

REPUBLIQUE ALGERIENNE DEMOCRATIQUE ET POPULAIRE
MINISTRE DE L'ENSEIGNEMENT SUPERIEUR
ET DE LA RECHERCHE SCIENTIFIQUE
جامعة باجي مختار - عنابة -
-UNIVERSITE BADJI MOKHTAR-ANNABA-



FACULTE DES SCIENCES
DEPARTEMENT DE BIOLOGIE
LABORATOIRE SOL ET DEVELOPPEMENT DURABLE

THÈSE

EN VUE DE L'OBTENTION DU DIPLÔME DE DOCTORAT

Filière : Ecologie et Environnement

Spécialité : Fonctionnement des écosystèmes

Impact des eaux de l'oued Seybouse sur les propriétés physico-chimiques des sols agricoles

Présentée par : FRAGA Adem

Devant le Jury :

Président	KHANCHOUL Kamel	Professeur, Université d'Annaba
Directrice de thèse	KETIF Amel	M.C.A, Université d'Annaba
Co-directeur de thèse	LAIFA Aziz	Professeur, Université d'Annaba
Examinateur	MEKAHLIA Mohamed Nacer	Professeur, Université de Tébessa
Examinatrice	FEKRACHE Fadila	M.C.A, Université de Skikda
Examinatrice	SAMAI Ibtissem	Professeur, Université d'Annaba

Année universitaire : 2023-2024

Dédicaces

Je dédie ce modeste travail à :

Ma mère qui m'a rattrapé lors des mes nombreuses tentatives d'abandon,

A ma soeur dont le soutien m'a été très bénéfique sur tous les plans,

A ma nièce Sofia-Sandra que j'aime tant.

Remerciements

Je tiens à exprimer ma vive reconnaissance à Pr Benslama Mohamed, Directeur du laboratoire "Sol et Développement durable " UBMA-Annaba pour m'avoir accueillie et donné le privilège de travailler dans un cadre chaleureux en relations humaines et riche en compétences scientifiques. Je le remercie aussi pour ses orientations et ses conseils.

Je remercie aussi Pr Khanchoul Kamel qui m'a fait l'honneur de présider le jury en dépit de ses innombrables charges.

Un grand merci à Pr. Laifa Aziz à l'origine de cette thématique de thèse, pour les fructueuses discussions autour de mon sujet et ses réponses pertinentes à mes nombreuses questions et aussi pour sa disponibilité malgré son départ en retraite.

Toute ma gratitude va particulièrement à mon encadrante, Dr. Kétif Amel pour m'avoir confié ce présent sujet, pour son soutien scientifique et moral, et surtout pour sa patience envers ma nonchalance.

Je remercie profondément Monsieur Mekahlia Mohamed Nacer, Professeur à l'université de Tébessa, Mme Fekrache Fadila, Docteure à l'université de Skikda, et Melle Samai Ibtissem, Professeure à l'UBMA d'avoir accepté d'examiner mon travail et de m'honorer de leur présence le jour de la soutenance.

Mes remerciements vont également à Professeure Sifi Karima pour son aide dans la manipulation du traitement statistique de mes données.

Je n'oublierai pas de dire combien j'ai apprécié la disponibilité de Monsieur Noomène Sleimi, Professeur à l'université de Carthage en Tunisie de m'avoir accueilli au sein de son laboratoire " Ressources, Matériaux, Ecosystème" et m'a aimablement guidée et orientée dans la manipulation de la Spectrométrie d'absorption atomique et la spectrométrie de fluorescence X. Qu'il trouve ici l'expression de ma vive reconnaissance.

Je ne remercierai jamais assez ma mère pour son accompagnement moral et scientifique depuis toujours, ma sœur, mes oncles Abdelaziz et Hocine et mes tantes pour leur soutien permanent.

Enfin, tout au long de la préparation de ma thèse, j'ai eu la chance de rencontrer et de travailler avec des personnes merveilleuses. Je voudrais toutes les remercier pour avoir contribué d'une manière ou d'une autre à l'accomplissement de ce modeste travail.

Adem Fraga✍

RESUME

Oued Seybouse est un des plus grand cours d'eau d'Algérie de part sa longueur (240km) et aussi de part l'étendue de son bassin versant (6471 Km²). Vu le nombre important de villes et de communes qu'il traverse, il subit tout au long de son parcours, les aléas des activités agricoles, industrielles et domestiques notamment au niveau de ses parties moyenne et basse d'où des dégradations avérées de ses eaux.

Le but principal de cette thèse est d'évaluer le niveau de pollution des eaux de la Basse Seybouse, et d'estimer son éventuel impact sur les propriétés physico-chimiques sols agricoles riverains.

L'étude s'est déroulée au niveau de trois stations d'échantillonnage de l'eau, les stations d'El Hadjar (S1), de Dréan (S2) et de Chihani (S3) qui sont situées sur un tronçon de 30 km environ. A proximité de ces stations, trois parcelles agricoles ont été choisies pour l'échantillonnage des sols, soient PS1, PS2 et PS3. Un suivi spatio-temporel mensuel durant une année des paramètres physico-chimiques des eaux des trois stations ainsi qu'un suivi trimestriel des caractéristiques des sols des trois parcelles ont été réalisés en triplicata. Les éléments traces métalliques (ETM) les plus importants ont été dosés par spectrométrie d'absorption atomique pour les eaux et ceux des sols par spectrométrie de fluorescence X.

Les résultats montrent que la Basse Seybouse est affectée par une pollution multiple. En effet, le pH tend vers l'acidité en automne dans ces eaux lesquelles sont minéralisées tout au long de l'année et sont chargées de matières en suspension. Leurs concentrations élevées en ammonium, en nitrites et en orhophosphates avec des différences significatives entre les stations et au cours des saisons les qualifient de mauvaises. La station d'El Hadjar est la plus polluée suivie de celle de Dréan puis de Chihani. Les teneurs en Mn, Cu, Fe, et Co sont très faibles, celles en Cr, Cd et Zn sont non détectables par l'appareillage, cependant ceux de Al et Pb dépassent les normes OMS et CE et constituent par conséquent un danger potentiel au niveau des trois stations d'étude de la basse Seybouse.

Les sols de PS1, PS2 et PS3 sont peu stables car de texture limono-sableuse et pauvres en argile, leur pH neutre à alcalin tend vers l'acidité en été. L'augmentation de leur conductibilité électrique en été et en automne serait probablement influencée par l'irrigation en cette période sèche de l'année par l'eau de la Seybouse qui est fortement minéralisée. Ce sont des sols pauvres en matière organique, modérément calcaires et très pauvres en phosphore assimilable.

Sur 12 ETM quantifiées, seuls Sb, Cd et Co ont des teneurs dépassant les normes limites tout en soulignant que la teneur en Cu en est très proche. Le calcul de l'index de pollution révèle que le sol de PS2 est le plus pollué en ETM suivi par PS3 puis PS1.

L'essai d'irrigation *ex situ* de PS1 par l'eau des trois stations de la Seybouse a montré que l'eau de S1 a engendré une accumulation de Sb, Cd, Co et Mo, celle de S2 a engendré une accumulation de Cd, Co et Mo, enfin celle de S3 a accumulé du Co et du Mo. Ce résultat confirme l'impact contaminant de cet oued sur les sols agricoles riverains et permet de conclure que bien que les stations soient très proches, les contaminations des sols agricoles par les ETM provenant de la Seybouse augmentent de l'amont vers l'aval et font de la station d'El Hadjar la station la plus vulnérable une fois de plus.

Enfin, l'arrosage à l'eau de la Seybouse du haricot commun cultivé en pots a confirmé également l'impact dépressif de cette eau sur la croissance et le statut symbiotique de la plante.

Pour lutter contre les altérations possibles de la Seybouse et prendre les dispositions nécessaires, il est impératif d'assurer un monitoring régulier et permanent de cet écosystème aquatique.

Mots clés: Oued Seybouse, suivis spatio-temporels, paramètres physico-chimiques, pollution, ETM, sols agricoles, accumulation, irrigation, haricot commun, croissance, statut symbiotique, El Hadjar, Dréan, Chihani, Nord Est algérien.

ABSTRACT

Oued Seybouse is one of Algeria's largest rivers, both in terms of length (240 km) and watershed area (6471 Km²). Given the large number of towns and villages it flows through, the river is subject to the hazards of agricultural, industrial and domestic activities along its course, particularly in its middle and lower sections, resulting in significant water degradation.

The main aim of this thesis is to assess the level of water pollution in the lower Seybouse, and to estimate its possible impact on the physico-chemical properties of the riverside agricultural soils. The study was carried out at three water sampling stations, El Hadjar (S1), Dréan (S2) and Chihani (S3), located along a stretch of approximately 30 km. In the area around these stations, three agricultural plots were selected for soil sampling: PS1, PS2 and PS3.

Monthly spatio-temporal monitoring of the physico-chemical parameters of the water at the three stations throughout the year, as well as quarterly monitoring of the soil characteristics of the three plots, were carried out in triplicate. The most significant trace metals (TMEs) were measured by atomic absorption spectrometry in water and by X-ray fluorescence spectrometry in soil.

The results show that the Lower Seybouse is affected by multiple pollutants. Accordingly, the pH in these waters, which are mineralized throughout the year and loaded with suspended matter, tends towards acidity in autumn. Their high concentrations of ammonium, nitrites and orthophosphates, with significant differences between stations and across the seasons, make them very bad. The El Hadjar station is the most polluted, followed by Dréan and Chihani. Mn, Cu, Fe and Co levels are very low, while Cr, Cd and Zn are not detected by the equipment. However, Al and Pb levels exceed WHO and EC standards, and therefore represent a potential hazard at the three study stations on the Lower Seybouse.

The soils of PS1, PS2 and PS3 are not sufficiently stable, as they have a sandy-loam texture and low clay content, and their neutral to alkaline pH tends towards acidity in summer. The increase in their electrical conductivity in summer and autumn is probably influenced by irrigation at this dry time of year with the water from Seybouse, which is highly mineralized. These soils are low in organic matter, moderately calcareous and very low in absorbable phosphorus.

Of the 12 TMEs measured, only Sb, Cd and Co exceed limit standards, with Cu levels not far off the mark. Calculation of the pollution index reveals that PS2 soil is the most polluted in terms of ETMs, followed by PS3 and PS1.

Ex situ irrigation of PS1 with water from the three Seybouse stations showed that water from S1 produced a build-up of Sb, Cd, Co and Mo, water from S2 produced a build-up of Cd, Co and Mo, and water from S3 produced a build-up of Co and Mo. This result confirms the contaminating impact of this wadi on riverside agricultural soils, and leads to the conclusion that although the stations are very close, contamination of agricultural soils by TMEs from the Seybouse increases from upstream to downstream, making the El Hadjar station once again the most vulnerable.

Finally, watering common beans grown in pots with water from the Seybouse also confirmed the depletive impact of this water on the plant's growth and symbiotic status.

In order to counter any possible deterioration of the Seybouse and take the necessary measures, it is imperative to ensure regular and constant monitoring of this aquatic ecosystem.

Key words: Oued Seybouse, spatio-temporal monitoring, physico-chemical parameters, pollution, ETM, agricultural soils, build-up, irrigation, common bean, growth, symbiotic status, El Hadjar, Dréan, Chihani, North-East Algeria.

ملخص

يعد وادي السيبوس من أكبر أنهار الجزائر نظرا لطوله (240 كلم) وأيضاً لمساحة حوضه (6471 كلم²). ونظراً لكثرة البلدات والبلديات التي يمر بها، فإنه يتعرض على طول مساره لمخاطر الأنشطة الزراعية والصناعية والمنزلية، خاصة في أجزائه الوسطى والسفلى، مما يؤدي إلى تدهور مياهه بشكل مؤكد. الهدف الرئيسي من هذه الأطروحة هو تقييم مستوى تلوث مياه حوض سيبوس وتقدير تأثيره المحتمل على الخواص الفيزيو-كيميائية للتربة الزراعية الواقعة على ضفافه.

أجريت الدراسة في ثلاث محطات لأخذ عينات المياه، محطة الحجار "S1"، الذرعان "S2"، وشيحاني "S3" والتي تقع على مسافة 30 كيلومترا تقريبا. وبالقرب من هذه المحطات، تم اختيار ثلاث قطع زراعية لأخذ عينات التربة، وهي "PS1"، "PS2"، "PS3". تم إجراء مراقبة مكانية شهرية لمدة عام للمعطات الفيزيو-كيميائية لمياه المحطات الثلاث بالإضافة إلى مراقبة ربع سنوية لخصائص التربة للقطع الثلاث في ثلاث نسخ. تم قياس أهم العناصر المعدنية ETM بواسطة مطياف الامتصاص الذري للمياه وتلك الموجودة في التربة بواسطة مطياف الأشعة السينية.

أظهرت النتائج أن المنطقة السفلى لسيبوس متأثرة بتلوث متعدد يكمن ذلك في ميول الرقم الهيدروجيني إلى الحموضة في فصل الخريف رغم أن هذه المياه التي تكون معدنة طوال العام ومحملة بالمواد العالقة إلا أن تركيزاتها العالية من الأمونيوم والنترت والأورثوفوسفات مع وجود اختلافات كبيرة بين المحطات وخلال مختلف المواسم يجعل منها مياه ذات جودة رديئة.

محطة الحجار هي الأكثر تلوثاً تليها الذرعان ثم الشيحاني، محتويات المنغنيز والنحاس والحديد والكوبالت منخفضة للغاية، أما محتويات الكروم والكاديوم والزنك فلا يمكن اكتشافها بواسطة المعدنات، إلا أن محتويات الألمنيوم والرصاص تجاوزت معايير منظمة الصحة العالمية والاتحاد الأوروبي وبالتالي تشكل خطراً محتملاً للبيئة على مستوى محطات الدراسة الثلاث في منطقة سيبوس السفلى.

عينات التربة PS1، PS2، PS3 ليست مستقرة لأنها تحتوي على نسيج طفيلي رملي وفقيرة من الطين. ويميل الرقم الهيدروجيني من المستوى المتعادل القلوي إلى الحموضة في الصيف. كذلك تعتبر زيادة خاصية التوصيل الكهربائي في الصيف والخريف ناتجة عن عملية الري خلال الفترة الجافة من العام بمياه وادي السيبوس الغنية بالمعادن. وهي تربة فقيرة بالمواد العضوية، ومتوسطة الكلسية وفقيرة جداً بالفوسفور القابل للهضم.

أهم العناصر المعدنية التي تم تحديدها كمياً من بين احصاء 12 معدن، فإن محتويات Sb، Cd، Co وتتجاوز معايير الحد مع التأكيد على أن محتوى النحاس قريب جداً منها. كذلك يكشف حساب مؤشر التلوث أن تربة PS2 هي الأكثر تلوثاً في احصاء أهم العناصر المعدنية تليها PS3 ثم PS1.

أظهر اختبار الري خارج الموقع لـ "PS1" باستخدام المياه من المحطات الثلاث لوادي السيبوس أن الماء من "S1" ولد تراكمًا لـ Sb و Cd و Co و Mo، وأن الماء من "S2" ولد تراكمًا لـ Cd و Co و Mo، وأن الماء من "S3" ولد تراكمًا لـ Co و Mo. هذه النتائج تؤكد لنا التأثير الملوث لهذا الوادي على التربة الزراعية الواقعة على ضفافه وتسمح لنا باستنتاج أنه على الرغم من أن المحطات قريبة لبعضها البعض، فإن تلوث التربة الزراعية بواسطة العناصر المعدنية القادمة من وادي السيبوس يزيد من أعلى الوادي إلى أسفله ويجعل محطة الحجار المحطة الأكثر عرضة للخطر مرة أخرى.

أخيراً، أكد السقي التجريبي بمياه سيبوس للفاصولياء الشائعة المزروعة في أصص التأثير الفعلي المثبط على نمو النبات والمقام التكافلي. ولمواجهة التغييرات المحتملة في وادي سيبوس واتخاذ التدابير اللازمة، لا بد من ضمان المراقبة المنتظمة والدائمة لهذا النظام البيئي المائي.

الكلمات المفتاحية: وادي سيبوس، الرصد المكاني والزمني، المعطات الفيزيو-كيميائية، التلوث، ETM، التربة الزراعية، التراكم، الري، الفاصولياء الشائعة، النمو، الحالة التكافلية، الحجار، الذرعان، الشيحاني، شمال شرق الجزائر.

Sommaire

RESUME	I
LISTE DES ABREVIATIONS	X
LISTE DES FIGURES	XIV
LISTE DES TABLEAUX	XVII
LISTE DES ENCADRES	XIX
INTRODUCTION GENERALE	1

PARTIE I

SYNTHESE BIBLIOGRAPHIQUE

CHAPITRE I. GENERALITES SUR LA POLLUTION DES EAUX DE SURFACE.....	4
1 Introduction	4
1.1 Importance de l'eau	4
1.2 La répartition des eaux à l'échelle de la planète	5
1.3. Importance des cours d'eau	7
1.4 La notion de bassin versant	8
2. La pollution des eaux de surface continentales	11
2.1 Définition de la pollution des eaux de surface	11
2.2 Classification des principaux types de pollution des ES	12
2.2.1 Les pollutions naturelles	12
2.2.2 Les pollutions dues aux activités humaines	13
2.3 Les principales sources de pollution.....	18
2.3.1 La pollution domestique.....	18
2.3.2 La pollution industrielle	18
2.3.3 La pollution agricole	19
3 Les ES et leur état en Algérie.....	20
3.1 Les régions hydrographiques et le potentiel hydrique de l'Algérie	20
3.1.1 La région Oranie-Chott-Chergui	20
3.1.2 La région Cheliff Zahrez.....	21
3.1.3 La région hydrographique Algérois-Hodna-Soummam	21
3.1.4 La région hydrographique Constantinois-Seybouse-Mellegue	21
3.1.5 La région Sahara	21
3.2. Vulnérabilité de ressources en eau de l'Algérie.....	23
CHAPITRE II. GENERALITES SUR LA POLLUTION DES SOLS.....	24
1 Introduction	24
1.1 La notion de sol	24
1.2 Définition du sol	24
1.3 Morphologie des sols	25
1.4 Dynamique du sol.....	26
1.5 Diversité des sols	26
1.6 Importance du sol, les services écosystémiques des sols.....	27
1.6.1 Les services d'approvisionnement.....	28
1.6.2 Les services de régulation	28
1.6.3 Les services culturels	28
1.6.4 Les services d'auto-entretien.....	29
2 La pollution des sols	30
2.1 La pollution naturelle des sols.....	30
2.2 La pollution anthropique des sols	30
2.2.1 Les polluants du sol	30
2.2.2 Les causes de la pollution des sols	31
3 Les effets de la pollution des sols.....	32
3.1 Les effets sur la santé humaine.....	32
3.2 Les effets sur l'environnement	32
3.3 Les effets sur la fertilité et la structure du sol	33

3.4 Les effets sur la rhizosphère.....	33
CHAPITRE III. GENERALITES SUR LES ÉLÉMENTS TRACES METALLIQUES DANS LES SOLS ET LES EAUX	35
1 Définitions des Éléments Traces Métalliques (ETM)	35
2 Origine des ETM dans les sols et les eaux.....	36
2.1 Origine naturelle (fond géochimique et fond pédogéochimique naturels)	37
2.2 Origine anthropique	38
2.2.1 Les retombées atmosphériques.....	38
2.2.2 Les apports anthropiques.....	39
3 Localisation et mobilité des ETM dans les sols et les eaux.....	43
3.1 Localisation dans les constituants du sol	43
3.2 Localisation le long du profil pédologique.....	43
4 Mobilité des ETM.....	43
5 La spéciation des ETM	45
6 Impacts des ETM sur l'environnement et la santé.....	46
6.1 Les expressions contamination et pollution	46
6.2 La toxicité des ETM	46
6.3 Les effets des ETM sur l'environnement et la santé	47
7 Normes et réglementation	49
CHAPITRE. IV. LES INTERACTIONS PLANTES-SOL-MICROORGANISMES.....	50
1 Introduction	50
2 Structure de la rhizosphère.....	50
3 L'effet rhizosphère	51
4 Les interactions entre les microorganismes du sol et les plantes	52
4.1 Les interactions non symbiotiques	52
4.2 Les interactions symbiotiques	52
4.2.1 Les symbioses fixatrices d'azote.....	52
4.2.2 Les symbioses mycorhiziennes	53
4.2.3 Les rôles des mycorhizes	56
4.2.4 Le potentiel mycorhizogène du sol.....	56
5 Les effets de la pollution du sol sur la rhizosphère	57

PARTIE II

MATERIEL ET METHODES

CHAPITRE I. PRESENTATION DE LA ZONE ET DES STATIONS D'ETUDE	58
1 Présentation de la zone d'étude	58
1.1 Le Contexte géographique	58
1.2 La Situation de la zone d'étude (la Basse Seybouse).....	58
1.3 Le réseau hydrographique de la basse Seybouse.....	61
1.4 Le contexte socio-économique	61
1.5 Géologie et géomorphologie	61
1.6 Les sols.....	62

1.7 Le Climat.....	62
1.7.1 Le régime thermique	63
1.7.2 Le régime pluviométrique	64
1.7.3 L'humidité relative	64
1.7.4 Les vents.....	64
1.7.5 L'évaporation	65
1.7.6 Synthèse climatique	66
2 Présentation des stations d'étude	69
2.1 Les stations de prélèvement de l'eau et du sol.....	69
CHAPITRE II. METHODOLOGIE.....	74
1 EVALUATION SPATIO-TEMPORELLE DES PARAMETRES PHYSICO-CHIMIQUES DE L'EAU DE LA BASSE SEYBOUSE	74
1.1 Prélèvement des échantillons d'eau	74
1.2 Les mesures in situ	74
1.3 Les analyses au laboratoire	75
1.3.1 Les matières en suspension	75
1.3.2 Dosages de l'ion ammonium (NH ₄ ⁺).....	75
1.3.3 Dosages de l'ion nitrite (NO ₂ ⁻).....	76
1.3.4 Dosages de l'ion nitrate (NO ₃ ⁻)	76
1.3.5 Dosages des ions Orthophosphates (PO ₄ ³⁻).....	76
1.3.6 Dosage des ETM	76
2 EVALUATION SPATIO-TEMPORELLE DES PARAMETRES PHYSICO CHIMIQUES DU SOL DE TROIS PARCELLES AGRICOLES IRRIGUEES PAR L'EAU DE LA BASSE SEYBOUSE.....	81
2.1 Prélèvement des échantillons de sol	81
2.1.1 Période de prélèvement	81
2.1.2 Technique de prélèvement	81
2.2 Les Analyses effectuées sur le sol	82
2.2.1 La porosité.....	82
2.2.2 La granulométrie.....	83
2.2.3 Le pH	88
2.2.4 La conductivité électrique	89
2.2.5 L'humidité hygroscopique	90
2.2.6 Le carbone organique total (COT) et la matière organique (MO).....	90
2.2.7 Le calcaire	93
2.2.8 Le phosphore	95
2.2.9 L'azote total dosé selon la méthode Kjeldahl	96
2.2.10 Analyse des ETM dans les trois sols d'étude.....	97
3 EFFET DE L'IRRIGATION PAR L'EAU DE OUED SEYBOUSE SUR LA TENEUR EN ETM DU SOL DE LA PARCELLE AGRICOLE D'EL HADJAR (PS1)	100
3.1 Objectifs visés	100
3.2 Montage de l'expérience.....	100
3.2.1 Choix du sol, des conteneurs, et des périodes de l'expérience	100
3.3 Déroulement de l'expérience	101

4 EFFET DE L'IRRIGATION PAR L'EAU DE OUED SEYBOUSE SUR LA CROISSANCE ET LE STATUT SYMBIOTIQUE DU HARICOT COMMUN	103
4.1 Objectifs visés et principe retenu	103
4.1.1 Choix de la parcelle agricole	103
4.1.2 Choix de la plante "piège"	103
4.2 Montage de l'expérience	104
4.2.1 Préparation des graines de haricot	104
4.2.2 Semis	104
4.2.3 Les paramètres mesurés	104

PARTIE III

RESULTATS ET DISCUSSION

CHAPITRE I. EVALUATION SPATIO-TEMPORELLE DES PARAMETRES PHYSICO-CHIMIQUES DE L'EAU DE LA BASSE SEYBOUSE..... 107

1 Résultats et discussion des analyses physico-chimiques de l'eau de la Basse Seybouse	107
1.1 Le pH	107
1.2 La température.....	108
1.3 La Conductivité électrique	109
1.4 L'oxygène dissous.....	110
1.5 Les matières en suspension	113
1.6 L'ion ammonium.....	114
1.7 L'ion nitrite	115
1.8 L'ion nitrate.....	116
1.9 Les orthophosphates	117
2 Conclusion	119
3 Résultats et discussion des dosages des ETM dans l'eau de la Basse Seybouse.....	120
3.1 Variation spatio-temporelle du manganèse dans la basse Seybouse durant l'année 2019. ...	122
3.2 Variation spatio-temporelle du cuivre dans la basse Seybouse durant l'année 2019.	124
3.3 Variation spatio-temporelle du fer dans la Basse Seybouse durant l'année 2019	126
3.4 Variation spatio-temporelle de l'aluminium dans la Basse Seybouse durant l'année 2019 ..	128
3.5 Variation spatio-temporelle du cobalt dans la Basse Seybouse durant l'année 2019.	131
3.6 Variation spatio-temporelle du plomb dans la basse Seybouse durant l'année 2019	133
3.7 Variation spatio-temporelle du chrome dans la basse Seybouse durant l'année 2019.....	136
3.8 Variation spatio-temporelle du zinc dans la basse Seybouse durant l'année 2019.....	137
3.9 Variation spatio-temporelle du cadmium dans la basse Seybouse durant l'année 2019.....	138
4. Conclusion	139

CHAPITRE II. EVALUATION SPATIO-TEMPORELLE DES PARAMETRES PHYSICO-CHIMIQUES DE TROIS SOLS AGRICOLES RIVERAINS DE LA BASSE SEYBOUSE 140

1 Résultats et discussion des analyses physico-chimiques des sols agricoles de PS1, PS2 et PS3.	140
1.1 La granulométrie	140
1.2 La porosité.....	142
1.3 Le pH	143
1.4 La conductivité électrique.....	145

1.5 L'humidité hygroscopique	147
1.6 Le carbone organique total et la matière organique	149
1.7 Le calcaire total et le calcaire actif	152
1.8 Le phosphore assimilable.....	155
2 Résultats et discussion de la teneur en ETM des sols de PS1, PS2 et PS3.....	157
2.1 Le Mercure, le Nickel et le Sélénium.....	157
2.2 L'Antimoine.....	157
2.3 Le Baryum.....	158
2.4 Le Cadmium.....	159
2.5 Le Chrome.....	161
2.7 Le Cobalt.....	162
2.8 Le cuivre	163
2.9 Le Molybdène.....	164
2.10 Le Plomb	165
2.11 Le zinc.....	166
2.12 Comparaison des teneurs en ETM des sols de PS1, PS2 et PS3 avec celles obtenues en Algérie et dans d'autres régions dans le monde.....	169
2.13 L'index de contamination du sol de PS1, PS2 et PS3.....	171
3 Les éléments majeurs.....	171
3.1 L'Aluminium	171
3.2 Le Fer.....	172
3.3 Le Calcium.....	172
3.4 Le Potassium	173
3.5 Le Magnésium.....	173
3.6 Le Manganèse.....	173
3.7 Le Phosphore.....	174
3.8 Le Silicium.....	175
3.9 Le Titane	175
3.10 Comparaison des teneurs en éléments majeurs dans les sols d'étude avec celles d'autres sols en Algérie et à l'étranger	176
4 Conclusion	179

CHAPITRE III. EFFET DE L'IRRIGATION *EX-SITU* PAR L'EAU DE OUED SEYBOUSE SUR LA TENEUR EN ETM DU SOL DE LA PARCELLE D'EL HADJAR....

