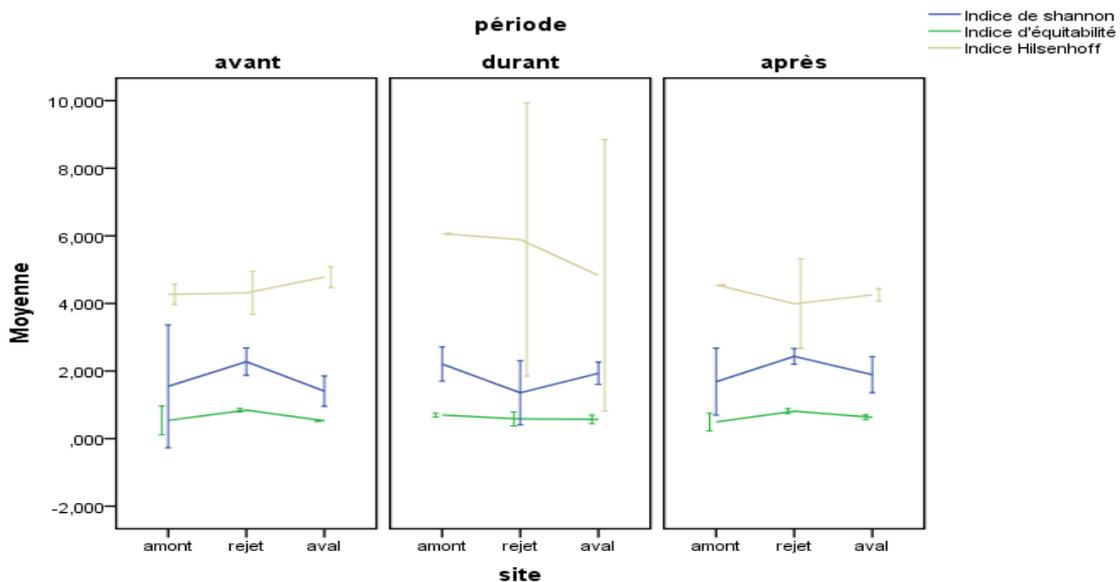


Figure N°37: les valeurs moyennes des trois indices calculés durant la période d'étude dans l'oued Arkham.

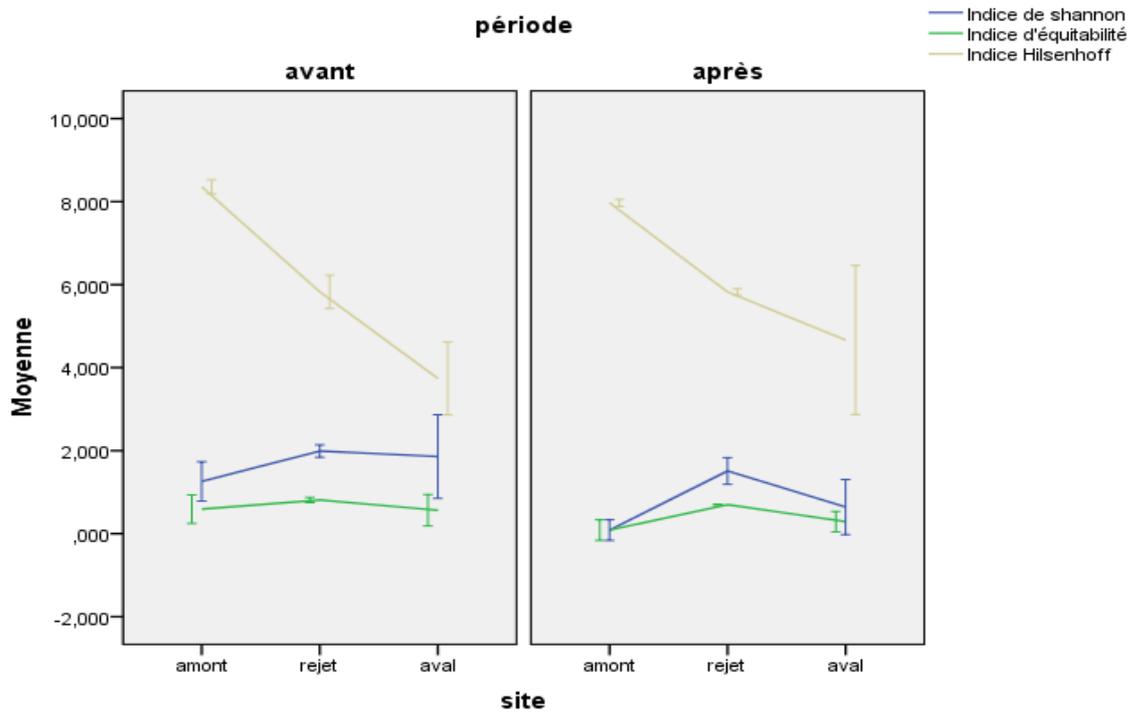


Figure N°38: les valeurs moyennes des trois indices calculés durant la période d'étude dans l'oued Bougdoura.

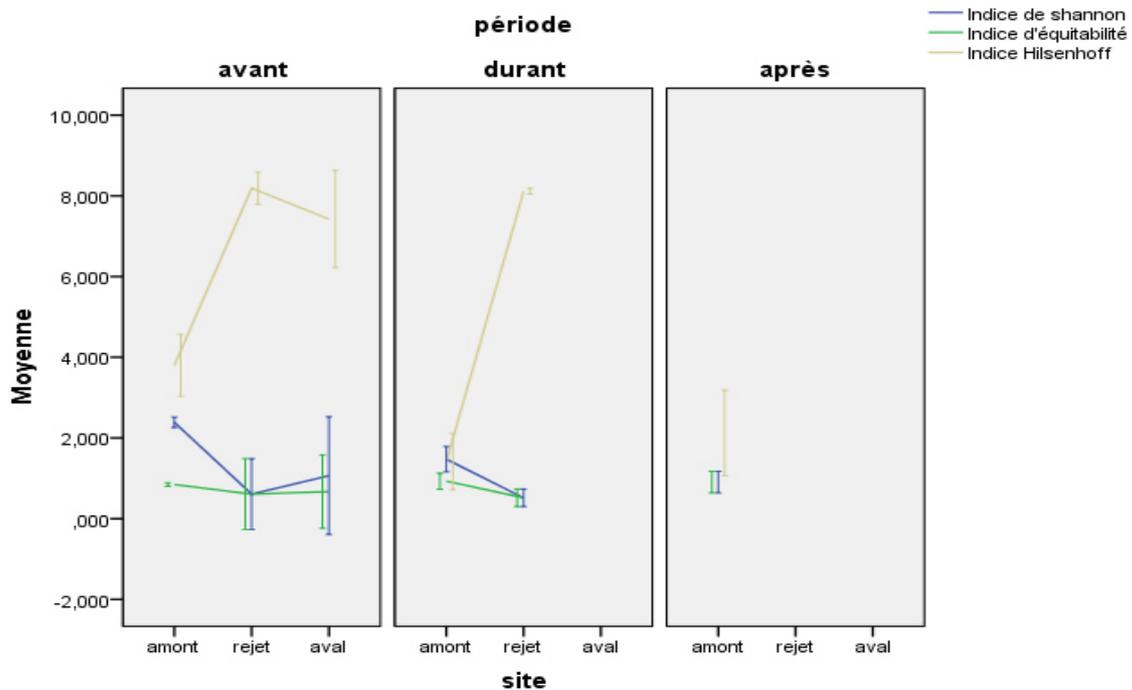


Figure N°39: les valeurs moyennes des trois indices calculés durant la période d'étude dans l'oued Bouselam.

L'intérêt des indices étudiés étant de permettre la comparaison globale de peuplement appartenant à des sites et à des saisons différentes.

L'équitabilité de l'indice de Shannon & Weaver varie de 0 à 1 : elle tend vers 0 quand la quasi-totalité des effectifs est concentrée sur une seule espèce et tend vers 1 lorsque toutes les espèces ont la même abondance. Par ailleurs, un indice d'équitabilité inférieur à 0.6 (60%) caractérise un environnement perturbé.

L'indice de Shannon reflète les modifications de la structure des peuplements et visualise leurs variations dans l'espace. Plus H' est élevé, plus le milieu contient un nombre d'espèces à abondance relative élevée, impliquant une communauté benthique diversifiée.

D'une manière générale, H' et E augmentent d'une part, avec le nombre d'espèces et, d'autre part, avec la régularité de leur distribution d'abondance, autrement dit, un indice faible est une conséquence d'un faible nombre de taxons et/ou de la dominance de quelques espèces.

Les indices de Shannon et d'équitabilité indiquent que le peuplement atteint respectivement la maturité de sa diversité à la station Ar2 avant et après la période oléicole (2,27 ; 0,84 et 2,43 ; 0,81) et à la station Bs1 avant la période oléicole (2,38 ; 0,85).

Les indices de Shannon et d'équitabilité durant la période oléicole sont nettement inférieurs à ceux calculés avant et après cette période. La structure des biocénoses est donc très différente, les valeurs de ces paramètres peuvent être en relation avec les faibles effectifs et richesses taxonomiques enregistrées.

Les résultats de l'indice Hill-senhoff confirment l'existence d'une zone fortement polluée en aval. Il nous montre une altération de la qualité de l'eau durant la période oléicole dans toutes les stations d'étude sauf pour les stations Ar3 et Bs1.

III-3- Analyse en Composantes Principales (ACP):

III-3-1: Résultats et discussions:

-Oued Arkham:

Les deux composantes dans ce cours d'eau présentent 52,42% de la variance totale, la projection des variables sur ces deux composantes P1-P2 (figure 40) montre que :

Les paramètres : l'oxygène dissous, la conductivité, les chlorures, les sulfates, les diptères, les taxons tolérants sont corrélés positivement avec P1, contrairement aux paramètres : la température, les nitrites, les algues, les éphéméroptères, les odonates qui sont associés négativement à cette composante.

Les paramètres : le PH, les nitrates, l'abondance, la richesse taxonomique, les taxons intolérants, les substrats grossiers sont associés positivement avec P2, et les paramètres :

vitesse du courant, profondeur, substrats fins, les trichoptères sont associés négativement sur cette composante.

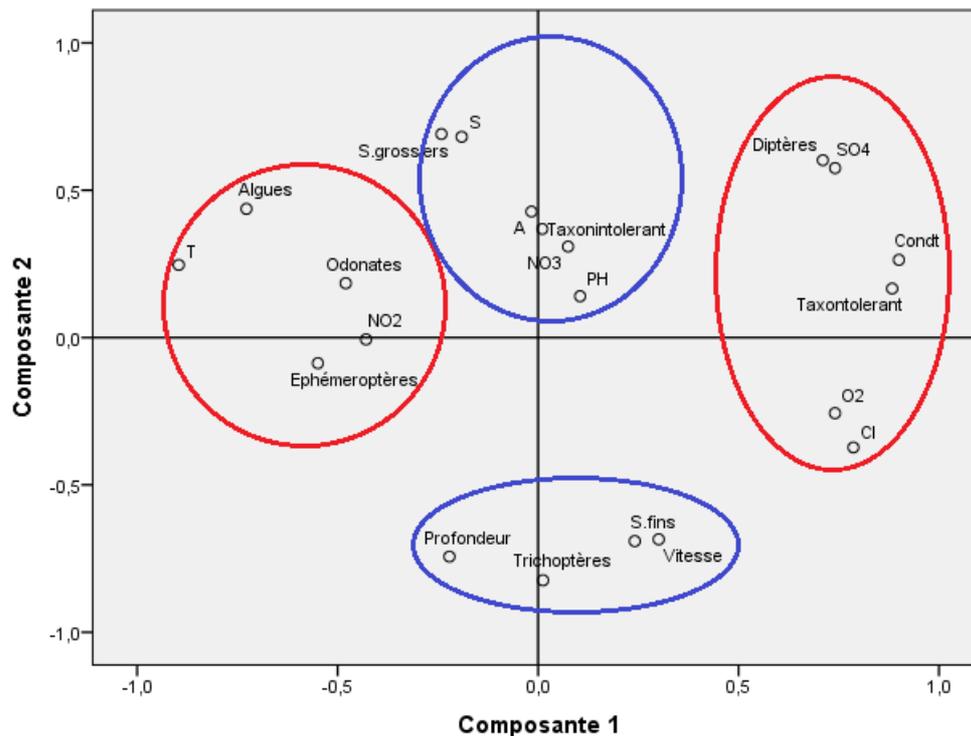


Figure 40: Analyse en Composantes Principales des paramètres physico-chimiques, biologiques et environnementales dans l'oued Arkham.

-Oued Bougdoura:

Dans l'oued Bougdoura les deux composantes expliquent 59,44% de la variance totale, la première composante P1 oppose les paramètres : la conductivité, les chlorures, les substrats fins et les paramètres : la température, le PH, l'oxygène dissous, les nitrates, l'abondance, la richesse taxonomique, les substrats grossiers, les algues, les éphéméroptères, les trichoptères, les taxons intolérants.

Les paramètres : les sulfates, la profondeur, les diptères, les taxons tolérants sont associés positivement à la composante P2 (figure 41).