.....	182
1 Résultats des dosages des ETM dans le sol d'El Hadjar irrigué par l'eau des trois stations de la basse Seybouse (S1, S2 et S3).....	182
1.1 Le Mercure, le Nickel et le Sélénium.....	182
1.2 L'Antimoine.....	183
1.3 Le Baryum.....	184
1.4 Le Cadmium.....	184
1.5 Le chrome.....	185

1.6 Le Cobalt.....	185
1.7 Le Cuivre.....	187
1.8 Le Molybdène.....	187
1.9 Le Plomb.....	188
1.10 Le Zinc.....	188
2 Résultats des dosages des éléments majeurs dans le sol d'El Hadjar irrigué par l'eau des trois stations de la basse Seybouse (S1, S2 et S3).	191
3 Discussion et conclusion.....	193
CHAPITRE IV. EFFET DE L'IRRIGATION PAR L'EAU DE LA SEYBOUSE SUR LA CROISSANCE ET LE STATUT SYMBIOTIQUE DU HARICOT COMMUN (<i>PHASEOLUS VULGARIS L.</i>).....	194
1 Quelques rappels	194
2 Effet de l'irrigation par l'eau de la Seybouse sur les paramètres de croissance du haricot	195
2.1 Taux de mortalité.....	195
2.2 Les caractéristiques morphométriques.....	195
2.3 Effet de l'irrigation par l'eau de la Seybouse sur les paramètres symbiotiques.....	197
2.3.1 Le nombre de nodules formés	197
2.3.2 La colonisation mycorhizienne.....	197
3 Discussion et conclusion.....	199
CHAPITRE V. DISCUSSION GENERALE.....	203
CONCLUSION GENERALE ET PERSPECTIVES	209
BIBLIOGRAPHIE ET WEBOGRAPHIE	212
ANNEXES.....	255

LISTE DES ABREVIATIONS

%	Pourcentage
°C	Degré Celsius
µg/l	Microgramme/litre
µm	Micromètre
A	Indice d'aridité annuel
a	Indice d'aridité mensuel
AFNOR	Association Française de Normalisation
AHS	Algerois Hodna soummam
Al	Aluminium
ANOVA	Analysis of variance
ANRH	Agence National des Ressources Hydriques
As	Arsenic
ASMIDAL	Nom du Groupe Industriel Engrais et Produits Phytosanitaires Algérie
B	Bore
Be	Béryllium
BV	Bassin versant
C	Carbone
Ca	Calcium
CaCo ₃	Calcaire total
c-à-d	C'est-à-dire
Cd	Cadmium
CE	Conductivité électrique
cm	Centimètre
CMA	Champignons mycorhiziens arbusculaires
COT	Carbone organique total
Cr	Chrome
CSM	Constantinois Seybouse Mellegue
Cu	Cuivre
CZ	Chelif zahrez
Da	Densité apparente
DCE	Directive Cadre sur l'Eau
DCSMM	Directive Cadre Stratégie pour le Milieu Marin
Dr	Densité réelle
dS/cm	Décisimens/centimètre
E	Est
ES	Eau surface/ eau superficielle
ET	Eléments traces
ETM	Elément trace métallique
Evap	Evaporation
Ex	Exemple
Fe	Fer

FGN	Fond géochimique naturel
Fig.	Figure
FPGN	Fond pédogéochimique naturel
g	Gramme
g/cm ³	Gramme/centimètre cube
g/l	Gramme/litre
GEPPA	Groupe d'Etude des Problèmes de Pédologie Appliquée
Gt	Goutte
H	Heure
H	Hydrogène
H%	Pourcentage d'Humidité hygroscopique
H ₂ O ₂	Eau oxygéné
H ₂ SO ₄	Acide sulfurique
HA	Hauteur aérienne
HAP	Hydrocarbures aromatiques polycycliques
Hg	Mercure
Hm ³	Hectomètre cube
IP	Index de pollution
IUPAC	Union Internationale de Chimie Pure et Appliquée
K	Potassium
K ₂ Cr ₂ O ₇	Bichromate de potassium
km	Kilomètre
Km ²	Kilomètre carré
Km ³	Kilomètre cube
LOD	Limite de détection de l'appareil
LR	Longueur de la racine
LR	Longueur racinaire
m/s	Mètre/seconde
M ²	Mètre carré
M ³	Mètre cube
m ³ /an	Mètre cube par an
m ³ /hab./an	Mètre cube par habitant par an
M ³ /s	Mètre cube/ seconde
MES	Matières en suspension
Mg	Manganèse
mg	milligramme
mg/kg	Milligramme/kilogramme
ml	Millilitre
mm	Millimètre
mn	Minute
Mn	Manganèse
MnO ₄ k.	Permanganate de potassium
MO	Matière organique
Mo	Molybdène

MPN	Nombre probable de propagules d'un sol aptes à générer la formation d'associations mycorhiziennes par unité de sol.
MS	Matière sèche
mS/cm	Millisimens/centimètre
N	Nord
N.E	Nord-Est
N.W	Nord-Ouest
N ₂	Azote atmosphérique
Na	Sodium
NaF	Fluorure de sodium
NF	Nombre des feuilles
NH ₄ ⁺	Ion ammonium
Ni	Nickel
Nm	Nanomètre
NO ₂ ⁻	Ion nitrite
NO ₃ ⁻	Ion nitrate
NTK	Azote total Kjeldahl
O	Oxygène
OCC	Oranie chott chergui
OD	Oxygène Dissous
OMS	Organisation mondiale de la santé
P	Précipitations
P	Phosphore
pa	Poids d'argiles
Pb	Plomb
PCB	Polychlorobiphényles
PFA	Poids de matière fraîche
PFR	Poids de matière fraîche de la partie racinaire
PGPR	Plant Growth Promoting Rhizobacteria
pH	Potentiel hydrogène
PIM	Potentiel Infectieux Mycorrhizogène
plf	Poids de limon fin
plg	Poids de limon grossier
PO ₄ ³⁻	Ions Orthophosphates
ppm	Partie par million
PS1	Parcelle 1
PS2	Parcelle 2
PS3	Parcelle 3
PSA	Poids de matière sèche du système aérien
PSA	Poids de matière sèche
Q	Quotient pluviothermique
REACH	Directive Evaluation, Authorisation and Restriction of Chemicals
RME	Ressources, Matériaux et Ecosystèmes
S	Sud

S.E	Sud-Est
S.W	Sud-Ouest
S1	Station 1
S2	Station 2
S3	Station 3
SAA	Spectrométrie d'absorption atomique
Sb	Antimoine
Se	Sélénium
Si	Silicium
SIDER	Société Nationale de Sidérurgie
Sn	Etain
T max	Température maximum
T min	Température minimum
T moy	Température moyenne
T	Température
Tab	Tableau
Ti	Titane
Tl	Thallium
TM	Taux de mycorhization
U	Uranium
USDA	Département d'agriculture des Etats Unis
USEPA	United States Environmental Protection Agency
V	Volume
W	Ouest
WHO	World Health Organisation
XRF	X-ray fluorescence
Zn	Zinc

LISTE DES FIGURES

Figure 1. Le cycle de l'eau – Source Web 2.....	5
Figure 2. Schéma montrant les éléments principaux d'une rivière (Web 3)	8
Figure 3. Schéma d'un bassin versant (Web 4).....	9
Figure 4. Schéma des principaux écoulements d'eau au sein des bassins versants (Web 4).....	10
Figure 5 . Différence entre bassin versant (BV) topographique et BV hydrogéologique	11
Figure 6. La pollution solide de l'oued Illoula, Akbou, Algérie (Web 7).....	13
Figure 7. Régions hydrographiques de l'Algérie (Belhaouari <i>et al.</i> (2017).....	22
Figure 8. Les sols : bioréacteurs interactifs, multiphasiques à l'interface atmosphère-hydrosphère-biosphère-lithosphère (Girard <i>et al.</i> , 2005).	25
Figure 9. Photo montrant la diversité des sols dans un paysage agraire en Équateur	27
Figure 10. Les services écosystémiques rendus par le sol (Jeffery <i>et al.</i> , 2010)	29
Figure 11. Classification périodique des éléments chimiques (Mendeleïev, 1869) (Web 11)	36
Figure 12 . Schéma de l'acquisition naturelle des teneurs totales en ETM dans les sols. Milieux naturels (Baize, 1997) 1, 2, 3, 4 (Acquisitions naturelles)	38
Figure 13. Schéma de l'acquisition des teneurs en ETM dans les sols des milieux anthropisés (Baize, 1997) 1, 2, 3, 4 (Acquisitions naturelles, fond pédo-géochimique naturel)	41
Figure 14. Acquisition de la composition en ETM d'un sol ou d'un horizon de sol (Baize, 2007).....	42
Figure 15 . Localisation et mobilité des ETM dans les sols (Juste, 1995, modifié).....	45
Figure 16 . Structure de la rhizosphère (Web 15) modifié.	51
Figure 17. Racine nodulée (Web 17)	53
Figure 18. Les principales formes de mycorhizes (Garbaye, 2013)	54
Figure 19. Racines endomycorhizées: à gauche, racine portant des endomycorhizes à arbuscules (Selosse, 2008), à droite, racine portant des endomycorhizes à vésicules et arbuscules (Web 18).....	55
Figure 20. Racine portant des ectomycorhizes (Selosse, 2008)	56
Figure 21. Les régions hydrographiques de l'Algérie (Belhouari <i>et al.</i> , 2017) modifié.....	59
Figure 22. La Région hydrographique Constantinois-Seybouse-Mellegue (Rezak, 2014)	59
Figure 23. Le bassin de la Seybouse avec ses trois principaux sous bassins (ANRH, 2010).....	59
Figure 24. Le réseau hydrographique du bassin de la Seybouse (Reggam <i>et al.</i> , 2017).....	60
Figure 25. Les données thermiques de la région de Annaba.	63
Figure 26. Hauteurs moyennes mensuelles des précipitations de la région de Annaba	64
Figure 27. La fréquence des vents de la région de Annaba (1978-1998).....	65
Figure 28. Bilan hydrique climatique de la zone d'étude.	66
Figure 29 . Diagramme pluviothermique de Gaussen pour la région de Annaba	66
Figure 30. Etage bioclimatique de la région de Annaba selon le climagramme d'Emberger (1955).	68
Figure 31 . Localisation de la zone et des stations d'échantillonnage	70
Figure 32. Station d'El Hadjar (S1) de prélèvement de l'eau de la Seybouse.	71
Figure 33. Parcelle d'El Hadjar de prélèvement du sol (photo Fraga 2019).....	71
Figure 34. Station de Dréan (S2) de prélèvement de l'eau de la Seybouse	72
Figure 35. Parcelle de Dréan de prélèvement du sol (Photo Fraga 2019)	72
Figure 36. Station de Chihani (S3) de prélèvement de l'eau de la Seybouse.....	73
Figure 37. Parcelle de Chihani de prélèvement du sol (Photo Fraga 2019)	73
Figure 38. Le multi-paramètres utilisé (Hanna instrument 9828).....	75

Figure 39. Spectromètre d'absorption atomique type Perkin Elmer, marque PinAAcle900T	77
Figure 40. Les composantes d'un Spectromètre d'Absorption Atomique	79
Figure 41. Technique de prélèvement du sol.....	81
Figure 42: Le triangle textural de l'USDA (Jamagne, 1980)	88
Figure 43. Spectromètre « NITON FXL FM-XRF analyser » à balayage au rayon X	98
Figure 44. Préparation des échantillons pour les dosages par SFX	99
Figure 45. Le conteneur WM	101
Figure 46. Le dispositif expérimental	101
Figure 47. Les différentes étapes de préparation, coloration et d'observation des racines	106
Figure 48: Les différentes intersections possibles entre l'axe de l'objectif du microscope et les structures fongiques dans un fragment racinaire colonisé par les CMA.	106
Figure 49. Variation au cours de l'année 2019 du pH de l'eau de la Basse Seybouse.	108
Figure 50. Variation au cours de l'année 2019 de la température de l'eau de la Basse Seybouse.	109
Figure 51. Variation au cours de l'année 2019 de la conductibilité électrique de l'eau de la Basse Seybouse. S1: station d'El Hadjar, S2: station de Dréan, S3: station de Chihani.....	112
Figure 52. Variation au cours de l'année 2019 de l'oxygène dissous de l'eau de la Basse Seybouse. S1: station d'El Hadjar, S2: station de Dréan, S3: station de Chihani.....	112
Figure 53 . Variation au cours de l'année 2019 de la quantité de matières en suspension dans l'eau de la Basse Seybouse S1: station d'El Hadjar, S2: station de Dréan, S3: station de Chihani.	114
Figure 54. Variation au cours de l'année 2019 de NH_4^+ dans l'eau de la Basse Seybouse	116
Figure 55 . Variation au cours de l'année 2019 de NO_2^- dans l'eau de la Basse Seybouse	116
Figure 56 . Variation au cours de l'année 2019 de NO_3^- dans l'eau de la Basse Seybouse	118
Figure 57. Variation au cours de l'année 2019 de PO_4^{3-} dans l'eau de la Basse Seybouse.	119
Figure 58. Evolution bi-mensuelle du manganèse dans la Basse Seybouse durant l'année 2019.	123
Figure 59. Evolution bimensuelle du cuivre dans la Basse Seybouse durant l'année 2019.....	125
Figure 60. Evolution bimensuelle du fer dans la Basse Seybouse durant l'année 2019.....	127
Figure 61. Evolution bimensuelle de l'aluminium dans la Basse Seybouse durant l'année 2019.	129
Figure 62. Evolution bimensuelle du cobalt dans la Basse Seybouse durant l'année 2019.....	132
Figure 63. Evolution bimensuelle du plomb dans la Basse Seybouse durant l'année 2019.	135
Figure 64. Expression graphique du pH eau (a) et du pH KCl (b) du sol dans les trois parcelles d'étude durant l'année 2019	144
Figure 65. Expression graphique de l'évolution saisonnière de la CE moyenne dans PS1, PS2, PS3 durant l'année 2019.....	146
Figure 66. Expression graphique de l'évolution saisonnière de l'humidité hygroscopique moyenne dans PS1, PS2, PS3 durant l'année 2019.....	148
Figure 67. Expression graphique de l'évolution saisonnière du taux moyen de COT dans PS1, PS2, PS3 durant l'année 2019	150
Figure 68. Expression graphique de l'évolution saisonnière du taux moyen de MO dans PS1, PS2, PS3 durant l'année 2019.....	151
Figure 69. Expression graphique de l'évolution saisonnière du taux moyen de calcaire total dans PS1, PS2, PS3 durant l'année 2019.....	153
Figure 70. Expression graphique de l'évolution saisonnière du taux moyen de calcaire actif dans PS1, PS2, PS3 durant l'année 2019.....	154
Figure 71. Expression graphique de l'évolution saisonnière de la teneur en phosphore assimilable dans PS1, PS2, PS3 durant l'année 2019.....	156
Figure 72 . Evolution saisonnière de la teneur en antimoine dans PS1, PS2, PS3 durant l'année 2019....	158

Figure 73. Evolution saisonnière de la teneur en baryum dans PS1, PS2, PS3 durant l'année 2019	159
Figure 74. Evolution saisonnière de la teneur en Cadmium dans PS1, PS2, PS3 durant l'année 2019.....	161
Figure 75. Evolution saisonnière de la teneur en chrome dans PS1, PS2, PS3 durant l'année 2019	162
Figure 76. Evolution saisonnière de la teneur en cobalt dans PS1, PS2, PS3 durant l'année 2019	163
Figure 77. Evolution saisonnière de la teneur en cuivre dans PS1, PS2, PS3 durant l'année 2019	164
Figure 78. Evolution saisonnière de la teneur en molybdène dans PS1, PS2, PS3 durant l'année 2019...	165
Figure 79. Evolution saisonnière de la teneur en Plomb dans PS1, PS2, PS3 durant l'année 2019	166
Figure 80. Evolution saisonnière de la teneur en Zinc dans PS1, PS2, PS3 durant l'année 2019	167
Figure 81. Teneurs en Sb du sol d'El Hadjar en fonction de la provenance de l'eau d'irrigation.....	183
Figure 82. Teneurs en Ba du sol d'El Hadjar en fonction de la provenance de l'eau d'irrigation	184
Figure 83. Teneurs en Cd du sol d'El Hadjar en fonction de la provenance de l'eau d'irrigation	185
Figure 84. Teneurs en Cr du sol d'El Hadjar en fonction de la provenance de l'eau d'irrigation	186
Figure 85. Teneurs en Co du sol d'El Hadjar en fonction de la provenance de l'eau d'irrigation	186
Figure 86. Teneurs en Cu du sol d'El Hadjar en fonction de la provenance de l'eau d'irrigation	187
Figure 87. Teneurs en Mo du sol d'El Hadjar en fonction de la provenance de l'eau d'irrigation	188
Figure 88. Teneurs en Pb du sol d'El Hadjar en fonction de la provenance de l'eau d'irrigation.....	189
Figure 89. Teneurs en Zn du sol d'El Hadjar en fonction de la provenance de l'eau d'irrigation	189
Figure 90. Vue des plants de haricot âgés de quatre mois (photo Elostah, 2019)	196
Figure 91: Les plantules de haricot après dépotage (photo Elostah, 2019).....	196
Figure 92. Structures mycorhiziennes observées dans les racines du Haricot.....	198
Figure 94 . Courbe d'étalonnage pour le dosage de l'ion nitrite.	258
Figure 95. Courbe d'étalonnage pour le dosage de l'ion nitrate.	260
Figure 96. Courbe d'étalonnage pour le dosage des ions phosphores.	262
Figure 97. Facteurs de correction de température, pour la conversion des valeurs de conductivité d'eaux naturelles mesurées à une température différente de 25 C°.....	263

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1. Temps de renouvellement de l'eau dans les principaux réservoirs	5
Tableau 2. Fraction des réserves totales et des réserves d'eau douce des différents stocks d'eau de la planète (Gleick, 1993).....	6
Tableau 3. Bassins versants (Rezak, 2014).....	22
Tableau 4. Contribution des différentes sources à l'enrichissement moyen annuel des terres émergées en ETM (Feix et Wyart, 1998)	42
Tableau 5. Données climatiques moyennes mensuelles de la région de la basse plaine (Les Salines : 1982 – 2011).	63
Tableau 6. Fréquence des vents de la région de Annaba (1978-1998).....	65
Tableau 7. Indices d'aridité de de Martonne de la région de Annaba (1978-1998).....	67
Tableau 8. La limite de détection en mode flamme pour les éléments dosés par le spectromètre d'absorption atomique type Perkin Elmer, marque PinAAcle 900T.....	79
Tableau 9. Points de gamme, flamme, longueur d'onde et concentration caractéristique utilisés pour chaque élément étudié	80
Tableau 10 La gamme de pH des sols (Gauchers et Soltser, 1981).	89
Tableau 11 Echelle de salinité du sol (USSL, 1954).....	90
Tableau 12. Classification des sols d'après leur teneur en matière organique (Soltser, 1981).....	92
Tableau 13. Normes d'interprétation du taux du calcaire du sol (GEPPA) <i>in</i> Baize, 1988).....	93
Tableau 14 Normes d'interprétation du taux du calcaire du sol proposées par GEPPA <i>in</i> Baize (1988).....	95
Tableau 15. Norme d'interprétation du phosphore en ppm (Méthode Joret-Hébert, 1955).....	96
Tableau 16. Norme d'interprétation de l'azote total en % (selon la méthode Kjeldahl)	97
Tableau 17. Teneurs moyennes des éléments traces métalliques en mg/l dosés par SAA dans les eaux de la Seybouse aux mois de janvier (1), mars (3), mai (5), juillet (7), septembre (9) et novembre (11) de l'année 2019.	121
Tableau 18. Comparaison des teneurs en Mn selon les stations et les saisons durant l'année 2019	123
Tableau 19. Comparaison des teneurs de Cu selon les stations et les saisons durant l'année 2019	125
Tableau 20. Comparaison des teneurs de Fe selon les stations et les saisons durant l'année 2019	127
Tableau 21. Comparaison des teneurs en Al dans la Basse Seybouse durant l'année 2019	130
Tableau 22. Comparaison des teneurs en Co dans la Basse Seybouse durant l'année 2019.....	132
Tableau 23. Comparaison de la teneur en plomb dans les trois stations de la Seybouse durant l'année 2019	135
Tableau 24. Proportion d'argiles, limons et sables dans les trois parcelles d'étude	141
Tableau 25. Porosité moyenne du sol des trois parcelles d'étude	142
Tableau 26. Evolution saisonnière du pH eau dans PS1, PS2, PS3 durant l'année 2019	143
Tableau 27 . Evolution saisonnière du pH KCl dans PS1, PS2, PS3 durant l'année 2019	143
Tableau 28. Evolution saisonnière de la CE moyenne dans PS1, PS2, PS3 durant l'année 2019	145

Tableau 29. Evolution saisonnière de l'humidité hygroscopique moyenne du sol dans PS1, PS2, PS3 durant l'année 2019.....	147
Tableau 30. Evolution saisonnière du taux moyen de COT dans PS1, PS2, PS3 durant l'année2019	149
Tableau 31.Evolution saisonnière du taux moyen de MO dans PS1, PS2, PS3 durant l'année2019	151
Tableau 32.Evolution saisonnière du taux moyen de calcaire total dans PS1, PS2, PS3 durant l'année 2019	153
Tableau 33. Evolution saisonnière du taux moyen de calcaire actif dans PS1, PS2, PS3 durant l'année 2019	154
Tableau 34. Evolution saisonnière de la teneur moyenne en phosphore assimilable dans PS1, PS2, PS3 durant l'année 2019.....	156
Tableau 35 . Résultats trimestriels (ou saisonniers) des éléments traces métalliques dosés par spectrométrie de fluorescence X dans les sols des trois parcelles agricoles avoisinant la Basse Seybouse durant l'année 2019,	168
Tableau 36. Comparaison des teneurs (mg/kg de MS) en ETM des sols de PS1, PS2 et PS3 avec celles obtenues en Algérie et dans d'autres régions dans dans le monde.	170
Tableau 37. Teneurs saisonnières (trimestrielles) (mg/kg de MS) des éléments majeurs dosés par spectrométrie de fluorescence X dans les sols des trois parcelles d'étude durant l'année 2019..	176
Tableau 38. Comparaison des teneurs en éléments majeurs des sols de PS1, PS2 et PS3 avec celles obtenues en Algérieet dans d'autres régions dans le monde	178
Tableau 39 . Teneurs en ETM du sol d'El Hadjar irrigué expérimentalement par l'eau la Seybouse provenant des trois stations d'étude	190
Tableau 40 . Teneurs en éléments majeurs du sol d'El Hadjar irrigué expérimentalement par l'eau la Seybouse provenant des trois stations d'étude (S1: station d'El Hadjar, S2; station de Dréan, S3: station de Chihani).....	192
Tableau 41 Caractéristiques physico- chimiques du sol d'étude.....	194
Tableau 42 . Caractéristiques morphométriques des plantules de haricot en fonction de l'eau d'arrosage	196
Tableau 43. Nombre moyen de nodules et taux de colonisation par les champignons mycorhiziens arbusculaires en fonction de l'eau d'arrosage.....	198
Tableau 44. Tableau synthétique des teneurs en ETM par rapport aux normes limites dans chaque parcelle.....	206

LISTE DES ENCADRES

Encadré 1. La vision de l'eau au fil du temps	15
Encadré 2. L'histoire des métaux lourds	48
Encadré 3. Caractéristiques principales du manganèse	122
Encadré 4. Caractéristiques principales du cuivre	124
Encadré 5. Caractéristiques principales du fer	126
Encadré 6. Caractéristiques principales de l'aluminium	128
Encadré 7. Caractéristiques principales du cobalt	131
Encadré 8. Les caractéristiques principales du plomb	133
Encadré 9. Les caractéristiques principales du chrome	136
Encadré 10. Les caractéristiques principales du Zinc	137
Encadré 11. Les caractéristiques principales du cadmium	138

INTRODUCTION GENERALE

INTRODUCTION GENERALE

Nul n'ignore que l'eau est la source de la vie sur Terre, comme le confirme le Coran, par le verset 30, saurât El Anibiyae « وجعلنا من الماء كل شيء حي ». Constituant majeur du corps humain ($\pm 2/3$ de son poids) et composant essentiel de tous les êtres vivants, elle joue un rôle crucial dans le développement économique, social et écologique. Actuellement, elle est considérée comme la clé stratégique qui permet aux pays qui gèrent convenablement leur capital hydrique de s'inscrire dans la logique du développement durable. C'est donc une ressource essentielle au fonctionnement des écosystèmes et aux besoins anthropiques. Cependant, les activités de l'homme influencent sa pérennité, aussi bien en termes de qualité que de quantité (Mirauda et Ostoich, 2018 ; Sharma *et al.*, 2019). En effet, la pollution des eaux mais aussi celle des sols, quelle que soit sa nature (matières organiques, éléments nutritifs, métaux lourds...) constitue une préoccupation sans cesse croissante en raison de sa menace potentielle pour la sécurité alimentaire et ses effets néfastes sur la santé humaine et animale.

L'Algérie est parmi les pays du sud de la méditerranée qui souffrent le plus de sécheresse et du stress hydrique. Le pays est soumis à des conditions climatiques défavorables qui se caractérisent par l'irrégularité des précipitations et la longueur des périodes de sécheresses, avec des températures très élevées qui se font de plus en plus sentir depuis quelques années. Ces conditions écologiques de plus en plus sévères se retentissent également sur la qualité des sols (structure, teneurs en micro- et macro-éléments) entraînant une augmentation de l'érosion (Mace et Masundire, 2005) et une régression significative de l'activité et de la diversité des communautés microbiennes telluriques (Kennedy et Smith, 1995). Les ressources hydriques dont dispose l'Algérie sont limitées, inégalement réparties et surtout vulnérables (Guergueb et Ferhat, 2021). Ces ressources hydriques algériennes sont victimes d'une importante pollution urbaine et industrielle comme le soulignent les nombreux travaux scientifiques à travers le pays (Kettab, 2001; Boudjadja *et al.*, 2003 ; Belhaouari *et al.*, 2014 ; Reggam *et al.*, 2015 ; Belabed *et al.*, 2017 ; Benstaali et Benayada, 2017 ; Saal *et al.*, 2020). Ainsi, l'eau en Algérie, est une ressource fondamentalement préoccupante du fait de sa rareté et du développement économique et social désordonné, elle constitue par conséquent un défi majeur pour la gestion de ce secteur dans le pays. A l'instar des autres régions de l'Algérie, la région d'Annaba a connu une urbanisation rapide, un développement industriel important, une agriculture en plein essor et une augmentation permanente de la densité du transport urbain. Cette situation s'est accompagnée par une demande très importante en eau pour la consommation humaine, pour l'industrie et pour l'agriculture. Par

conséquent, ce développement socio-économique, s'est soldé par une augmentation à la fois du débit des eaux usées rejetées et du degré de pollution des eaux superficielles, souterraines, de l'atmosphère et des sols suivis de conséquences néfastes sur le biotope et la société (Mebirouk, 2007).

Plusieurs travaux publiés depuis 2000 ont mis l'accent sur l'évaluation de la charge en polluants et leur impact sur les eaux de surface en Algérie. Parmi ces cas, figure un des plus importants cours d'eau du pays : "Oued Seybouse" qui fait l'objet de notre présente étude.

Durant son parcours qui est de 240 km, Oued Seybouse chevauche 7 wilayas et 68 communes dont 30 sont entièrement incluses dans son large bassin versant (6471 km²) (Debieche, 2002). Tout au long de sa traversée, il est exposé non seulement aux rejets des villes et communes ainsi qu'à ceux des unités industrielles implantées dans son bassin versant mais aussi ceux provenant de l'agriculture fortement pratiquée notamment dans ses vallées moyenne et basse. Ce qui constitue comme le suggère Koller (2004), une menace particulière pour l'être humain et les autres maillons finaux de la chaîne alimentaire.

Le recours à l'irrigation dans les pays arides et semi-aride est un choix stratégique pour garantir le développement de l'agriculture et assurer les besoins alimentaires (FAO, 2006). Cependant, la mauvaise qualité de l'eau disponible affecte souvent profondément le sol et les cultures (FAO, 2008). Debieche (2002) fait état de plusieurs champs agricoles détruits par l'utilisation des eaux polluées de l'oued Seybouse pour l'irrigation. D'autres auteurs tirent la sonnette d'alarme sur la présence de métaux lourds dans les eaux et les sols qui affectent la biodiversité et constituent un danger potentiel pour la santé animale, végétale et humaine (Zair *et al.*, 2021 ; Khaled-khodja et Cherif, 2021).

Il est à rappeler que le sol est un milieu vivant au sein duquel une micro et une mésofaune régissent les interactions entre les racines des végétaux, la solution et l'air du sol. Ainsi, une eau d'irrigation de mauvaise qualité peut engendrer des perturbations au niveau des interrelations entre la composante biotique c'est-à-dire sur la biodiversité du sol et aussi la croissance des végétaux et leurs rendements.

Dans ce cadre, l'objet principal de la présente thèse est d'évaluer d'une part, l'impact des eaux de Oued Seybouse sur les propriétés physico-chimiques des sols agricoles riverains et sur la teneur de ces sols en éléments traces métallique (ETM), d'autre part, d'étudier l'effet de l'arrosage à l'eau de la Seybouse sur la croissance et le statut symbiotique d'une plante modèle : le haricot commun. L'étude s'est déroulée dans trois stations de la Basse Seybouse (nord-est algérien). La démarche adoptée comporte trois volets.

Le premier volet consiste d'une part, en un suivi spatio-temporelle de la qualité physico-chimique et la mise en évidence de la présence des ETM dans l'eau prélevée de trois stations de la Basse Seybouse. Les stations retenues sont celles d'El-Hadjar (S1), de Dréan (S2) et de Chihani (S3) localisées sur une trentaine de km. D'autre part, effectuer également un suivi spatio-temporel des paramètres physico-chimiques et des ETM de trois sols riverains de la basse Seybouse choisis dans trois parcelles PS1, PS2 et PS3 à proximité de S1, S2 et S3. La visée étant de voir si les paramètres de l'eau et aussi ceux des sols pouvaient varier entre les stations malgré la courte distance qui les sépare, mais aussi, d'évaluer les valeurs de chaque paramètre en fonction des mois et des saisons durant l'année 2019.

Le deuxième volet, réalisé durant deux périodes (estivale et hivernale) selon un montage expérimental au laboratoire, a pour objectif de voir si après un certain nombre de fois d'irrigation à la capacité au champ du sol de PS1 par les eaux de S1, S2 et S3, des accumulations d'ETM pouvaient se révéler dans le sol en question.

Enfin, le troisième volet consiste à rechercher un éventuel effet de l'irrigation par l'eau de la Seybouse sur la croissance et les possibilités d'associations symbiotiques du haricot commun (*Phaseolus vulgaris* L.) cultivé en pot sur le sol de PS1.

Les résultats obtenus sont consignés dans le document articulé en trois parties lesquelles sont fractionnées en chapitres. La première partie fait état des connaissances sur la pollution des eaux de surface, celle des sols et des interactions se déroulant au niveau de la rhizosphère entre les végétaux, le sol et l'eau et dresse les principales caractéristiques des ETM en général. La deuxième partie présente la zone et les stations d'étude ainsi que la méthodologie afférente aux travaux entrepris. Enfin, dans la troisième partie sont exprimés les résultats obtenus et leur analyse suivis d'une conclusion générale et quelques perspectives ouvrant la voie à d'autres recherches futures. Le manuscrit se termine par la bibliographie et la webographie citées dans le texte ainsi que des annexes.

PARTIE I

SYNTHESE BIBLIOGRAPHIQUE

CHAPITRE I.

GENERALITES SUR LA POLLUTION DES

EAUX DE SURFACE

CHAPITRE I. GENERALITES SUR LA POLLUTION DES EAUX DE SURFACE

1 Introduction

1.1 Importance de l'eau

L'eau, répartie sur la planète depuis 3 milliards d'années est la source de vie pour tous les êtres vivants. Les premières formes de vie se sont développées dans les océans et, encore aujourd'hui, plus de la moitié des espèces animales et végétales vivent dans l'eau (Hébert et Légaré, 2000). C'est le seul composé présent, à l'état naturel, sous ces trois phases : liquide, solide et gazeuse. Sous l'action conjuguée de la chaleur et de la pression atmosphérique, l'eau passe de l'état liquide à l'état de vapeur. Avec l'abaissement de la température, cette vapeur d'eau se transforme en fines gouttelettes (condensation), qui se maintiennent en suspension dans l'atmosphère pour former les différents types de nuages. Les gouttelettes d'eau s'agglutinent et grossissent jusqu'à ce qu'elles atteignent un poids critique qui causera leur chute. Selon les vents et le climat, l'eau retombera sous forme de pluie, de grêle ou de neige (précipitation). Ainsi 520 000 Km³ annuels de précipitations alimentent les réserves d'eau douce de la Terre (Web 1).

La circulation continue de l'eau entre l'atmosphère et la Terre constitue le cycle de l'eau (Fig. 1, Web 2). Une partie des eaux pluviales parcourt la surface du sol (ruissellement) et rejoint les eaux de surfaces. Plus la pente du terrain est prononcée et moins le sol est poreux, plus le volume du ruissellement sera important. Une autre partie de l'eau tombée pénètre le sol (infiltration, percolation) et atteint les nappes phréatiques souterraines. Cette eau peut se déplacer verticalement ou horizontalement sous la surface de la terre jusqu'à ce qu'elle rejoigne les cours d'eau auxquels se jeteront à leur tour dans la mer. L'eau qui a pénétré dans le sol peut aussi être extraite par les racines des végétaux. Une partie de celle-ci est ensuite rejetée dans l'atmosphère par l'évapotranspiration qui se réalise au niveau des feuilles. Tout au long de son parcours en surface, l'eau peut également se transformer en vapeur sous l'action du soleil et le cycle est sans cesse renouvelé (Web 1).

Le cycle de l'eau est donc sujet à des processus complexes et variés à savoir les précipitations, l'évaporation, la transpiration (des végétaux), l'interception, le ruissellement, l'infiltration, la percolation, l'emmagasinement et les écoulements souterrains. Ces divers mécanismes sont rendus possibles par un élément moteur, le soleil, organe vital du cycle hydrologique (Zella, 2015).

Ainsi, grâce à l'évaporation et la condensation, actionnées par l'énergie solaire, l'échange est plus ou moins régulier durant l'année. Le renouvellement de l'eau (Tab. 1) est rapide dans certains cas contrairement à d'autres où ce temps peut être très long.

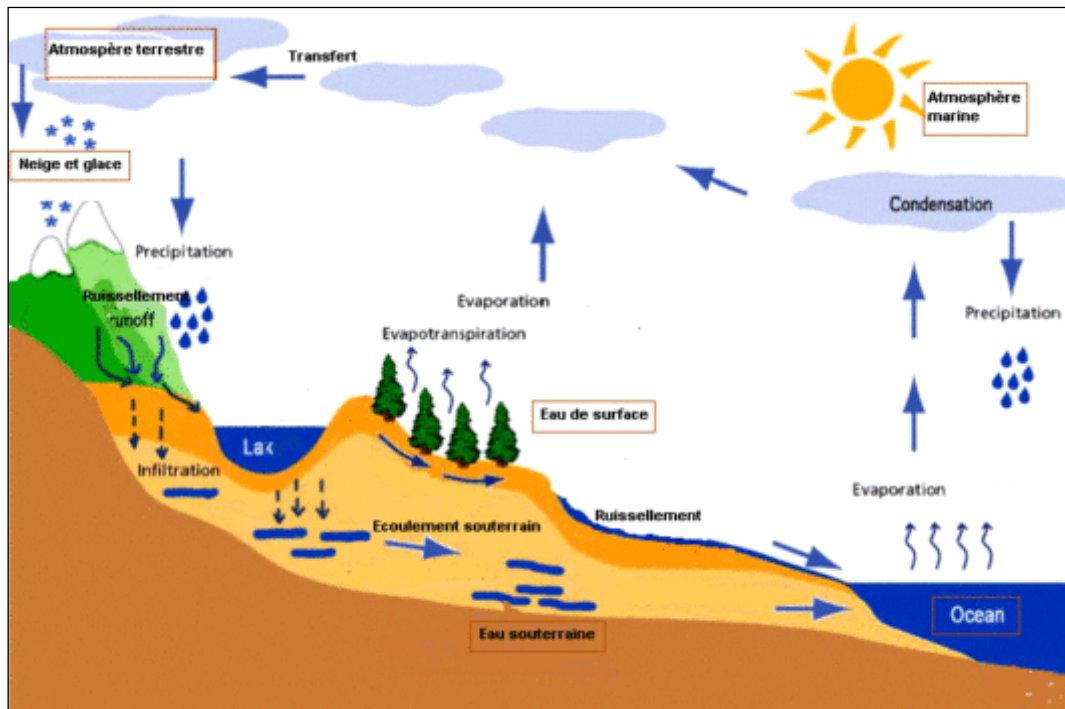


Figure 1. Le cycle de l'eau – Source Web 2

Tableau 1. Temps de renouvellement de l'eau dans les principaux réservoirs

(Gleick, 1993; Jacques, 1996)

Réservoir	Temps de renouvellement (Jacques, 1996)	Temps de renouvellement (Gleick, 1993)
Océans	2500 ans	3100 ans
Calottes glaciaires	1000 – 10000 ans	16000 ans
Eaux souterraines	1500 ans	300 ans
Eaux du sol	1 an	280 jours
Lacs	10-20 ans	1-100 ans (eaux douces) 10-1000 ans (eaux salées)
Cours d'eau	10-20 jours	12-20 jours
Eau atmosphérique	8 jours	9 jours
Biosphère	Quelques heures	-

1.2 La répartition des eaux à l'échelle de la planète

Vue de l'espace, la Terre apparaît bleue, les océans recouvrant près des trois quarts sa surface. Ainsi, sur la planète bleue, l'eau opère depuis des milliards d'années, un même circuit fermé de la

mer au ciel, du ciel à la terre et de la terre à la mer, le voyage de l'eau est sans cesse recommencé (Web 1).

De l'eau totale du globe qui représente un volume d'environ 1,4 milliard de km³, disponible sous forme liquide, solide ou gazeuse (Tab. 2), et représente 97% de la masse totale d'eau dans la biosphère, seulement 2,8 % sont constitués par l'eau douce qui englobe 2,15 % sous forme de glaces polaires difficilement accessible à l'homme, 0,63 % sous forme d'eaux souterraines et seulement 0,019 % formant les eaux de surface (lacs, fleuves et rivières), enfin l'atmosphère en contient 0,001 % (Hoekstra *et al.*, 2012). Le reste, c'est à dire l'eau salée, est contenu dans les mers et les océans. Ces derniers représentent 90 % de l'hydrosphère et couvrent plus de 71 % de la surface terrestre.

Tableau 2. Fraction des réserves totales et des réserves d'eau douce des différents stocks d'eau de la planète (Gleick, 1993)

Réservoir	Fraction des réserves totales [%]	Fraction des réserves d'eau douces [%]
Eaux océaniques	96,5379	
Eaux souterraines totales	1,6883	
Nappes d'eau douce	0,7597	30,0606
Eau du sol	0,0012	0,0471
Glaciers et couverture neigeuse permanente	1,7362	68,6972
Antarctique	1,5585	61,6628
Groenland	0,1688	6,6801
Arctique	0,0060	0,2384
Régions montagneuses	0,0029	0,1159
Permafrost (sol gelé en permanence dans les zones arctiques)	0,0216	0,8564
Réserves d'eau dans les lacs	0,0127	
Douces	0,0066	0,2598
Salées	0,0062	
Marais	0,0008	0,0327
Rivières	0,0002	0,0061
Eau biologique	0,0001	0,0032
Eau atmosphérique	0,0009	0,0368
Réserves totales	100	
Réserves d'eau douce	2,53	100

Retenons donc que les eaux superficielles ou de surface (ES) sont définies comme étant l'ensemble des masses d'eau courantes ou stagnantes en contact direct avec l'atmosphère. Ces eaux peuvent être douces, saumâtres ou encore salées selon leur emplacement (Web1).

1.3. Importance des cours d'eau

Historiquement, les fleuves et les rivières ont joué un rôle majeur dans l'essor des principales civilisations du monde, comme par exemple le Nil, le Niger, le Tigre, l'Euphrate, l'Indus, le Gange, le Yang Tsé Kiang et le Danube (Rafferty, 2011). D'après cet auteur, les premières civilisations se sont établies le long des rivières car celles-ci offraient des axes de transport et les ressources en eau nécessaires (Encadré 1). Actuellement, les cours d'eau présentent toujours un rôle important dans nos sociétés car ce sont une ressource essentielle en «eau de ville», un milieu riche en biodiversité et corridor écologique, un lieu d'une grande productivité sur le plan agricole mais aussi en termes de biomasse et d'arbres. Les cours d'eau servent aussi en tant qu'exutoires et évacuateurs principaux des excès d'eau et des pollutions. C'est donc une ressource essentielle au fonctionnement des écosystèmes et aux besoins anthropiques (Baechler, 2012). Cependant, les activités anthropiques influencent sa pérennité, aussi bien en termes de qualité que de quantité (Conrad *et al.*, 2018 ; Mirauda et Ostoich, 2018 ; Sharma *et al.*, 2019).

Selon Lenhart (2008), une rivière est un milieu aquatique fortement influencé par son bassin versant dont elle recueille les eaux de pluie et les sédiments qui forment son lit. Trois éléments principaux liés les uns aux autres par les circulations d'eau la composent (Fig. 2):

- Le lit mineur : partie de la vallée où l'eau coule en temps normal (en dehors des crues),
- Le lit majeur : partie occupée par les eaux de la rivière au moment des crues, des forêts et des prairies alluviales riches en biodiversité.
- La nappe alluviale est la nappe de surface en interaction forte avec le cours d'eau (alimentation, drainage, vidange).

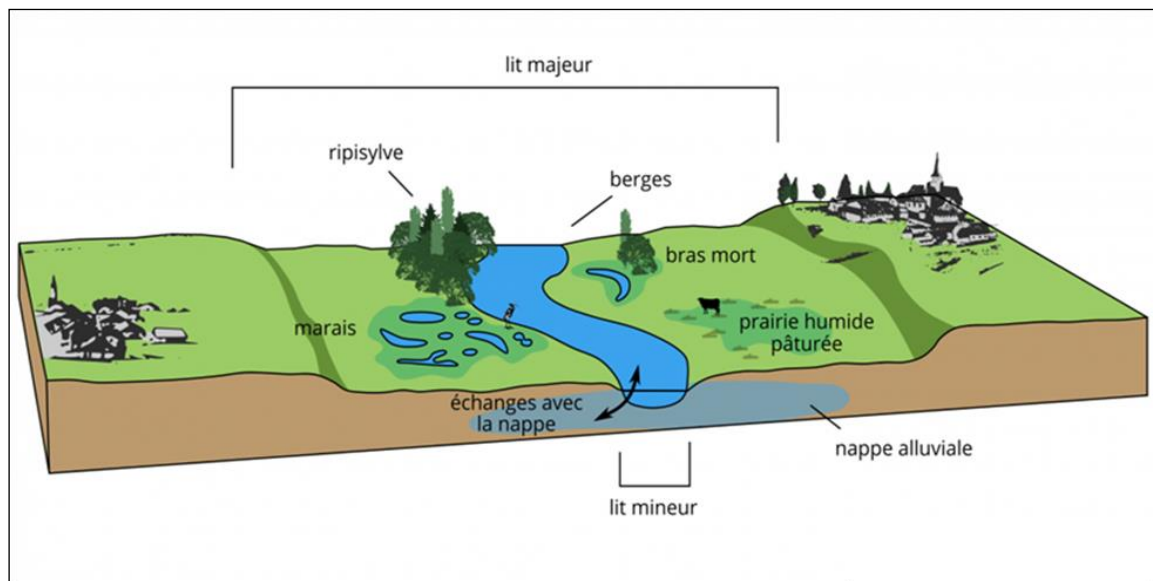


Figure 2. Schéma montrant les éléments principaux d'une rivière (Web 3)

1.4 La notion de bassin versant

Le bassin versant est un territoire géographique dont les limites sont naturelles et bien définies. Il correspond à l'ensemble de la surface recevant les eaux qui circulent naturellement et convergent vers un même cours d'eau ou vers une même nappe d'eau souterraine. C'est donc l'ensemble du territoire drainé par un cours d'eau principal et ses tributaires, lesquels s'écoulent et convergent vers un même point de sortie appelé exutoire (Fig. 3). Ainsi par exemple, le bassin versant d'un lac ou d'un ruisseau s'imbrique dans celui d'une rivière, qui s'imbrique dans celui d'un fleuve ou encore de l'océan. Un bassin versant se délimite par des lignes de partage des eaux entre les différents bassins. Ces lignes sont des frontières naturelles dessinées par le relief, elles correspondent aux lignes de crête. Les gouttes de pluie tombant d'un côté ou de l'autre de cette ligne de partage des eaux alimenteront deux bassins versants situés côtes à côtes. Le bassin versant est constitué d'une rivière principale, qui prend sa source le plus souvent sur les hauteurs en amont, au niveau de ce qu'on appelle la « tête de bassin ». Cette rivière s'écoule dans le fond de la vallée pour rejoindre la mer ou se jeter dans un fleuve, en aval, à l'exutoire du bassin versant. Chaque bassin versant est composé de plusieurs sous-bassins versants qui, à leur tour, sont également composés de sous-bassins versants (Ambroise, 1999). Un bassin versant peut avoir une surface de quelques dizaines de mètres carrés (un minuscule affluent) à plusieurs millions de km² comme par exemple l'Amazonie dont le bassin hydrographique s'étend sur environ 6,95 millions de km² (Nittrouer et DeMaster, 1986).

Sur son chemin, la rivière collecte l'eau provenant de tous les points du bassin versant : l'eau de ses affluents, l'eau de pluie, la fonte des glaciers, l'eau d'origine souterraine (Fig. 4). L'eau de la rivière est donc chargée de toute l'histoire des pentes qu'elle a parcourues. En amont du bassin se produit principalement le phénomène d'érosion : la pente étant plus forte, la force de l'eau emporte des petites particules de terre. Le terrain est ainsi peu à peu creusé par l'eau. En aval, dans les zones plus calmes, où la pente et le courant sont plus faibles, ces particules se déposent, les plus grosses en premier, puis les plus fines : c'est la sédimentation (Musy et Higy, 2004).



Figure 3. Schéma d'un bassin versant (Web 4)

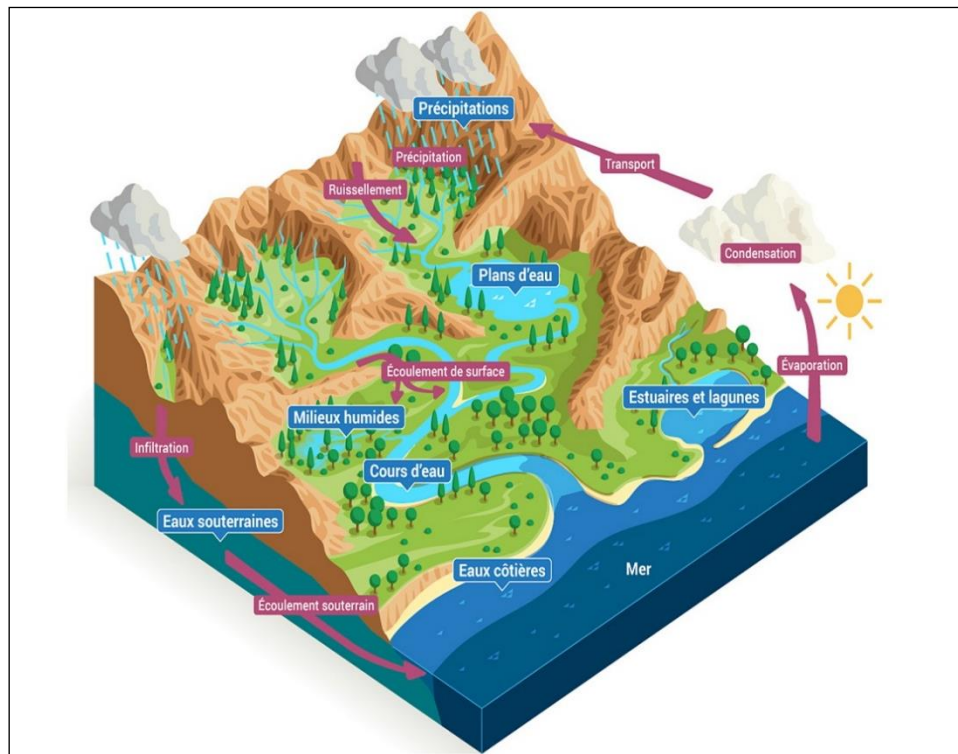


Figure 4. Schéma des principaux écoulements d'eau au sein des bassins versants (Web 4)

Chaque bassin versant est unique de par sa taille, sa forme, son orientation, la densité de son réseau hydrographique, le relief, la nature du sol, l'occupation du sol (cultures, haies, forêts, plans d'eau...), son climat..., mais également l'urbanisation et les activités humaines.

Selon Ambroise (1999), le bassin versant s'impose, surtout en montagne, comme une unité fonctionnelle fondamentale, et donc comme une unité de base pour la gestion, l'aménagement et la protection des ressources en eau. Selon Musy et Higy (2004), un bassin versant peut-être défini non seulement pour des eaux superficielles (bassin versant hydrographique ou topographique) mais aussi pour des eaux souterraines (bassin versant hydrogéologique). Il s'agit alors du bassin versant «réel» (Fig. 5). Le bassin versant topographique sous-entend que le sol est imperméable. Les bassins versants hydrogéologiques sont définis non pas à partir des lignes de crêtes topographiques, mais à partir des lignes de crêtes piézométriques (hauteur d'eau dans le sol).

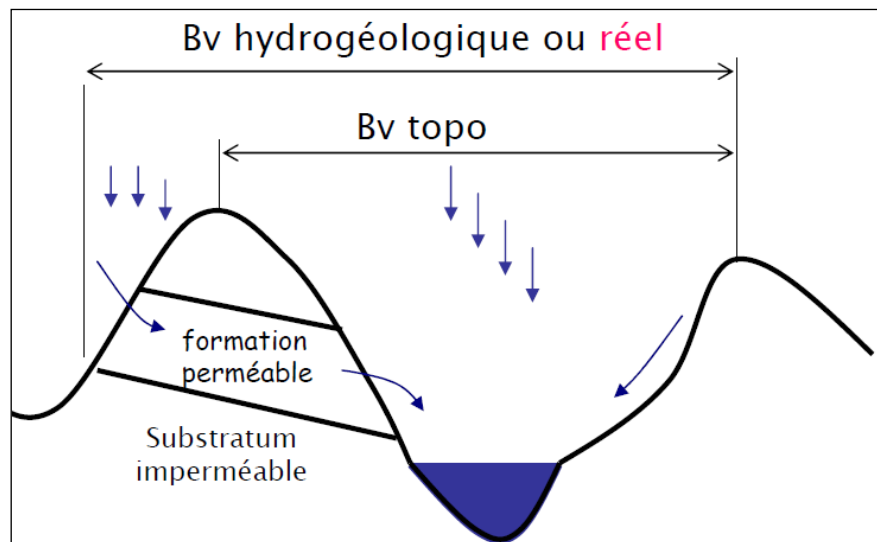


Figure 5 . Différence entre bassin versant (BV) topographique et BV hydrogéologique (Musy et Higy, 2004).

2 La pollution des eaux de surface continentales

Comme toutes les autres composantes de l'environnement, l'eau ne peut pas être considérée isolément. Dans le cas d'une rivière ou d'un petit cours d'eau, son état de santé dépend en grande partie de la qualité des bandes riveraines et de la plaine inondable, de même que des activités humaines ayant lieu sur le territoire environnant.

2.1 Définition de la pollution des eaux de surface

Selon Aqua portail (Web 5), la **pollution de l'eau** est une dégradation liée aux écosystèmes dont le principal élément est l'eau. Cela est dû à des facteurs multiples et spécifiques: les rejets d'activités industrielles et agricoles et les activités humaines habituelles qui se produisent dans les rivières, les lacs et les mers.

La directive cadre européenne sur l'eau (DCE, 2000) définit la pollution des eaux de surface (ES) comme étant "l'introduction directe ou indirecte, par suite de l'activité humaine, de substances ou de chaleur dans l'air, l'eau ou le sol, susceptibles de porter atteinte à la santé humaine ou à la qualité des écosystèmes aquatiques ou des écosystèmes terrestres dépendant directement des écosystèmes aquatiques, qui entraînent des détériorations aux biens matériels, une détérioration ou une entrave à l'agrément de l'environnement ou à d'autres utilisations légitimes de ce dernier".

Ainsi, l'état et le fonctionnement des écosystèmes aquatiques dépendent initialement des conditions climatiques, morphologiques, géographiques, etc. Mais l'activité humaine contribue très largement à modifier les caractéristiques tant en termes de quantité, de qualité ou de

morphologie de ces milieux. Les écosystèmes aquatiques sont soumis aux pollutions, la plupart du temps engendrées par l'Homme, et sont ainsi modifiés et dégradés.

La DCE (2000) définit le bon état de l'eau selon plusieurs caractéristiques:

- La qualité biologique comme la présence ou non de faune et flore aquatiques.
- La qualité physico-chimique, c'est-à-dire la température, le taux d'oxygène présent dans l'eau, la salinité, le pH ou encore la concentration en certains nutriments comme l'azote ou le phosphore,
- Des taux de pollution (ETM, pesticides...),
- Des conditions hydromorphologiques : les débits d'eau, l'existence de connexions aux masses d'eau souterraines, la circulation de certaines espèces dans les cours d'eau, le bon déroulement de sédiments, la profondeur, la largeur et la structure du cours d'eau...

A la lumière de ces différents éléments, une rivière (ou un tronçon de rivière) sera classée selon son état (bon, mauvais...).

La qualité de l'eau est fonction de l'utilisation particulière de celle-ci ex: une eau propre à l'irrigation peut être impropre à la consommation d'où la définition de critères de qualité de l'eau de surface adaptés aux principaux usages de l'eau. Ces critères visent la protection de la santé humaine et celle de l'écosystème aquatique. Au cours d'une année, d'une saison et même d'une journée, la qualité de l'eau peut être très variable (Hébert et Légaré, 2000). Les phénomènes de ruissellement et d'érosion, de même que les précipitations et les variations du débit d'un cours d'eau influencent énormément la qualité de l'eau.

2.2 Classification des principaux types de pollution des ES

Les pollutions de l'eau se distinguent par leurs causes (accidents, éliminations de déchets et résidus, sollicitations excessives du milieu naturel, ...), leur nature (physique, chimique, bactériologique, radioactive, ...) et leur ampleur (locale ou étendue, occasionnelle ou saisonnière) dans l'espace et dans le temps. Selon Chartier (1974), il existe deux grands types de pollutions: les pollutions dont l'origine est naturelle et les pollutions dues activités de l'homme.

2.2.1 Les pollutions naturelles

Elles peuvent être de nature physique, biologique ou biochimique. La pollution naturelle physique est celle qui résulte de l'entraînement en suspension d'éléments minéraux menus: sable fin, argiles, limons...lors des pluies violentes ou des crues abondantes. Les pollutions naturelles biologiques et biochimiques résultent des manifestations de la vie végétale et animales (feuilles mortes, fruits,

plumes, poils, excréta de composés chimiques, de microorganismes...). Ces résidus rejetés sur le sol ou bien enfouis dans les sols, ou bien emportés par le ruissellement finissent par gagner les ES ou souterraines après avoir subi des modifications physiques, chimiques et biologiques.

2.2.2 Les pollutions dues aux activités humaines

L'homme introduit dans le milieu hydrique des résidus provenant de produits de l'industrie qui l'altèrent en occasionnant une rupture des équilibres biologiques. En conséquence, le processus d'autoépuration peut être arrêté.

Ces pollutions peuvent être de nature physique, chimique, ou biologique.

On distingue traditionnellement les **macropolluants** qui produisent un apport excessif d'éléments organiques et nutritifs des **micropolluants** qui sont des polluants métalliques ou organiques toxiques à faibles teneurs (de l'ordre du microgramme par litre, ou moins) (Web 6) <https://professionnels.ofb.fr/fr/node/646>.

2.2.2.1 Les pollutions physiques

Elles sont de plusieurs ordres :

La pollution solide : Elle provient de rejets de matières en suspension inertes à caractère minéral dominant apportées par les eaux industrielles ainsi que les eaux de ruissellement et issue des décharges de déchets à ciel ouvert (Fig. 6).



Figure 6. La pollution solide de l'oued Illoula, Akbou, Algérie (Web 7).

La pollution thermique : Elle est causée généralement par les eaux des circuits de refroidissement des usines le plus souvent non souillées mais chargées de calories. L'élévation de la température entraîne un appauvrissement des eaux du milieu récepteur en oxygène ce qui a des conséquences significatives sur l'équilibre écologique du milieu aquatique naturel et la survie des organismes vivants.

La pollution radioactive : Elle est liée aux rejets des éléments radioactifs par les installations et les centrales nucléaires ainsi que les usines de traitement de déchets radioactifs. Les retombées d'aérosols consécutifs à l'explosion d'agents nucléaires.

La pollution sonore (le bruit et les vibrations à basse fréquence).

D'après l'organisation mondiale de la santé (OMS), le bruit d'origine anthropique est l'une des formes de pollution les plus dangereuses, et il est devenu omniprésent dans les écosystèmes terrestres et aquatiques. Selon Morissette (2021) *in* (Web 8), le bruit sous l'eau affecte l'anatomie, la physiologie ou le comportement des animaux marins de plusieurs façons. Ainsi, le bruit créé par l'homme peut engendrer de petits ajustements comportementaux à court terme, mais aussi de grands changements comportementaux ou physiologiques menant jusqu'à la mort.

Encadré 1 : La vision de l'eau au fil du temps*La vision de l'eau au fil du temps*

La littérature (notamment historique) sur la représentation de l'eau pose quelques premiers repères de compréhension. Si de nos jours l'eau est associée à la vie et véhicule une image positive (De Vanssay, 2003 ; Ratiu, 1999 ; Vermillon, 2013), l'Histoire montre que cela n'a pas toujours été ainsi (Salzman, 2012). Selon les époques, le rapport à l'Eau n'est pas le même. Ainsi, au Moyen Âge, l'hygiène est un art de vivre et de nombreux bains publics sont ouverts pour faire sa toilette et pour le plaisir. Mais à la fin du XVe siècle, avec l'épidémie de peste et l'apparition de la syphilis, les bains sont peu à peu fermés, car accusés de propager ces maladies. À partir de la fin de la Renaissance, l'eau est même considérée comme malfaisante. Il faut se méfier de l'eau et n'en user que très modérément. À la place, les individus se parent avec des poudres, pommades et parfums (Corbin, 2010), et cela jusqu'à la fin du XVIIe siècle. À partir du milieu du XIXe siècle, le mouvement hygiéniste va à la fois mettre en garde contre les bactéries véhiculées par l'eau, mais aussi établir la nécessité d'avoir accès à l'eau pour nettoyer, laver et se prémunir de ces fameuses bactéries. Il faut donc se débarrasser de l'eau impure et acheminer l'eau pure dans chaque habitation. Au regard de l'Histoire, il apparaît bien que c'est la société et tout particulièrement les instances dirigeantes (politiques ou sanitaires) qui ont façonné les représentations de l'eau.

Heitz et al. (2017)

2.2.2.2 Les pollutions chimiques

De nature organique et minérale, les pollutions chimiques sont intimement liées à la vie moderne et sont utilisées dans de multiples applications comme les produits alimentaires, pharmaceutiques, cosmétiques, détergents, phytopharmaceutiques, biocides, etc. (Ghillebaert-Giulian et Ghillebaert, 2020). Il existe une impressionnante liste de substances chimiques dont les plus connues du grand public sont les métaux, les nitrates, les phosphates, les pesticides et les médicaments (et leurs métabolites), et les moins connues comme les hydrocarbures aromatiques polycycliques, les composés organiques volatils, les alkylphénols, les organoétains, ou encore les dérivés benzéniques et phénoliques chlorés (Morin-Crini et Crini, 2020). Tous ces micropolluants, d'origine industrielle, agricole, urbaine ou naturelle ont été et sont encore diffusés dans tous les compartiments de l'environnement, notamment dans les milieux aquatiques et les eaux souterraines et sont ainsi absorbés par les plantes, les animaux et par l'homme. Ce sont donc des substances caractérisées par des effets toxicologiques importants même à concentration très faible dans l'environnement. Elles sont généralement persistantes, c'est-à-dire non biodégradables et s'accumulant dans la chaîne alimentaire jusqu'à l'homme.

Les eaux d'égout et autres effluents riches en matière organique décomposable sont à l'origine d'une pollution organique primaire. La pollution organique secondaire est définie comme l'excédent de matière organique, c'est-à-dire la quantité totale de matière organique non décomposée introduite dans la masse d'eau avec les polluants primaires et de matériaux résultant d'une bioproduktivité considérablement accrue de l'écosystème pollué lui-même (Štirn, 1973). Sous l'effet de la croissance démographique et industrielle, les eaux intérieures (rivières, lacs, etc.) deviennent souvent le réceptacle de quantités de matière organique excédant leur capacité naturelle de purification, alors que, dans le passé, la purification et la dilution naturelles suffisaient généralement (Davies et Gasse, 1988).

Comme l'indiquent Dejoux *et al.* (1981), les résidus organiques se minéralisent dans les masses d'eau réceptrices et les éléments nutritifs qui résultent de cette minéralisation stimulent la production végétale, ce qui provoque l'eutrophisation. Les substances eutrophisantes sont des composés chimiques comme l'azote et le phosphore qui sont des nutriments nécessaires au fonctionnement normal de l'écosystème mais à concentration élevée, ils deviennent dangereux. Leur excès va contribuer à la prolifération des plantes et algues aquatiques. Bien que ces dernières constituent la base du réseau alimentaire de l'écosystème aquatique, leur prolifération engendre un déséquilibre entre producteurs et consommateurs et conduisent par conséquent à la diminution de l'oxygène dissous et donc à l'eutrophisation (Berg *et al.*, 2009).

L'urbanisation galopante n'est pas seule en cause. L'industrie et les opérations de mise en valeur agricoles et forestières contribuent pour une part considérable à la charge organique et ne sont pas sans risques pour les eaux intérieures et pour les pêches. Comme le suggère Alabaster (1983), les eaux usées domestiques et les déchets industriels organiques, ainsi que les résidus agricoles et forestiers constituent donc les principales sources de pollution organique des eaux.

Ce type de pollution regroupe : les dérivés gazeux du carbone et hydrocarbures liquides, les détergents, les matières plastiques, les pesticides et autres composés organiques de synthèse, les dérivés du soufre, les dérivés de l'azote, les métaux lourds, les fluorures, les particules solides (aérosols), les matières organiques fermentescibles...

2.2.2.3 Les Pollutions biologiques des ES

Elles englobent :

Les pollutions microbiennes.

Elles sont dues à des contaminations microbiologiques de l'eau engendrées par la présence de micro-organismes pathogènes tels que des virus, des parasites ou des bactéries, pouvant présenter un risque pour la santé publique. Les maladies d'origine hydrique les plus anciennement connues sont la fièvre typhoïde, la dysenterie bacillaire, la dysenterie amibienne, le choléra. Les milieux aquatiques servent ainsi de réservoirs et de voies de transmission pour les microorganismes pathogènes.

Les matières organiques fermentescibles

Elles sont dues aux rejets des égouts urbains et industriels. L'industrie agroalimentaire telles que les abattoirs, les laiteries, sucreries etc. et l'industrie du papier rejettent des matières fermentescibles hautement polluantes.

Les pollutions par des espèces invasives

Ces espèces envahissent le milieu aquatique par leur pouvoir de reproduction élevé et affectent de ce fait l'équilibre de l'écosystème en agissant sur la biodiversité indigène.

Ex: La Caulerpe "*Caulerpa taxifolia*", macroalgue introduite accidentellement en Méditerranée à l'origine de fortes perturbations du milieu

2.3 Les principales sources de pollution

Il existe en général, trois principales sources de pollution: la pollution domestique, la pollution industrielle et la pollution agricole, une quatrième source de moindre mesure, devient de plus en plus importante est la pollution accidentelle.

2.3.1 La pollution domestique

C'est la pollution engendrée par les usages de l'eau par les ménages. Elle comprend les eaux vannes (toilettes, douche) et les eaux ménagères (cuisine). Elle peut être due à des polluants physiques tels que le plomb, celui-ci peut se retrouver dans l'eau lorsque celle-ci transite dans des canalisations en plomb. Elle se charge alors en microparticules et elle intoxique ceux qui la consomment. Le plomb a été très utilisé pour les canalisations intérieures jusque dans les années 1950, et pour les canalisations publiques jusque dans les années 1960. Son usage s'est ensuite beaucoup réduit. Il est interdit depuis 1995 (Web 9). Les eaux vannes renferment des polluants organiques (matières fécales, urines, graisses, déchets organiques, papier,...) et aussi des polluants microbiologiques.

Les eaux ménagères quant à elles sont affectées par des polluants chimiques (détergents, produits domestiques divers). Dans le meilleur des cas, ces eaux domestiques sont traitées dans une station d'épuration ; le plus souvent elles rejoignent les eaux de surface et leur charge polluante perturbe les écosystèmes aquatiques. Tous les résidus des lessives ne sont pas toxiques, mais ils sont déversés en quantités telles qu'ils contribuent à de graves pollutions.

2.3.2 La pollution industrielle

D'après Boeglin et Roubaty (2007), les usines sont toujours implantées au bord de l'eau (rivière, canal ou mer) pour des raisons diverses : les commodités de transport de matières premières et de produits finis, la possibilité de faire accomplir à l'eau des tâches industrielles multiples et variées (toute l'histoire des techniques industrielles est liée à l'utilisation de l'eau), les commodités de rejet de sous-produits ou de déchets générés au cours des opérations de fabrication...

Les eaux résiduaires industrielles sont toutes les eaux qui sont en principe rejetées par l'usine dans le milieu extérieur, après avoir contribué à la fabrication, au nettoyage, au transport, au refroidissement, etc., en excluant généralement les eaux pluviales sauf si elles sont polluées par des eaux de ruissellement.

Les pollutions industrielles peuvent être de natures différentes:

- Mécaniques (Par exemple les rejets de particules de sables)
- Thermique (Rejets d'effluents de refroidissement,)
- Organiques (Surtout par les industries agroalimentaires, les fromageries, ...)
- Métalliques (Les métaux lourds sont toxiques: mercure, cadmium, cuivre, zinc, ...)
- Chimiques (Produits acides ou alcalins, solvants, hydrocarbures, ...)
- Radioactives (Rejets d'éléments radioactifs)

2.3.3 La pollution agricole

La forme prépondérante de pollution en milieu agricole est diffuse car ce type de pollution provient de l'ensemble du territoire et non d'un point unique identifiable (Hébert et Légaré, 2000). Les différents polluants d'origine agricole ne peuvent donc pas être recueillis et traités ultérieurement dans une station d'épuration. Ils atteignent les cours d'eau par le ruissellement de surface ou par l'écoulement souterrain. Les cultures intensives et le recours à certaines pratiques culturales, combinés à une utilisation excessive d'engrais et de pesticides engendrent une dégradation des sols et augmentent les phénomènes d'érosion et de transport vers les cours d'eau de divers contaminants. Les apports dans les eaux peuvent être:

➤ Les substances nutritives

L'épandage d'engrais d'origine organique (fumier, lisier, etc.) ou minérale, occasionne une augmentation dans le sol des concentrations en éléments nutritifs essentiels au développement des végétaux tels que le phosphore, l'azote et le potassium. Ces éléments ne sont cependant pas entièrement utilisés par les végétaux cultivés, et l'excédent est emporté vers les ruisseaux et rivières par percolation et ruissellement.

Or, dans les conditions naturelles, les éléments nutritifs sont présents à de faibles concentrations et assurent une croissance normale des plantes aquatiques et du phytoplancton. Lorsque le phosphore devient trop abondant, il cause une croissance excessive de ces organismes aquatiques, c'est "l'eutrophisation". Ce processus d'enrichissement du milieu a pour conséquence une diminution de la qualité esthétique des cours d'eau, il affecte le goût et l'odeur de l'eau et modifie complètement la composition de la faune aquatique présente.

La croissance excessive des plantes aquatiques et des algues affecte également la concentration en oxygène dissous dans l'eau qui devient de plus en plus faible, c'est l'hypoxie.

En milieu affecté par des surplus d'engrais minéraux ou des surplus de fumier et de lisier, la matière organique est, règle générale, très abondante. Sa décomposition par les bactéries peut engendrer le même phénomène.

➤ **Les matières en suspension et la turbidité**

Les territoires agricoles sont particulièrement propices à l'érosion (faible couvert végétal, l'absence de brises vent, compactage du sol,...). Ainsi, chaque année dans le monde, des milliers de tonnes de terre arable sont perdues et exportées vers les cours d'eau (Walling, 1988). Ce transport par ruissellement entraîne une augmentation des matières en suspension et de la turbidité du cours d'eau qui agissent sur la respiration des poissons, et rendent plus complexe et plus coûteux le traitement de l'eau pour fins d'approvisionnement en eau potable.

➤ **La contamination bactériologique**

L'épandage de fumier et de lisier sont les sources principales de contamination bactériologique. Les déjections d'origine animale ou humaine renferment des bactéries, appelées coliformes fécaux dont la présence dans l'eau peut causer des problèmes de santé (gastro-entérites, dermatites, etc.).