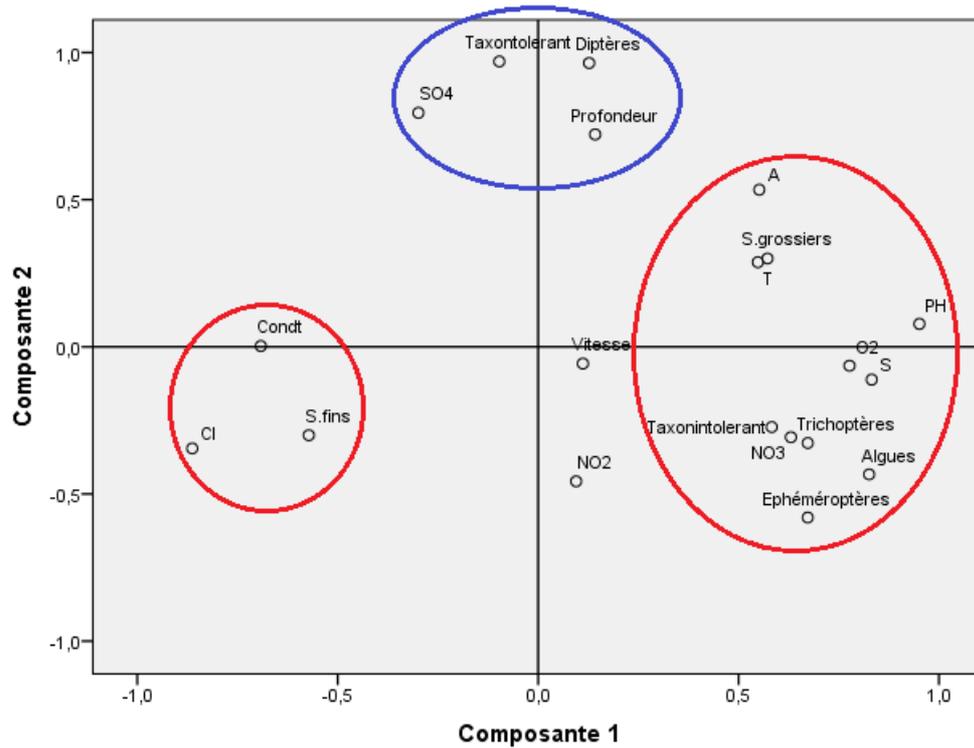


Figure 41: Analyse en Composantes Principales des paramètres physico-chimiques, biologiques et environnementales dans l'oued Bougdoura.

-Oued Boussem:

Par contre dans l'oued Boussem les deux composantes nous a permis d'expliquer 70,19% de la variance totale.

P1 est représenté positivement par les paramètres : l'oxygène dissous, le PH, la richesse taxonomique, les éphéméroptères, les trichoptères, les odonates, et négativement par les paramètres : la température, les chlorures, les sulfates, la conductivité, les substrats fins.

On note aussi une corrélation positive entre les paramètres : la profondeur, la vitesse du courant, les diptères, les taxons tolérants et la composante P2 (figure 42).

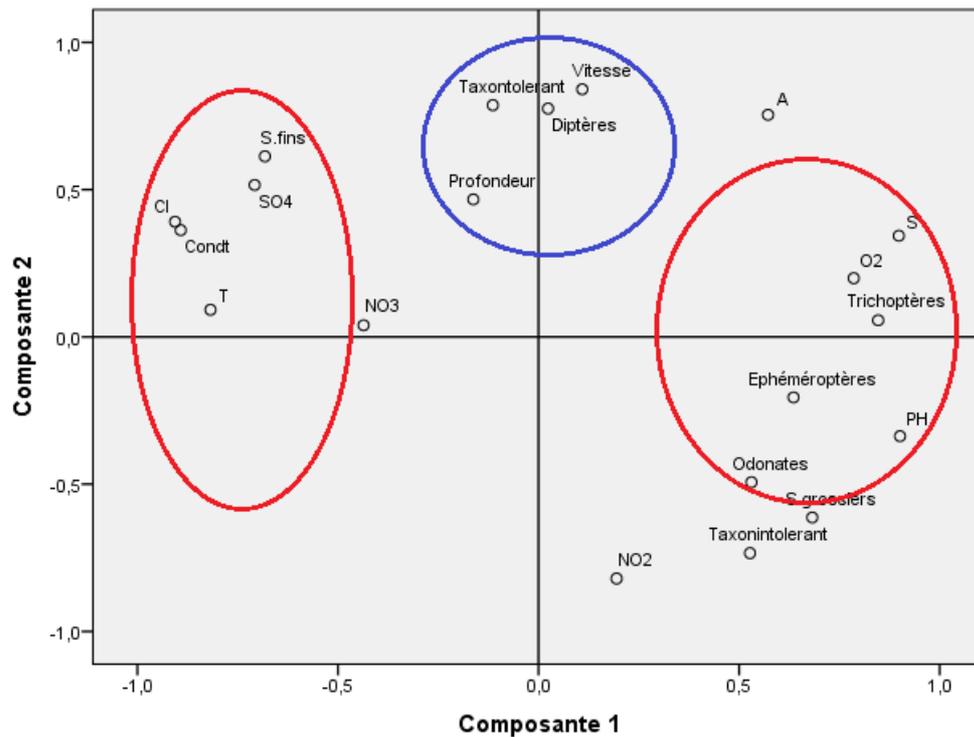


Figure 42: Analyse en Composantes Principales des paramètres physico-chimiques, biologiques et environnementaux dans l'oued Bousselam.

-Relation entre les paramètres environnementaux et les macro-invertébrés benthiques :

Dans l'oued Arkham la profondeur, la vitesse du courant, les substrats fins et les trichoptères sont associés négativement à la deuxième composante (P2), tandis que les substrats grossiers et les taxons intolérants sont corrélés positivement.

Dans l'oued Bougdoura la première composante (P1) est négativement et fortement corrélée aux substrats fins, la conductivité et les chlorures, tandis que les éphéméroptères, les trichoptères et les taxons intolérants sont positivement corrélés, la profondeur, les diptères et les taxons tolérants sont associés positivement à la deuxième composante (P2), et la vitesse du courant est associée négativement.

Dans l'oued Bousselam, une forte association négative est observée dans la première composante (P1) entre les substrats fins, la température, la conductivité, les chlorures, les sulfates, par ailleurs l'oxygène dissous, le PH et les taxons des éphéméroptères, trichoptères et les odonates sont associés positivement.

L'ACP montre que les macroinvertébrés benthiques sont influencés par les variables environnementales en général. En effet, la conductivité électrique, les chlorures, et les substrats fins, influencent tout les taxons durant la période d'étude dans l'oued Bougdoura et l'oued Bousselam alors que la conductivité, les chlorures, les sulfates, et l'oxygène dissous

influencent positivement les diptères et les taxons tolérants dans l'oued Arkham, deux groupes : (les taxons tolérants, les diptères) et (les éphéméroptères, les odonates) s'opposent nettement sur le graphique.

-Les diptères (taxons tolérants) semblent être liés à la profondeur dans les stations étudiées (oued Bougdoura et oued Bousselam).

- Les substrats fins semble être le facteur le plus important influençant la composition des macroinvertébrés dans l'oued Bougdoura et l'oued Bousselam.

Les faibles concentrations en oxygène et la forte salinité (valeurs élevées de la conductivité, chlorures et sulfates) durant la période oléicole nous explique la disparition des communautés benthiques en aval de ces rejets oléicoles.

En effet, Le développement, l'émergence et la reproduction de certains invertébrés aquatiques pourraient également être affectés à des concentrations minimales d'oxygène (Nebeker, 1972).

La matière organique accumulée à la surface des sédiments provoque l'apparition des conditions anaérobies dues à la consommation active de l'oxygène dissous par les organismes hétérotrophes (Takii et Fukui, 1991; Imhoff et al, 1995). Sous ces conditions, le processus de sulfato-réduction joue un rôle majeur dans la minéralisation de la matière organique (Parkes et al, 1989; Bussmann et Reichardt, 1991). Ce phénomène peut engendrer une surproduction des sulfures toxiques (Mudryk et al, 2000) qui s'accompagne parfois d'une crise dystrophique. Le sulfure formé s'accumule d'abord dans la zone anoxique, puis diffuse dans toute la colonne d'eau. Les conditions deviennent alors particulièrement défavorables à la vie des organismes aquatiques (Castel et al, 1996).

Il faut souligner que la station Bs1 est située en aval d'un barrage (barrage tichy-haf), ce qui explique ces faibles valeurs (abondance et richesse taxonomique). Des auteurs ont observé une faible richesse taxonomique en aval immédiat d'un barrage (Voelz et Ward, 2011; Benke et Huryn, 2010), ainsi qu'une présence des sédiments en limon et argile a été observée au niveau de cette station.

Un barrage conduit à une augmentation du transfert de sédiments fins vers les cours d'eau, multipliant les phénomènes de colmatage. Le colmatage fait référence au dépôt de sédiments organiques ou minéraux, L'augmentation du transport de sédiments par suspension soit lors d'une crue, soit lors d'une vidange provoque généralement une augmentation de la mobilité des invertébrés par dérive (White et Gammon, 1976).

Certaines études portent sur le rôle que peut jouer la salinité sur la vie aquatique (Magdych, 1984; Piscart, 2004), ces auteurs remarquent que les fortes concentrations en sels engendrent une diminution de la diversité et de la densité de la faune aquatique.

Des études (Waterkeyn et al, 2008; Piscart et al, 2005) ont montré une augmentation importante de la dérive dans le cas de diversement des sels, La salinité agit indirectement sur la faune en réduisant la production primaire (Dickman et Gochnauer, 1978).

Les différences de tolérance à la salinité doivent être appréhendées au niveau spécifique même si certains ordres comme les Diptères sont plutôt résistants et d'autres sensibles comme les Plécoptères, les Ephéméroptères.

Les Ephéméroptères et les Mollusques étaient généralement plus sensibles que les Odonates et les Crustacés, particulièrement tolérants à la salinité. Les Trichoptères ou les Diptères sont très diversifiés et regroupent des espèces très tolérantes et d'autres très sensibles (Piscart, 2004).

La tolérance à la salinité varie considérablement d'une espèce à l'autre. Tandis que certaines espèces sont connues pour être tolérantes au sel, d'autres réagissent de manière sensible à l'augmentation des niveaux de salinité, aboutissant parfois même à une diminution de la population ou à la disparition de la population (Williams et Williams, 1998; Piscart et al, 2006).

-Relation entre habitat et macro-invertébrés benthiques:

De nombreux travaux ont montré que la distribution spatiale des macroinvertébrés benthiques est régie par un complexe de facteurs environnementaux qui varient d'une station à une autre. Certains d'entre eux, comme la nature du substrat, la vitesse du courant, la hauteur de l'eau sont habituellement considérés comme facteurs écologiques susceptibles d'influencer directement la répartition de la faune benthique.

Dans le bassin versant de la soummam, deux types de facteurs à grande échelle (altitude et pente) régissent la répartition des macro-invertébrés benthiques en agissant sur la vitesse du courant et la nature du substrat. Les variations de la vitesse du courant jouent sur la nature du substrat qui influe à son tour sur la structuration des macro-invertébrés benthiques, le peuplement de macro-invertébrés benthiques présente une structure propre pour chaque faciès d'écoulement, même au sein de la même station, l'habitat des macro-invertébrés benthiques est très réduit, et chaque micro-habitat possède une structure spécifique de ces peuplements benthiques (Zouggaghe et Moali, 2009; Zouggaghe et Moali, 2012).

Les écoulements de surface représentent un facteur écologique essentiel qui agit sur la composition, la structure des biocénoses aquatiques et il exerce une influence sur le comportement, la distribution et le métabolisme des communautés. L'écoulement est caractérisé par un profil de vitesse qui dépend du débit, des précipitations, de la pente, de la largeur du lit, des apports des affluents ainsi que de la taille des substrats et de la profondeur

de la lame d'eau (Haouchine, 2011). La répartition des particules constituant le lit du cours d'eau est contrôlé par l'écoulement, qui produit ainsi une mosaïque de substrats très diversifiée. On distingue fondamentalement les substrats fins relativement fluides en raison d'une forte teneur en eau, des substrats grossiers plus rigides (Ward et al, 1998).

En raison de cette relative fluidité, les invertébrés peuvent s'y mouvoir aisément par fouissage en modifiant l'arrangement des particules. Au contraire, la structure plus rigide de substrats grossiers est plus difficilement modifiable par les invertébrés et leur utilisation sera conditionnée par la taille et la quantité des interstices (Gayraud et Philippe, 2001).

Selon (Wasson et Maridet, 1995) les invertébrés répondent quantitativement aux variations de leur habitat physique, le substrat est un facteur très important puisqu'il influence la densité et la biomasse des macro-invertébrés et les paramètres hydrauliques (vitesse et profondeur) n'ont une influence significative que sur les densités.

Les substrats fins (à dominance organique : vases) est le facteur qui influence plus la variation des macro-invertébrés dans les trois cours d'eau étudiés.

Conclusion générale

La pollution des margines engendrée par les industries oléicoles dans les cours d'eau de la région de la Kabylie a des effets sur les communautés des macroinvertébrés en place. Les eaux des stations étudiées présentent une minéralisation importante durant la période oléicole. L'analyse globale de la structure de la faune benthique des différentes stations révèle un peuplement peu diversifié et largement déséquilibré.

L'analyse des variables physico-chimiques ayant montré des différences significatives entre les stations et les périodes d'échantillonnage.

Les paramètres physico-chimiques tels que la conductivité et les chlorures influencent fortement la répartition des macroinvertébrés benthiques.