➤ **Les pesticides**

L'utilisation des pesticides est très répandue en milieu agricole; les pesticides diffèrent d'une culture à l'autre selon leur type, la période et le mode d'application. Pour les légumes, on a autant recours aux herbicides, aux insecticides qu'aux fongicides. Dans les vergers, les fongicides, insecticides et acaricides sont les plus employés. Les herbicides atteignent les cours d'eau par ruissellement ou lessivage. Le risque est accru lorsqu'une pluie intense survient peu après leur épandage (Ondoa, 2022). Selon leurs concentrations dans l'eau, les pesticides peuvent affecter les différentes composantes de la chaîne trophique (végétaux, insectes, poissons, etc.) et menacer la vie aquatique.

3 Les ES et leur état en Algérie

3.1 Les régions hydrographiques et le potentiel hydrique de l'Algérie

Le territoire algérien est découpé en cinq bassins hydrographiques (Fig. 7) regroupant 19 bassins versants (Tab. 3) (Rezak, 2014).

3.1.1 La région Oranie-Chott-Chergui

Localisée à l'Ouest du pays, cette région hydrographique couvre le tiers de l'Algérie du Nord. La pluviométrie moyenne y est de 318 mm avec un volume d'eau précipitée de 24.600 millions de m³ et 971 millions de m³ d'écoulements annuels en eau de surface (ANRH, 1999).

3.1.2 La région Cheliff Zahrez

Située au Centre Ouest de l'Algérie du Nord, elle en occupe plus de 22 % de la superficie. La pluviométrie moyenne annuelle y atteint 418 millimètres, correspondant à un volume d'eau précipité de 23 500 millions de m³. Cela constitue des écoulements superficiels de 1947 millions de m³ (ANRH, 1999).

3.1.3 La région hydrographique Algérois-Hodna-Soummam

Se situe dans la partie centrale de l'Algérie du Nord. La capacité des barrages en exploitation est de 473.8 Hm³ avec un volume régularisé de 334.4 Hm³ (ABH, 2002).

3.1.4 La région hydrographique Constantinois-Seybouse-Mellegue

Se situe entre la région Algérois-Hodna-Soummam à l'Ouest et la Tunisie à l'Est. L'apport hydrologique annuel moyen, à l'exutoire de ces bassins, peut atteindre 3250 Hm³ (103 m³ /s) pour les Côtiers constantinois, à 910 Hm³ (29 m³ /s) pour le Kébir-Rhumel et à 450 Hm³ (14 m³ /s) pour la Seybouse (Mebarki, 1999)

3.1.5 La région Sahara

Cette région couvre une superficie de 2 018 054 km² soit 80% de la surface du pays. Les apports sont estimés à 620 Hm³ /an pendant la période globale et 440 Hm³ pendant la période sèche avec un taux de réduction global de 29% (Ladjal, 2013)

D'après Kettab (2021), l'Algérie a un potentiel hydrique global mobilisable ne dépassant pas les 12,3 milliards m³ (eaux superficielles), ce qui offre un volume annuel de 280 m³/hab./an. Avec la mobilisation de cette eau par les barrages, les ressources souterraines, le dessalement de l'eau de mer, nous arrivons actuellement aux alentours de 18.2 milliards de m³/an, soit de 450 m³/habitant/analors que la moyenne mondiale est de 6 000 m³ par personne.L'Algérie est par conséquent largement touchée par le stress hydrique, soit en dessous du seuil théorique de rareté fixé par la banque mondiale à 1000 m³/habitant/an. (Guergueb et Ferhat, 2021).

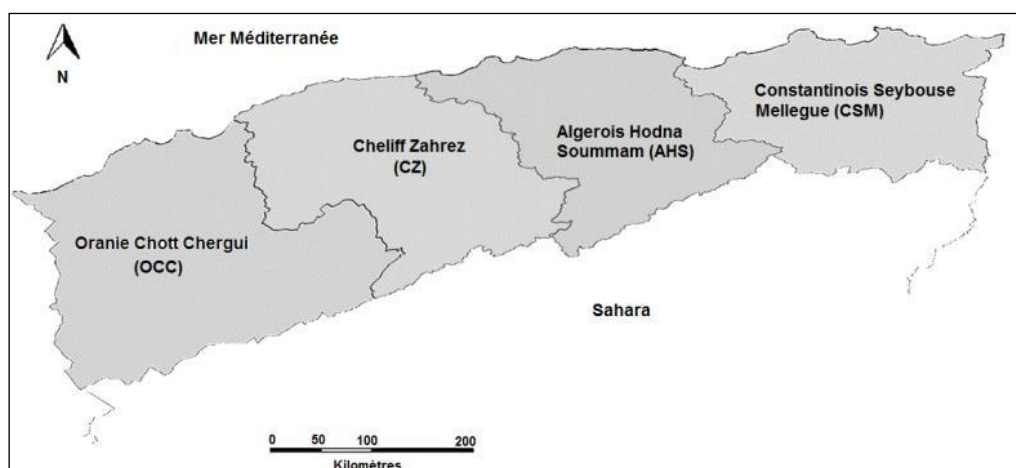


Figure 7. Régions hydrographiques de l'Algérie (Belhaouari *et al.* (2017))

Tableau 3. Bassins versants (Rezak, 2014)

Bassins hydrographiques	Superficie en m²	Bassins versants
Oranie-Chott Chergui	77 169	Côtiers oranais Macta Tafna Chott Chergui
Chélif-Zahrez	56 227	Côtiers Dahra Chélif Chott Zahrez
Algérois-Hodna-Soummam	47 431	Côtiers algérois Sébaou Isser Soummam Chott Hodna
Constantinois-Seybousse-Mellegue	44 348	Côtiers constantinois Kébir Rhumel Medjerdah-Mellague Seybousse Hauts Plateaux Constantinois
Sahara	2 018 054	Sahara Chott Melghir

3.2. Vulnérabilité de ressources en eau de l'Algérie

Les ressources en eau dont dispose l'Algérie sont limitées, inégalement réparties et surtout vulnérables (Guergueb, 2021). Leur vulnérabilité est due à des cycles de sécheresse assez longs, à l'utilisation irrationnelle de cette ressource et aussi au réseau d'alimentation devenu vétuste qui occasionne 50% de perte par les fuites. Il est à noter aussi le développement industriel sans souci de la préservation des ressources naturelles, l'envasement important des barrages et les faibles rendements des stations d'épuration (Guergueb, 2021).

Entre temps, l'agriculture est en plein développement, particulièrement en irrigué, l'industrie en redéploiement, la consommation des ménages et des collectivités en croissance constante et plus exigeante en quantité et en qualité d'eau. Enfin les pollutions qui affectent ces ressources en eau à travers tout le pays occasionnent des dégradations de plus en plus importantes de la qualité de ces eaux. En effet, de nombreux travaux scientifiques à travers le pays font état d'une importante pollution urbaine et industrielle dont sont victimes les cours d'eau algériens (Kettab, 2001 ; Boudjadja *et al.*, 2003 ; Belhaouari *et al.*, 2014 ; Reggam *et al.*, 2015; Belabed *et al.*, 2017 ; Benstaali et Benayada, 2017; Saal *et al.*, 2020).

Ces pressions sur les ressources hydriques s'accompagnent d'une augmentation de la demande en eau ce qui entraîne la surexploitation des ressources hydriques souterraines (Belhaouari *et al.*, 2017). Comme le souligne le rapport final du projet sur l'étude d'évaluation du secteur de l'eau en Algérie (Rapport GIZ Algérie, 2016), l'accroissement de l'urbanisation et le développement des activités industrielles, accompagnés d'une augmentation de la consommation d'eau a engendré une quantité importante d'eaux usées rejetées dans le milieu naturel et excédant les capacités d'autoépuration des oueds. Les oueds les plus touchés par ce phénomène sont notamment la Tafna, la Macta, le Cheliff, le Sébaou, la Soummam et la Seybouse, où des tronçons importants sont pollués.

CHAPITRE II.

GENERALITES SUR LA POLLUTION

DES SOLS

CHAPITRE II. GENERALITES SUR LA POLLUTION DES SOLS

1 Introduction

1.1 La notion de sol

La notion de sol est très ancienne mais la science du sol est récente, ce n'est qu'en 1877 qu'un géologue russe, Vassili Dokoutchaïev, a été missionné par les autorités pour étudier des sols en Ukraine afin de remédier à des famines. Il sillonna alors pendant plusieurs années en tous sens la Russie d'Europe et parcourut pour cette étude plus de 10 000 km à pied ou à cheval. Il valorisa ses travaux de terrains sous forme d'une thèse publiée en 1883 : "Le Tchernozem Russe" et fût le grand précurseur d'une science nouvelle : la pédologie (Legros, 2011). En réalité, le mot « pédologie » a été inventé par Albert Fallou (1794-1877), un juriste allemand passionné de science du sol qui a publié en 1862, donc 20 ans avant Dokoutchaïev, un ouvrage qui traitait du sol et s'intitulait « Pédologie » (Feller *et al.*, 2022).

1.2 Définition du sol

Le sol est un milieu naturel. C'est un habitat hétérogène formé d'un mélange complexe de minéraux, de matières organiques et d'un réseau de pores remplis d'eau et d'air (Orgiazzi *et al.*, 2016). Il occupe, à la surface des continents, une position stratégique : au-dessus des roches, à partir desquelles il se forme par altération et transformation de celles-ci sous l'action de l'air, de l'eau et de la vie. Le sol se situe donc là où il y a interpénétration entre les roches, les eaux, l'air et la vie (Ruellan, 2010). C'est donc un compartiment majeur de l'écosystème terrestre à l'interface de l'atmosphère, de l'hydrosphère, de la lithosphère et de la biosphère (Gobat, 2003) (Fig. 8). Il est le siège d'un échange intense de matière et d'énergie entre ces compartiments de la Terre. Il occupe donc une position-clef dans les cycles globaux des matières (Bourrelier et Berthelin, 1998). Dans les régions tempérées, son épaisseur est de l'ordre du mètre voire moins, alors qu'elle peut atteindre plusieurs dizaines de mètres en conditions tropicales (Robert, 1996).

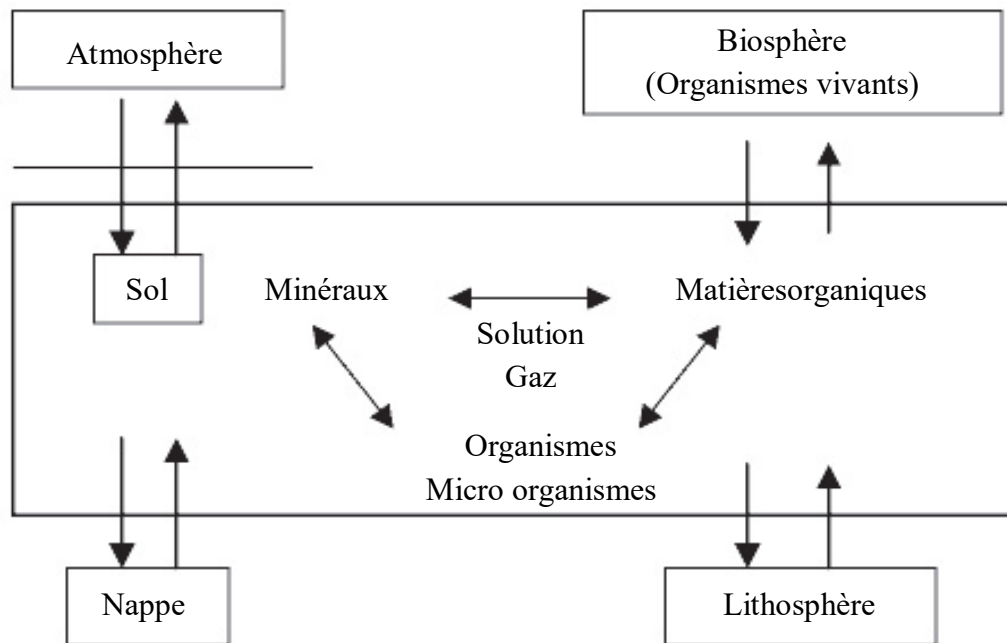


Figure 8. Les sols : bioréacteurs interactifs, multiphasiques à l'interface atmosphère-hydrosphère-biosphère-lithosphère (Girard *et al.*, 2005).

1.3 Morphologie des sols

D'après Ruellan (2010), au sein d'une couverture de sols, les constituants minéraux et organiques sont organisés les uns par rapport aux autres : ces organisations ne sont jamais quelconques ; elles donnent naissance à des morphologies originales, spécifiques du milieu sol, et qui sont différentes d'un type de sol à l'autre. Ces morphologies peuvent être découvertes, observées, interprétées depuis l'échelle du microscope à celle du paysage :

- **Les échelles microscopiques** : on y voit les constituants (minéraux argileux, quartz, calcite, hydroxydes, particules organiques...) ; on y voit les organisations, les architectures qui associent les constituants. Tout cela s'interprète en termes de mécanismes, de dynamiques et d'étapes de la formation des sols ;
- **Les échelles millimétriques et centimétriques** : on y observe les constituants, les agrégats (les mottes) qui associent les constituants, les vides (les porosités), les couleurs... les relations qui associent ces morphologies ;
- **Les échelles décimétriques et métriques** qui sont celles du profil pédologique, au sein duquel se succèdent, verticalement et latéralement, plusieurs horizons : chaque horizon est une couche, qui se décrit en termes de constituants, de couleurs et de structures, ainsi qu'en termes de morphologie des transitions entre les horizons ;

➤ **Les échelles paysagiques** : c'est l'échelle de la couverture pédologique, qui permet de décrire et comprendre les organisations verticales et latérales.

Toutes ces morphologies constituent l'anatomie des sols. Elles sont spécifiques et originales, complètement différentes des structures géologiques et des structures biologiques. Les morphologies pédologiques sont en relation directe avec les propriétés physiques, chimiques, biologiques, mécaniques des sols : elles expriment et influencent ces propriétés, leur histoire et leur dynamique actuelle.

1.4 Dynamique du sol

Le sol est dynamique, il se constitue et se transforme en permanence sous l'action de l'eau, de l'air et d'une grande diversité d'organismes (micro-organismes, animaux et végétaux). Au cours du temps, le sol change d'épaisseur, acquiert de nouveaux constituants, de nouvelles formes, de nouvelles propriétés. Sa formation résulte d'une évolution lente, dont la durée varie de plusieurs millénaires à plusieurs centaines de millénaires (Robert, 1996). Donc, en tant que matériau, le sol n'est que lentement renouvelable, en revanche, ses propriétés morphologiques, physiques, chimiques, biologiques peuvent être rapidement modifiées selon l'humidité, le jour ou la nuit ou d'une saison à l'autre. Les sols sont très sensibles au développement, par exemple, des racines ou des vers de terre et/ou des termites qui agissent en permanence sur leurs constituants et leurs morphologies.

1.5 Diversité des sols

Les sols ne sont pas les mêmes selon les climats, les roches, les reliefs, les végétations. Leur épaisseur, les formes qui leur sont spécifiques (couleurs, agrégats, horizons...) (Fig. 9), leurs constituants (matières organiques, minéraux argileux, calcaire...) diffèrent. Ils changent également selon leur âge et les usages qu'en font les sociétés humaines. Dans le monde entier, la diversité des sols marque les paysages (Ruellan, 2010)



Figure 9. Photo montrant la diversité des sols dans un paysage agricole en Équateur (Ruellan, 2010).

1.6 Importance du sol, les services écosystémiques des sols

Les sols sont au cœur de grands enjeux planétaires comme la sécurité alimentaire, le changement climatique, la disponibilité en eau de qualité ou la biodiversité. Les épargner et les valoriser efficacement est une nécessité pour notre alimentation et pour limiter l'extension des surfaces cultivées sur des écosystèmes précieux pour leur biodiversité (Gis Sol, 2011).

Les sols constituent donc une ressource naturelle essentielle à préserver. Sa destruction est difficilement réversible et sa réhabilitation est très coûteuse (Bertrand, 2018).

Les sols remplissent de nombreuses fonctions, qui peuvent être qualifiées de services fournis à la Terre dans son ensemble et à la vie en général, aux hommes, à leurs besoins et à leurs activités (Costanza *et al.*, 1997 ; MEA, 2005) (Fig. 10).

Selon Eglin (2021), l'évaluation des fonctions et services écosystémiques des sols permet aux acteurs de mieux intégrer les sols dans une démarche de développement durable. Cela permet également d'objectiver le niveau de dégradation des sols (Ay *et al.*, 2020) et, plus largement, d'intégrer les sols dans les diagnostics de qualité environnementale (Brauman et Thomazeau, 2020), voire dans les documents de planification territoriale agricole (Fossey *et al.*, 2020) ou urbaine (Rabot *et al.*, 2017).

D'après Walter *et al.* (2015), quatre grandes catégories de services écosystémiques peuvent être distinguées : les services d'approvisionnement, les services de régulation, les services culturels et les services d'auto-entretien.

1.6.1 Les services d’approvisionnement

Ils regroupent l’ensemble des productions issues des sols, on peut citer les produits assignés à l’alimentation humaine et animale, tels que bois, fibres, matériaux servant de support (tourbe, argile), pour la construction (brique en terre), les produits biochimiques et pharmaceutiques fournis par la biodiversité interne au sol. Le sol est aussi un support physique pour les animaux, les humains et les infrastructures (Weil et Brady, 2016).

1.6.2 Les services de régulation

De par sa position particulière à l’interface de la biosphère, lithosphère, hydrosphère, le sol est d’abord un acteur prépondérant du cycle de l’eau via son rôle de partage des pluies entre infiltration et ruissellement, sa capacité de stockage supérieure à celle de l’atmosphère et des rivières (de l’ordre de 50 à 400 litres par mètre carré), mais aussi les échanges et réactions biogéochimiques qui s’y produisent (Dorfigler et Gascuel, 2014).

Le sol assure une fonction de réserve en eau pour les plantes et les organismes du sol. Il abrite une biodiversité considérable (environ 10 milliards d’individus par gramme de sol (Gis Sol, 2011) dont la majeure partie, encore largement inconnue, constitue un patrimoine génétique qui joue un rôle essentiel dans l’ensemble des processus biogéochimiques des sols, en particulier ceux affectant les cycles du carbone et l’azote mais aussi pour d’autres éléments (O, P, K, Cu, Zn, ...) (Cluzeau *et al.*, 2011). Cette biodiversité représentant une biomasse totale estimée à 3-4 % sur terre (jusqu’à 20 Gt de carbone (C) (Bar-On *et al.*, 2018) et comprenant des bactéries, des champignons, des archées, des virus et des protistes qui contribuent aux principaux processus biologiques en interagissant avec leur environnement, avec les autres organismes vivant dans le sol et avec les plantes. Plus précisément, 80 à 90 % des processus du sol sont médiés par le microbiome du sol (Joos et De Tender, 2022).

La faune du sol contribue également à la structuration de ces derniers en modifiant la porosité (ex : lombriciens) ou la cohésion des sols (ex : les bactéries et les champignons), ce qui influence les propriétés physiques, mais également hydriques des sols. Enfin, les sols contribuent au recyclage des déchets.

1.6.3 Les services culturels

Les services culturels liés aux sols recouvrent, en premier lieu, un aspect lié à l’esthétique des paysages. Les différences de couleur dominante de la surface des sols (noire, brune, rouge, jaune, blanche) et l’importance de la nature des sols dans le type de végétation contribuent aux caractéristiques visuelles des paysages.

Le sol conserve la mémoire et l’empreinte des passages de l’Homme et de ses activités au fil du temps (les ossements, les objets et les constructions passées). Dans les religions, le sol est souvent représenté comme symbole de fécondité et de régénération de la vie, à l’image de l’expression de la Bible « Tu es poussière et tu retourneras en poussière » (Genèse 3: 17-19) Par ailleurs, le sol est utilisé comme source de couleurs et de pigments pour les peintures et les décorations des corps (Feller *et al.*, 2015).

1.6.4 Les services d’auto-entretien

Les services d’auto-entretien, regroupent l’ensemble des fonctions nécessaires pour la production des autres services : sont ainsi considérés le cycle de l’eau, le cycle des nutriments, la production primaire et la formation des sols. Les ordres de grandeur de cette formation des sols par des processus naturels de pédogenèse sont faibles : de l’ordre de 0,04 à 0,08 mm par an, soit moins d’un cm par siècle. Cela justifie que l’on considère les sols comme une ressource non ou peu renouvelable (Walter *et al.*, 2015).

L’autre aspect important des services d’auto-entretien qualifie la résistance et / ou la résilience du sol à maintenir ou à recouvrir un fonctionnement générateur de services malgré les pressions s’exerçant sur lui : contamination par des polluants, compaction de la structure, érosion, salinisation, modifications de régime hydrique suite au changement climatique, etc. Celles-ci peuvent perturber son fonctionnement, mais les interactions entre processus biologiques et physico-chimiques modulent la réponse du sol à ces pressions (Walter *et al.*, 2015).

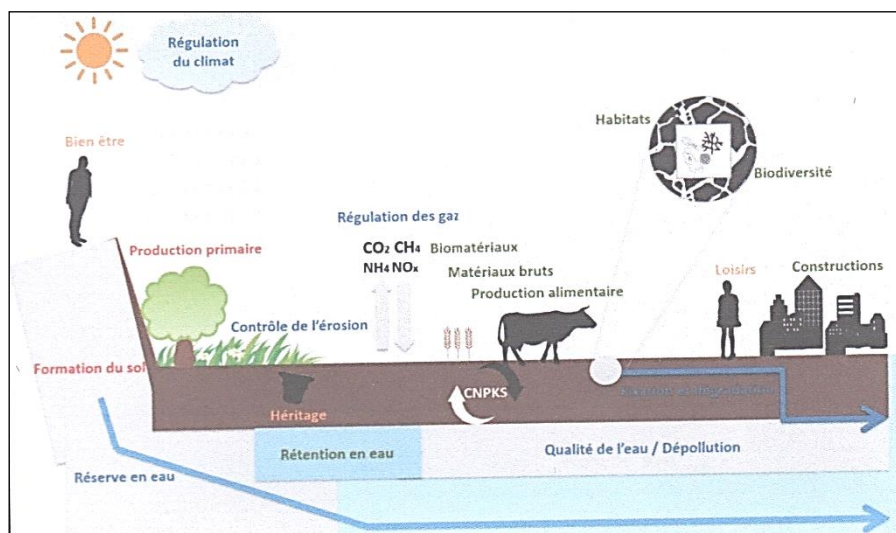


Figure 10. Les services écosystémiques rendus par le sol (Jeffery *et al.*, 2010)

2 La pollution des sols

La pollution est un problème mondial qui tire ses origines de sources naturelles et anthropologiques.

2.1 La pollution naturelle des sols

Parmi les causes naturelles de la pollution des sols, on peut citer les tremblements de terre, les glissements de terrain, les ouragans et les inondations. Ces catastrophes naturelles causent de graves dommages à la composition du sol (Havugimana *et al.*, 2017).

2.2 La pollution anthropique des sols

Le sol est considéré comme l'une des ressources naturelles non renouvelables les plus importantes qui abrite une abondance de flore et de faune (Jansson et Hofmockel, 2019). Malheureusement, l'urbanisation, l'augmentation de la demande alimentaire, les modèles de développement non durables dégradent les sols agricoles à un rythme alarmant (Kopittke *et al.*, 2019) et entraînent la dispersion et l'accumulation de polluants dans l'environnement (Raffa et Chiampo, 2021). Le sol, reçoit donc beaucoup de polluants provenant de diverses sources liées à l'agriculture et aux industries (pesticides inorganiques, herbicides, etc.) (Kumar *et al.*, 2019a, Verma *et al.*, 2021).

Ainsi, le sol est dit pollué lorsque la concentration d'une ou de plusieurs substances chimiques toxiques ou d'autres contaminants est suffisamment élevée de telle sorte que sa qualité est diminuée et qu'il devient inhabitable pour les organismes qui y vivent (Varjani *et al.*, 2019).

2.2.1 Les polluants du sol

Certains polluants sont biodégradables et ne persistent pas longtemps dans l'environnement. Les polluants les plus courants présents dans le sol sont les métaux lourds, les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) ou les pesticides (Toccalino et Norman, 2006, Havugimana *et al.*, 2017). Une fois dans les sols, leur destination et la vitesse à laquelle ils se déplacent dépendent de nombreux facteurs. Certains contaminants organiques peuvent subir des modifications chimiques ou se dégrader en produits qui peuvent être plus ou moins toxiques que le composé d'origine.

Les différents contaminants varient dans leur tendance à se retrouver dans l'eau contenue dans le sol ou dans les eaux souterraines sous-jacentes par lixiviation à travers le sol, à se volatiliser dans l'air ou à se lier étroitement au sol (Havugimana *et al.*, 2017).

Les métaux lourds

La présence de métaux lourds dans les sols peut les rendre hautement toxiques pour les êtres humains. Les métaux lourds classés comme polluants du sol sont l'arsenic (As), le mercure (Hg), le plomb (Pb), l'antimoine (Sb), le zinc (Zn), le nickel (Ni), le cadmium (Cd), le sélénium (Se), le béryllium (Be), le thallium (Tl), le chrome (Cr) et le cuivre (Cu) (Shaltami *et al.*, 2020).

Les Hydrocarbures aromatiques polycycliques et les déchets industriels

Les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) sont des composés organiques qui ne contiennent que des atomes de carbone et d'hydrogène et contiennent plus d'un cycle aromatique dans leur structure chimique. L'exposition aux HAP a été liée à plusieurs formes de cancer. Elle peut également provoquer des maladies cardiovasculaires chez l'homme.

La pollution du sol par les HAP peut provenir du traitement du charbon, des émissions de véhicules, de la fumée de cigarette et de l'extraction de l'huile de schiste (Pope *et al.*, 2000 ; Zhang *et al.*, 2006 ; Xiao *et al.*, 2014 ; Shaltami *et al.*, 2020).

L'industrie pétrolière crée de nombreux déchets d'hydrocarbures pétroliers, tels que le benzène et le méthylbenzène qui sont connus pour être cancérigènes par nature (Zhang *et al.*, 2020, Shaltami *et al.*, 2020). Certains polluants courants du sol proviennent également de déchets industriels tels que: les solvants industriels chlorés, les dioxines produites lors de la fabrication de pesticides et de l'incinération des déchets, les plastifiants/dispersants, les polychlorobiphényles (PCB).

Les pesticides

Les pesticides sont des substances (ou des mélanges de substances) qui sont utilisées pour tuer ou inhiber la croissance des nuisibles. Les types courants de pesticides utilisés en agriculture comprennent:

- les herbicides utilisés pour contrôler les mauvaises herbes et autres plantes indésirables,
- les insecticides (organophosphates, chlorures, etc.) utilisés pour tuer les insectes (Pérez Mayán *et al.*, 2020),
- Les fongicides (composés contenant du mercure, thiocarbamates et sulfate de cuivre) utilisés pour tuer les champignons parasites ou inhiber leur croissance (Sudoma *et al.*, 2021).

Ces produits chimiques présentent plusieurs risques pour la santé de l'homme (maladies du système nerveux central, du système immunitaire, le cancer, les anomalies congénitales...

2.2.2 Les causes de la pollution des sols

Les pollutions des sols peuvent être causées par :

Les déversements accidentels et accidents industriels

Les accidents industriels (tels que la catastrophe nucléaire de Tchernobyl) peuvent contaminer le sol avec des toxines ou d'autres substances (comme les radiations). Ceux-ci peuvent avoir de graves répercussions sur l'écosystème et la santé humaine (Web 10).

Les pluies acides

Les pluies dites acides ont des niveaux élevés d'ions hydrogène, ce qui les rend acides. Lorsque ces pluies s'infiltrent dans le sol, elles peuvent modifier négativement sa chimie (Chen *et al.*, 2012),

cela réduit la capacité des plantes à absorber les nutriments et à réaliser la photosynthèse (Shu *et al.*, 2019). Par conséquent, leur survie dans ces sols est difficile, elle se traduit par une érosion des sols et une perturbation de l'équilibre de la flore et de la faune (Sylvain *et al.*, 2011, Panneerselvam *et al.*, 2020).

Les rejets des eaux usées

Les eaux usées, si elles sont rejetées dans l'environnement non traitées, peuvent provoquer l'infiltration de contaminants dans le sol. Si ces contaminants s'infiltrent dans les sources d'eau, des maladies d'origine hydrique peuvent apparaître (Chung *et al.*, 2011 ; Shaltami *et al.*, 2020).

Les microplastiques

Les microplastiques sont des morceaux de plastique extrêmement petits qui mesurent moins de 5 mm de long. Leur décomposition est très lente et peut prendre entre 10 et 500 ans. Les microplastiques peuvent donc être à l'origine de la pollution des sols (He *et al.*, 2018)

3 Les effets de la pollution des sols

Qu'elle soit naturelle ou anthropique, la pollution des sols menace l'équilibre et la fertilité de ce milieu et par conséquent la durabilité des systèmes agricoles, ainsi que la santé humaine, végétale et animale, ce qui en fait de nos jours une problématique particulièrement préoccupante (Alam, 2018). Les effets néfastes de la contamination du sol peuvent être causés par un contact direct avec le sol contaminé ou par un contact avec d'autres ressources telles que l'eau ou les aliments cultivés sur ou en contact direct avec le sol pollué (Lu *et al.*, 2015, Panneerselvam *et al.*, 2020).

3.1 Les effets sur la santé humaine

La pollution des sols constitue donc un vrai problème de santé publique et de sécurité environnementale (Carré *et al.*, 2017). En effet, selon leur nature, ces contaminants peuvent migrer du sol vers les autres compartiments environnementaux et entrer en contact avec l'Homme par différentes voies d'expositions : consommation d'eaux contaminées, de végétaux et d'animaux exposés à la pollution, ainsi que par inhalation des envols de poussières ou encore par contact direct avec le sol pollué (Alam, 2018).

3.2 Les effets sur l'environnement

La pollution des sols contribue à la pollution de l'air en libérant des composés volatils dans l'atmosphère. Plus le sol contient de composés toxiques, plus il produit de la pollution atmosphérique. Les produits chimiques toxiques peuvent également entraîner une pollution de l'eau s'ils s'infiltrent dans les nappes phréatiques ou si les eaux de ruissellement ou d'égout ou les eaux usées contaminées, qui peuvent contenir des métaux lourds dangereux, atteignent les cours d'eau, les lacs ou les rivières (Anju *et al.*, 2010). Ces métaux lourds peuvent s'accumuler dans les sols au point qu'ils ne sont plus capables de soutenir la vie végétale s'ils sont appliqués souvent ou

en grande quantité. En outre la contamination du sol permet à de grandes quantités d'azote de s'échapper par volatilisation et dénitrification de l'ammoniac, et la décomposition des matières organiques dans le sol peut libérer du dioxyde de soufre et d'autres composés sulfurés, ce qui entraîne des pluies acides. De plus, les sols acides produits par le dépôt de composés acides comme le dioxyde de soufre causé par la combustion de combustibles fossiles créent une atmosphère acide qui nuit aux micro-organismes qui améliorent la structure du sol en décomposant les matières organiques et en favorisant l'écoulement de l'eau. La contamination du sol peut perturber le métabolisme des plantes, ce qui réduit le rendement des cultures et fait remonter les polluants dans la chaîne alimentaire par le biais des arbres et des plantes qui les absorbent (Peralta-Videa *et al.*, 2009 et Panneerselvam *et al.*, 2020).

3.3 Les effets sur la fertilité et la structure du sol

Les micro-organismes du sol jouent un rôle important dans la santé et la qualité du sol en effectuant divers processus. Ils sont essentiels au renouvellement de la matière organique, la libération des nutriments et la stabilisation de la structure du sol, ainsi que pour assurer la fertilité du sol. Les polluants organiques et inorganiques tels que les pesticides, les métaux lourds, les hydrocarbures toxiques, les antibiotiques et autres peuvent perturber le fonctionnement du sol. En effet, l'activité de ces produits chimiques peut inhiber le développement des microorganismes du sol de manière différenciée en affectant la répartition des ressources en eau. Ce qui peut modifier le rôle écologique du sol. La mort de nombreux organismes du sol, tels que les vers de terre et les microbes, peut entraîner une modification de la structure du sol. En outre, cela pourrait également obliger d'autres prédateurs à se déplacer vers d'autres endroits à la recherche de nourriture (Havugimana *et al.*, 2017). Les paramètres microbiens sont considérés comme des mesures utiles pour l'évaluation de la fertilité et de la qualité du sol en raison de leur réaction rapide et de leur sensibilité aux polluants (Panneerselvam *et al.*, 2022).

3.4 Les effets sur la rhizosphère

Le système racinaire peut développer une très grande surface (plusieurs mètres carrés) qui constitue le lieu des interactions avec le sol. Une racine se comporte comme un puits d'eau, de solutés et d'oxygène, et comme une source de dioxyde de carbone et de composés organiques, qui stimulent la croissance et le développement des micro-organismes, lesquels vont alors se multiplier autour de la racine et constituer ce que l'on appelle la rhizosphère (Morel *et al.*, 1986). L'activité de ces populations est influencée par divers facteurs : température, pH, profondeur du sol, humidité et présence des substances organiques et inorganiques (Ameur, 2014). Des études montrent une densité et une activité microbienne à proximité de la racine particulièrement intenses, en comparaison au sol non rhizosphérique (Lynch et Whipps, 1990). Ces êtres vivants sont requis

dans le processus de la décomposition et le recyclage des nutriments dans la rhizosphère (Germida *et al.*, 1998). Outre l'action des plantes sur la diversité des communautés bactériennes rhizosphériques, les conditions environnementales jouent un rôle important dans le déterminisme de cette diversité (Martiny *et al.*, 2006), comme cela a été montré pour le type de sol et de ses paramètres physico-chimiques sur la structure, les fonctions et la diversité des communautés rhizosphériques (Berg et Smalla, 2009).

De nombreux polluants agissent sur le système racinaire en perturbant l'absorption de l'eau et des nutriments et au-delà, en induisant des altérations voire des lésions nécrotiques des racelles. Un des cas les mieux documentés est celui des effets des pluies acides sur le chevelu racinaire des arbres forestiers. En effet, l'acidification de la solution du sol par les acides forts contenus dans ces pluies met en solution l'aluminium contenu dans les argiles. Cet élément, hautement toxique, en particulier pour les plantes, provoque la nécrose du système racinaire dont résulte un dépérissement de la végétation ligneuse (Ramade, 2003).

CHAPITRE III.

GENERALITES SUR LES ÉLEMENTS

TRACES METALLIQUES DANS LES SOLS

ET LES EAUX

CHAPITRE III. GENERALITES SUR LES ÉLÉMENTS TRACES METALLIQUES DANS LES SOLS ET LES EAUX

1 Définitions des Éléments Traces Métalliques (ETM)

Les éléments en traces ou éléments traces sont des éléments chimiques présents en faibles quantités dans tous les compartiments naturels de la Terre. Ils résultent de sources variées, tant naturelles qu'anthropiques et peuvent s'accumuler durablement dans les sols (Kabata-Pendias, 2011 ; Pacyna *et al.*, 2016). Le tableau périodique des éléments chimiques (Fig. 11) classe les 118 éléments en trois catégories selon leur caractère métallique: les éléments métalliques (métaux alcalins et alcalino-terreux, métaux de transition et post-transition, lanthanides et actinides), les éléments métalloïdes (caractère métallique partiel, propriétés intermédiaires entre les non-métaux et métaux) et les éléments non-métalliques (non-métaux réactifs, halogènes et gaz nobles).

Depuis 1903, de nombreux auteurs ont proposé de définir le terme d'éléments traces, en se basant sur la densité des éléments mais à partir de 1960, diverses publications ont démontré que certains éléments traces peuvent devenir toxiques pour les êtres vivants lorsqu'ils dépassent certains seuils. C'est le cas du cadmium, chrome, cuivre, plomb, mercure, nickel et du zinc. Parmi les éléments traces toxiques, certains sont des métaux appelés parfois métaux lourds. Bjerrum (1936) considère comme métaux lourds tous les métaux ayant une densité supérieure à 7, pour Van Nostrand (1964) une densité supérieure à 4. En 1995, Thornton *et al.*, fixent cette densité à 6 pour tout élément (métallique ou non). Actuellement, elle ne doit pas dépasser 5 (Robert, 1996).

D'autres sont des métalloïdes comme l'arsenic et le sélénium qui ont une densité inférieure à 5. Le fluor qui est un halogène fait également partie de cette liste d'éléments traces toxiques. Dans les sols acides, le cuivre, le zinc considérés comme oligo-éléments peuvent être aussi toxiques. D'autres éléments comme le cadmium, le plomb, le mercure et l'arsenic ne sont pas indispensables au développement végétal et ont une toxicité importante pour les êtres vivants. Ainsi la classification en métaux lourds est souvent discutée car certains métaux toxiques ne sont pas particulièrement « lourds » (ex: le zinc), tandis que certains éléments toxiques ne sont pas tous des métaux (ex: l'arsenic). Pour ces différentes raisons, la plupart des scientifiques préfèrent l'appellation « éléments en traces métalliques » (ETM) ou par extension « éléments traces » à l'appellation métaux lourds, elle est plus précise, elle fait référence à une concentration inférieure à 0,1% dans la lithosphère, les organismes vivants, les sols, les sédiments et les eaux de surface (Callender, 2003; Salvarredy-Aranguren, 2008).

Si on résume cette définition en se référant à Baize (1997), les éléments traces (ET) sont les 80 éléments chimiques, constituants de la croûte terrestre, dont la concentration est pour chacun

d'entre eux inférieure à 0,1 %. Ils ne représentent à eux tous que 0,6 % du total. Parmi ces derniers, 12 éléments (O ; Si ; Al ; Fe ; Ca ; Na ; K ; Mg ; Ti ; H ; P ; Mn) représentent 99,4 % et sont appelés éléments majeurs. Certains éléments traces sont des métaux (ETM) par ex. (Cd, Cr, Zn, Pb), d'autres sont des non-métaux (As, Se, B). Certains éléments traces sont vitaux aux processus biologiques (Zn, Cu, Cr, Mo, B) car interviennent particulièrement comme cofacteur d'enzyme, et sont donc indispensables à la production agricole, végétale et animale : ils sont nommés micro-éléments ou oligo-éléments. On leur associe souvent le fer et le manganèse qui ne sont pas des éléments en traces.

D'autres ne jouent aucun rôle utile (Cd, Pb, Hg, Sn), ils sont tous potentiellement polluants. Cela dépendra de leur concentration dans le milieu considéré (sols, air, eau, sédiments) mais surtout de leur forme chimique (spéciation).

On retiendra donc le terme ETM pour la suite du texte.

TABLEAU PÉRIODIQUE DES ÉLÉMENTS

Legend:

- Non-métaux (Grey)
- Métaux pauvres (Green)
- Gaz nobles (Blue)
- Métaux alcalins (Orange)
- Métaux alcalino-terreux (Yellow)
- Métaux de transitions (Purple)
- Métaux riches (Light Green)
- Métalloïdes (Light Blue)
- Halogènes (Light Purple)
- Lanthanide (Red)
- Actinide (Pink)

1 H HYDROGÈNE 1,0079																	2 He Hélium 4,0026	
3 Li LITHIUM 6,941	4 Be BÉRYLLIUM 9,0122											5 B BORE 10,81	6 C CARBONE 12,011	7 N AZOTE 14,007	8 O OXYGÈNE 15,999	9 F FLUORINE 18,998	10 Ne NÉON 20,1797	
11 Na SODIUM 22,989	12 Mg MAGNÉSIIUM 24,305											13 Al ALUMINIUM 26,981	14 Si SILICIUM 28,085	15 P PHOSPHORE 30,974	16 S SULFURE 32,065	17 Cl CHLORINE 35,453	18 Ar ARGON 39,948	
19 K POTASSIUM 39,098	20 Ca CALCIUM 40,078	21 Sc SCANDIUM 44,955	22 Ti TITANE 47,867	23 V VANADIUM 50,9415	24 Cr CHROME 51,9961	25 Mn MANGANÈSE 54,938	26 Fe FER 55,845	27 Co COBALT 58,933	28 Ni NICKEL 58,6934	29 Cu CUIVRE 63,546	30 Zn ZINC 65,39	31 Ga GALLIUM 69,723	32 Ge GERMANIUM 72,63	33 As ARSENIC 74,921	34 Se SÉLÉNIUM 78,971	35 Br BROMINE 79,904	36 Kr KRYPTON 83,798	
37 Rb RUBIDIUM 85,467	38 Sr STRONTIUM 87,62	39 Y YTTRIUM 88,9058	40 Zr ZIRCONIUM 91,224	41 Nb NIOBIUM 92,9063	42 Mo MOLYBDÈNE 95,95	43 Tc TECHNETIUM (98)	44 Ru RUTHÉNIUM 101,07	45 Rh RHODIUM 102,90	46 Pd PALLADIUM 106,42	47 Ag ARGENT 107,8682	48 Cd CADMIUM 112,414	49 In INDIUM 114,818	50 Sn ÉTAIN 118,710	51 Sb ANTIMOINE 121,760	52 Te TELLURE 127,60	53 I IODINE 126,90	54 Xe XÉNON 131,293	
55 Cs CÉSIIUM 132,905	56 Ba BARYUM 137,327	57-71*	72 Hf HAFNIUM 178,49	73 Ta TANTALE 180,94	74 W TUNGSTÈNE 183,84	75 Re RHÉNIUM 186,207	76 Os OSMIUM 190,23	77 Ir IRIDIUM 192,217	78 Pt PLATINE 195,084	79 Au OR 196,96	80 Hg MERCURE 200,59	81 Tl THALLIUM 204,38	82 Pb PLOMB 207,2	83 Bi BISMUTH 208,98	84 Po POLONIUM (209)	85 At ASTATINE (210)	86 Rn RADON (222)	
87 Fr FRANCIUM (223)	88 Ra RADIUM (226)	89-103**	104 Rf RUTHÉROFIUM (261)	105 Db DUBNIUM (268)	106 Sg SEABORGIUM (271)	107 Bh BOHRIIUM (272)	108 Hs HASSEIUM (277)	109 Mt MEITNERIUM (276)	110 Ds DARMSTADTIUM (281)	111 Rg ROENTGENIUM (285)	112 Cn COPECIUM (285)	113 Uut UNUNTRIUM (284)	114 Fl FLEROVIUM (289)	115 Uup UNUNPENTIUM (288)	116 Lv LIVERMORIUM (293)	117 Uus UNUNSEPTIUM (294)	118 Uuo UNUNOCTIUM (294)	
		57 La LANTHANE 138,90	58 Ce CÉRIUM 140,116	59 Pr PRASEODYME 140,90	60 Nd NÉODYME 144,242	61 Pm PROMÉTHIUM (145)	62 Sm SAMARIUM 150,36	63 Eu EUROPÉIUM 151,964	64 Gd GADOLINIUM 157,25	65 Tb TERBIUM 158,92	66 Dy DYSPROSIUM 162,500	67 Ho HOLMIUM 164,93	68 Er ERBIUM 167,259	69 Tm THULIUM 168,93	70 Yb YTTÉRIUM 173,054	71 Lu LUTÉCIUM 174,9668		
		89 Ac ACTINIUM (227)	90 Th THORIUM 232,0377	91 Pa PROTACTINIUM 231,03	92 U URANIUM 238,02	93 Np NEPTUNIUM (237)	94 Pu PLUTONIUM (244)	95 Am AMÉRICIUM (243)	96 Cm CURIUM (247)	97 Bk BERKÉLIUM (247)	98 Cf CALIFORNIUM (251)	99 Es EINSTEINIUM (252)	100 Fm FERMIUM (257)	101 Md MENDELÉVIUM (258)	102 No NOBELIUM (259)	103 Lr LAWRENCIUM (260)		

Figure 11. Classification périodique des éléments chimiques (Mendeleïev, 1869) (Web 11)

2 Origine des ETM dans les sols et les eaux

Les ETM présents dans les sols et les eaux sont issus de l'héritage du fond géochimique d'une part (origine naturelle) et du cumul des apports anthropiques d'autre part.

2.1 Origine naturelle (fond géochimique et fond pédogéochimique naturels)

Naturellement, le sol contient des ETM issus de la roche-mère sur laquelle il s'est formé. Par conséquent, le sol sera d'autant plus riche en ETM que la roche-mère l'est également, c'est le fond géochimique (Fig. 12). Ainsi, des sols formés sur des sables quartzeux renferment des quantités extrêmement faibles d'ETM (moins de 0,05 mg/kg de MS de Cd, moins de 5 mg/kg de MS de Cu) alors que ceux qui se sont formés sur des sédiments calcaires ou marneux, ou des schistes sont plus riches (0,5 à 1 mg/kg de MS de Cd, 25 à 50 mg/kg de MS de Cu) (Perrono, 1999). Les roches magmatiques et métamorphiques contiennent également des minéraux susceptibles de contenir des ETM et sont capables de libérer ces ETM plus ou moins facilement en fonction de leur résistance à l'altération (Bradl, 2005). Ces éléments constituent un problème environnemental majeur qui réside principalement dans le risque de leur transfert vers les eaux superficielles et souterraines et/ou vers la chaîne alimentaire (Guittard, 2016).

Baize (1997) distingue le **fond géochimique (FGN)** du **fond pédogéochimique naturel (FPGN)**. Le FPGN est la concentration d'un élément chimique dans un sol résultant des évolutions naturelles, géologiques et pédologiques, en dehors de tout apport d'origine humaine. Le FPGN, pour un élément donné, dépend d'abord étroitement de la composition du matériau géologique dont le sol est issu (dit alors matériau parental ou roche-mère). Mais ensuite, au fur et à mesure de l'action des processus pédogénétiques, le FPGN va se distinguer du « fond géochimique » local initial et se diversifier, verticalement et horizontalement, d'un horizon à un autre en fonction du jeu relatif des altérations et lixiviations, des migrations, des redistributions et des éventuelles concentrations de matières. Ainsi, dans les cas des sols les plus « vieux » et les plus différenciés, les fonds pédogéochimiques naturels peuvent devenir très différents des fonds géochimiques de départ, particulièrement dans certains horizons très appauvris ou, au contraire, dans des horizons où divers métaux s'accumulent.

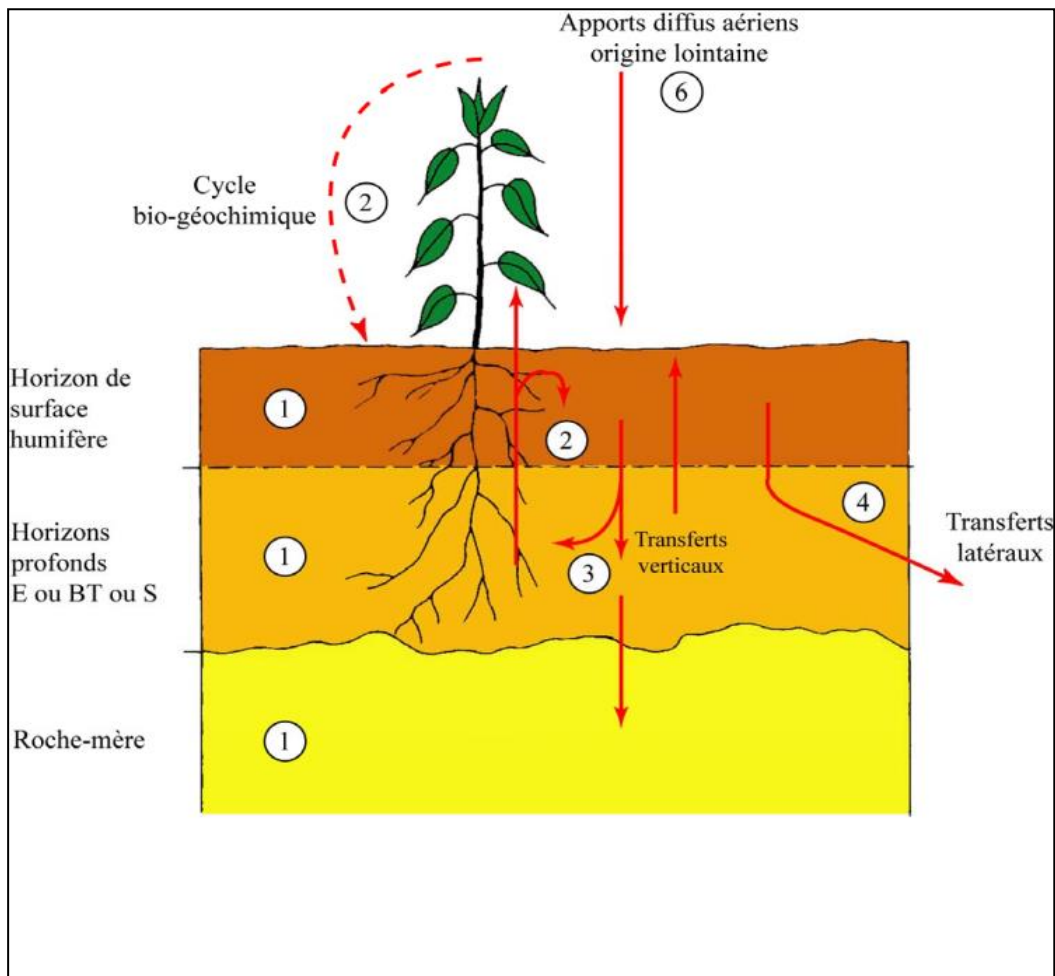


Figure 12 . Schéma de l'acquisition naturelle des teneurs totales en ETM dans les sols. Milieux naturels (Baize, 1997) 1, 2, 3, 4 (Acquisitions naturelles)

2.2 Origine anthropique

Les ETM sont non seulement la trace du passé géologique mais aussi celle de l'activité de l'homme. La contamination des écosystèmes aquatiques et terrestres par les ETM est le plus souvent imputable à l'action de l'homme.

2.2.1 Les retombées atmosphériques

En zone urbaine, les principales sources d'ETM sont issues de l'activité industrielle (les usines d'incinération, les hauts fourneaux, la production de briques, la combustion du charbon et du pétrole ou des moteurs à explosion et de la circulation des différents moyens de transport) (Perrono, 1999). Certains polluants comme le plomb ou le mercure peuvent atteindre les parties du monde les plus éloignées des sites d'émission, la retombée de ces éléments s'effectue à la surface des sols, des océans ou des lacs (Robert, 1996). L'activité volcanique et l'érosion éolienne des sols participent également à cette pollution diffuse (Bourrelier et Berthelin, 1998).

2.2.2 Les apports anthropiques

De manière générale, les ETM sont très recherchés, car ils sont utilisés notamment dans les nouvelles technologies. Ils rentrent dans la composition des circuits imprimés, des écrans, dans certains alliages, dans les solutions contrastantes en médecine, dans les pesticides et les engrais, etc. Ils sont introduits dans la nature (atmosphère, eau et sol), principalement par les villes et les industries (Aranguren, 2008) et comprennent (Fig. 13, Fig. 14, Tab. 4):

Les fertilisants : Dans ce groupe de matières, ce sont essentiellement les phosphates qui apportent les ETM (Robert, 1996). Les fertilisants regroupent :

- **Les engrais** : Certains types d'engrais obtenus par transformation de produits de gisements miniers sont plus riches en ETM que la majorité des sols. Selon Robert et Juste (1997), les gisements de minerais phosphatés sont souvent des lieux d'accumulation d'ETM, beaucoup de ces éléments (ex: le cadmium) accompagnent le phosphate dans les traitements de concentration destinés à produire l'engrais commercialisé. La teneur en cadmium des engrais phosphatés est en étroite relation avec l'origine géographique des minerais phosphatés. Le concentré de phosphate naturel, le minerai utilisé pour la production de phosphate, est un produit naturel ; ceci implique que ce n'est pas un phosphate de calcium pur, mais qu'il contient plusieurs autres substances en traces en quantités variables. Lorsque le minerai de phosphate est traité, une partie des substances reste présente dans les produits phosphatés et par la suite entraîner des problèmes lors de l'utilisation de ces produits. Ces substances sont alors considérées comme des contaminants. Parmi ces contaminants un certain nombre de métaux lourds jouent un rôle important ; ils ne sont que très difficilement séparables des phosphates, et leurs qualités chimiques et physiques sont telles qu'ils présentent un haut degré de toxicité pour l'homme et pour les écosystèmes de l'environnement (Maxson et Vonkema, 1992).
- **Les amendements** : L'épandage des engrais phosphatés souvent plus ou moins riches en cadmium et renfermant à l'état d'impuretés du chrome, zinc, nickel manganèse ou cobalt provoque l'enrichissement inéluctable des sols en ces éléments. Les composts d'ordures ménagères et les boues résiduaires de stations d'épuration utilisés comme amendements organiques fertilisants, représentent une source reconnue d'ETM dans les sols agricoles. Tous les autres produits dont l'emploi est destiné à assurer ou à améliorer la nutrition des végétaux ainsi que les propriétés physiques, chimiques ou biologiques des sols, de même, l'utilisation d'amendements organiques traditionnels comme le fumier de ferme ou les lisiers augmentent la teneur en ETM du sol (Gomez *et al.*, 1992, Bourrelier et Berthelin, 1998).

- **Les pesticides :** De nombreux pesticides contribuent, de manière importante à la contamination des sols par les ETM. Les composés à base d'arsenic (principalement l'arséniate de plomb) qui ont une action fongicide ou de sulfate de cuivre et de chaux utilisés contre les parasites sont à l'origine de teneurs élevées en ETM de certains sols. De même, les sels de mercure et les organo-mercuriques (aujourd'hui interdits d'utilisation) employés comme fongicide, peuvent donner lieu à une élévation significative de la teneur en mercure total du sol, malgré des pertes par volatilisation estimées entre 30 et 50 % (Robert et Juste, 1997).

L'épandage des déchets industriels et des boues de curage

L'épandage des déchets industriels variés stockés sur d'anciennes friches industrielles, ou de ceux existants dans des effluents liquides issus des industries agro-alimentaires, les boues de curage des ports et des cours d'eaux constitue une source importante d'ETM du fait de l'accumulation sédimentaires des éléments rejetés par les industries et les agglomérations des bassins versants.

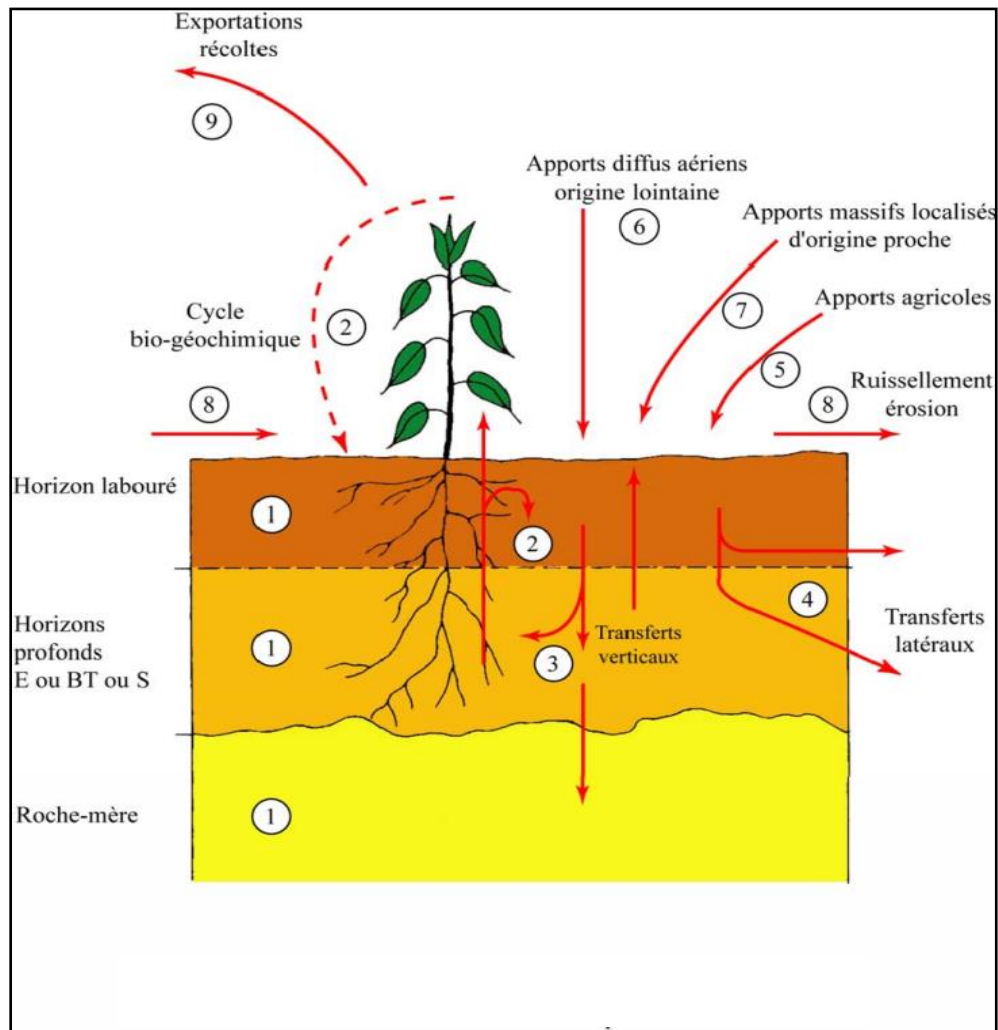


Figure 13. Schéma de l'acquisition des teneurs en ETM dans les sols des milieux anthropisés (Baize, 1997) 1, 2, 3, 4 (Acquisitions naturelles, fond pédo-géochimique naturel)

5 Apports agricoles gérés à la parcelle : engrais (notamment phosphatés), amendements calcaires, fumiers, lisiers, épandages divers, boues de stations d'épuration, composts urbains, produits de traitements phytosanitaires, etc.

6 Apports diffus aériens d'origine lointaine : poussières et aérosols provenant des chauffages, activités industrielles, moteurs d'automobiles, etc. ; poussières et aérosols d'origine lointaine : volcaniques, embruns et vents lointains. Les teneurs totales mesurées résultent aussi d'influences directes ou indirectes des activités humaines.

7 Apports massifs localisés d'origine proche : « pollutions »

8 Transferts latéraux de particules par ruissellement à la surface. Apports ou pertes selon la position sur les versants.

9 Exportations par les récoltes

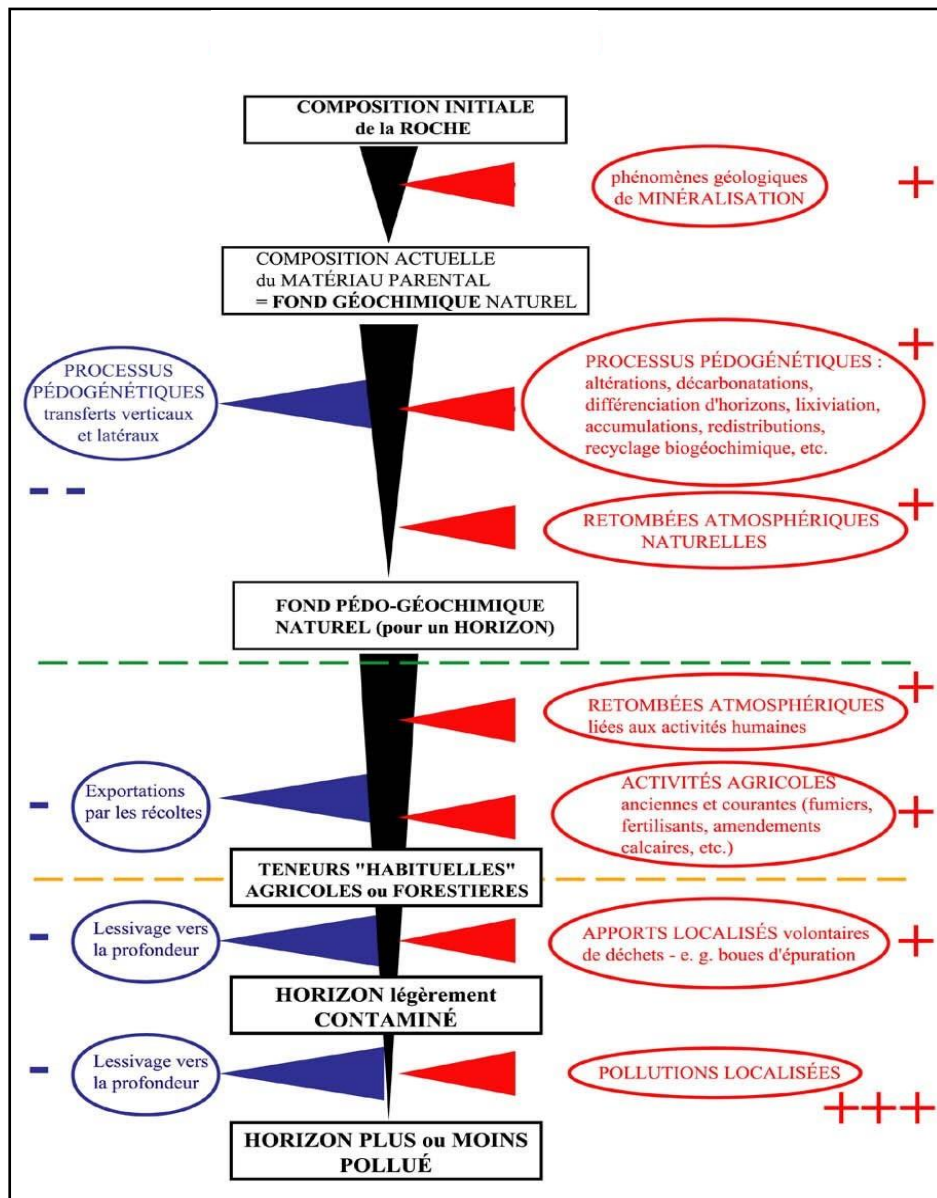


Figure 14. Acquisition de la composition en ETM d'un sol ou d'un horizon de sol (Baize, 2007)

Tableau 4. Contribution des différentes sources à l'enrichissement moyen annuel des terres émergées en ETM (Feix et Wyart, 1998)

Source	Elément			
	Cu	Zn	Cd	Pb
Total (10 ³ t)	216	760	20	382
Déchets agricoles	55%	61%	2%	12%
Déchets urbains	28%	20%	20%	19%
Engrais	1%	1%	38%	10%
Retombées atmosphériques	16%	18%	40%	68%

3 Localisation et mobilité des ETM dans les sols et les eaux.

3.1 Localisation dans les constituants du sol

Le comportement et le devenir des ETM dans le sol et sa solution dépendent des phases auxquelles ils sont associés et des interactions développées. Alors que certains resteront inclus dans les constituants, réduisant la possibilité de transfert entre les compartiments du sol, vers les organismes vivants et les nappes phréatiques, d'autres, simplement adsorbés, pourront être mobilisés entre les différents compartiments (Juste, 1995).

Selon Baize (1997), la fraction importante des ETM du sol se trouve dans la phase argileuse soit sous une forme très peu disponible dans les réseaux silicatés, ou encore adsorbée à la périphérie des argiles. En sols calcaires, les ETM sont fixés par les carbonates de calcium qu'ils renferment soit par adsorption ou par précipitation d'hydroxydes ou de carbonates, ou encore par insertion dans le réseau de CaCO_3 . Aussi, les oxydes de fer et de manganèse, la matière organique, ainsi que les micro-polluants métalliques peuvent participer également à la rétention des ETM.

3.2 Localisation le long du profil pédologique.

Dans le sol, la concentration en ETM varie avec la profondeur. En raison de leur très forte liaison avec les différentes phases solides énumérées auparavant, les micro-éléments issus d'apports extérieurs vont s'accumuler en surface, leur concentration va donc décroître avec la profondeur et marquer, dans le cas des sols cultivés, une nette discontinuité au-dessous de la couche travaillée (Juste, 1995). Dans le cas de sols qui se sont formés à partir de roches-mères particulièrement riches en éléments métalliques, un accroissement de la teneur de ces derniers avec la profondeur est constaté.

4 Mobilité des ETM

La répartition d'un ETM dans les compartiments du sol ne demeure pas figée au cours du temps. En permanence les éléments passent d'une forme à une autre sous l'influence de modifications externes naturelles ou anthropiques (changements de pH, de degré d'aération, de température, d'hydratation, d'environnement chimique, etc.). Les variations des conditions du milieu modifient la distribution des ETM entre les phases constitutives du sol (Fig.15). La mobilité des microéléments est définie comme leur aptitude à être transférés vers des compartiments où ils sont de moins en moins énergiquement retenus, le compartiment ultime étant représenté par la solution du sol (Juste, 1995).

Une fois dans les sols et suivant les conditions physico-chimiques, les ETM peuvent soit être « piégés » par la phase solide à travers différents mécanismes de précipitation et/ou de sorption sur des sites de surface (Massoura *et al.*, 2006) (Fig. 15), soit, s'ils sont présents dans la solution du sol, être redistribués vers d'autres compartiments environnementaux tels que les eaux superficielles, les nappes, les plantes ou les organismes vivants (Schneider 2016).