Les stations situées en aval des rejets Bg3 et Bs3 semblent être les stations les plus altérées des cours étudiés, ou les margines sont responsables des concentrations élevées en conductivité et chlorures.

Les stations situées aux points de rejets Ar2, Bg2 et Bs2 sont caractérisées par une augmentation de la matière organique et la présence des taxons tolérants.

La présence ou l'absence d'une espèce dépend autant de la qualité de l'eau que de l'habitat dont elle a besoin.

La zone d'étude se divise en deux secteurs :

D'une part les stations Ar1, Ar2 et Ar3 de l'oued Arkham de qualité biologique et physicochimique moyenne avec cependant une légère pollution organique durant la période oléicole, ces sites sont légèrement impactés, ils ont une conductivité et une concentration en sulfates et chlorures plus élevées, ils se distinguent par une proportion plus importante de taxons tolérants et une plus grande abondance de macro-invertébrés. La valeur maximale de l'indice FBI (5,89) durant la période oléicole confirme cette altération.

Et d'autre part, les stations de l'oued Bougdoura et l'oued Bousselam (Bg1, Bg2, Bg3, Bs1, Bs2, Bs3) qui sont fortement dégradés au niveau des stations en aval durant la période oléicole, la pollution toxique des huileries affecte la quasi totalité de la chaîne alimentaire car son action commence par le bas de la pyramide avec la mort des végétaux, puis des consommateurs primaires et ainsi de suite.

L'ordre le plus affecté durant les rejets oléicoles était celui des odonates et des trichoptères, les éphéméroptères et les diptères étaient peu affectés, la richesse taxonomique observée durant la période oléicole est très faible de celle trouvée durant le mois d'octobre et mai.

La disparition des taxons en aval dans l'oued Bougdoura et l'oued Bousselam indique un niveau de dégradation plus important de ces cours d'eau par rapport à l'oued Arkham. Ces

concentrations élevées pourraient également être occasionnées par la présence des rejets de la station thermale dans l'oued Bousselam.

Les eaux usées urbaines et les rejets de la station thermale étaient le deuxième facteur ayant une influence significative sur les macroinvertrés benthiques dans les stations Bg1, Bs2 et Bs3, Ces stations sont caractérisées par la dominance des diptères Chironomidae. En effet une pollution de type organique entraîne généralement une réduction de la richesse taxonomique : diminution notable des effectifs de certaines espèces moins sensibles et surtout prolifération des organismes tolérants. Par contre une pollution de nature toxique (rejets oléicoles), on observe une forte diminution des effectifs de tous les organismes pouvant aller jusqu'à la disparition de nombreux taxons.

On comprend que le manque de législation, ou le non application des réglementations en vigueur en matière de gestion des eaux usées industrielles expose les milieux aquatiques et terrestres à toute forme de pollution dont les conséquences, à court ou à long terme, finiront par atteindre l'homme.

Afin, de résoudre ce problème, nous recommandons de faire l'étude d'impact environnemental avant l'installation des industries, la valorisation de ces déchets et la surveillance et le contrôle de la qualité des eaux usées industrielles avant leurs rejets dans la nature.

Références bibliographiques

- Achak, M., Hafidi, A., Ouazzani, N., Sayadi, S et Mandi, L. 2009. « Low Cost Biosorbent “BananaPeel” for the Removal of Phenolic Compounds from Olive Mill Wastewater: Kinetic and Equilibrium Studies ». *Journal of Hazardous Materials* 166 (1): 117-25.
- Achak, M., Ouazzani, N., Yaacoubi, A et Mandi, L. 2008. « Caractérisation des margines issues d’une huilerie moderne et essais de leur traitement par coagulation-floculation par la chaux et le sulfate d’aluminium ». *Revue des sciences de l’eau* 21 (1): 16.
- Aggoun, M., Duriot, B., Arhab, A., Cornu, A., Barkat, M et Graulet, B. 2013. « Composition des margines issues de la production d’huile d’olive en vue d’une valorisation par la vache laitière ». *Renc. Rech. Ruminants* 20: 111.
- Aggoun, M. 2016. « Caractérisation de la composition en microconstituants des margines issues de la production oléicole et utilisabilité comme complément dans la ration chez la vache laitière ». Thèse de doctorat, Université Frères Mentouri Constantine.
- Aissam, H. 2003. « Etude de la biodégradation des effluents des huileries (margines) et leur valorisation par production de l’enzyme tannase ». Thèse de doctorat, Université Sidi Mohamed Ben Abdelah, Maroc.
- Aktas, E. S., Imre, S et Ersoy, L. 2001. « Characterization and Lime Treatment of Olive Mill Wastewater ». *Water Research* 35 (9): 2336-2340.
- Alayat, H., et Lamouroux, C. 2006. « Evolution spatio-temporelle du chimisme des eaux thermominérales des monts de la cheffia (nord-est algérien) ». *Karstologia* 48 (1): 23-28.
- Amara, R. 2010. « Impact de l’anthropisation sur la biodiversité et le fonctionnement des écosystèmes marins. Exemple de la Manche-mer du nord ». *Vertigo*, 8.
- Amaral, C. M., Lucas, S., Coutinho, J., Antonio, L., Crespi, M., Anjos, R et Pais, C. 2008. « Microbiological and Physicochemical Characterization of Olive Mill Wastewaters from a Continuous Olive Mill in Northeastern Portugal ». *Bioresource Technology* 99 (15): 7215-7223.
- Amiard, J.C et Amiard, C.T. 2008. « Les bio-marqueurs dans l’évaluation de l’état écologique des milieux aquatiques ». *Tec&Doc*. Paris.
- Angelier, E. 2000. « Ecologie des eaux courantes ». *Tec & Doc Lavoisier*. Londres.
- Arab, A., Lek, S., Lounaci, A et Park, Y. S. 2004. « Spatial and Temporal Patterns of Benthic Invertebrate Communities in an Intermittent River (North Africa) ». *Annales de Limnologie - International Journal of Limnology* 40 (4): 317-327.
- Aranda, E., Sampedro, I., Ocampo, J. A et García, I. 2006. « Phenolic Removal of Olive-Mill Dry Residues by Laccase Activity of White-Rot Fungi and Its Impact on Tomato Plant Growth ». *International Biodeterioration & Biodegradation*, 13th International Biodeterioration and Biodegradation Symposium: State-of-the-Art in Biodeterioration, Biodegradation, and Bioremediation, 58 (3): 176-179.

- Barbour, M.T, Gerritsen, J., Snyder, B.D et Stribling, J.B. 1999. « Rapid Bioassessment Protocols for Use in Streams and Wadeable Rivers: Periphyton, Benthic Macroinvertebrates and Fish, Second Edition ». Environmental Protection Agency; Office of Water.
- Bartolomé, B., Estrella, I et Hernández, M. T. 2000. « Interaction of Low Molecular Weight Phenolics with Proteins (BSA) ». *Journal of Food Science* 65 (4): 617-621.
- Beccari, M., Carucci, G., Majone, M et Torrisi, L. 1999. « Role of Lipids and Phenolic Compounds in the Anaerobic Treatment of Olive Oil Mill Effluents ». *Environmental Technology* 20 (1): 105-110.
- Beisel, J.N., Peltre, M.C et Usseglio-Polatera, P. 2011. « Impact de la pollution saline sur la biocénose aquatique de la Moselle ». Laboratoire des Interactions Ecotoxicologie, Biodiversité, Ecosystèmes (LIEBE) - CNRS UMR 7146.
- Beisel, J.N., Usseglio-Polatera, P., Thomas, S et Moreteau, J.C. 1998. « Stream Community Structure in Relation to Spatial Variation: The Influence of Mesohabitat Characteristics ». *Hydrobiologia* 389 (1): 73-88.
- Bekhouche, N., Marniche, F. et Ouldjaoui, A. 2017. « Contribution to the study of the biodiversity of benthic invertebrates and the biological quality of some rivers in the watershed boumerzoug (east of Algeria) ». *Journal of Fundamental and Applied Sciences* 9 (1): 234.
- Chokri, B., Kallel, M et Elleuch, B. 2002. « Identification de nouveaux composés phénoliques présents dans les rejets liquides d'huileries d'olive (marges) ». *Déchets, sciences et techniques*, 27.
- Bélangier, D. 2009. « Utilisation de la faune macrobenthique comme bioindicateur de la qualité de l'environnement marin côtier ». Université de Sherbrooke.
- Belghyti, D., El Guamri, Y., Ztit, G., Ouahidi, M., Joti, M., Harchrass, A., Amghar, H., Bouchouata, O., El Kharrim, K et Bounouira, H. 2009. « Caractérisation Physico-Chimique Des Eaux Usées d'abattoir En Vue de La Mise En Oeuvre d'un Traitement Adéquat : Cas de Kénitra Au Maroc ». *Afrique Science:Revue Internationale Des Sciences et Technologie* 5 (2).
- Benderradji, L., Djebri, F.Z., Rebbas, K.f., Ghadbane, M., Bounar, R et Benniou, R. 2016. « Oléiculture dans la région d'El-Hodna (M'sila, Algérie): état des lieux et régénération in vitro de l'olivier ». *Revue Agriculture* 1: 259-264.
- Benke-Arthur C et Huryn, A.D. 2010. « Benthic invertebrate production facilitating answers to ecological riddles in freshwater ecosystems ». *Journal of the North American Benthological Society* 29 (1): 264-285.
- Benoit, C.V. 2014. « Les facteurs de sélection des bio-indicateurs de la qualité des écosystèmes aquatiques : élaboration d'un outil d'aide à la décision ». Université de Sherbrooke.

- Habiki, H. 2001. « Apports détritiques de l'Oued Isser et rôle du canyon d'Alger dans la dynamique des sédiments du plateau continental de la baie de Zemmouri El-Bahri ». Mémoire Magister, Université Des Sciences Et De La Technologie Houari Boumediene (USTHB).
- Benyahia, N et Zein,K. 2003. « Analyse des problèmes de l'industrie de l'huile d'olive et solutions récemment développées ». 1-8. Lausanne, suisse.
- Berg-Dick, J. C., van-den, A.S., Ledebøer, K.K., Verbake, M. A et Theo-Verrips, C. 1993. « Isolation, screening and identification of lactic acid bacteria from traditional food fermentation processes and culture collections ». *Food Biotechnology* 7 (3): 189-205.
- Blika, P.S., Stamatelatos, K., Kornaros, M et Lyberatos, G. 2009. « Anaerobic Digestion Of Olive Mill Wastewater ». *Global NEST Journal* 11 (3): 364-372.
- Boissonneault, Y. 2006. « Le suivi écologique des rivières au Québec : comparaison des bioindicateurs basés sur les invertébrés et les diatomées benthiques ». Université du Québec.
- Bonada, N., Resh, V.H et Statzner, B. 2006. « Developments in Aquatic Insect Biomonitoring: A Comparative Analysis of Recent Approaches ». *Annual Review of Entomology* 51: 495-523.
- Boukhoubza, F., Ait Boughrous, A.M., Khebiza, Y., Jail, A., Hassani, L., Loukili-Idrissi, L et Nejmeddine A. 2008. « Impact Des Effluents Des Huileries D'olive Sur La Qualité Physico-Chimique Et Biologique Des Eaux Souterraines Dans La Plaine Du Haouz Au Sud De Marrakech (maroc) ». *Environmental Technology* 29 (9): 959-974.
- Boulton, A.J. 2003. « Parallels and Contrasts in the Effects of Drought on Stream Macroinvertebrate Assemblages ». *Freshwater Biology* 48 (7): 1173-1185.
- Boussaid, A. 2014. « Étude des hydrogrammes des crues du bassin versant Isser(09) Algérie (W.Boumerdes) ». Mémoire Master, Université Kasdi Merbah Ouargla (UKMO).
- Briante, R., Patumi, M., Febbraio, F et Nucci, R. 2004. « Production of Highly Purified Hydroxytyrosol from Olea Europaea Leaf Extract Biotransformed by Hyperthermophilic Beta-Glycosidase ». *Journal of Biotechnology* 111 (1): 67-77.
- Brittain, J.E. 1977. « The Effect of Temperature on the Egg Incubation Period of Taeniopteryx nebulosa (Plecoptera) ». *Oikos* 29 (2): 302-305.
- Brittain, J.E. 1983. « The Influence of Temperature on Nymphal Growth Rates in Mountain Stoneflies (Plecoptera) ». *Ecology* 64 (3): 440-446.
- Bussmann, I et Reichardt, W. 1991. « Sulfate-reducing bacteria in temporarily oxic sediments with bivalves. » *Marine Ecology Progress Series* 78: 97-102.
- Cadillon, M et Lacassin J.C. 2002. « La Valorisation Agronomique Des Margines ». Aix-En-Provence.