Les ETM sont considérés comme des contaminants terminaux parce qu'ils sont déplaçables, mais pas dégradables, contrairement aux molécules organiques. Une fois dans les sols, ils sont peu enclins aux migrations et s'accumulent souvent en surface. Toutefois, leur répartition entre les différentes phases solides du sol n'est pas figée dans le temps (Baize, 1997). En effet, sous l'action de processus chimiques, ils peuvent devenir mobiles (Adriano *et al.*, 2004). Potentiellement, cette fraction de la masse totale en ETM dite mobile se retrouve dans la solution du sol sous forme d'ions libres et de complexes inorganiques et organiques (Ge *et al.*, 2000). Sous cette forme, elle peut passer d'un compartiment du sol (solution du sol ou particules de sol) vers un organisme récepteur (Bolan *et al.*, 2008 ; Naidu *et al.*, 2008 b). Ce processus biologique s'appelle **la biodisponibilité**, c'est-à-dire la capacité d'un élément à être capté par des bactéries, des végétaux, des animaux ou l'homme (Adriano *et al.*, 2004). Néanmoins, le caractère biodisponible d'un contaminant n'est mesurable de façon précise que pour une espèce ou un groupe d'espèces déterminées. Si l'espèce exposée est une plante, le transfert des contaminants repose sur le concept de **phytodisponibilité** par exposition des parties aériennes ou des racines aux éléments disponibles (Tremel-Schaub et Feix, 2005). La phytodisponibilité d'un élément trace se définit alors comme étant la quantité d'éléments prélevée par une plante durant son développement.

Les ETM pénètrent dans les écosystèmes aquatiques avec les précipitations, les cours d'eau, les effluents et les rejets accidentels abandonnés comme sous-produits des industries, des mines ou s'échappant des bateaux. Les ETM dans l'eau subissent des cycles de transformation et de complexation comme la réduction par processus biochimique, méthylation, déméthylation et oxydation d'espèces de métaux isolées, des réactions redox peuvent aussi faciliter certaines transformations. Cette pollution ajoutée à la charge polluante déversée dans l'écosystème aquatique, s'accompagne d'une altération de la qualité de la vie marine (Hejabi *et al.*, 2011).

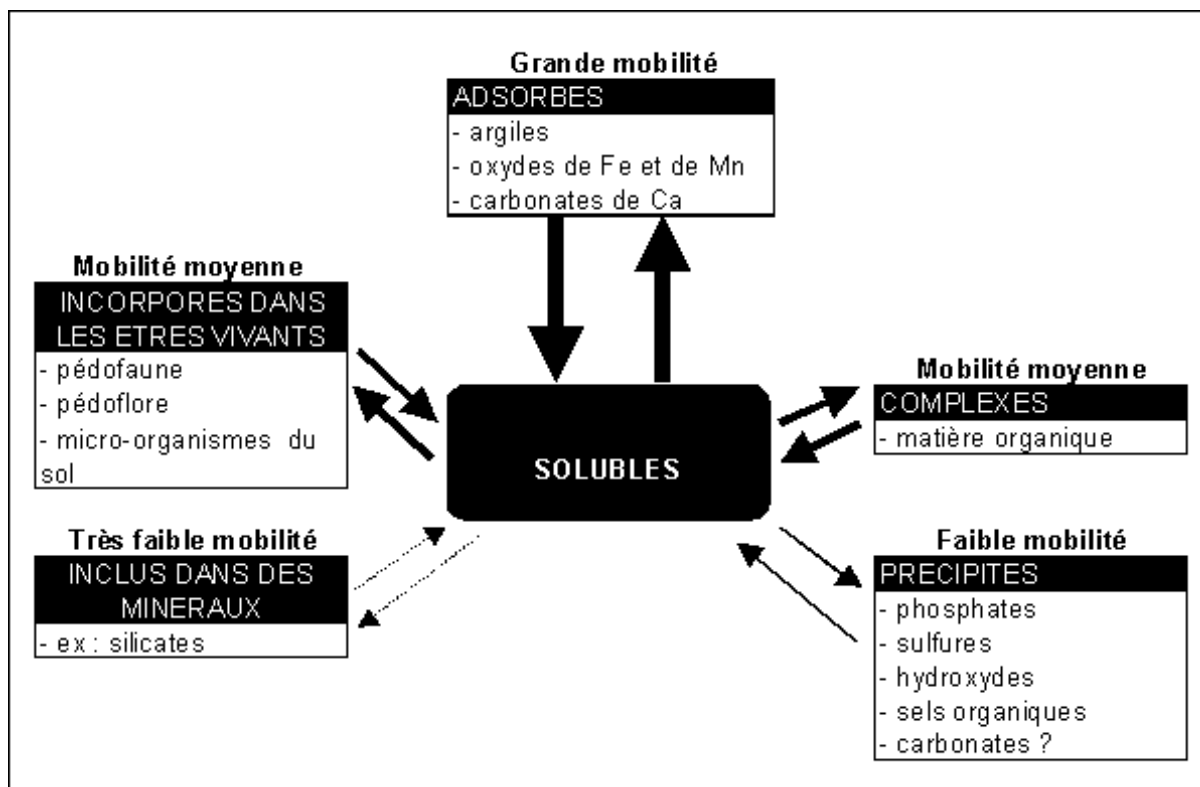


Figure 15 . Localisation et mobilité des ETM dans les sols (Juste, 1995, modifié)

5 La spéciation des ETM

Certains ETM tels que Cu ou Zn font partie intégrante des cycles biogéochimiques (oligo-éléments) et ne deviennent toxiques qu'à de fortes teneurs alors que d'autres, tels que Cd ou Pb, ne sont pas nécessaires et sont toxiques pour la chaîne trophique quelles que soient leurs teneurs. Il est admis que la mobilité, la biodisponibilité et la toxicité des ETM dépendent plus de leurs formes chimiques plutôt que de leur concentration totale (Clevenger, 1990 ; Davidson *et al.*, 1998 ; Cancès *et al.*, 2003 ; Degryse *et al.*, 2009). En effet, seule une fraction de la teneur totale dans le sol est disponible pour les organismes vivants.

Dans le cadre de la surveillance, les analyses relatives à la détection et à la quantification des ETM sont généralement réalisées en dosant l'élément « total ». Pourtant, dans l'environnement comme dans les organismes vivants, un élément peut prendre différentes formes qui impactent directement son assimilation par les êtres vivants et sa toxicité.

A la fin des années 80, les capacités de détection ont atteint une sensibilité suffisante pour doser diverses espèces chimiques d'un même ETM en faibles quantités dans des matrices environnementales ou biologiques. En parallèle, les travaux de recherche avaient pointé le rôle de la forme chimique des ETM dans leur comportement dans les milieux et leur toxicité.

Les analyses de spéciation sont alors devenues un domaine important de la chimie analytique (Vala, 2021 *in* Web 12). En 2000, l'Union Internationale de Chimie Pure et Appliquée (IUPAC) a établi les définitions suivantes :

Espèce chimique: forme spécifique d'un élément définie selon sa composition isotopique, sa structure électronique ou son état d'oxydation, sa présence sous forme de complexe et / ou sa structure moléculaire ;

Spéciation d'un élément: répartition des espèces chimiques dans un échantillon ;

Analyse de spéciation : activité analytique qui identifie et/ou quantifie les espèces chimiques d'un élément dans un échantillon (IUPAC, 2000).

A noter que la spéciation chimique ne se limite pas aux ETM, elle peut aussi concerner les polluants organiques, néanmoins la spéciation des ETM est mieux documentée, ces derniers ayant été davantage étudiés. Ainsi, la toxicité d'un métal dépend de sa concentration mais aussi de sa spéciation car dépendamment de sa spéciation, l'assimilation par l'organisme et le temps de résidence dans le corps sont variables (Laperche *et al.*, 2003).

6 Impacts des ETM sur l'environnement et la santé

6.1 Les expressions contamination et pollution

Comme le suggèrent Chassin *et al.* (1996), avant d'exposer les différents effets des ETM sur les organismes vivants et l'environnement, il est nécessaire de clarifier les deux expressions suivantes : **contamination et pollution**

Ces deux expressions sont couramment employées pour désigner l'accumulation anormale, généralement due à une activité humaine, d'éléments ou de composés minéraux, organiques ou d'agents pathogènes dans un milieu donné dont la qualité se trouve affectée.

Le terme **contamination** est utilisé pour désigner une augmentation des teneurs totales, suite à des apports anthropiques, sans préjuger d'une évolution négative de la qualité.

Le terme **pollution** désigne l'accumulation d'un composé en quantité telle qu'il peut induire un danger pour les organismes vivants ou compromettre l'usage qui est habituellement fait du milieu récepteur.

6.2 La toxicité des ETM

La toxicité des métaux lourds est due essentiellement à leur non-dégradabilité. Leur toxicité à faible concentration, leur tendance à s'accumuler dans les organismes vivants et à se concentrer le long des chaînes trophiques (Web 13).

En général, la toxicité des ions métalliques chez les mammifères est due à la réactivité chimique des ions avec les protéines structurales cellulaires, les enzymes et le système membranaire. Les organes cibles des toxicités des métaux sont habituellement les organes qui accumulent les concentrations les plus élevées du métal *in vivo*. Cela dépend souvent de la voie d'exposition et du composé chimique du métal c.-à-d. son état de validité, sa volatilité, sa solubilité lipidique, etc. Chaque métal possède des caractéristiques uniques et des propriétés physico-chimiques qui lui confèrent des mécanismes d'action toxicologiques spécifiques (Mahurpawar, 2015).

Dans les milieux aquatiques, à de faibles concentrations, beaucoup de métaux lourds, dont Hg, Cd, Pb, As et Cu inhibent la photosynthèse et la croissance du phytoplancton. Les effets observés à des niveaux trophiques supérieurs se manifestent notamment par un retard du développement des embryons, des malformations et une moins bonne croissance des adultes chez les poissons, les mollusques et les crustacés. En outre, tout au long de la chaîne alimentaire, certains se concentrent dans les organismes vivants. Ils peuvent ainsi atteindre des taux très élevés dans certaines espèces consommées par l'homme, comme les poissons. Cette "bioaccumulation" explique leur très forte toxicité.

En général, la toxicité d'un élément dépend de sa rapidité d'apparition, la sévérité et la durée des symptômes et la rapidité d'absorption de la substance toxique : elle peut être aiguë, sublétales, ou chronique.

6.3 Les effets des ETM sur l'environnement et la santé

D'après la littérature, les ETM (encadré 2) ne présentent pas tous les mêmes risques en raison de leurs effets sur les organismes, leurs propriétés chimiques, physico-chimiques et biologiques. Leur toxicité est très variable et leur impact sur l'environnement très différent. La toxicité des éléments dont la valeur biologique peut être toxique à des concentrations élevées ne dépend pas seulement de cette concentration, mais aussi de leur spéciation, c'est-à-dire de la forme chimique sous laquelle ils sont présents dans l'environnement comme cela a été spécifié précédemment. En toxicologie, ils peuvent être définis comme des métaux à caractère cumulatif (souvent dans les tissus biologiques) ayant essentiellement des effets très néfastes sur les organismes vivants (Web 14). Parmi l'ensemble des ETM, les éléments Arsenic, Cadmium, Chrome, Cuivre, Mercure, Nickel, Plomb, Sélénium, Zinc sont les plus contrôlés.

La surconcentration d'ETM dans l'environnement est un problème d'envergure mondiale. Des cas graves de contaminations d'origines naturelles ont été reportés. Par exemple, au Bangladesh où 45 millions de personnes sont intoxiqués par l'arsenic contenu dans les sédiments et libéré dans l'eau par des processus biogéochimiques (Flanagan *et al.*, 2012).

Cependant la majeure partie de cas de contamination est associée à l'activité minière active et inactive. Les problèmes les plus sérieux liés à des cas de pollutions anthropiques en ETM découlent souvent de piles de déchets miniers abandonnés (Othmani *et al.*, 2015). La mauvaise gestion des déchets miniers entraîne la contamination du milieu environnant et parfois la destruction de l'environnement proche (Tessier *et al.*, 2011; Di Giuseppe *et al.*, 2014). Othmani *et al.* (2015) rapportent une concentration d'ETM anormale à proximité des mines et des dépôts de déchets miniers dans les sédiments et dans les eaux de surface et sous terraine en Tunisie. En Algérie, depuis la révolution industrielle, les terres et les milieux aquatiques sont sujets à différents types de contaminations (hydrocarbures, mercure, métaux lourds solvants, etc.) causés majoritairement par les activités humaines. (Afri-Mehennaoui *et al.*, 2004 ; Afri-Mehennaoui, 2006 ; Sahli *et al.*, 2011; Djeddi *et al.*, 2018 ; Keddari *et al.*, 2019)

Les ETM se retrouvent à tous les niveaux de la chaîne alimentaire et peuvent donc être ingérés par l'Homme à chaque chaînon, d'abord dans l'eau, puis dans les micro-organismes (Rainbow, 2002) ingérés par la faune aquatique (Dallinger *et al.*, 1987). Ils sont absorbés par la flore en général (Dudka et Miller, 1999) ou par les animaux terrestres pouvant contaminer le lait par exemple (Licata *et al.*, 2004).

Encadré 2. L'histoire des métaux lourds

L'histoire des métaux lourds n'a pas été écrite. Et pourtant, ils paraissent étroitement liés à la civilisation. L'or, l'argent, le cuivre ont permis de fabriquer les premières pièces de monnaie. Sans métaux lourds, il n'y aurait pas eu de distribution d'eau potable à Rome par les canalisations en plomb. Ni peintures, car les peintures anciennes ont résisté au temps grâce aux métaux incorporés aux pigments (le « jaune de Naples », à base de plomb, le « vermillon de mercure »...), ni vitraux dans les cathédrales, ni miroirs, étamés d'un amalgame d'étain et de mercure... L'homme a utilisé les métaux lourds et continue à les utiliser. Parfois avec excès, souvent avec inconscience. Ou pire, en toute conscience. Si les métaux lourds ont fait la civilisation, ils peuvent aussi la défaire. Car les métaux lourds sont aussi des toxiques puissants

Gérard MIQUEL (2001) Sénateur.

7 Normes et réglementation

Le large panel de contaminants métalliques retrouvés dans le milieu naturel ainsi que leur toxicité a conduit les pouvoirs publics à surveiller et réglementer leurs émissions et leur présence dans l'environnement en fixant des teneurs limites, notamment au travers de la Directive Cadre sur l'Eau (DCE), la Directive Cadre Stratégie pour le Milieu Marin (DCSMM) et la réglementation Registration, la directive Evaluation, Authorisation and Restriction of Chemicals (REACH). Au-dessus d'un certain seuil défini par des organismes gouvernementaux comme l'United States Environmental Protection Agency (USEPA), ou comme le World Health Organisation (WHO), les ETM sont considérés nocifs pour l'Homme. Des normes existent pour l'eau (USEPA, 2012; WHO, 2011b) et pour les sédiments (USEPA, 2006). Cependant, cette réglementation n'est pas de grand secours pour déterminer sans ambiguïté une liste de métaux à surveiller car la liste varie selon les milieux considérés : émissions atmosphériques, rejets dans l'eau, règles sur l'épandage des boues ou la mise en décharge.

CHAPITRE IV.

LES INTERACTIONS PLANTES-SOL-

MICROORGANISMES

CHAPITRE. IV. LES INTERACTIONS PLANTES-SOL-MICROORGANISMES

1 Introduction

Le sol, comme le souligne Faure (2018), constitue un réservoir unique de biodiversité. Dans 1m² de sol, on peut dénombrer près de 1000 espèces d'invertébrés (acariens, collemboles, nématodes, lombricidés...) et dans 1 gramme de sol jusqu'à 1 million d'espèces de bactéries et 100 000 espèces de champignons et également 1 à 3 m d'hyphe de champignons (Ranjard, 2013). Dans cet habitat riche et vivant, la plante développe des stratégies pour se défendre et attirer à elle les organismes bénéfiques à son développement. Pour ce faire, elle établit au niveau de ses racines un vaste réseau de communication où s'élaborent des échanges et activités biochimiques intenses. Cette zone de contact entre le sol et les racines, épaisse de 1 à 3 millimètres, constitue la rhizosphère: terme développé par Lorenz Hiltner (1904) In Hinsinger (2010) où "rhizo" vient du grec "rhiza," signifiant "racine" et "sphaïr" ou sphère : signifiant "ce qui entoure" c'est-à-dire le champ d'action ou d'influence de la plante sur le sol.

L'interface racine/sol est désignée par le terme rhizoplan ou rhizoplane qui est différente du sol situé au voisinage immédiat de la racine appelé sol rhizosphérique et soumis à son influence. La rhizosphère est donc un environnement particulier où les flux de matière et d'énergie entre le sol et la plante sont particulièrement denses (Koo *et al.*, 2004). C'est un environnement écologique dynamique où les microorganismes et les plantes interagissent pour l'exploitation des micro et macronutriments du sol présents en quantité limitée (Gholami *et al.*, 2012).

2 Structure de la rhizosphère

La rhizosphère, lieu des interactions entre les racines des plantes et les microorganismes du sol, est l'une des interfaces les plus dynamiques sur terre (Qian *et al.*, 2020). Elle se compose de trois zones (Fig. 16):

- **L'Endorhizosphère** ou zone intérieure : C'est la région du cortex et de l'épiderme de la plante que les micro-organismes sont capables d'occuper,
- **Le Rhizoplan** ou **Rhizoplane** qui est l'interface racine/sol,
- **L'Exorhizosphère**, la zone extérieure appelée aussi **sol rhizosphérique**. Cette couche est située au voisinage immédiat de la racine et soumise à son influence.

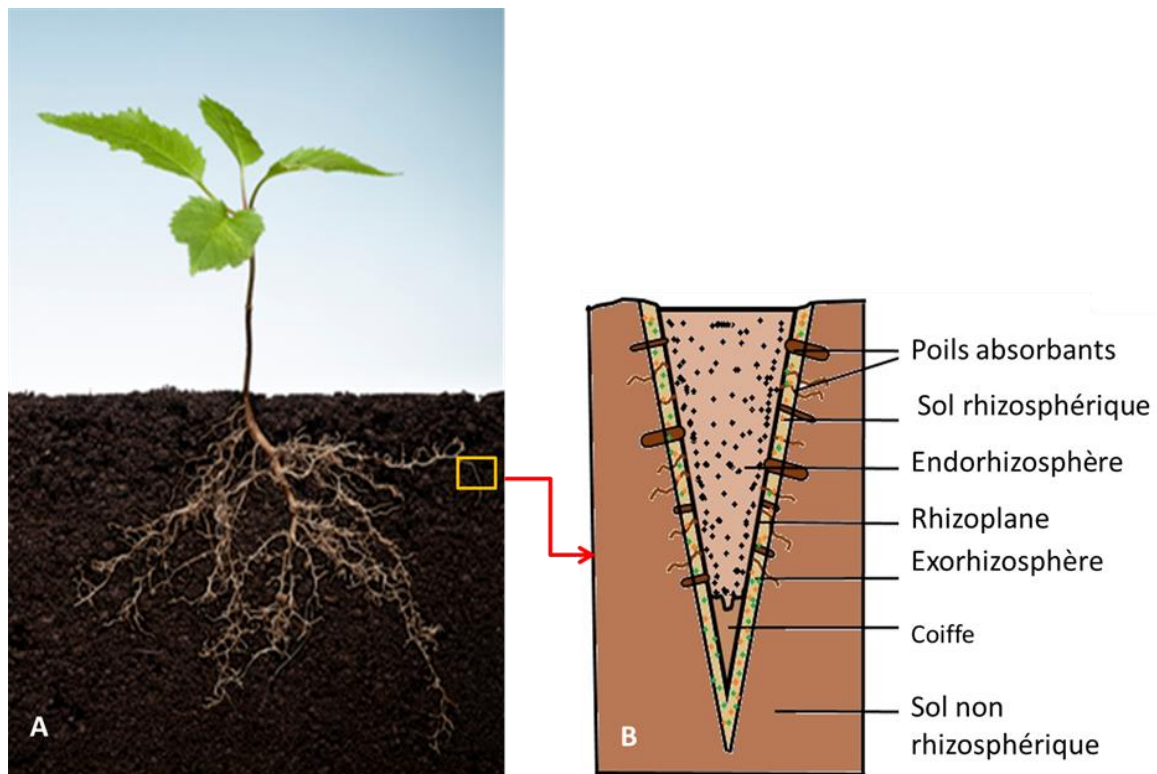


Figure 16 . Structure de la rhizosphère (Web 15) modifié.

(A) plante avec son système racinaire, (B) schéma de l'interface racine-sol

3 L'effet rhizosphère

Au niveau de la rhizosphère, la plante libère par ses racines de composés organiques appelés rhizodépôts ou rhizodéposition qui constituent une source d'énergie importante pour les microorganismes. Ces composés vont attirer certaines espèces, pour une bonne part, microbiennes, dont la concentration devient de plus en plus importante et dont la diversité et la composition est différente du reste du sol (Miransari, 2011). Cette population microbienne appelée "microbiote racinaire ou "rhizobiome" varie selon les espèces et dans le temps, en lien avec le stade de développement de la plante. Un véritable équilibre dynamique est alors mis en place (Web 16)

Les rhizodépôts englobent l'ensemble des substances carbonées émises par une racine vivante. Ils sont constitués de cellules et tissus racinaires desquamés ainsi que leur contenu (lysats), de mucilages (sucres et protéines complexes émises au niveau de la coiffe et des poils absorbants), d'exsudats racinaires solubles (sucres simples, acides aminés, acides organiques, enzymes, phénols, vitamines...) et de composés volatiles (Faure, 2018).

Ces substances carbonées libérées par la plante représentent en moyenne 20% du carbone fixé par la photosynthèse dans une fourchette variant de 10 à 50% selon les espèces et les conditions du milieu (Jones *et al.*, 2009).

Les rhizodépôts constituent donc une source de nutriments importante pour les microorganismes de la rhizosphère, en échange, ces derniers participent à la nutrition de la plante en solubilisant et facilitant l'absorption des éléments minéraux du sol, en lui fournissant des facteurs de croissance et en l'aidant à lutter contre les pathogènes (Qian *et al.*, 2020). En plus de leur fonction alimentaire, les exsudats racinaires ainsi que les composés volatiles peuvent servir de « molécule signal » pour attirer les organismes favorables ou repousser voire éliminer les indésirables (Cleyet-Marel et Hinsinger, 2000). Leur composition qualitative-quantitative dépend de nombreux facteurs tels: l'espèce végétale, son âge et les conditions de l'environnement (type de substrat, caractéristiques chimiques du sol, température, concentration de CO₂ et lumière) (Rehman *et al.*, 2023)

4 Les interactions entre les microorganismes du sol et les plantes

4.1 Les interactions non symbiotiques

Les bactéries adaptées à l'environnement de la racine sont appelées rhizobactéries. Leur développement a une variété d'impacts directs ou indirects sur la production de biomasse de la plante. Elles ont soit un effet neutre, soit un effet négatif (compétition pour les nutriments, pathogènes, etc.) ou soit un effet bénéfique sur la croissance de la plante (Tate, 1995). Les bactéries appartenant à cette dernière catégorie sont appelées rhizobactéries promotrices de la croissance végétale ou PGPR (Plant Growth Promoting Rhizobacteria) (Qian *et al.*, 2020). Les PGPR vivent librement dans la rhizosphère des plantes (Kloepper *et al.*, 1989). Les produits microbiens dérivés des PGPR ont été considérés comme des biofertilisants, biopesticides et biostimulateurs prometteurs (Berg *et al.*, 2009).

4.2 Les interactions symbiotiques

De nombreux micro-organismes du sol sont des hétérotrophes pour le carbone et l'azote et toute une fraction de la microflore est stimulée au voisinage des racines des plantes, du fait de ce flux considérable de composés carbonés exsudés par la racine. Par ce processus de stimulation ou "l'effet rhizosphère", la plante exerce une sélectivité qui tend généralement à réduire la diversité microbienne et à favoriser certaines espèces ou souches (Cleyet-Marel et Hinsinger, 2000). Cette sélectivité est particulièrement poussée dans le cas de la symbiose fixatrice d'azote entre les légumineuses et les rhizobiums mais aussi entre certains champignons ectomycorhiziens et les arbres forestiers.

4.2.1 Les symbioses fixatrices d'azote

Les symbioses fixatrices d'azote sont des interactions à bénéfice réciproque entre certaines espèces végétales (les légumineuses en général et certaines plantes ligneuses non légumineuses) et des

microorganismes du sol (*Rhizobium* ou *Frankia*). Ces symbioses contribuent de façon considérable à la nutrition azotée de ces plantes et donc à leur développement particulièrement sur les sols pauvres en azote (Franche *et al.*, 2009). L'établissement de ces symbioses démarre par un dialogue moléculaire, puis par la formation de structures appelées nodules (Fig. 17), siège des échanges entre les deux partenaires (plante et bactérie). C'est au sein de ce nodule que l'azote atmosphérique N_2 est réduit par les bactéries en azote ammoniacal assimilable pour les plantes. En retour, les plantes fournissent à la bactérie les hydrates de carbone issus de la photosynthèse (Duhoux et Nicole, 2004).

C'est donc une véritable symbiose avec un échange bénéfique pour les deux partenaires. Grâce à cette association symbiotique, les légumineuses participent à la revégétalisation des écosystèmes pauvres en azote, en s'établissant comme flore pionnière. Elles constituent par ailleurs une source d'alimentation extrêmement importante aussi bien pour l'homme (soja, pois, haricot...) que pour l'animal (trèfle, luzerne...).

La fixation symbiotique de l'azote N_2 est sous la dépendance de nombreux facteurs tant internes qu'externes. Les facteurs internes sont liés à la plante hôte (sécrétion de substance dans l'environnement rhizosphérique...) ou à la bactérie (infectivité, efficacité, compétitivité...).

Les facteurs externes peuvent avoir une action directe sur la croissance de la plante ou sur l'un ou l'autre des constituants de la symbiose. Ces facteurs peuvent être climatiques ou édaphiques. L'influence du milieu sur la formation des nodosités est considérable.



Figure 17. Racine nodulée (Web17)

4.2.2 Les symbioses mycorhiziennes

D'origine gréco-latine, le mot mycorhize signifie littéralement "champignon-racine". Il désigne la formation d'un nouvel organe issu essentiellement de l'association symbiotique mutualiste entre le mycélium (ensemble d'hyphes) filamenteux des champignons et les racines des plantes. Les champignons aident, entre autres, leur partenaire végétal à améliorer sa nutrition hydrique et/ou minérale et notamment phosphatée et bénéficient en retour des métabolites photosynthétisés par

la plante (glucides, acides aminés et vitamines essentielles) (Smith et Read, 2008). Cependant, la condition la plus importante pour la formation de la mycorhize est la présence de l'hôte approprié et du champignon approprié. Lorsque les deux sont présents, plusieurs facteurs exogènes et endogènes par rapport à l'association mycorhizienne interviennent dans la formation de la mycorhize.

Selon le type de champignons et les critères morpho-anatomiques du nouvel organe formé, c'est-à-dire la mycorhize, trois principaux types de mycorhizes peuvent être distingués: les endomycorhizes, les ectomycorhizes et les ectendomycorhizes (Fig. 18).

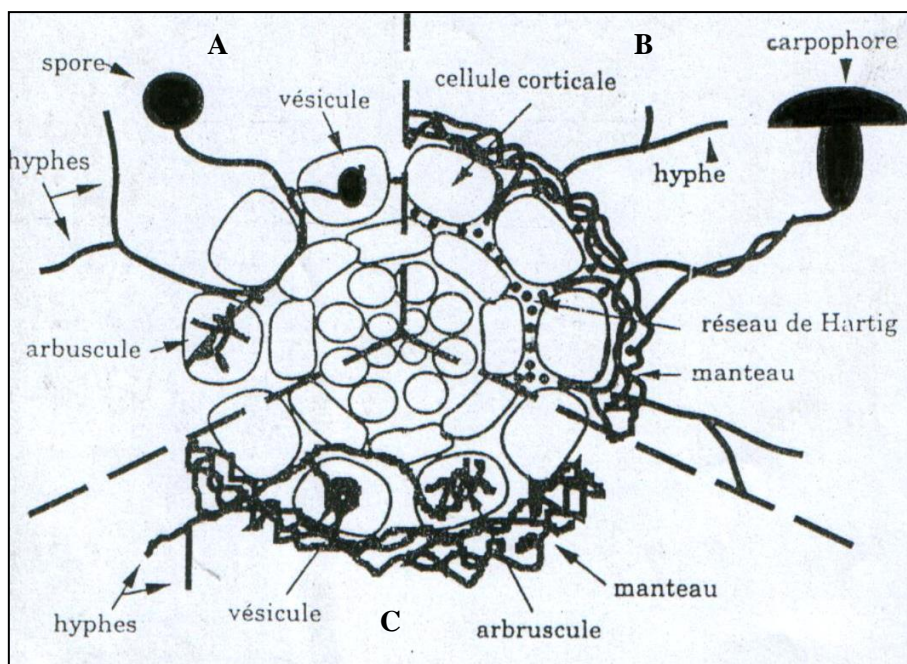


Figure 18. Les principales formes de mycorhizes (Garbaye, 2013)

Les endomycorhizes

Il existe plusieurs types d'endomycorhizes mais les plus connus et les plus répandus sont les endomycorhizes arbusculaires ou mycorhizes à arbuscules. Ils sont fréquents chez plus de 70% des espèces vasculaires terrestres actuelles, notamment les plantes à fleurs. Chez ce type de mycorhizes, le champignon pénètre les cellules de l'hôte de façon subtile, sans trop en perturber les structures (intracellulaire), et y développe des arbuscules d'où le nom de mycorhizes arbusculaires et parfois des vésicules intercellulaires (Fig. 19). A partir de ce point d'ancrage dans la racine, le champignon mycorhizien arbusculaire développe dans le sol une phase dite extra radicale, qui s'étend en un réseau mycélien et envahit le sol adjacent dans toutes les directions (Brundrett, 2008).

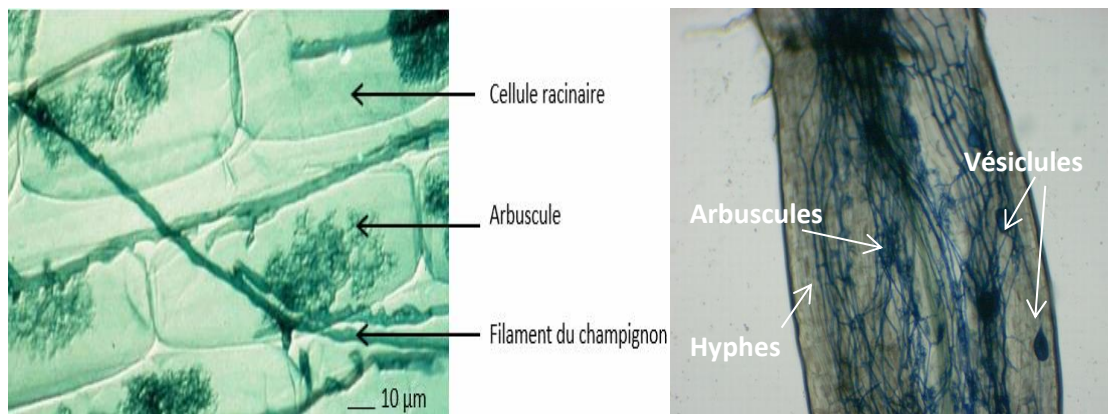


Figure 19. Racines endomycorhizées: à gauche, racine portant des endomycorhizes à arbuscules (Selosse, 2008), à droite, racine portant des endomycorhizes à vésicules et arbuscules (Web 18)

Les ectomycorhizes

Elles existent chez un plus petit nombre d'espèces végétales terrestres notamment les arbres forestiers. Chez les ectomycorhizes, le mycélium ne se développe pas dans les cellules de l'hôte, comme chez les endomycorhizes, mais plutôt à l'extérieur des cellules (intercellulaire) (Fig. 20). Les hyphes, en s'accolant les unes aux autres, forment un manchon autour des radicelles (un manteau) et pénètrent aussi dans la racine à travers les espaces intercellulaires. Le réseau ainsi formé porte le nom de réseau de Hartig. A partir de cet ancrage, le mycélium peut alors se développer, envahir le sol adjacent et y former des cordons mycéliens constitués d'hyphes accolées les unes aux autres, ou des sclérotés résultant de l'enroulement du mycélium sur lui-même. L'ensemble du mycélium d'un champignon constitue un thalle, qui peut s'étendre sur plusieurs mètres de surface dans le sol.