- Camargo, J.A., Alvaro, A et Marcos, P. 2004. « Multimetric Assessment of Nutrient Enrichment in Impounded Rivers Based on Benthic Macroinvertebrates ». *Environmental Monitoring and Assessment* 96 (1): 233-249.
- Campaniello, D., Bevilacqua, A., D'Amato, D., Corbo, M.R., Altieri, C et Sinigaglia, M. 2005. « Microbial Characterization of Table Olives Processed According to Spanish and Natural Styles ». *Food Technol. Biotechnol* 3 (43): 289-294.
- Camps F.H. 1974. « L'olivier et son importance économique dans l 'Afrique antique ». *Options Méditerranéennes* 24: 21-28.
- Capasso, R., Cristinzio, G., Evidente, A et Scognamiglio, F. 1992. « Isolation, Spectroscopy and Selective Phytotoxic Effects of Polyphenols from Vegetable Waste Waters ». *Phytochemistry* 31 (12): 4125-4128.
- Capasso, R., Evidente, A., Schivo, L., Orru, G., Marcialis, M.A et Cristinzio, G.1995. « Antibacterial Polyphenols from Olive Oil Mill Waste Waters ». *Journal of Applied Bacteriology* 79 (4): 393-398.
- Capasso, R.A et Arienzo, M. 2002. « Recovery and Characterization of the Metal Polymeric Organic Fraction (Polymerin) from Olive Oil Mill Wastewaters ». *Journal of Agricultural and Food Chemistry* 50 (10): 2846-2855.
- CAR/PP (centre régionale pour l'activité propre). 2000. « Prévention de la pollution dans la Production d'huile d'olive. »
- Caspers, H. 1979. « The Ecology of Running Waters. » *Internationale Revue Der Gesamten Hydrobiologie Und Hydrographie* 64 (1): 70.
- Castel, J.P, et Rodney, H. 1996. « Eutrophication Gradients in Coastal Lagoons as Exemplified by the Bassin d'Arcachon and the Étang Du Prévost ». *Hydrobiologia* 329 (1).
- Cayrou, J., Compin, A., Giani, N et Céréghino, R. 2000. « Associations spécifiques chez les macroinvertébrés benthiques et leur utilisation pour la typologie des cours d'eau. Cas du réseau hydrographique Adour-Garonne (France) ». *Annales de Limnologie - International Journal of Limnology* 36 (3): 189-202.
- Chamkha, M., Harat, B., Patel, K.C., Garcia, J.L et Labat, M. 2001. « Isolation of Clostridium Bifermentans from Oil Mill Wastewaters Converting Cinnamic Acid to 3-Phenylpropionic Acid and Emendation of the Species ». *Anaerobe* 7 (4): 189-97.
- Chapman, D. 1996. *Water Quality Assessments: A Guide to the Use of Biota, Sediments and Water Environmental Monitoring*. E & FN Spon. London.
- Chen, F., Kissel, D.E., West, L.T et Adkins, W. 2000. « Field-Scale Mapping of Surface Soil Organic Carbon Using Remotely Sensed Imagery ». *Soil Science Society of America Journal* 64 (2): 746-753.

- Chessman, B.C. 1995. « Rapid Assessment of Rivers Using Macroinvertebrates: A Procedure Based on Habitat-Specific Sampling, Family Level Identification and a Biotic Index ». *Australian Journal of Ecology* 20 (1): 122-129.
- Chimi, H. 2006. « Technologie d'extraction des huiles d'olives et gestion de sa qualité ». Bulletin mensuel d'information et de liaison du PNTTA édition, 141.
- Danellakis, D., Ntaikou, I., Kornaros, M et Dailianis, S. 2011. « Olive Oil Mill Wastewater Toxicity in the Marine Environment: Alterations of Stress Indices in Tissues of Mussel *Mytilus Galloprovincialis* ». *Aquatic Toxicology* 101 (2): 358-366.
- De Marco, E., Savarese, M., Paduano, A et Sacchi, R. 2007. « Characterization and Fractionation of Phenolic Compounds Extracted from Olive Oil Mill Wastewaters ». *Food Chemistry* 104 (2): 858-67.
- Death, R.G et Winterbourn, M.J. 1995. « Diversity Patterns in Stream Benthic Invertebrate Communities: The Influence of Habitat Stability ». *Ecology* 76 (5): 1446-60.
- Dedieu, N. 2014. « Mise Au Point d'un Outil d'évaluation de La Qualité Biologique Des Petites Rivières de Guyane Sur La Base Des Invertébrés Benthiques ». Thèse de doctorat, université de toulouse.
- Dedjiho, C.A., Mama, D., Dimon, B.F., Chouti, W., Alassane, A., Fiogbe, E.D et Sohounhloue, C.K.D. 2013. « Influence de l'état d'eutrophisation de La Lagune de Gbèzoumè (Ouidah) Sur Sa Faune Aquatique ». *International Journal of Biological and Chemical Sciences* 7 (5): 2069-2077.
- Département de l'environnement du Maroc et FODEP. 2004. « Industrie oléicole au Maroc et son impact sur l'environnement : Propositions d'actions de lutte contre la pollution générée par les huileries d'olives, cas de la province de Taounate ». Étude d'impact, Maroc.
- Dermeche, S., Nadour, M., Larroche, C., Moulti-Mati, F et Michaud, P. 2013. « Olive Mill Wastes: Biochemical Characterizations and Valorization Strategies ». *Process Biochemistry* 48 (10): 1532-52.
- Dickman, M.D et Gochnauer, M.B. 1978. « Impact of Sodium Chloride on the Microbiota of a Small Stream ». *Environmental Pollution (1970)* 17 (2): 109-26.
- Direction de l'environnement de la wilaya de tizi-ouzou. 2010. « Etude relative à la délimitation et à la caractérisation des zones de montagne et des massifs montagneux du djurdjura ». Rapport de projet de délimitation et de classement des zones de montagnes du massif du Djuedjura 3.
- Djenba, S. 2015. « Influence Des Paramètres Géologique, Géomorphologique et Hydrogéologique Sur Le Comportement Mécanique Des Sols de La Wilaya de Sétif. Algérie ». Thèse de doctorat, Université Mohamed Khider - Biskra.

- Duhaime, L et Pinel-Alloul, B. 2005. « Méthode de sélection de lacs de référence dans le cadre d'une étude Before-After Control-Impact (BACI) évaluant les effets des coupes forestières sur le zooplancton des lacs de la forêt boréale ». *Revue des sciences de l'eau / Journal of Water Science* 18: 199-220.
- Durance, I et Ormerod, S. J. 2010. « Evidence for the role of climate in the local extinction of a cool-water trichodonta ». *Freshwater Science* 29 (4): 1367-1378.
- El Hajjouji, H. 2007. « Évolution des caractéristiques physico-chimiques, spectroscopiques et éco-toxicologiques des effluents d'huileries d'olive au cours de traitements biologique et chimique ». Thèse de doctorat, Université de Toulouse.
- El Hajjouji, H., Fakharedine, N., Ait Baddi, G., Winterton, P., Bailly, J.R., Revel, J.C et Hafidi, M. 2007. « Treatment of Olive Mill Waste-Water by Aerobic Biodegradation: An Analytical Study Using Gel Permeation Chromatography, Ultraviolet-Visible and Fourier Transform Infrared Spectroscopy. » *Bioresource Technology* 98 (18): 3513-3520.
- El-Abbassi, A., Hafidi, A., Khayet, M et García-Payo, M.C. 2012. « Integrated Direct Contact Membrane Distillation for Olive Mill Wastewater Treatment ». *Desalination*, 8.
- El-Abbassi, A., Kiai, H et Hafidi, A. 2012. « Phenolic Profile and Antioxidant Activities of Olive Mill Wastewater ». *Food Chemistry* 132 (1): 406-12.
- Elliott, J.M. 1987. « Temperature-Induced Changes in the Life Cycle of *Leuctra Nigra* (Plecoptera: Leuctridae) from a Lake District Stream ». *Freshwater Biology* 18 (1): 177-84.
- Ergül, F.E., Sargin, S., Öngen, G et Vardar-Sukan, F. 2009. « Dephenolisation of Olive Mill Wastewater Using Adapted *Trametes Versicolor* ». *International Biodeterioration & Biodegradation* 63 (1): 1-6.
- Esmail, A., Abed, H., Firdaous, M., Chahboun, N., Berny, E.H., Ouhssine, M et Mennane, M. 2014. « Étude physico-chimique et microbiologique des margines de trois régions du Maroc (Ouzane, Fès Boulman et Béni Mellal) ». *J. Mater. Environ. Sci* 1 (5): 121-26.
- Etahiri, S., Amine, J et Bihaoui, B. 2006. « production des déchets organiques biodégradables par l'industrie agroalimentaire au Maroc ». Université Chouaib Doukkali, Maroc.
- Fagrouch, A., Berrahou, A et El Halouani, H. 2011. « Impact d'un effluent urbain de la ville de Taourirt sur la structure des communautés de macroinvertébrés de l'oued Za (Maroc oriental) ». *Revue des sciences de l'eau* 24 (2): 87-101.
- Felice, B., Pontecorvo, G et Carfagna, M. 1997. « Degradation of Waste Waters from Olive Oil Mills by *Yarrowia Lipolytica* ATCC 20255 and *Pseudomonas Putida* ». *Acta Biotechnologica* 17 (3): 231-239.
- Fellag, M. 2006. « Ecologies trophique des poussins de la Cigogne blanche *Ciconia ciconia* (Linné, 1758) dans la vallée du Sébaou, en Kabylie (Algérie) ». Thèse de doctorat, Alger.

- Fiestas-Ros deUrsinos, J.A et Borja-Padilla, R. 1992. « Use and Treatment of Olive Mill Wastewater: Current Situation and Prospects in Spain ». *Grasas y Aceites* 43 (2): 101-6.
- Fiorentino, A., Gentili, A., Isidori, M., Monaco, P., Nardelli, A., Parrella A et Temussi, F. 2003. « Environmental Effects Caused by Olive Mill Wastewaters: Toxicity Comparison of Low-Molecular-Weight Phenol Components ». *Journal of Agricultural and Food Chemistry* 51 (4): 1005-1009.
- Fki, I., Allouche, N et Sayadi, S. 2005. « The Use of Polyphenolic Extract, Purified Hydroxytyrosol and 3,4-Dihydroxyphenyl Acetic Acid from Olive Mill Wastewater for the Stabilization of Refined Oils: A Potential Alternative to Synthetic Antioxidants ». *Food Chemistry* 93 (2): 197-204.
- Fore, L.S., Karr, J.R et Wisseman, R.W. 1996. « Assessing Invertebrate Responses to Human Activities: Evaluating Alternative Approaches ». *Journal of the North American Benthological Society* 15 (2): 212-31.
- Furse, M., Hering, D., Moog, O., Verdonschot, P., Johnson, R.K., Brabec, K et Gritzalis, K .2006. « The STAR Project: Context, Objectives and Approaches ». *Hydrobiologia* 566 (1): 3-29.
- Galli, E., Pasetti, L., Fiorelli, F et Tomati, U. 1997. « Olive-mill wastewater composting: microbiological aspects». *Waste Management & Research* 15 (3): 323-330.
- Gasa, J.J., Martins, A.L et Castrillo, C. 1991. « Utilisation des margines comme supplément des fourrages pour la brebis ». *Options Méditerranéennes: Série A* 16:167-169.
- Gayraud, S et Philippe, M. 2001. « Does Subsurface Interstitial Space Influence General Features and Morphological Traits of the Benthic Macroinvertebrate Community in Streams? » *Archiv Für Hydrobiologie*, 667-686.
- Genin, B. 2003. « Cours d'eau et indices biologiques: pollution, méthodes, IBGN » *Educagri*.
- Gerhardt, A et de Bisthoven, L-J. 1995. « Behavioural, Developmental and Morphological Responses of Chironomus Gr. Thummi Larvae (Diptera, Nematocera) to Aquatic Pollution ». *Journal of Aquatic Ecosystem Health* 4 (3): 205-14.
- Gessner, M.O., Chauvet, E et Dobson, M. 1999. « A Perspective on Leaf Litter Breakdown in Streams ». *Oikos*, 377-384.
- Ghabbour, N., Lamzira, Z., Thonart, P., Cidalia, P., Markaoui, M et Asehraou, A. 2011. « Selection of Oleuropein-Degrading Lactic Acid Bacteria Strains Isolated from Fermenting Moroccan Green Olives ». *Grasas y Aceites* 62 (1): 84-89.
- Giere, O. 2009. «Meiobenthology: The Microscopic Motile Fauna of Aquatic Sediments». *Springer-Verlag*.