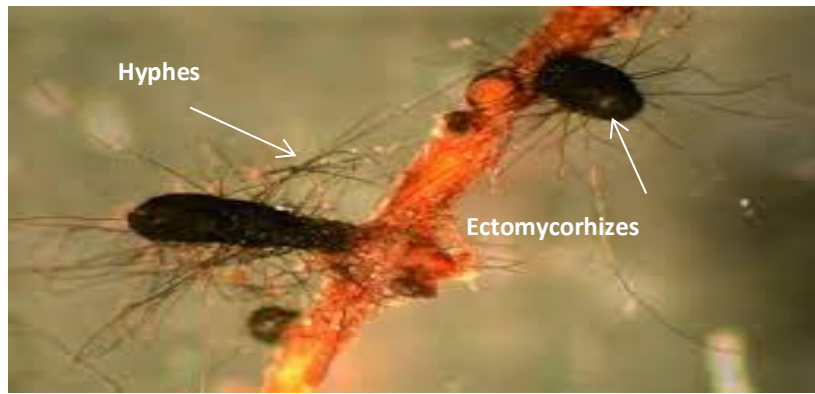


Figure 20. Racine portant des ectomycorhizes (Selosse, 2008)

Les ectendomycorhizes

Elles forment un type intermédiaire moins fréquent où le champignon pénètre les cellules corticales de la racine et développe également un manteau à la surface de cette dernière.

4.2.3 Les rôles des mycorhizes

Le meilleur développement des plantes suite à la formation des mycorhizes résulte de l'influence positive de ces dernières sur certains aspects de la physiologie végétale (Gianinazzi -Pearson *et al.*, 2010). Leurs rôles sont multiples:

- Meilleur développement et longévité accrue des racines absorbantes (Smith et Smith, 2012),
- Meilleur approvisionnement en nutriments du sol (Harrison et van Buuren, 1995 ; Javaid, 2009 ; Meena *et al.*, 2016)
- Action sur le métabolisme des sucres de la plante hôte (Jakobsen et Rosendhal, 1990)
- Meilleure alimentation en eau de la plante (Augé, 2001)
- Elaboration de substances de croissance et vitamines (Nadeem *et al.*, 2017).

Tolérance aux métaux lourds (Leyval *et al.*, 1997 ; Miransari, 2011) et autres stress environnementaux (Wu et Zou, 2017)

- Biostabilisation du sol (Garbaye, 2013),
- Amélioration de la protection phytosanitaire des racines (Comby *et al.*, 2017).

4.2.4 Le potentiel mycorrhizogène du sol

Le Potentiel Infectieux Mycorrhizogène (PIM) du sol représente sa capacité à initier la formation d'associations mycorrhiziennes à partir d'une quantité d'inoculum présent dans le sol sous forme de spores, de mycélium et de débris de racines portant des vésicules (Duponnois *et al.*, 2001a). Il

exprime en quelque sorte la richesse du sol en propagules aptes à générer les mycorhizes. Il est considéré comme un indicateur biologique de l'état de dégradation d'un sol

Le PIM des sols et le niveau de l'infection racinaire peuvent être beaucoup affectés par les activités anthropiques courantes qui ne permettent souvent pas de le maintenir à un niveau satisfaisant dans les sols : la déforestation favorisant la dégradation (physique, chimique et biologique) des sols, l'application des intrants agricoles (engrais, pesticides, herbicides, etc.), les travaux culturaux (labour, défrichage, feux de brousse, etc.), les itinéraires techniques (monoculture en continu, etc.) réduisent de façon drastique le développement des champignons mycorhiziens dans les sols compromettant ainsi la survie et la croissance des plantes qui en dépendent (Adjanohoun *et al.*, 2017).

Il existe plusieurs méthodes d'évaluation du PIM du sol, nous pouvons citer la détermination du taux de colonisation racinaire de la plante (Mc Gonigle *et al.*, 1990), il y a aussi la méthode décrite par Plenchette *et al.* (1989) qui consiste à déterminer le nombre le plus probable (MPN) de propagules d'un sol aptes à générer la formation d'associations mycorhiziennes par unité de sol.

5 Les effets de la pollution du sol sur la rhizosphère

De nombreux auteurs aboutissent au consensus général du rôle structurant des rhizodépôts sur les communautés de microorganismes telluriques. En effet, l'espèce végétale et son stade phénologique (Lerner *et al.*, 2006), le cultivar d'une même espèce (Andreote *et al.*, 2009) ou encore la diversité des plantes du couvert végétal (Marschner *et al.*, 2004) ont une influence sur la diversité microbienne tellurique. Outre l'action des plantes sur la diversité des communautés microbiennes rhizosphériques, les conditions environnementales jouent un rôle important dans le déterminisme de cette diversité (Martiny *et al.*, 2006). Un grand nombre de travaux a montré que le pH du sol était le principal facteur de contrôle de la diversité bactérienne (Rousk *et al.*, 2010). D'autres facteurs déterminants ont été avancés tels que la disponibilité en nutriments (Liu *et al.*, 2010) et la salinité du substrat (Lozupone *et al.*, 2011).

De nombreux polluants agissent sur le système racinaire en perturbant l'absorption de l'eau et des nutriments ou en induisant des altérations voire des lésions nécrotiques des racelles. De même, des intrants toxiques, comme les herbicides par exemple, agissent sur la croissance des méristèmes ou sur la germination et provoquent la mort des végétaux (Ramade, 2003).

PARTIE II

MATERIEL ET METHODES

CHAPITRE I.

PRESENTATION DE LA ZONE ET DES

STATIONS D'ETUDE

CHAPITRE I. PRESENTATION DE LA ZONE ET DES STATIONS D'ETUDE

1 Présentation de la zone d'étude

1.1 Le Contexte géographique

La zone d'étude se situe dans la wilaya d'Annaba et en partie dans la wilaya d'El Tarf (région administrative) dans l'extrême Est de la côte algérienne et plus exactement dans le bassin versant de la Seybouse (second oued d'Algérie après Oued Chélif du point de vue de l'importance de son réseau hydrographique et de sa forte anthropisation). Le bassin de Oued Seybouse est inclus dans la région hydrographique Constantinois-Seybouse-Mellegue (Fig. 21 et 22). Selon Guettaf (2017), il occupe la troisième place quant à sa superficie (6471 km²) après les bassins de Kébir-Rumel et de Medjerdah-Mellegue. Il chevauche trois grands domaines physiques et bioclimatiques : le domaine des hautes plaines (Haute Seybouse), celui du tell méridional (Moyenne Seybouse) et enfin le tell septentrional (Basse Seybouse) (Fig. 23).

1.2 La Situation de la zone d'étude (la Basse Seybouse)

La zone objet de la présente étude est localisée au sein du domaine du tell septentrional c'est-à-dire dans la Basse Seybouse. Cette dernière nommée également "Seybouse maritime" se situe au nord-est de l'Algérie à 600 Km à l'est d'Alger, et appartient au système aquifère Annaba – Bouteldja (Debieche, 2002).

Ses limites naturelles sont :

- au nord, la mer méditerranée ;
- à l'ouest les massifs de Belelieta (287 m) et de Bouhamra (152 m) qui sont séparés du massif principal, le massif de l'Edough (1008 m) ;
- au sud la chaîne numidique orientale (1411 m) ;
- enfin à l'est, le prolongement oriental du système aquifère Annaba - Bouteldja.

La Basse Seybouse présente un relief dissymétrique avec une zone de moyennes montagnes, relativement accentuée sur la rive gauche de Oued Seybouse.

Selon ABH (2009), la basse Seybouse constituée principalement par la plaine de subsidence d'Annaba, draine une superficie de 6471 km² où vit une population estimée à plus de 1 258 710 d'habitants selon le recensement de 2008, sa couverture végétale est de 30 %. C'est une région à vocation agricole avec de grands périmètres d'irrigation moderne (par aspersion). Elle comporte une vingtaine d'unités industrielles dont cinq unités de grande importance. Elle présente des ensembles naturels très hétérogènes, ce qui engendre des modes d'alimentation et de ruissellement de l'eau différents.

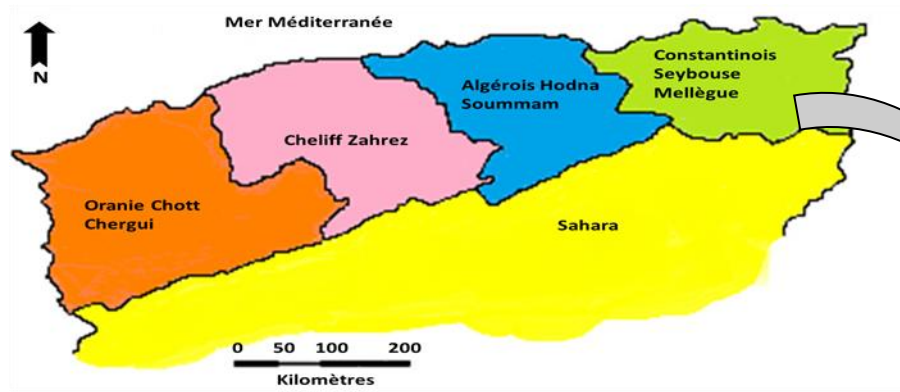


Figure 21. Les régions hydrographiques de l'Algérie (Belhouari *et al*, 2017) modifié

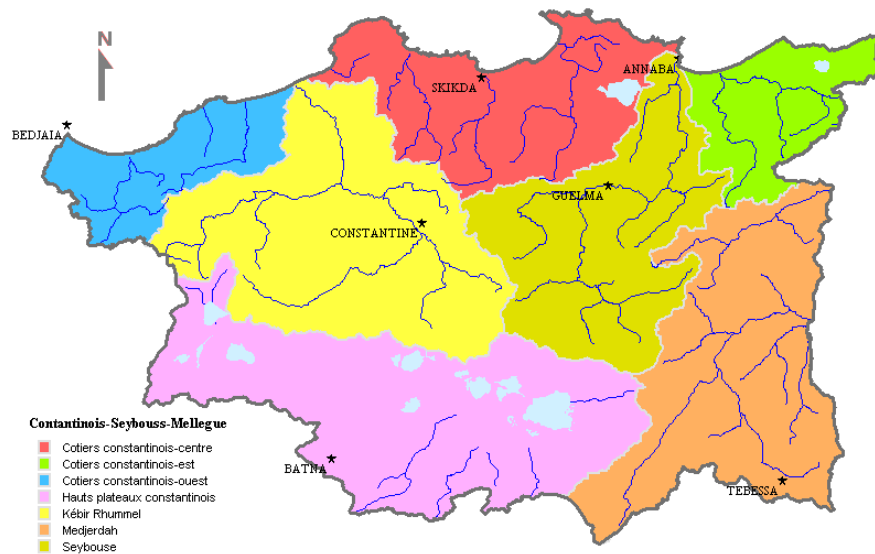


Figure 22. La Région hydrographique Constantinois-Seybouse-Mellègue (Rezak, 2014)

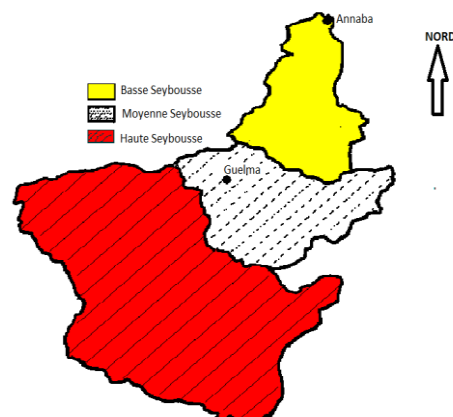


Figure 23. Le bassin de la Seybouse avec ses trois principaux sous bassins (ANRH, 2010)

Le cours d'eau "Oued Seybouse" représente l'un des plus importants cours d'eau du pays. C'est un source hydrique fortement convoitée pour l'irrigation, l'industrie et l'alimentation humaine. C'est un cours d'eau dont les origines les plus éloignées de la mer se situent dans les hautes plaines de Heracta et des Sellaoua (bordure septentrionale des hautes plaines constantinoises) qui s'étalent à une altitude de 800 à 1000 m. Il prend naissance dans la commune de Medjez Amar à l'ouest de la ville de Guelma et résulte peu avant son entrée dans la commune de Guelma de la confluence de Oued Cherf et Oued Bouhamdane. Delà, il s'achemine vers le Nord sur 240km en traversant entièrement la wilaya de Guelma et en partie les wilayas de Souk Ahras, Annaba et El Tarf. 30 communes sont entièrement incluses dans son bassin versant et 38 autres le sont partiellement. Il parcourt la basse plaine de Annaba, souvent inondée au moment des crues, avant de se jeter dans la Mer Méditerranée par l'estuaire de Sidi Salem (Débièche, 2002). Il a un débit fortement variable, allant de débits presque nuls en été à des inondations extrêmes an automne-hiver, typique du régime fluvial méditerranéen (Ziouch *et al.*, 2020). La Seybouse présente un chevelu hydrographique de plus de 3000 Km (Fig. 23), dont quarante deux oueds ont une longueur supérieure à 10 Km (ABH, 2014).

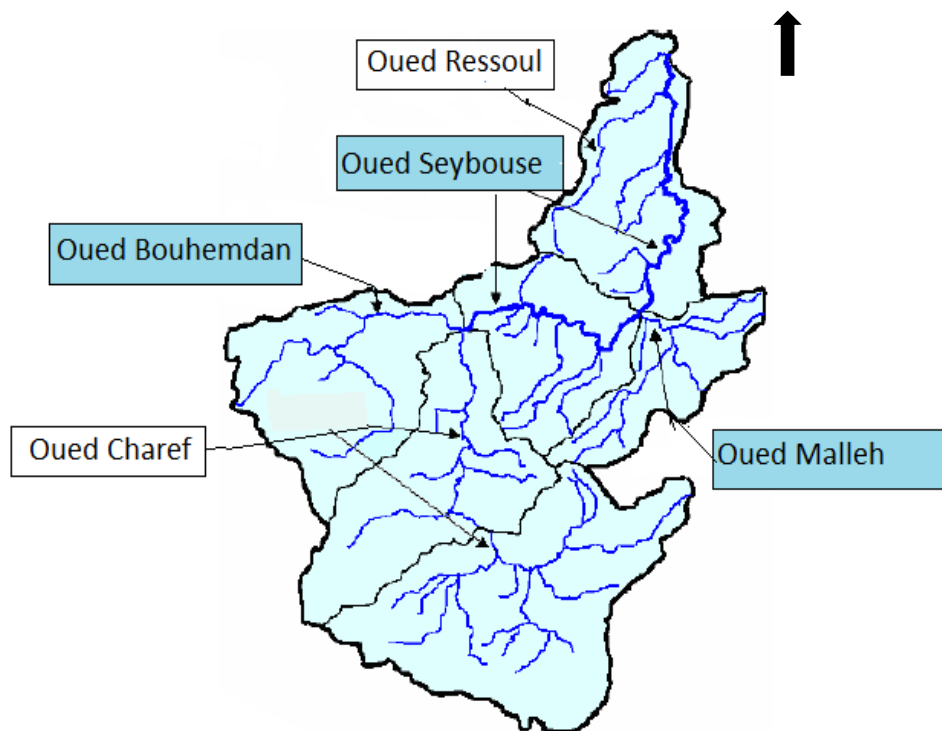


Figure 24. Le réseau hydrographique du bassin de la Seybouse (Reggam *et al.*, 2017)

1.3 Le réseau hydrographique de la basse Seybouse

Il est constitué par deux oueds principaux qui parcourent la plaine :

- Oued Seybouse qui présente l'axe de drainage d'un bassin versant de 6471 Km² ;
- Oued Meboudja, le dernier affluent de Oued Seybouse qui assure la vidange du lac Fetzara (l'exutoire d'un bassin versant endoréique de 515 Km²) par un canal d'assèchement de 14 Km.

1.4 Le contexte socio-économique

Cette région est connue par ses grandes activités agricole et industrielle. La population qui s'y trouve est concentrée généralement au niveau des communes et des hameaux.

Trois catégories d'industries sont observées : l'industrie lourde avec SIDER (Société Nationale de Sidérurgie), l'industrie chimique avec le complexe des engrais phosphatés et azotés (ASMIDAL) et enfin l'industrie agro-alimentaire représentée par de petites entreprises.

L'ensemble des rejets urbains et industriels se jette directement dans les oueds, sauf celui de l'usine ASMIDAL qui envoie ces rejets au niveau de la mer (Belhamra, 2001).

Ces activités industrielles (complexe sidérurgique d'El Hadjar, complexe phosphatier de la Seybouse, complexe métallurgique d'Allelik, la zone industrielle entre El Hadjar et El Bouni (réputée comme étant le pôle industriel le plus grand et le plus diversifié d'Afrique (CNERU, 1980)), représentent donc les sources potentielles de pollution de la vallée de Oued Seybouse (Djabri *et al.*, 2003) et font d'elles un grand consommateur d'eau d'une part et un grand utilisateur d'engrais et de pesticides d'autre part. Par ailleurs, ce développement industriel a entraîné un exode massif des zones rurales et une augmentation rapide de la population ainsi qu'une concentration de bidonvilles et des logements anarchiques, ce qui a pour conséquence des rejets massifs d'eau usée directement dans le cours d'eau.

1.5 Géologie et géomorphologie

Dans la plaine d'Annaba, l'ère Tertiaire est représentée par le Mio-Pliocène, qui constitue le remplissage graveleux et sablo-argileux du bassin de cette plaine. Ces formations sont d'origine continentale, elles incluent des horizons graveleux et des niveaux de travertins qui constituent le réservoir de la nappe des graviers (Debieche, 2002).

L'ère Quaternaire est représentée selon Joleaud (1936) par trois niveaux :

- Le Quaternaire ancien, constitué par des formations alluviales (argile, limon, sable, gravier et galets) forme la haute terrasse, son altitude varie entre 75 et 150 m ;
- Le Quaternaire moyen correspond à la basse terrasse de 20 à 50 m, constituée par des argiles et des sables. La basse terrasse supporte les terres cultivées et se développe sur toute la région surtout au niveau de la vallée de Oued Seybouse ;

- Le Quaternaire récent correspond au sable des cordons dunaires littoraux et aux limons alluvionnaires de la Seybouse.

La topographie dans cette zone est relativement régulière. La basse plaine a une forme inclinée et légèrement bombée avec la Seybouse comme axe de drainage. Celle-ci présente un tracé assez rectiligne (Belhamra, 2001 ; Habes, 2006).

A l'Est et à l'Ouest, la basse terrasse sableuse de la Seybouse disparaît pour laisser la place à des dépressions de deux mètres d'altitude et aux formations argileuses noires et hydromorphes.

1.6 Les sols

Selon Durand (1954), la plaine d'Annaba est caractérisée par une variété de types des sols. Elle est constituée principalement de sols alluviaux, de sols colluviaux, de vertisols, de sols halomorphes, de sols hydromorphes, de sols calcimagnésiques et de sols minéraux bruts. Elle supporte de riches couvertures de vergers d'orangers, d'olivier, et de cultures de transformation (les tomates, tabacs, betteraves,...).

1.7 Le Climat

La zone d'étude se situe sur la côte de la mer Méditerranée. Elle est caractérisée par un climat de type méditerranéen, son régime climatique dépend de deux paramètres principaux : la précipitation météorique et la température.

Pour étudier le climat de la région de la basse plaine, nous avons choisi les données disponibles sur la station météorologique de Annaba (Aéroport-Rabah Bitat), qui peut être considérée comme étant la station la plus proche de la zone d'étude. Cette station se situe à environ 25 km à vol d'oiseau de la basse plaine, et c'est en même temps, celle qui dispose de données les plus complètes et surtout les plus régulières. Les données climatiques prises en considération pour cette étude portent sur 20 ans et concernent les moyennes mensuelles de la période 1978-1998 et 1982-2011 (Tab. 5).

Tableau 5. Données climatiques moyennes mensuelles de la région de la basse plaine (Les Salines : 1982 – 2011).

Paramètres	Jan.	Fev.	Mars	Avr.	Mai	Juin	Juil.	Aout	Sept.	Oct.	Nov.	Dec.	Moy. Ou total
*T min °C	7.03	7.18	8.18	9.98	12.97	16.58	19.01	19.68	18.71	14.93	11.02	8.19	12.78
*T max °C	16.49	16.90	18.26	20.22	23.55	27.11	30.42	30.98	28.93	25.56	20.98	17.68	23.09
T moyenne °C	10.99	11.27	13.12	15.27	18.30	22.04	25.29	25.83	23.06	20.02	15.61	13.15	17.83
Pluviométrie Mm	108.37	75.01	66.43	56.47	38.55	13.26	2.60	9.69	42.40	62.21	88.64	122.66	686.29
*Nombre de jours de pluie	14.4	13.5	12.7	13.2	8.4	5.9	1.8	2.6	8.6	10.2	13.7	15.9	122
Humidité %	79.3	76.5	75.0	74.2	74.7	73.1	70.2	71.8	72.3	74.8	76.2	77.5	74.63
Evaporation mm	61.9	66.9	88.0	87.3	103.9	130.4	153.9	154.3	127.9	99.8	79.7	66.0	1220
Vents m/s	3.6	3.8	4.1	3.8	3.8	3.5	4	4.3	3.9	4.1	4.0	3.8	3.9
*Insolation Heures	151.94	166.66	201.33	211.07	280.50	304.63	334.70	305.53	244.23	198.96	162.78	140.43	2702.76

*Données climatiques (Annaba- Les Salines : 1978-1998)

1.7.1 Le régime thermique

Il faut signaler la faiblesse des écarts de l'amplitude thermique (M – m) d'un mois à un autre (Fig. 25). La température moyenne annuelle est de 17.83 °C. La moyenne mensuelle maximale est de 23.09°C (maximum en juillet et août), alors que la minimale est de 12.78°C (minimum en janvier et février).

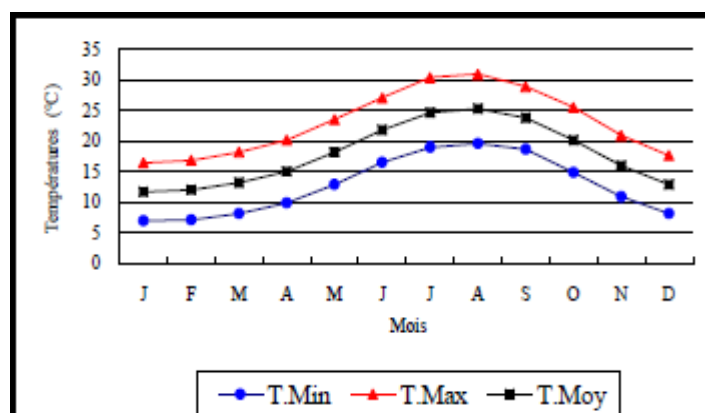


Figure 25. Les données thermiques de la région de Annaba.

1.7.2 Le régime pluviométrique

La pluviométrie moyenne annuelle est d'environ 700 mm. Les 80% de cette pluie sont enregistrés au cours des six mois d'octobre à mars (Fig. 26). Le nombre de jours de pluie moyen par an est d'environ 122 jours.

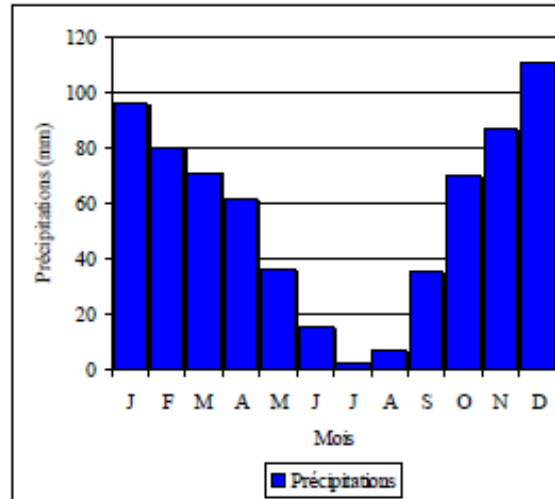


Figure 26. Hauteurs moyennes mensuelles des précipitations de la région de Annaba (1982-2011).

1.7.3 L'humidité relative

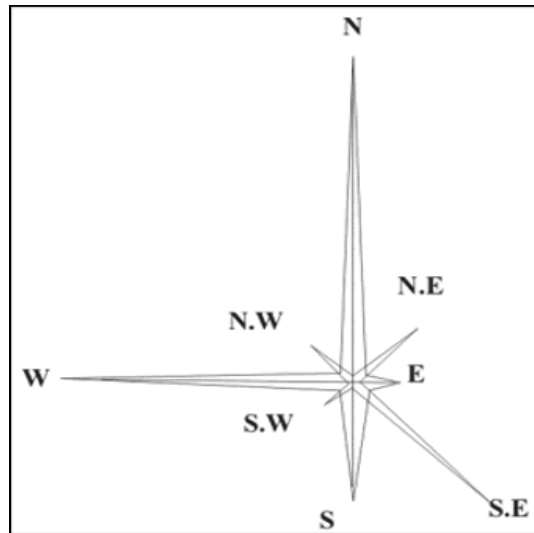
L'humidité moyenne annuelle est de 74.76%, et reste très élevée tout au long de l'année puisqu'elle varie seulement entre 70 et 77 %. La mer et les nombreux points d'eau contribuent au maintien d'une hygrométrie élevée même en été, modérant ainsi la durée et l'intensité de la sécheresse.

1.7.4 Les vents

Les vents dominants sont ceux des secteurs Nord et Ouest (Tab. 6 et Fig. 27). La vitesse moyenne est de 22,15 m/s, les pointes les plus importantes sont enregistrées aux mois de février, mars et novembre.

Tableau 6. Fréquence des vents de la région de Annaba (1978-1998).

Direction des vents	Fréquence (%)
Nord (N)	29.7
Nord-Est (N.E)	8.6
Est (E)	2.5
Sud-Est (S.E)	15.9
Sud (S)	10.4
Sud-Ouest (S.W)	0.4
Ouest (W)	26.5
Nord-Ouest (N.W)	5.9

**Figure 27.** La fréquence des vents de la région de Annaba (1978-1998)

1.7.5 L'évaporation

L'évaporation mensuelle varie au cours de l'année, le maximum (154.3 mm) est enregistré en août et le minimum en janvier (61.9 mm). L'évaporation totale moyenne annuelle est très importante, elle est de 1220 mm. Il est à noter un déficit hydrique très important (Evaporation > Précipitations) de mars à novembre (Fig. 28).

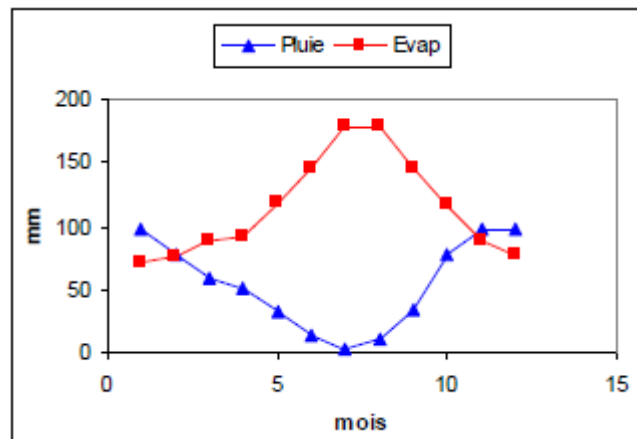


Figure 28. Bilan hydrique climatique de la zone d'étude.

1.7.6 Synthèse climatique

1.7.6.1 Diagramme pluviothermique de Gausson :

Le diagramme pluviothermique de Gausson (1954) est construit en tenant compte des moyennes mensuelles des précipitations et des températures. L'échelle des précipitations étant doublée par rapport à celle des températures ($P = 2T$). Il permet de définir la saison sèche, sa durée et son intensité. Pour la région de Annaba, le diagramme fait ressortir une sécheresse estivale de 5 mois, de mai à septembre (Fig. 29)

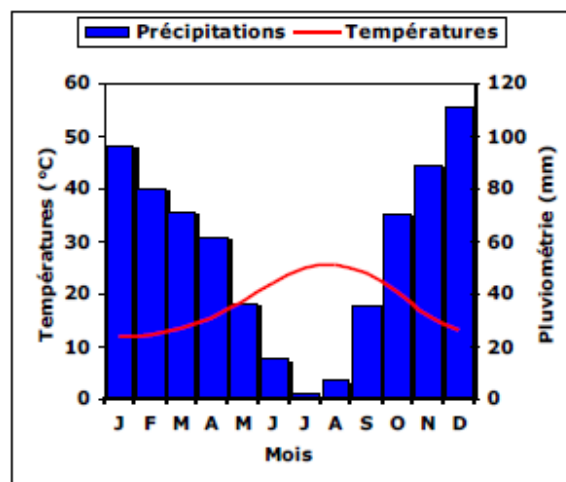


Figure 29 . Diagramme pluviothermique de Gausson pour la région de Annaba (1982-2011).

1.7.6.2 L'indice d'aridité de de Martonne

L'indice d'aridité de de Martonne (1925) est également calculé à partir des moyennes des précipitations et des températures. Il est possible de déterminer un indice annuel « A » ou des indices mensuels pour les périodes prises en compte « a » :

$$A = P / (T + 10)$$

P : total des précipitations annuelles (mm).

T : températures moyennes annuelles (°C).

$$a = 12 \cdot P / (t + 10)$$

P : total des précipitations mensuelles (mm).

t : températures moyennes mensuelles (°C).

Les valeurs sont d'autant plus faibles que le climat est aride. Un indice supérieur à 20 indique un climat humide. La tendance à la sécheresse s'affirme entre 10 et 20 ; en dessous de 10, c'est l'aridité. Pour la région de Annaba, l'indice d'aridité annuel (A) de de Martonne est de 24.16, ce qui correspond à un climat suffisamment humide. Concernant les indices d'aridité mensuels (a), la tendance à la sécheresse s'étale de mai à septembre, avec des indices variant entre 1 et 15. L'aridité concerne surtout les mois de juin, juillet et août (Tab. 7).

Tableau 7. Indices d'aridité de de Martonne de la région de Annaba (1978-1998).

Mois	P (mm)	n (jours)	T (°C)	a
J	95.97	14.4	11.76	52.92
F	80.07	13.5	12.04	43.59
M	71.40	12.7	13.22	36.89
A	61.86	13.2	15.10	29.57
M	35.97	8.4	18.26	15.27
J	15.47	5.9	21.84	5.83
J	2.22	1.8	24.71	0.76
A	6.86	2.6	25.33	2.33
S	35.58	8.6	23.82	12.62
O	70.36	10.2	20.24	27.92
N	88.67	13.7	16.00	40.92
D	110.51	15.9	12.93	57.83
Total ou Moy. Annuels	674.94	122	17.93	24.16

P : pluviométrie moyenne mensuelle et annuelle (mm).

n : nombre de jours de pluie moyen mensuelle et annuelle (jours).

T : température moyenne mensuelle et annuelle (°C).

a : indice d'aridité mensuelle.

1.7.6.3 Le quotient pluviothermique d'Emberger

Emberger (1955) a proposé un indice appelé quotient pluviothermique (Q) spécifique au climat méditerranéen :

$$Q = 2000 \cdot P / (M^2 - m^2)$$

P : pluviométrie moyenne annuelle (mm).

M : température maximale moyenne annuelle en degrés absolus (°K).

m : température minimale moyenne annuelle en degrés absolus (°K).

Stewart (1969) a montré que le quotient pluviothermique d'Emberger (1954) pouvait être simplifié pour le Maghreb pour s'écrire :

$$Q2 = 3.43 \cdot P / (M - m)$$

Le quotient pluviothermique d'Emberger (1955), classe la région de Annaba dans le climagramme qui porte son nom, dans le climat méditerranéen tempéré à étage subhumide doux (Fig. 30).