- Giudicelli, J., Dakki, M et Dia, A. 1985. « Caractéristiques abiotiques et hydrobiologiques des eaux courantes méditerranéennes ». *SIL Proceedings* 22 (4): 2094-2101.
- Gnohossou, P.M. 2006. « La faune benthique d'une lagune ouest Africaine (le lac Nokoue au Bénin), diversité, abondance, variations temporelles et spatiales, place dans la chaîne trophique ». Thèse de doctorat, Institut National Polytechnique de Toulouse.
- Goaziou, Y. 2004. « Méthodes d'évaluation de l'intégrité biotique du milieu aquatique basées sur les macroinvertébrés benthiques ». Rapport de stage, Direction du suivi de l'état de l'environnement.
- Gold, C. 2002. « Etude des effets de la pollution métallique (Cd/Zn) sur la structure des communautés de diatomées périphytiques des cours d'eau ». Thèse de doctorat, Bordeaux.
- Grubh, A.R et Mitsch, W.J. 2004. « Distribution and Abundance of Macroinvertebrates in Created Wetland Ecosystems ». *Macroinvertebrates*, 105-116.
- Hafidi, M., Amir, S et Revel, J.C. 2005. « Structural Characterization of Olive Mill Wastewater after Aerobic Digestion Using Elemental Analysis ». *Process Biochemistry* 40 (8): 2615-2622.
- Hall, M.J., Closs, G.P et Riley, R.H. 2001. « Relationships between Land Use and Stream Invertebrate Community Structure in a South Island, New Zealand, Coastal Stream Catchment ». *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research* 35 (3): 591-603.
- Hamdi, M. 1991. « Nouvelle conception d'un procédé de dépollution biologique des margines, effluents liquides de l'extraction de l'huile d'olive ». Thèse de doctorat, Université d'Aix-Marseille.
- Hamdi, M. 1993. « Future Prospects and Constraints of Olive Mill Wastewaters Use and Treatment ». *Bioprocess Engineering* 8 (5/6): 209-214.
- Hamdi, M et Ellouz, R. 1993. « Treatment of detoxified olive mill wastewaters by anaerobic filter and aerobic fluidized bed processes ». *Environmental Technology* 14 (2): 183-188.
- Haouchine, S. 2011. « Recherches sur la faunistique et l'écologie des macroinvertébrés des cours d'eau de Kabylie ». Mémoire Magister, Université Mouloud Mammeri de Tizi ouzou.
- Hart, B.T., Maher, B et Lawrence, I. 1999. « New Generation Water Quality Guidelines for Ecosystem Protection: New Generation Water Quality Guidelines ». *Freshwater Biology* 41 (2): 347-59.
- Hennebelle, T., Sahpaz, S et Bailleul, F. 2004. « Polyphénols végétaux, sources, utilisations et potentiel dans la lutte contre le stress oxydatif ». *Phytothérapie* 2 (1): 3-6.
- Hering, D.C.K., Moog, F.O et Ofenböck, T. 2006. « Cook Book for the Development of a Multimetric Index for Biological Condition of Aquatic Ecosystems: Experiences from the

- European AQEM and STAR Projects and Related Initiatives ». *Hydrobiologia* 566 (1): 311-24.
- Hilsenhoff, W.L. 2017. « An Improved Biotic Index of Organic Stream Pollution ». *The Great Lakes Entomologist* 20 (1).
- Hilsenhoff, W.L. 1988. « Rapid Field Assessment of Organic Pollution with a Family-Level Biotic Index ». *Journal of the North American Benthological Society* 7 (1): 65-68.
- Imhoff, J.F., Schneider, A et Podgorsek, L. 1995. « Correlation of viable cell counts, metabolic activity of sulphur-oxidizing bacteria and chemical parameters of marine sediments ». *Helgoländer Meeresuntersuchungen* 49 (1-4): 223-36.
- Jorgensen, B.B., et Fenchel, T. 1974. « The Sulfur Cycle of a Marine Sediment Model System ». *Marine Biology* 24 (3): 189-201.
- Kapellakis, I.E., Tsagarakis, K.P., Avramaki, C et Angelakis, A.N. 2006. « Olive Mill Wastewater Management in River Basins: A Case Study in Greece ». *Agricultural Water Management* 82 (3): 354-370.
- Kapellakis, I., Konstantinos, E., Tsagarakis, P et Crowther, J.C. 2008. « Olive Oil History, Production and by-Product Management ». *Reviews in Environmental Science and Bio/Technology* 7 (1): 1-26.
- Karaouzas, I. 2018. « Agro-Industrial Wastewater Pollution in Greek River Ecosystems ». *Springer*, 169-204.
- Karaouzas, I., Cotou, E., Albanis, T.A., Kamarianos, A., Skoulikidis, N.T et Giannakou, U. 2011. « Bioassays and Biochemical Biomarkers for Assessing Olive Mill and Citrus Processing Wastewater Toxicity ». *Environmental Toxicology* 26 (6): 669-76.
- Karaouzas, I., Skoulikidis, N.T., Giannakou, U et Albanis, T.A. 2011. « Spatial and Temporal Effects of Olive Mill Wastewaters to Stream Macroinvertebrates and Aquatic Ecosystems Status ». *Water Research* 45 (19): 6334-46.
- Karr, J.R. 1991. « Biological Integrity: A Long-Neglected Aspect of Water Resource Management ». *Ecological Applications: A Publication of the Ecological Society of America* 1 (1): 66-84.
- Karr, J.R et Chu, E.W. 1997. « Biological monitoring: Essential foundation for ecological risk assessment ». *Human and Ecological Risk Assessment: An International Journal* 3 (6): 1993-1004.
- Karr, J.R et Dudley, D.R. 1981. « Ecological Perspective on Water Quality Goals ». *Environmental Management* 5 (1): 55-68.

- Karr, J.R., Fausch, K.D., Angermeier, P.L., Yant, P.R et Schlosser, I.J. 1986. « Assessing Biological Integrity In Running Waters, A Method And Its Rationale ». *Illinois Natural History Survey Special Publication* 5, 28.
- Kasangaki, A., Chapman, L.J et Balirwa, J. 2008. « Land Use and the Ecology of Benthic Macroinvertebrate Assemblages of High-Altitude Rainforest Streams in Uganda ». *Freshwater Biology* 53 (4): 681-97.
- Kazanci, N., et Girgin, S. 1998. « Distribution of Oligochaeta Species as Bioindicators of Organic Pollution in Ankara Stream and Their Use in Biomonitoring » 22: 83-87.
- Khalanski, M et Souchon, Y. 1994. « Quelles variables biologiques pour quels objectifs de gestion? » In État de santé des écosystèmes aquatiques: l'intérêt des variables biologiques. CEMAGREF Editions, Paris.
- Kibichii, S., Shivoga, W.A., Muchiri, M et Miller, S.N. 2007. « Macroinvertebrate Assemblages along a Land-Use Gradient in the Upper River Njoro Watershed of Lake Nakuru Drainage Basin, Kenya ». *Lakes & Reservoirs: Science, Policy and Management for Sustainable Use* 12 (2): 107-17.
- Klen, T.J et Vodopivec, B.M. 2012. « The Fate of Olive Fruit Phenols during Commercial Olive Oil Processing: Traditional Press versus Continuous Two- and Three-Phase Centrifuge ». *Food Science and Technology* 2 (49): 267-274.
- Knowles, R. 1982. « Denitrification ». *Microbiological Reviews* 46 (1): 43-70.
- Komínková, D., Stránský, D., Štastná, G., Nabělková, C.J et Handová, Z. 2005. « Identification of ecological status of stream impacted by urban drainage ». *Water Science and Technology* 51 (2): 249-56.
- Korbaa, M., Bejaoui, M et Boumaiza, M. 2009. « Variation spatio-temporelle de la structure de l'éphéméroptérofaune dans l'oued Sejenane (Ichkeul, Tunisie septentrionale) ». *Revue des sciences de l'eau* 22 (3): 373-81.
- Kotzekidou, P. 1997. « Identification of Yeasts from Black Olives in Rapid System Microtitre Plates ». *Food Microbiology*.
- Koutrotsios, G et Zervakis, G.I. 2014. « Comparative Examination of the Olive Mill Wastewater Biodegradation Process by Various Wood-Rot Macrofungi ». *BioMed Research International* 2014: 1-14.
- Laanbroek, H.J. 2010. « Methane emission from natural wetlands: interplay between emergent macrophytes and soil microbial processes. A mini-review ». *Annals of Botany* 105 (1): 141-53.

- Labdaoui, D. 2007. « Impact socio-économique et environnemental du modèle d'extraction des huiles d'olives à deux phases et possibilités de sa diffusion dans la région de Bouira (Algérie) ». Thèse de doctorat, université de Mostaganem.
- Lacoste-Dujardin, C. 2001. « Géographie culturelle et géopolitique en Kabylie La révolte de la jeunesse kabyle pour une Algérie démocratique ». *Herodote* 103 (4): 57-91.
- Lacou, L.P., Freedman, B et Clair, T. 2011. « Effects of Acidification on Aquatic Biota in Atlantic Canada ». *Environmental Reviews*.
- Lamani, O et Ilbert, H. 2016. « Spécificités de l'oléiculture en montagne (région kabyle en Algérie): pratiques culturelles et enjeux de la politique oléicole publique ». Options Méditerranéennes : Série A. Séminaires Méditerranéens. *CIHEAM* 118:149-159.
- Lanciotti, R., Gianotti, A., Baldi, D., Angrisani, R., Suzzi, G., Mastrocola, D et Guerzoni, M. 2005. « Use of *Yarrowia Lipolytica* Strains for the Treatment of Olive Mill Wastewater. » *Bioresource Technology* 96 (3): 317-22.
- Landres, P.B., Verner, J et Thomas, J.W. 1988. « Ecological Uses of Vertebrate Indicator Species: A Critique ». *Conservation Biology* 2 (4): 316-28.
- Larfi, B et Remini, B. 2006. « Le Transport Solide Dans Le Bassin Versant De L'oued Isser Impact Sur L'environnement Du Barrage De Beni Amrane (Algerie) ». *Larhyss Journal* 5: 63-73.
- Lavandier, P et Capblanca, J. 1975. « Influence des variations d'oxygène dissous sur les invertébrés benthiques d'un ruisseau des Pyrénées centrales ». *Annales de Limnologie* 11 (1): 101-6.
- Lery, S. 2009. « Mesures en continu des températures sur quelques rivières des Pays de la Loire ».
- Lescot, P. 2017. « Suivi de la qualité de l'eau des rivières Lorette et du Cap Rouge en milieu agricole Saison 2016 ». Organisme des bassins versants de la Capitale.
- Léveque, C. 1994. « État de santé des écosystèmes aquatiques: l'intérêt des variables biologiques ». Les variables biologiques : contexte et objectifs. *CEMAGREF* Editions.
- Lopez, A., Garcia, P., Duran-Quintana, M.C et Garrido-Fernandez, A. 2004. « Physicochemical and Microbiological Profile of Packed Table Olives ». *Journal of Food Protection* 67 (10): 2320-2325.
- Lounaci, A. 2011. « Les macroinvertébrés benthiques des cours d'eau de Kabylie faunistique, écologie et répartition géographique ». 21, Nice.
- Lounaci, A. 2014. « Diversité De La Faune Macroinvertébrés Benthiques D'algerie ». 9, Tunisie.

- Lozano, S.J., Scharold, J.V et Nalepa, T.F. 2011. « Recent Declines in Benthic Macroinvertebrate Densities in Lake Ontario ». *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 58: 518-529.
- Lucas, M.S., et Peres, J.A. 2009. « Treatment of Olive Mill Wastewater by a Combined Process: Fenton's Reagent and Chemical Coagulation ». *Journal of Environmental Science and Health. Part A, Toxic/Hazardous Substances & Environmental Engineering* 44 (2): 198-205.
- Lücke, J.D et Johnson, R.K. 2009. « Detection of Ecological Change in Stream Macroinvertebrate Assemblages Using Single Metric, Multimetric or Multivariate ».
- Magdych, W.P., 1984. « Salinity Stresses Along a Complex River Continuum: Effects on Mayfly (Ephemeroptera) Distributions ». *Ecology* 65 (5): 1662-72.
- Malmqvist, B et Hoffsten, P. 1999. « Influence of Drainage from Old Mine Deposits on Benthic Macroinvertebrate Communities in Central Swedish Streams ». *Water Research* 33 (10): 2415-2423.
- Mandaville, S.M. 2002. « Benthic Macroinvertebrates in Freshwaters- Taxa Tolerance Values, Metrics, and Protocols », 128.
- Margalef, D.R. 1957. « Information Theory In Ecology ». *Wendell Haii from Memorias de La Real Academia de Ciencias y Artes de Barcelona* 23: 373-449.
- Marrakchi, B.L, El Jaafari, S., Zahid, F et Mokhtari, F. 2016. « Écologisation des huileries de la Province de Meknès (Maroc). Analyse technico-socio-économique ». *VertigO - la revue électronique en sciences de l'environnement*, 2 (16).
- Martinez-Garcia, G., Johnson, A.C., Bachmann, R.T., Williams, C.J., Burgoyne, A et Edyvean, R.G.J. 2009. « Anaerobic Treatment of Olive Mill Wastewater and Piggery Effluents Fermented with *Candida Tropicalis* ». *Journal of Hazardous Materials* 164 (2-3): 1398-1405.
- Martirani, L., Giardina, P., Marzullo, L et Sannia, G. 1996. « Reduction of Phenol Content and Toxicity in Olive Oil Mill Waste Waters with the Ligninolytic Fungus *Pleurotus Ostreatus* ». *Water Research* 30 (8): 1914-1918.
- Masese, F.O., Muchiri, M et Raburu, P.O. 2009. « Macroinvertebrate assemblages as biological indicators of water quality in the Moiben River, Kenya ». *African Journal of Aquatic Science* 34 (1): 15-26.
- McNamara, C.J., Anastasiou, C.C., O'Flaherty, V et Mitchell, R. 2008. « Bioremediation of Olive Mill Wastewater ». *International Biodeterioration & Biodegradation* 61 (2): 127-34.

- Mekki, A., Dhouib, A., Feki, F et Sayadi, S. 2008. « Assessment of Toxicity of the Untreated and Treated Olive Mill Wastewaters and Soil Irrigated by Using Microbiotests ». *Ecotoxicology and Environmental Safety* 69 (3): 488-495.
- Mekki, H., Anderson, M., Benzina, M et Ammar, E. 2008. « Valorization of Olive Mill Wastewater by Its Incorporation in Building Bricks ». *Journal of Hazardous Materials* 158 (2-3): 308-315.
- Menetrey, N., Oertli, B., Sartori, M., Wagner, A et Lachavanne, J. B. 2008. « Eutrophication: Are Mayflies (Ephemeroptera) Good Bioindicators for Ponds? ». *Hydrobiologia* 597 (1): 125-135.
- Millán, B., Lucas, R., Robles, A., García, T., de Cienfuegos, G.A. et Gálvez, A. 2000. « A Study on the Microbiota from Olive-Mill Wastewater (OMW) Disposal Lagoons, with Emphasis on Filamentous Fungi and Their Biodegradative Potential ». *Microbiological Research* 155 (3): 143-147.
- Minaya, V., McClain, M.E., Moog, O., Omengo, F et Singer, G.A. 2013. « Scale-Dependent Effects of Rural Activities on Benthic Macroinvertebrates and Physico-Chemical Characteristics in Headwater Streams of the Mara River, Kenya ». *Ecological Indicators* 32: 116-122.
- Monoury, E. 2013. « Fonctionnement écologique des zones de dépôt dans les ruisseaux : contribution des invertébrés benthiques aux processus de décomposition des litières et de bioturbation ». Thèse de doctorat, Université Paul Sabatier - Toulouse III.
- Mor, J.R., Dolédec, S., Acuña, V., Sabater, S et Muñoz, I. 2019. « Invertebrate Community Responses to Urban Wastewater Effluent Pollution under Different Hydro-Morphological Conditions ». *Environmental Pollution* 252: 483-492.
- Morisot, A et Tournier, J.P. 1986. « Répercussions agronomiques de l'épandage d'effluents et déchets de moulins à huile d'olive ». *Agronomie* 6 (3): 235-243.
- Mouncif, M., Tamoh, S., Faid, M et Achkari, B.A. 1993. « A Study of Chemical and Microbiological Characteristics of Olive Mill Waste Water in Morocco ». *Grasas y Aceites* 44 (6): 335-338.
- Mudryk, Z.J., Podgorska, B., Ameryk, A et Bolalek, J. 2000. « The Occurrence and Activity of Sulphate-Reducing Bacteria in the Bottom Sediments of the Gulf of Gdańsk ». *Oceanologia* 42 (1).
- Muscolo, A., Panuccio, M.R et Sidari, M. 2001. « The effect of phenols on respiratory enzymes in seed germination Respiratory enzyme activities during germination of Pinus laricio seeds treated with phenols extracted from different forest soils ». *Plant Growth Regulation* 35 (1): 31-35.

- Namour, P. 1999. « Auto-épuration des rejets organiques domestiques : nature de la matière organique résiduaire et son effet en rivière ». Thèse de doctorat, Lyon 1.
- Nebeker, A.V. 1972. « Effect of Low Oxygen Concentration on Survival and Emergence of Aquatic Insects ». *Transactions of the American Fisheries Society* 101 (4): 675-679.
- Nechad, I., Fadil, K et Fadil, F. 2014. « Qualité physicochimique des eaux des sources Ain regrab et Ain sidi bouali dans la région de Sefrou (Moyen atlas, Maroc) ». *LARHYSS Journal*, 20: 127-146.
- Nefzaoui, A. 1988. « Contribution" à la rentabilité de l'oléiculture par une valorisation optimale des sous-produits ». *Options Méditerranéennes : CIHEAM*, 153-173.
- Nefzaoui, A. 1991. « Valorisation des sous-produits de l'olivier ». *Options Méditerranéennes* : 101-108.
- Nisbet, M., et Verneaux, J. 1970. « Composantes chimiques des eaux courantes. Discussion et proposition de classes en tant que bases d'interprétation des analyses chimiques ». *Annales de Limnologie - International Journal of Limnology* 6 (2): 161-190.
- Ntougias, S., Bourtzis, K et Tsiamis, G. 2013. « The Microbiology of Olive Mill Wastes ». *BioMed Research International*, 1-16.
- Oberdorff, T., Pont, D., Hugueny, B et Chessel, D. 2001. « A Probabilistic Model Characterizing Fish Assemblages of French Rivers: A Framework for Environmental Assessment: Predicting Riverine Fish Assemblages ». *Freshwater Biology* 46 (3): 399-415.
- Oberdorff, T., Pont, D., Hugueny, B et Porcher, J.P. 2002. « Development and Validation of a Fish-Based Index for the Assessment of 'River Health' in France: Water Quality Assessment in France ». *Freshwater Biology* 47 (9): 1720-34.
- Obied, H.K., Allen, M.S., Bedgood, D.R., Prenzler, P.D et Robards, K. 2005. « Investigation of Australian Olive Mill Waste for Recovery of Biophenols ». *Journal of Agricultural and Food Chemistry* 53 (26): 9911-9920.
- Olivieri, G., Marzocchella, A., Salatino, P., Giardina, P., Cennamo, G et Sannia, G. 2006. « Olive Mill Wastewater Remediation by Means of *Pleurotus Ostreatus* ». *Biochemical Engineering Journal* 31 (3): 180-187.
- Ouabou, E., Anouar, A et Hilali, S. 2014a. « Élimination Des Polluants Organiques Présents Dans La Margine d'huile d'olive Par Filtration Sur Colonne d'argile et Sciure de Bois d'eucalyptus ». *Journal of Applied Biosciences* 75: 6232-6238.
- Ouabou, E., Anouar, A et Hilali, S. 2014b. « Traitement de la margine brute d'huile d'olive par distillation suivi de neutralisation par la chaux ». *Journal of Applied Biosciences* 79 (1): 6867.

- Ouzounidou, G., Zervakis, G.I et Gaitis, F. 2010. « Raw and Microbiologically Detoxified Olive Mill Waste and Their Impact on Plant Growth ». *Terrestrial and Aquatic Environmental Toxicology*, 1: 21-38.
- Paerl, H.W., Dyble, J., Moisander, P.H., Noble, R.T., Piehler, M.F., Pinckney, J.L., Steppe, T.F., Twomey, L et Valdes, L.M. 2003. « Microbial Indicators of Aquatic Ecosystem Change: Current Applications to Eutrophication Studies ». *FEMS Microbiology Ecology* 46 (3): 233-246.
- Paller, M.H et Specht, W.L. 1997. « A Multimetric Index Using Macroinvertebrate Data Collected with Artificial Substrates ». *Journal of Freshwater Ecology* 12 (3): 367-378.
- Parades, C., Cegarra, J., Bernal, M.P et Roig, A. 2005. « Influence of Olive Mill Wastewater in Composting and Impact of the Compost on a Swiss Chard Crop and Soil Properties ». *Environment International* 31 (2): 305-312.
- Paraskeva, P et Diamadopoulos, E. 2006. « Technologies for Olive Mill Wastewater (OMW) Treatment ». *Journal of Chemical Technology & Biotechnology* 81 (9): 1475-1485.
- Paredes, C., Bernal, M.P., Cegarra, J et Roig, A. 2002. « Bio-Degradation of Olive Mill Wastewater Sludge by Its Co-Composting with Agricultural Wastes ». *Bioresource Technology* 85 (1): 1-8.
- Paredes, C., Cegarra, J., Roig, A., Sánchez-Monedero, M.A., et Bernal, M.P. 1999. « Characterization of Olive Mill Wastewater (Alpechin) and Its Sludge for Agricultural Purposes ». *Bioresource Technology* 67 (2): 111-115.
- Paredes, C., Roig, A., Bernal, M.P., Sánchez-Monedero, M.A et Cegarra, J. 2000. « Evolution of Organic Matter and Nitrogen during Co-Composting of Olive Mill Wastewater with Solid Organic Wastes ». *Biology and Fertility of Soils* 32 (3): 222-227.
- Parkes, R.J., Gibson, G.R., Mueller-Harvey, I., Buckingham, W.J et Herbert, R.A. 1989. « Determination of the substrates for sulfate-reducing bacteria within marine and estuarine sediments with different rates of sulfate reduction ». *Journal of General Microbiology* 135 (1): 175-187.
- Paugy, D., et Elouard, J.M. 1989. « Recherches hydrobiologiques ORSTOM, réalisées dans le cadre du programme de lutte contre l'onchocercose: bilan bibliographique commenté, 1974-1987 ». Editions de l'ORSTOM.
- Pavard, P. 2013. « Nitrates et Santé : l'Etonnante Contre-Enquête ». *La France Agricole* 3478 - 3451.
- Pavlidou, A., Anastasopoulou, E., Dassenakis, M., Hatzianestis, I., Paraskevopoulou, V., Simboura, N., Rousselaki, E et Drakopoulou, P. 2014. « Effects of olive oil wastes on river basins and an oligotrophic coastal marine ecosystem: A case study in Greece ». *Science of The Total Environment* 497-498: 38-49.

- Pelletier, J.D. 2013. « A Robust, Two-Parameter Method for the Extraction of Drainage Networks from High-Resolution Digital Elevation Models (DEMs): Evaluation Using Synthetic and Real-World DEMs ». *Water Resources Research* 49 (1): 75-89.
- Philippon, B et Séchan, Y. 1978. «L'onchocercose humaine en Afrique de l'Ouest : vecteurs, agent pathogène, épidémiologie, lutte». Initiations-Documentations Techniques 37, *ORSTOM*.
- Pimpec, P., Liénard, A., Bonnard, R., Lafont, M., Cazin, B., Bossard, P., Hubert, B.B et Bray, M. 2002. « Guide pratique de l'agent préleveur chargé de la police des milieux aquatiques ». *Cemagref Editions*.
- Pires, A.M., Cowx, I.G et Coelho, M.M. 1999. « Seasonal Changes in Fish Community Structure of Intermittent Streams in the Middle Reaches of the Guadiana Basin, Portugal ». *Journal of Fish Biology* 54 (2): 235-249.
- Piscart, C. 2004. « Rôle de la salinité dans la dynamique et la régulation de la biodiversité des communautés de macroinvertébrés dulçaquicoles ». Thèse de doctorat, Université Paul Verlaine - Metz.
- Piscart, C., Moreteau, J.C et Beisel, J.N. 2005. « Biodiversity and Structure of Macroinvertebrate Communities Along a Small Permanent Salinity Gradient (Meurthe River, France) ». *Hydrobiologia* 551 (1): 227-236.
- Piscart, C. 2006. « Monitoring Changes in Freshwater Macroinvertebrate Communities along a Salinity Gradient Using Artificial Substrates ». *Environmental Monitoring and Assessment* 116 (1-3): 529-542.
- Pompa, T et Masser, M. 1999. « Tilapia: Life History and Biology ». SRAC Publication, 283.
- Pringle, C.M., Naiman, R.J., Bretschko, G., Karr, J.R., Oswood, M.W., Webster, J.R., Welcomme, R.L et Winterbourn, M.J. 1988. « Patch Dynamics in Lotic Systems: The Stream as a Mosaic ». *Journal of the North American Benthological Society* 7 (4): 503-524.
- Toubal, R et Dahli, M. 2013. « La Kabylie, entre permanence et recomposition spatiale ». 11, Tunisie.
- Ramos-Cormenzana, A., Juarez-Jimenez, B et Garcia-Pareja, M.P. 1996. « Antimicrobial Activity of Olive Mill Wastewaters (Alpechin) and Biotransformed Olive Oil Mill Wastewater ». *International Biodeterioration & Biodegradation*.
- Ranalli, A., Lucera, L et Contento, S. 2003. « Antioxidizing Potency of Phenol Compounds in Olive Oil Mill Wastewater ». *Journal of Agricultural and Food Chemistry* 51 (26): 7636-7641.
- Raymond, M.P. 2008. « Évaluation des dommages écotoxicologiques à la suite d'un déversement d'hydrocarbures pétroliers en milieux marins côtiers: utilisation des bioindicateurs ». Université de Sherbrooke.

- Resh, V.H., Norris, R.H., et Barbour, M.T. 1995. « Design and Implementation of Rapid Assessment Approaches for Water Resource Monitoring Using Benthic Macroinvertebrates ». *Australian Journal of Ecology* 20 (1): 108-121.
- Reynoldson, T.B., Logan, C., Pascoe, T., Thompson, S et Sylvestre, S. 2001. « Invertebrate biomonitoring field and laboratory manual for running water habitats. » Rapport technique. Environment Canada, National Waters Research Institute.
- Rhaouat, O., Fareh, M., Sarhan, B., Ait-Benyounf, S., Chiguer, H., Rochdi, M., Ould-Abdlkader, C., El-Kharrim, K et Belghyti, D. 2014. « Etude statistique et physico-chimique des margines d'extraction d'huile d'olive de la ville Sidi Kacem » 9 (2): 8.
- Rinaldi, M., Rana, G et Introna, M. 2003. « Olive-Mill Wastewater Spreading in Southern Italy: Effects on a Durum Wheat Crop ». *Field Crops Research*.
- Rodier, J. 1984. « L'Analyse de l'eau : eaux naturelles, eaux résiduaires, eau de mer ; chimie, physico-chimie, bactériologie, biologie ». 7e éd Dunod, Paris.
- Rodier, J. 2008. « L'analyse de l'eau: eaux naturelles, eaux résiduaires, eaux de mer ». 8 ème édition DUNOD, Paris.
- Rodis, P.S., Karathanos, V.T et Mantzavinou, A. 2002. « Partitioning of Olive Oil Antioxidants between Oil and Water Phases ». *Journal of Agricultural and Food Chemistry* 50 (3): 596-601.
- Roig, A., Cayuela, M. L et Sánchez-Monedero, M.A. 2006. « An Overview on Olive Mill Wastes and Their Valorisation Methods ». *Waste Management (New York, N.Y.)* 26 (9): 960-969.
- Romani, A., Pinelli, P., Mulinacci, N., Vincieri, F.F et Tattini, M. 1999. « Identification and Quantitation of Polyphenols in Leaves Of Myrtus Communis L ». *Chromatographia* 49 (1): 17-20.
- Rosenberg, D.M et Resh, V.H. 1993. « *Freshwater Biomonitoring and Benthic Macroinvertebrates* ». Springer US.
- Sahraoui, H., Jrad, A et Mellouli, H.J. 2012. « Épandage Des Margines Sur Les Sols Agricoles : Impacts Environnementaux Microbiologiques ». *Afrique Science: Revue Internationale Des Sciences et Technologie* 8 (1).
- Sarr, A., Kinzelbach, R et Diouf, M. 2011. « Diversité spécifique et écologie des mollusques continentaux de la basse vallée du Ferlo (Sénégal) ». *MalaCo* 7: 383-390.
- Sayadi, S., Zorgani, F et Ellouz, R. 1996. « Decolorization of Olive Mill Waste-Waters by Free and Immobilized Phanerochaete Chrysosporium Cultures. Effect of the High-Molecular-Weight Polyphenols ». *Applied Biochemistry and Biotechnology* 56 (3): 265-276.
- Seitzinger, S.P. 1988. « Denitrification in Freshwater and Coastal Marine Ecosystems: Ecological and Geochemical Significance ». *Limnology and Oceanography* 33(4-2): 702-724.

- Sellami, E.L., Meurgey, F., Barbouche, N et Romdhane, S. 2015. « Odonates dans les principaux cours d'eau du parc national de l'Ichkeul (Tunisie) » 68: 93-100.
- Sersoub, D. 2012. « Aménagement et Sauvegarde de la Biodiversité de la Vallée d' Oued Boussellem, Sétif ». Magister, université de Sétif.
- Sherberger, F.F., Benfield, E.F., Dickson, K.L et Cairns, J. 1977. « Effects of Thermal Shocks on Drifting Aquatic Insects: A Laboratory Simulation ». *Journal of the Fisheries Research Board of Canada* 34 (4): 529-536.
- Shivoga, W.A. 2001. « The Influence of Hydrology on the Structure of Invertebrate Communities in Two Streams Flowing into Lake Nakuru, Kenya ». *Hydrobiologia* 458 (1): 121-130.
- Sicuro, B., Badino, P., Daprà, F., Gai, F., Galloni, M., Odore, R., Palmegiano, G.B et Macchi, E. 2010. « Physiological Effects of Natural Olive Oil Antioxidants Utilization in Rainbow Trout (*Onchorynchus Mykiss*) Feeding ». *Aquaculture International* 18 (3): 415-431.
- Sierra, J., Martí, E., Garau, M.A et Cruañas, R. 2007. « Effects of the Agronomic Use of Olive Oil Mill Wastewater: Field Experiment ». *The Science of the Total Environment* 378 (1-2): 90-94.
- Smeti, E., Kalogianni, E., Karaouzas, I., Laschou, S., Tornés, E., De Castro-Català, N et Anastasopoulou, E. 2019. « Effects of Olive Mill Wastewater Discharge on Benthic Biota in Mediterranean Streams ». *Environmental Pollution* 254: 113057.
- Soininen, J et Könönen, K. 2004. « Comparative Study of Monitoring South-Finnish Rivers and Streams Using Macroinvertebrate and Benthic Diatom Community Structure ». *Aquatic Ecology* 38 (1): 63-75.
- Stevenson, R.J., Pan, Y et Van-Dam, H. 2010. « Assessing environmental conditions in rivers and streams with diatoms ». In *The Diatoms: Applications for the Environmental and Earth Sciences* (2), 57-85.
- Stewart, P.M., Butcher, J.T et Swinford, T.O. 2000. « Land use, habitat, and water quality effects on macroinvertebrate communities in three watersheds of a lake michigan associated marsh system ». *Aquatic Ecosystem Health & Management* 3 (1): 179-189.
- Strayer, D. 2006. « Challenges for freshwater invertebrate conservation ». *Journal of The North American Benthological Society - JN Amer Benthol Soc* 25: 271-287.
- Suberkropp, K. 1998. « Effect of Dissolved Nutrients on Two Aquatic Hyphomycetes Growing on Leaf Litter ». *Mycological Research* 102 (8): 998-1002.
- Tabet, D., Saidi, M., Houari, M., Pichat, P et Khalaf, H. 2006. « Fe-Pillared Clay as a Fenton-Type Heterogeneous Catalyst for Cinnamic Acid Degradation ». *Journal of Environmental Management* 80 (4): 342-346.

- Tachet, H., Richoux, P., Bournaud, M et Usseglio-Polatera, P. 2002. « Invertébrés d'eau douce : systématique, biologie, écologie ». *Publications de la Société Linnéenne de Lyon* 71 (3): 99.
- Tachet, H. 2000. « Invertébrés d'eau douce : systématique, biologie, écologie ». *CNRS éditions*.
- Tachet, H. 2010. « Invertébrés d'eau douce : systématique, biologie, écologie ». *CNRS éditions*.
- Takii, S et Fukui, M. 1991. « Relative Importance of Methanogenesis, Sulfate Reduction and Denitrification in Sediments of the Lower Tama River ». *Bulletin of Japanese Society of Microbial Ecology* 6 (1): 9-17.
- Tardat, H.M et Beaudry, J.P. 1992. « Chimie des eaux ». *Le Griffon d'argile*.
- Tenkiano, N.S.D. 2017. « Macroinvertébrés Benthiques et Hyphomycètes Aquatiques : Diversité et Implication Dans Le Fonctionnement Écosystémique Des Cours d'eau de Guinée ». Thèse de doctorat, Université de Toulouse.
- Tiedje, J.M. 1988. « Ecology of denitrification and dissimilatory nitrate reduction to ammonium ». *Biology of anaerobic microorganisms, ed. J.B. Zehnder*, 179-244.
- Tireche, S. 2006. « Contribution à l'évaluation de la pollution au profit des collectivités locales. Application d'un système d'évaluation de la qualité. » Magister, université de Boumerdes.
- Touzin, D. 2008. « Utilisation des macroinvertébrés benthiques pour évaluer la dégradation de la qualité de l'eau des rivières au Québec. »
- Trigui, R.J. 2009. « Influence des facteurs environnementaux et anthropiques sur la structure et le fonctionnement des peuplements benthiques du Golfe Normano-Breton. » Thèse de doctorat, Muséum national d'histoire naturelle, Paris.
- Tsagaraki, E., Lazarides, H.N et Petrotos, K.B. 2007. « Olive Mill Wastewater Treatment ». In *Utilization of By-Products and Treatment of Waste in the Food Industry*, 133-157.
- Turano, E., Curcio, S., De Paola, M.G., Calabrò, V et Iorio, G. 2002. « An Integrated Centrifugation-Ultrafiltration System in the Treatment of Olive Mill Wastewater ». *Journal of Membrane Science* 209 (2): 519-531.
- Usseglio-Polatera, P et Beisel, J.N. 2002. « Longitudinal Changes in Macroinvertebrate Assemblages in the Meuse River: Anthropogenic Effects versus Natural Change ». *River Research and Applications* 18 (2): 197-211.
- Van Cleemput, O., Boeckx, P., Lindgren, P.E et Tonderski, K. 2007. « Denitrification in Wetlands ». In *Biology of the Nitrogen Cycle*, 359-367. Elsevier.

- Vannote, R.L., Minshall, G.W., Cummins, K.W., Sedell, J.R et Cushing, C.E. 2011. « The River Continuum Concept ». *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*.
- Vitolo, S., Petarca, L et Bresci, B. 1999. « Treatment of Olive Oil Industry Wastes ». *Bioresource Technology* 67 (2): 129-137.
- Voelz, N.J et Ward, J.V. 2011. « Biotic Responses along the Recovery Gradient of a Regulated Stream ». *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*.
- Wallace, J.B et Webster, J.R. 1996. « The Role of Macroinvertebrates in Stream Ecosystem Function ». *Annual Review of Entomology* 41 (1): 115-139.
- Walsh, C.J., Sharpe, A.K., Breen, P.F et Sonneman, J.A. 2001. « Effects of Urbanization on Streams of the Melbourne Region, Victoria, Australia. I. Benthic Macroinvertebrate Communities: Urbanization and Stream Macroinvertebrate Communities ». *Freshwater Biology* 46 (4): 535-551.
- Walther, G.R. 2010. « Community and ecosystem responses to recent climate change ». *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* 365 (1549): 2019-2024.
- Ward, J.V., Bretschko, G., Brunke, M., Danielopol, D., Gibert, J., Gonser, T et Hildrew, A.G. 1998. « The Boundaries of River Systems: The Metazoan Perspective ». *Freshwater Biology* 40 (3): 531-569.
- Ward, J.V. 1992. *Aquatic Insect Ecology*. New York: Wiley.
- Washington, H.G. 1984. « Diversity, Biotic and Similarity Indices: A Review with Special Relevance to Aquatic Ecosystems ». *Water Research* 18 (6): 653-694.
- Wasson, J.G., Bonnard, R et Maridet, L. 1995. « Réponses Globales Des Invertébrés Benthiques Aux Conditions D'habitat Physique Dans Des Cours D'eau Salmonicoles » *Bull. Fr. Pêche Piscic.*, 291-299.
- Waterkeyn, A., Grillas, P., Vanschoenwinkel, B et Brendonck, L. 2008. « Invertebrate Community Patterns in Mediterranean Temporary Wetlands along Hydroperiod and Salinity Gradients ». *Freshwater Biology* 53 (9): 1808-1822.
- White, D.S et Gammon, J.R. 1976. « The Effect of Suspended Solids on Macroinvertebrate Drift in an Indiana Creek ». *Proceedings of the Indiana Academy of Science* 86: 182-188.
- Wilby, R.L., Watts, H.G., Battarbee, R.W., Berry, P.M., Chadd, R et Dugdale, S.J. 2010. « Evidence Needed to Manage Freshwater Ecosystems in a Changing Climate: Turning Adaptation Principles into Practice ». *The Science of the Total Environment* 408 (19): 4150-4164.
- Williams, D.D et Williams, N.E. 1998. « Aquatic Insects in an Estuarine Environment: Densities, Distribution and Salinity Tolerance ». *Freshwater Biology* 39 (3): 411-421.

- Woodcock, T.S et Huryn, A.D. 2007. « The Response of Macroinvertebrate Production to a Pollution Gradient in a Headwater Stream ». *Freshwater Biology* 52 (1): 177-196.
- Xia, E.Q., Deng, G.F., Guo, Y.J et Li, H.B. 2010. « Biological Activities of Polyphenols from Grapes ». *International Journal of Molecular Sciences* 11 (2): 622-646.
- Zaier, H., Chmingui, W., Rajhi, H., Bouzidi, D., Roussos, S et Rhouma, A. 2017. « Physico-Chemical and Microbiological Characterization of Olive Mill Wastewater (OMW) of Different Regions of Tunisia (North, Sahel, South). » *Journal of New Sciences, Agriculture and Biotechnology* 48 (2): 2897-2906.
- Zbakh, H et El Abbassi, A. 2012. « Potential Use of Olive Mill Wastewater in the Preparation of Functional Beverages: A Review ». *Journal of Functional Foods* 4 (1): 53-65.
- Zenjari, B., El Hajjouji, H., Ait Baddi, G., Bailly, J.R., Revel, J.C., Nejmeddine, A et Hafidi, M. 2006. « Eliminating Toxic Compounds by Composting Olive Mill Wastewater–Straw Mixtures ». *Journal of Hazardous Materials* 138 (3): 433-437.
- Zerguine, K., Bensakhri, Z., Bendjeddou, D et Khaladi, O. 2018. « Diversity and Distribution of Chironomidae (Insecta: Diptera) of the Oued Charef Basin, North-Eastern Algeria ». *Annales de La Société Entomologique de France (N.S.)* 54 (2): 141-155.
- Zhang, Y. 2014. « Épuration naturelle : de la rivière à la zone humide de rejet ». Thèse de doctorat, Université de Lorraine.
- Zouggaghe, F. 2010. « Étude des communautés de macro-invertébrés benthiques dans le bassin versant de la Soummam (Algérie) ». Thèse de doctorat, Université A/Mira de Béjaia.
- Zouggaghe, F et Moali, A. 2009. « Variabilité structurelle des peuplements de macro-invertébrés benthiques dans le bassin versant de la Soummam (Algérie, Afrique du Nord) ». *Rev. Écol. (Terre Vie)* 64.
- Zouggaghe, F. 2012. « Répartition Rive-chenal des macro-invertébrés benthiques dans des Rivières algériennes (soummam et ses affluents) ». *Rev. Écol. (Terre Vie)* 67.

Annexes

Annexe 1 :

FICHE DE TERRAIN :

DESCRIPTION GENERALE DE LA STATION :

Cours d'eau : Largeur moyenne en eau (m) :
N° de station : Profondeur moyenne (cm) :
Date : Coordonnées GPS :
Heure :

VITESSE DU COURANT

Lente :
Modérée :
Rapide :

{ Chronomètre : seconde
Distance : cm

TRANSPARENCE

Élevée :
Moyenne :
Faible :

COMPOSITION DES BERGES % :

Roches ou roc : **G D**
Sol nu :
Herbacées naturelles :
Arbustes :
Arbres :
Pâturage, fourrage
et pelouse :
Culture :
Coupe forestière :

TYPE DE SUBSTRAT % :

Minéral
Argile-limon :
Sable (0,02-0,2 cm) :
Gravier (0,2-2 cm) :
Galets (2-20 cm) :
Blocs (> 20 cm) :

ÉTAT DU SUBSTRAT :

Végétal

Absent Présent Abondant
Algues :
Mousses :
Autre :

MESURES PHYSICOCHIMIQUES :

Température : °C
Oxygène dissous : mg/l
Conductivité : µS/cm
PH :

REMARQUES :

Annexe 2 :

Préparation des solutions

Nitrate :

Méthode au salicylate de sodium

Réactifs :

- Solution de salicylate de sodium à 0,5% à renouveler toutes les 24 heures.
- Acide sulfurique concentré (d=1,84).
- Solution d'hydroxyde de sodium et de tartrate double de sodium et de potassium :

Hydroxyde de Sodium.....	400 g
Tartrate double de sodium et de potassium	60 g
Eau distillée	1000ml

Faire dissoudre les sels dans de l'eau, laisser refroidir et compléter à.....1000ml

A Conserver dans un flacon en polyéthylène.

- Solution mère étalon d'azote nitrique à 0,1 mg/l :

Nitrate de potassium anhydre	0,722 g
Eau distillée	1000ml
Chloroforme (pour conserver)	1 ml

- Solutions fille étalon d'azote nitrique à 0,005g/l

Amener 50 ml de la solution mère à 1000 ml de l'eau distillée

Nitrites :

Méthode au réactif de Zambelli

Réactifs :

- Ammoniaque pure (d=0,925)
- Réactif de Zambelli

Acide chlorhydrique-pure (d=1,19).....	260 ml
Acide sulfanilique	5 g
Phénol cristallisé.....	7,5 g
Chlorure d'ammonium	135 g
Eau distillée (exempte d'ion NO ₂ -)	625 ml

Introduire dans une fiole jaugée d'un litre, l'acide chlorhydrique et l'eau distillée. Puis y dissoudre l'acide sulfanilique et le phénol en chauffant légèrement au bain marie après dissolution complète ajouter le chlorure d'ammonium et agiter jusqu'à dissolution. Après refroidissement ajuster s'il y a lieu le volume de la solution à 1 litre avec de l'eau distillée.

- Solution mère étalon de NO₂

- à 0,23 g/l

- Nitrite de sodium

0,345g

- Eau fraîchement distillée

1000ml

Cette solution se conserve mieux si l'on prend la précaution d'y ajouter 1ml de chloroforme.

- Solution fille étalon d'on NO₂

- à 0,0023 g/l

Amener 1 ml de la solution mère à 100ml avec de l'eau distillée.

Sulfate :**Méthode par turbidimètre**

Réactifs :

- Solution stabilisante, acide.

Dans une solution de 30 ml de HCl concentré .dans 300ml d'eau distillée,
dissoudre 75g de NaCl ajouter 100 ml d'alcool (éthanol à 95% ou alcool isopropylique)) puis
50ml de glycérine.

- Chlorure de baryum BaCl₂, de pureté garantie.- Solution étalon de sulfate dissoudre 1,479g de Na₂ SO₄ anhydre dans l'eau distillée.

Ajuster à 1ml .cette solution à 1000mg/l de sulfate. par dilution, on peut préparer une solution
à 100 mg/l.

Chlorure :**Méthode de Mohr**

Réactifs :

- Solution de nitrate d'argent 0,01N :

Nitrate d'argent.....1,6987g

Eau distillée1000ml

- Solution de chromate de potassium à 10%

Chromate de potassium.....10 g

Eau distillée100 ml

Annexe 3 : Tableau N°1: Liste des macroinvertébrés benthiques dans l'Oued Arkham

	Avant			Durant			Après		
	Ar1	Ar2	Ar3	Ar1	Ar2	Ar3	Ar1	Ar2	Ar3
Turbellaria F. Planariidae		1					1		1
Cnidarians F. Hydridae	1								
Nemathelminthes								1	
Isopods									1
Gastropods F. Physidae G. Physa			1			1			
Plecoptera F. Leuctridae G. Leuctra	1			2					
Ephemeroptera F. Baetidae G. Baetis G. Baetopus G. Acentrella F. Caenidae G. Caenis	15 3 4	5	117	11 2 3	1 19 1	1 30 1	39 19 2	1 1 2	2 35 1
Odonata F. Gomphidae G. Onychogomphus G. Ophiogomphus		1		1		2	1	2	2 1
Heteroptera F. Mesoveliidae G. Mesovelia F. Hydrometridae G. Hydrometra			1					1	
Coleoptera F. Dytiscidae G. Hygrotus F. Gyrinidae G. Aulonogyrus		4					2	3	2
Trichoptera F. Hydropsychidae G. Cheumatopsyche F. Hydroptilidae G. Agraylea	2	10	8		8	1	1 1		
Diptera F. Chironomidae F. Empididae F. Simuliidae F. Limoniidae G. Hexatoma F. Athericidae G. Atherix F. Blephariceridae G. Hapalothrix F. Tipulidae F. Ceratopogonidae F. Ephydriidae	2 2 1	1	22 14	34 2 11 1 4	13 3	24 10 1 14 1	11 1 3 1	5 2 8	5 7 3
Le nombre total des individus	31	25	166	71	45	87	82	26	61
Le nombre total des taxons	9	7	7	10	6	12	12	10	12

Tableau N°2: Liste des macroinvertébrés benthiques dans l'Oued Bougdoura

	Avant			Durant			Après		
	Bg1	Bg2	Bg3	Bg1	Bg2	Bg3	Bg1	Bg2	Bg3
Nemathelminthes								1	
Gastropods									
F. Hydrobiidae									
G. Lithoglyphus	1								
F. Ancylidae			4						
F. Physidae		35	1						
F. Planorbidae								1	
Lumbricidae							1		
Ephemeroptera									
F. Baetidae									
G. Baetis	5				3			23	21
G. Acentrella		82	85					48	77
F. Caenidae									
G. Caenis		22	17		10			2	2
Heteroptera									
F. Corixidae									
G. Mecnnecta			1						
Coleoptera									
F. Gyrinidae									
G. Aulonogyrus		1							
Trichoptera									
F. Hydropsychidae									1
G. Hydropsyche			5						
G. Cheumatopsyche			1						
F. Hydroptilidae									
G. Hydroptila			1						
Diptera									
F. Chironomidae	268	27	3	15			52	60	36
F. Simuliidae	25	25	5					20	
F. Blephariceridae			34						
F. Psychodidae	115		1						
F. Ceratopogonidae			1		1				
F. Tipulidae									1
Le nombre total des individus	414	192	159	15	14	0	53	155	138
Le nombre total des taxons	5	6	13	1	3	0	2	7	6

Tableau N°3: Liste des macroinvertébrés benthiques dans l'Oued Bousselam

	Avant			Durant			Après		
	Bs1	Bs2	Bs3	Bs1	Bs2	Bs3	Bs1	Bs2	Bs3
Ephemeroptera									
F. Baetidae									
G. Baetis	2		1				1		
G. Acentrella	2								
F. Heptageniidae									
G. Ecdyonurus	1								
Odonata									
F. Gomphidae									
G. Gomphus	1			1					
G. Ophiogomphus				1			2		
F. Libellulidae									
G. Orthetrum		1	1		1				
Coleoptera									
F. Gyrinidae									
G. Gyrinus	1								
Trichoptera									
F. Hydropsychidae	5			1					
Diptera									
F. Chironomidae	1	10	10		8				
F. Thaumalidae	1								
F. Limoniidae				1					
Le nombre total des individus	14	11	12	4	9	0	3	0	0
Le nombre total des taxons	8	2	3	4	2	0	2	0	0

Annexe 4 : Cotes de tolérance utilisées (Bode *et al*,1996; Barbour *et al*, 1999)

Famille	Tolérance
Planariidae	1
Hydridae	5
Lumbricidae	6
Physidae	8
Hydrobiidae	7
Ancylidae	6
Planorbidae	7
Leuctridae	0
Baetidae	4
Caenidae	7
Heptageniidae	4
Hydropsychidae	4
Hydroptilidae	4
Gomphidae	1
Libellulidae	9
Dytiscidae	5
Gyrinidae	4
Corixidae	5
Chironomidae	8
Empididae	6
Simuliidae	6
Athericidae	2
Blephariceridae	0
Tipulidae	3
Ceratopogonidae	6
Ephydriidae	6
Psychodidae	10

Résumé :

Les rejets des huileries, margines, restent jusqu'à présent un problème écologique pour les pays producteurs d'huiles d'olive. Sont le plus souvent rejetés dans les récepteurs naturels des cours d'eau sans aucun traitement préalable, ce qui gêne tout effet d'autoépuration du milieu naturel biologique. Le but de notre étude est d'évaluer les effets de ces effluents sur les communautés des macro-invertébrés benthiques dans trois cours d'eau dans la région de la Kabylie. Pour cela une série de prélèvement d'eau et de la faune a été effectuée durant trois périodes différentes : durant la période oléicole, avant et après cette période. Dans chaque cours d'eau, trois stations d'étude ont été ciblés, l'une au point de rejet direct des margines et deux autres en amont et en aval de ce point de rejet. Les résultats relatifs à la faune aquatique durant la période oléicole, montrent une disparition totale de tous les taxons en aval, ainsi qu'une diminution de nombre de taxon au point de rejet avec un effectif élevé des taxons polluo-résistants tels que les diptères au point de rejet et en aval; nous avons constaté aussi une disparition des taxons sensible à la pollution tels que les trichoptères au point de rejet et en aval et une lente restauration de la qualité biologique après la période oléicole. L'étude physico-chimique a révélé une chute de l'oxygène dissous et une minéralisation importante dans les stations situées au point de rejet et en aval ou se déversent les margines, durant la période oléicole (Des concentrations élevées des sulfates, des chlorures et de la conductivité électrique). Il parait primordial de mettre terme à cette pollution en adoptant des mesures de traitement préalables des effluents liquides de l'industrie oléicole avant que ceux-ci sont rejetés dans la nature.

Mots clés : Margines, cours d'eau, physicochimie, macro-invertébrés benthiques, Kabylie.

Abstract:

The rejections of oil mills, olive mill wastewaters, remain until now an ecological problem for the olive oil producing countries. They are most often rejected in the natural receptors of watercourses without any prior treatment, which inhibits any self-purification effect of the biological natural environment. The purpose of our study is to evaluate the effects of these effluents on benthic macroinvertebrate communities in three rivers in the Kabylia region. For this, a series of water sampling and fauna was carried out during three different periods: during the olive season, before and after this period. In each watercourse, three study stations were targeted, one at the point of direct rejection of the olive mill wastewaters and two others upstream and downstream of this discharge point. The results for the aquatic fauna during the olive growing period, show a total disappearance of all the downstream taxa, as well as a decrease in the number of taxon at the point of rejection with a high number of pollutant-resistant taxa such as Diptera at the point of discharge and downstream; we also noted a disappearance of taxa sensitive to pollution such as Trichoptera at the point of rejection and downstream and a slow restoration of biological quality after the olive growing season. The physicochemical study revealed a drop in dissolved oxygen and a significant mineralization in the stations located at the point of discharge and downstream where the olive mill wastewaters flows, during the olive growing season (high concentrations of sulphates, chlorides, and electrical conductivity). It seems essential to put an end to this pollution by adopting pretreatment measures for the liquid effluents of the olive industry before they are released into the wild.

Keywords: Olive mill wastewaters, streams, physicochemical, benthic macroinvertebrates, Kabylia

ملخص:

لا تزال حتى الآن تصريفات مياه مطاحن الزيتون تشكل مشكلة بيئية للبلدان المنتجة للزيت، غالبا ما يتم إطلاقها في الأماكن الطبيعية و الأنهار دون أي معالجة مسبقة مما يعيق التنقية الذاتية البيولوجية للبيئة. الهدف من هذه الدراسة هو معرفة آثار هذه النفايات السائلة على مجموعة اللافقاريات القاعية في ثلاثة انهار في منطقة القبائل، للقيام بذلك، تم اخذ سلسلة من عينات المياه و الكائنات اللافقارية خلال ثلاث فترات مختلفة؛ خلال فترة جني الزيتون، قبل و بعد هذه الفترة و أيضا عند ثلاث أماكن مختلفة من كل نهر، عند مكان صرف هذه المطاحن، قبل و بعد. تظهر النتائج المتعلقة بالحيوانات المائية خلال فترة جني الزيتون إختفاء تام لجميع الأصناف في المحطة بعد مكان الصرف مع إنخفاض العدد عند مكان الصرف وارتفاع عدد الأصناف المقاومة للتلوث عند مكان الصرف و بعده مثل (Diptera)، و لاحظنا أيضا إختفاء الأصناف الحساسة للتلوث مثل صنف (Trichoptera) عند مكان الصرف و بعده؛ و إستعادة بطيئة للحياة البيولوجية بعد فترة جني الزيتون. أظهرت الدراسة الفيزيائية و الكيميائية إنخفاض في الأكسجين و تمعدنا كبيرا في المحطات الواقعة عند نقطة الصرف وتركيزات عالية من الكبريتات و الكلوريدات.

لوضع حد لهذا التلوث يجب اعتماد إجراءات معالجة أولية للنفايات السائلة الناتجة من طحن الزيتون قبل رميها في الطبيعة
كلمات دالة: تصريفات مياه المطاحن، الأنهار، الكيميائية و الفيزيائية، اللافقاريات القاعية، القبائل.