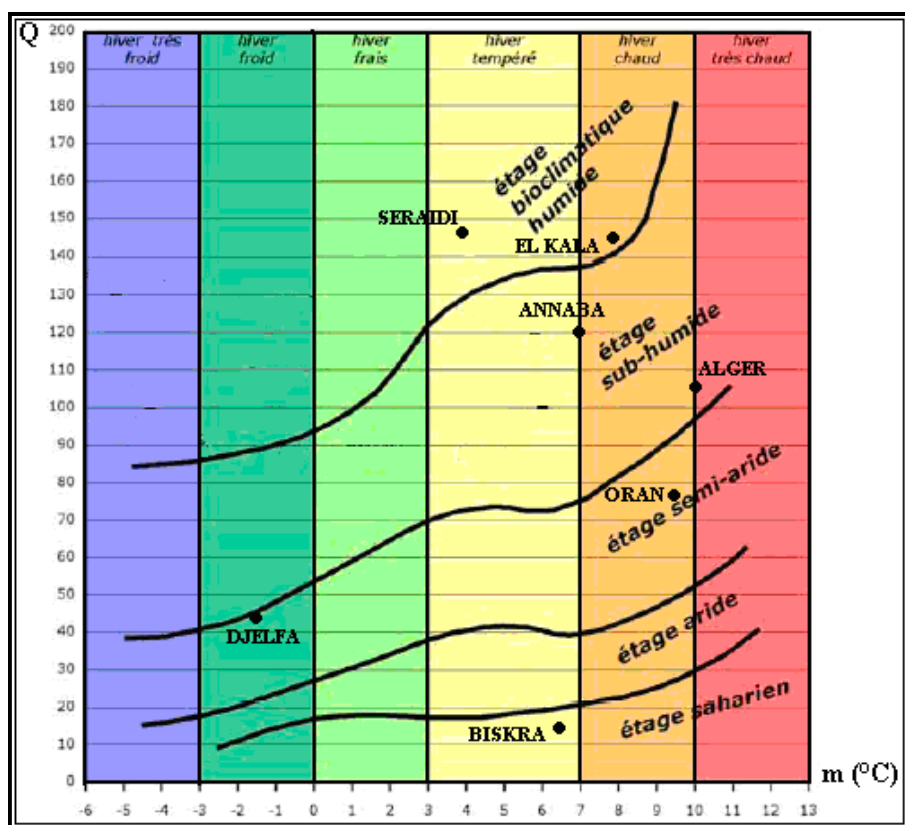


Figure 30. Etage bioclimatique de la région de Annaba selon le climagramme d'Emberger (1955).

2 Présentation des stations d'étude

2.1 Les stations de prélèvement de l'eau et du sol

Trois stations d'étude ont été choisies au niveau de Oued Seybouse (Fig. 31) sur un tronçon de 28 km environ en fonction de l'existence de ponts routiers facilitant les prélèvements des échantillons d'eau au niveau de ces stations. Pour l'échantillonnage du sol, trois parcelles de sols agricoles ont été choisies à proximité de la rive Ouest de l'oued et ayant comme critères communs: l'irrigation par l'eau de la Seybouse, les mêmes cultures pratiquées (tomate, maraîchage) et l'autorisation des agriculteurs à effectuer des prélèvements tout le long des années 2019-2020.

- La station 1 (S1) ($36^{\circ}47'56.25''\text{N}$, $7^{\circ}46'27.46''\text{E}$) est située dans la commune d'El Hadjar (Fig. 32), en amont de la confluence de Oued Maboudja avec Oued Seybouse et distante de 10 km de l'estuaire. Selon le recensement général de la population et de l'habitat de 2008, la ville d'El Hadjar compte 37364 habitants pour une superficie occupée de 62 km^2 .

Le prélèvement du sol a été effectué dans une parcelle (PS1) de coordonnées ($36^{\circ}79'70.509''\text{N}$, $7^{\circ}77'01.637''\text{E}$) située à 428 m du point de prélèvement de l'eau (Fig. 33).

- La station 2 (S2) ($36^{\circ}40'59.61''\text{N}$, $7^{\circ}45'30.58''\text{E}$), se trouve à environ 22 km de S1 dans la commune de Dréan (Fig. 34) qui compte 37686 habitants. Le sol a été prélevé d'une parcelle agricole PS2 située dans la même commune ($36^{\circ}70'77.870''\text{N}$, $7^{\circ}77'27.500''\text{E}$) à quelques dizaines de mètres de la station 2 de prélèvement de l'eau (Fig. 35).

- La station 3 (S3) ($36^{\circ}39'9.12''\text{N}$, $7^{\circ}46'57.54''\text{E}$) est éloignée de la station 2 d'environ 5 km, elle est localisée dans la commune de Chihani (Fig. 36) dont la population s'élève à 10094 habitants et l'échantillonnage du sol a été effectué dans une parcelle (PS3) de coordonnées ($36^{\circ}65'29.853''\text{N}$, $7^{\circ}78'47.311''\text{E}$) située à 190 m de la rive de l'oued (Fig. 37).

Chacune de ces trois stations reçoit les effluents industriels, domestiques et agricoles ainsi que les eaux utilisées par les différentes entreprises de la commune avoisinante.

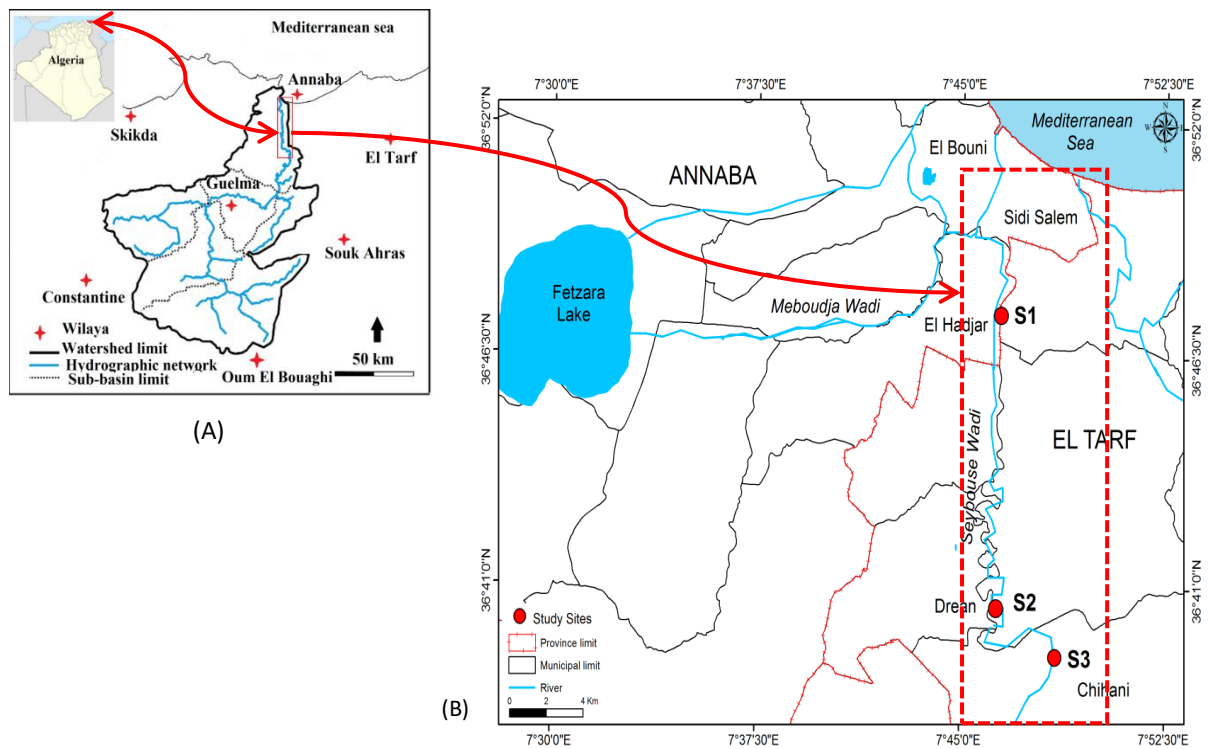


Figure 31 . Localisation de la zone et des stations d'échantillonnage
 (Source: (A) Reggam *et al.*, (2017) modifié, (B) élaboration personnelle

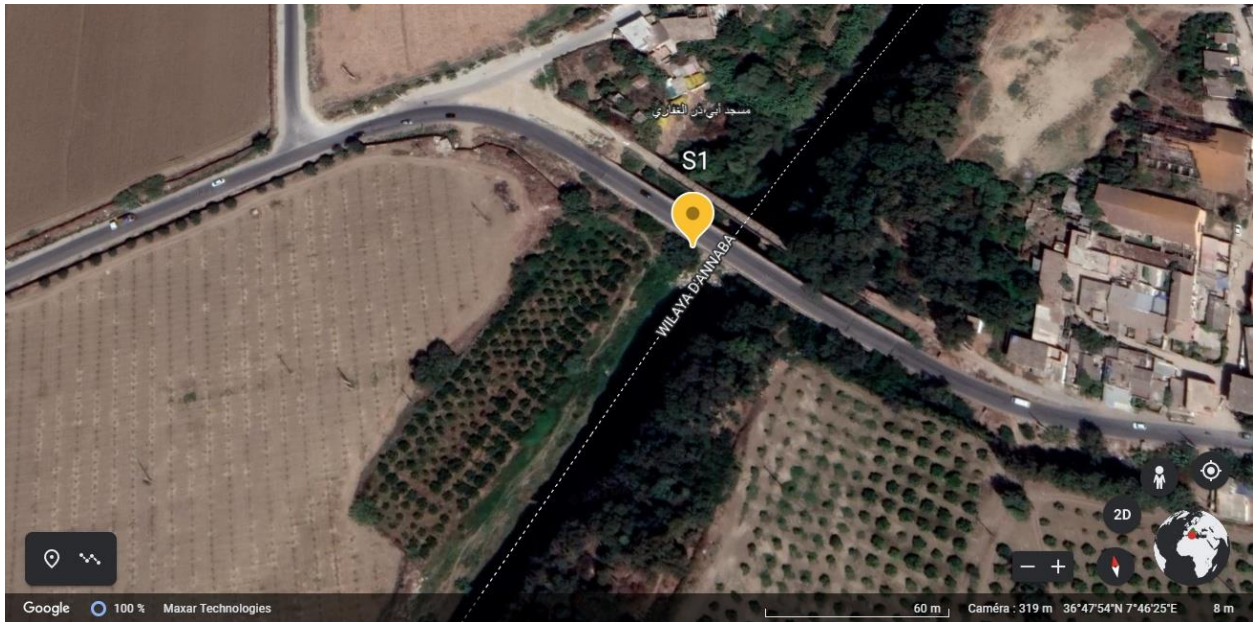


Figure 32. Station d'El Hadjar (S1) de prélèvement de l'eau de la Seybouse.
Photo Google hearth (2023)



Figure 33. Parcelle d'El Hadjar de prélèvement du sol (photo Fraga 2019)

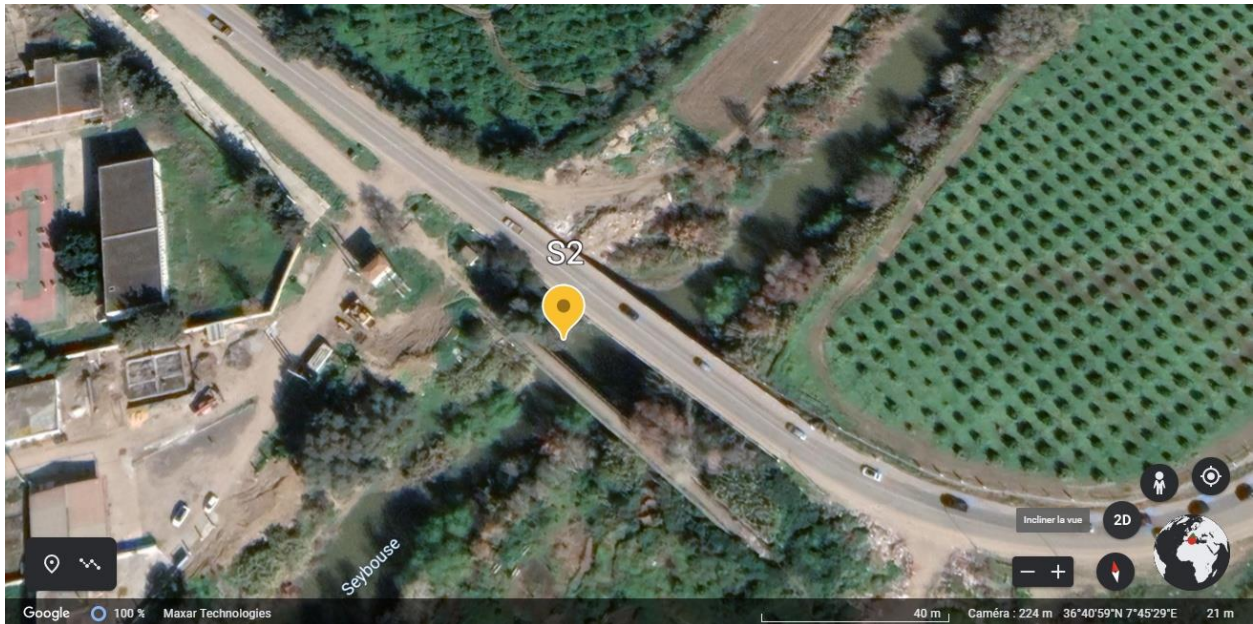


Figure 34. Station de Dréan (S2) de prélèvement de l'eau de la Seybouse
Photo Google hearth (2023)



Figure 35. Parcelle de Dréan de prélèvement du sol (Photo Fraga 2019)

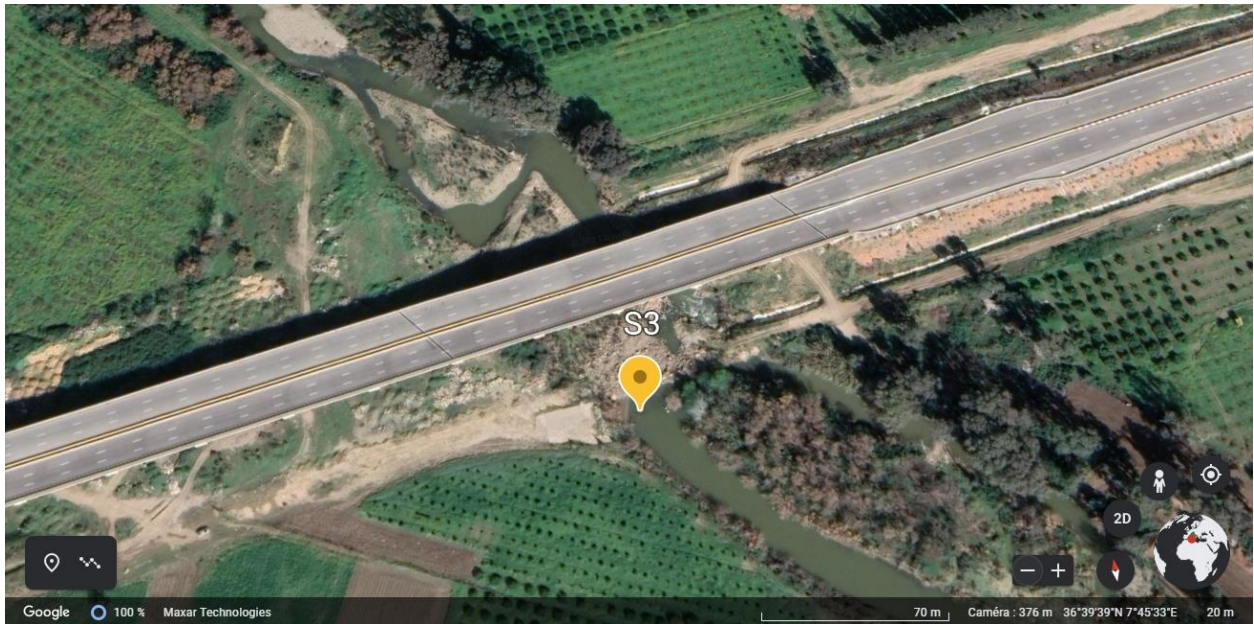


Figure 36. Station de Chihani (S3) de prélèvement de l'eau de la Seybouse
Photo Google earth (2023)



Figure 37. Parcelle de Chihani de prélèvement du sol (Photo Fraga 2019)

CHAPITRE II.

METHODOLOGIE

CHAPITRE II. METHODOLOGIE

1 EVALUATION SPATIO-TEMPORELLE DES PARAMETRES PHYSICO-CHIMIQUES DE L'EAU DE LA BASSE SEYBOUSE

1.1 Prélèvement des échantillons d'eau

Les échantillons d'eau ont été prélevés manuellement au niveau du milieu de l'oued en se plaçant sur un point préalablement déterminé du pont routier, correspondant au point situé à l'équidistance des berges de l'oued. L'eau prélevée au moyen d'un sceau rattaché à une corde de 30 m, est recueillie dans des bouteilles en polyéthylène téréphtalate de 1,5 litres soigneusement rincées avec cette même eau, remplies jusqu'à débordement puis fermées hermétiquement pour éviter toute contamination probable. Elles sont étiquetées sur place, placées dans une glacière et transportées jusqu'au laboratoire où sont réalisées les analyses physico-chimiques. Les prélèvements ont été effectués durant la première semaine de chaque mois, le même jour pour les trois stations entre 7h et 10h du matin afin que les conditions soient les plus proches possibles et aussi pour réaliser très rapidement les analyses le même jour. Cette précaution permet d'éviter toute variation de la qualité de l'eau prélevée qui pourrait affecter les résultats.

L'étude s'est déroulée du mois de janvier jusqu'au mois de décembre 2019, avec une fréquence mensuelle d'échantillonnage d'eau de l'oued, soit un total de 36 échantillons d'eau prélevés.

L'eau prélevée a été filtrée à l'aide du papier filtre wattman dès l'arrivée au laboratoire et une partie de cette eau (soit 1.5 litres de chaque prélèvement) a été congelée dans des bouteilles hermétiquement fermées pour d'autres éventuelles analyses.

1.2 Les mesures *in situ*

Le pH, la température, la conductivité électrique et l'oxygène dissous ont été mesurés *in situ* aussitôt l'échantillon d'eau prélevé à l'aide d'un multi-paramètre de terrain (Hanna instrument 9828) (Fig. 38). Avant chaque série de mesure, les sondes et les électrodes sont convenablement nettoyées à l'eau distillée et les appareils bien étalonnés.



Figure 38. Le multi-paramètre utilisé (Hanna instrument 9828)

1.3 Les analyses au laboratoire

1.3.1 Les matières en suspension

Les matières en suspension (M.E.S) sont un ensemble de particules minérales et/ou organiques présentes dans une eau naturelle ou une eau résiduaire (Ramade, 1998). Elles proviennent de sources naturelles, d'effluents municipaux et industriels, du ruissellement des terres et des retombées atmosphériques en suspensions.

Pour les mesures des M.E.S contenues dans l'eau de Oued Seybouse, nous avons utilisé la méthode par filtration indiquée par Rodier (1996) dont le principe est le suivant : l'échantillon d'eau est filtré sur un papier filtre en fibre de verre, la quantité de matières particulaires retenues est déterminée par pesées différentielles du filtre avant et après filtration et dessiccation à 105°C (pendant 2h) jusqu'à poids constant.

1.3.2 Dosages de l'ion ammonium (NH_4^+)

Il existe plusieurs méthodes pour le dosage de l'ion ammonium dans l'eau. La méthode que nous avons utilisée est dite au Réactif de Nessler qui est applicable aux teneurs en azote ammoniacal supérieur à 0.02 mg NH_4^+ /l. Elle est basée sur le principe suivant: le réactif de Nessler (iodo-mercure de potassium alcalin), en présence d'ions ammonium est décomposé avec formation d'iodure de dimercuriammonium qui permet le dosage spectrophotométrique de l'ion NH_4^+ .

L'intensité de la coloration est mesurée par un spectrophotomètre (photo lab WTW 82362 Weilheim 6600 UV-VIS) à la longueur d'onde 425 nm d'absorption maximale (Rodier, 1996). Pour le protocole de dosage voir annexe 1.

1.3.3 Dosages de l'ion nitrite (NO_2^-)

Nous avons utilisé la méthode auréactif de Zambelli, qui est applicable aux eaux dont la teneur en ion nitrite est supérieure à $50\mu\text{g/l}$. Son principe est que l'acide sulfanilique en milieu chlorhydrique, en présence d'ion ammonium et de phénol, forme avec les ions NO_2^- un complexe coloré jaune dont l'intensité est proportionnelle à la concentration en ion nitrite. Cette intensité est mesurable par spectrophotométrie à une longueur d'onde de 435 nm d'absorption maximale (Rodier, 1996). Pour le protocole de dosage, voir annexe 2.

1.3.4 Dosages de l'ion nitrate (NO_3^-)

Parmi les méthodes indiquées pour le dosage de l'ion nitrate, nous avons utilisé celle dite au salicylate de sodium (Rodier, 1996) qui est applicable à une solution dont la teneur en nitrates est supérieure à $50\mu\text{g/l}$. Le principe de cette méthode est que les ions nitrates réagissent avec le salicylate de sodium en développant une coloration jaune. L'intensité de la coloration est mesurée au spectrophotomètre à la longueur d'onde de 420 nm d'absorption maximale. Pour le protocole de dosage, voir annexe 3.

1.3.5 Dosages des ions Orthophosphates (PO_4^{3-})

Le dosage des ions orthophosphates s'appuie sur le principe selon lequel, en milieu acide et en présence de molybdate d'ammonium, les orthophosphates donnent un complexe phosphomolybdique qui, réduit par l'acide ascorbique, développe une coloration bleue (Rodier, 1996). L'intensité de la coloration est mesurée au spectrophotomètre à la longueur d'onde de 690 nm d'absorption maximale. Pour le protocole de dosage, voir annexe 4.

1.3.6 Dosage des ETM

Les éléments traces métalliques suivants: Mn, Cu, Fe, Al, Co, Pb, Ba, Cr, Zn et Cd ont été dosés par Spectrométrie d'Absorption Atomique à l'aide d'un spectromètre type Perkin Elmer, marque PinAAcle900T (Fig. 39, 39a, 39b, 39c) lors d'un stage effectué au laboratoire "Ressources, Matériaux et Ecosystèmes (RME) " sous la direction de Professeur Noomène Sleimi, Faculté des sciences de Bizerte, Université de Carthage en Tunisie.



Figure 39. Spectromètre d'absorption atomique type Perkin Elmer, marque PinAAcle900T



Figure 39 a. Emplacement des lampes dans PinAAcle_900T



Figure 39 b. Lampe à cathode creuse de Perkin- Elmer



Figure 39 c. Nébuliseur pneumatique PinAAcle_900T

1.3.6.1 Principe de la Spectrométrie d'Absorption Atomique

Le dosage d'éléments par Spectrométrie d'Absorption Atomique repose sur le principe qu'un atome soumis à un rayonnement d'énergie E, peut passer d'un état fondamental à un état excité, caractérisé par des électrons à un niveau d'énergie plus élevé et instable: c'est le phénomène d'absorption. Le retour de l'atome à son état fondamental s'accompagne par l'émission d'un rayonnement photonique spécifique caractérisé par sa longueur d'onde λ . En pratique, l'absorbance A peut être appréhendée par la variation de l'intensité lumineuse à travers la chambre d'atomisation de l'élément à doser:

$$A = \lg (\Phi_0 / \Phi_T)$$

Avec Φ_0 = Flux incident

Φ_T = Flux transmis

Par ailleurs, la loi de Beer-Lambert établit une relation directe entre l'absorbance d'un échantillon et sa concentration en élément recherché:

$$A = k \cdot l \cdot C$$

Avec **k**: coefficient d'absorption spécifique de l'élément à doser

l: trajet optique (cm)

C: concentration (mg. l⁻¹)

Il suffit de tracer une courbe d'étalonnage à l'aide des solutions de concentrations connues de même élément, une simple interpolation permet de connaître la concentration.

La spectrométrie d'absorption atomique utilise trois modes différents pour la détermination de la concentration des éléments traces métalliques : mode flamme, mode four graphite et générateurs d'hydrures. Les limites de détection varient selon le mode utilisé et elles sont considérées précises comparativement aux autres techniques de dosage des ETM.

Nos dosages ont été réalisés par spectrométrie d'absorption atomique en mode flamme: l'échantillon est aspiré à travers un fin capillaire, cette aspiration s'effectue à l'aide d'un gaz (l'air). Le capillaire amène la solution dans le nébuliseur dont le rôle est de produire un aérosol solution-gaz dans lequel les gouttes sont les plus fines possibles.

Le nébulisât est mélangé avec un complément d'air et avec le gaz combustible le plus souvent de l'acétylène dans une chambre de pré-mélange. C'est ce mélange qui va arriver à la base du brûleur et pénétrer ensuite dans la flamme laminaire où s'effectuera l'atomisation.

Dans la flamme se produit la fusion puis l'évaporation des composés métalliques, et enfin une dissociation moléculaire libérant les atomes qui peuvent être alors absorbés (Fig. 40). Les photons absorbés étant caractéristiques des éléments étudiés, et leurs quantités étant proportionnelle au nombre d'atome de l'élément, l'absorption permet donc de mesurer les concentrations des éléments dosés (Laverdière *et al*, 1999). La forme laminaire de la flamme permet d'allonger le chemin optique au travers de l'atomiseur, la plus couramment utilisée est la flamme air-acétylène. Pour quelques ETM nécessitant une température d'atomisation plus élevée, la flamme acétylène-proxyde d'azote est utilisée. Cependant, la durée du passage de l'échantillon dans la flamme est très courte ou seule une fraction de celui-ci est atomisée, ce qui limite la sensibilité de la méthode. La limite de détection en Spectrométrie d'Absorption Atomique mode flamme est de l'ordre de $\mu\text{g/l}$. (Tab. 8).

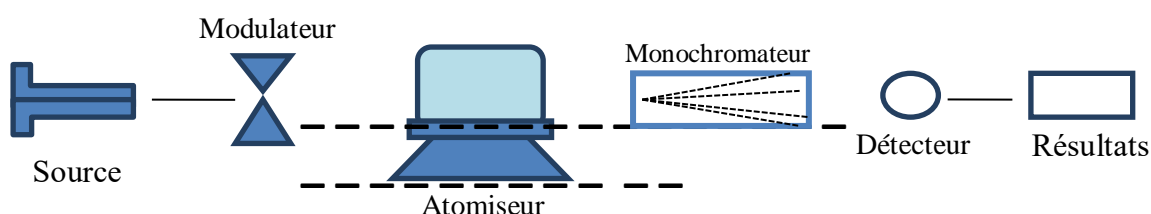


Figure 40. Les composantes d'un Spectromètre d'Absorption Atomique

Tableau 8. La limite de détection en mode flamme pour les éléments dosés par le spectromètre d'absorption atomique type Perkin Elmer, marque PinAAcle 900T.

Eléments	Longueur d'onde (nm)	Linéaire jusqu'à (mg/l)	Limite de détection (mg/l)
Cd	228.80	2.00	0.80
Cu	324.75	5.00	**
Pb	283.31	20.00	15.00
Zn	213.86	1.00	1.50
Ca	422.67	5.00	1.50
Mg	202.58	10.00	0.15
Na	589.00	1.00	3.00
K	769.90	4.00	3.00
Fe	248.33	5.00	0.1
Al	309.27	100	1.1
Mn	279.48	2.00	0.052
Co	240.63	3.5	0.12
Cr	357.87	5	0.078

Pour chaque élément métallique, on prépare une gamme étalon à partir d'une solution mère Perkin Elmer selon les recommandations du fabricant. En effet, les étalons de chaque métal sont préparés à partir d'une solution mère de 100 mg/l. Les points de gammes, les gaz utilisés, les longueurs d'ondes, la limite de détection, etc. varient avec la nature de l'élément dosé (Tab.9).

Tableau 9. Points de gamme, flamme, longueur d'onde et concentration caractéristique utilisés pour chaque élément étudié

Elément	points de gamme utilisés (mg/l)	Flamme	Longueur d'onde λ (nm)	Concentration caractéristique mg/l
Cadmium	0; 0.5; 1.0; 1.5; 2.0	air-acétylène	228.8	0.028
Cuivre	0; 1; 2; 4; 5	air-acétylène	324.75	0.077
Plomb	0; 5; 10; 15; 20	air-acétylène	283.31	0.45
Zinc	0; 0.25; 0.5; 1	air-acétylène	213.86	0.018
Calcium	0; 1; 2; 4; 5	air-acétylène	422.67	0.092
Magnésium	0; 0.5; 1; 2; 4; 5	protoxyde d'azote-acétylène	202.58	0.0078
Sodium	0; 5; 10; 15; 20; 25; 30	air-acétylène	589.00	0.012
Potassium	0; 5; 10; 15; 20; 25; 30	air-acétylène	769	0.034
Barium	5; 10; 15; 20	protoxyde d'azote-acétylène	553.55	
Fer	1; 2; 4; 5	air-acétylène	248.33	0.034
Aluminium	20; 40; 50; 100	protoxyde d'azote-acétylène	309.27	1.1
Cobalt	1; 2; 3	air-acétylène	240.60	0.12
Chrome	1; 2; 3; 5	air-acétylène	357.87	0.0078
Manganèse	0.5; 1; 1.5; 2	air-acétylène	279.48	0.052

2 EVALUATION SPATIO-TEMPORELLE DES PARAMETRES PHYSICO CHIMIQUES DU SOL DE TROIS PARCELLES AGRICOLES IRRIGUEES PAR L'EAU DE LA BASSE SEYBOUSE

2.1 Prélèvement des échantillons de sol

2.1.1 Période de prélèvement

Nous avons réalisé une campagne d'échantillonnage trimestrielle depuis le mois d'octobre 2018 jusqu'au mois de décembre 2019 (octobre 2018, janvier, avril, juillet et octobre 2019) mais pour plus de commodité, nous avons pris en considération que les résultats relatifs à l'année 2019. L'échantillonnage du sol s'est déroulé dans les trois parcelles agricoles précédemment décrites à savoir la parcelle d'El Hadjar (PS1), la parcelle de Dréan (PS2) et la parcelle de Chihani (PS3) arrosées par les eaux de la Seybouse, soit un total de 12 échantillons de sol prélevés.

2.1.2 Technique de prélèvement

Le prélèvement des échantillons de sol à été réalisé à l'aide d'une tarière enfoncée jusqu'à 30 cm verticalement dans trois point choisis sur un ligne diagonale coupant la parcelle agricole en deux parties (Fig. 41). Afin de s'affranchir d'une possible hétérogénéité des sols, les prélèvements réalisés dans chaque parcelle ont été mélangés pour n'en faire qu'un échantillon.

Le sol prélevé de chaque parcelle a été bien mélangé et séché à l'air libre pendant quelques jours, puis une grande partie de ce sol a été broyée et tamisée à 2 mm de diamètre tandis que l'autre n'a subi aucun traitement. Les sols ainsi préparés ont été conservés dans des sacs en matière plastique bien fermés et entreposés dans un endroit frais, sec et propre.

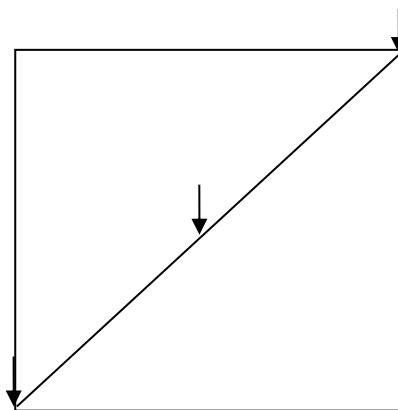


Figure 41. Technique de prélèvement du sol

2.2 Les Analyses effectuées sur le sol

Sur la fraction de sol broyée et tamisée provenant de chaque parcelle, des analyses concernant les paramètres physico-chimiques ont été effectuées, et la fraction non traitée a servi pour la détermination de la densité apparente.

2.2.1 La porosité

La porosité du sol est une caractéristique majeure contrôlant les propriétés hydrodynamiques du sol. Elle favorise l'enracinement, le stockage de l'eau pour la plante et la circulation de l'air nécessaire au bon fonctionnement des racines. C'est aussi un indicateur physique de la qualité du sol influencé par les différentes techniques culturales.

La partie de l'espace porale qui est à l'origine de la diminution de la porosité totale des blocs de terre est due aux fissures et aux canalicules. Elle est appelée porosité structurale, et elle comprend deux paramètres, la densité apparente (D_a) et la densité réelle (D_r) (Delaunois, 1976).

La porosité totale est définie comme étant égale à :

$$P_t \% = (1 - D_a / D_r) \times 100$$

P: porosité totale en % de volume

D_a : densité apparente

D_r : densité réelle

2.2.1.1 La densité apparente

La densité apparente (D_a) représente le rapport de la masse totale de l'agrégat sur le volume total de l'agrégat. Elle indique l'état ou la condition du sol et varie en général entre 1,00 et 1,80 g/cm³.

La D_a diminue avec la teneur du sol en humus (Kaouritchev, 1980 in Boudjemaa, 2007).

Pour déterminer la densité apparente, il suffit de peser un agrégat de terre (10 à 15 g) (P_0) de chaque échantillon préalablement desséché à l'étuve pendant 24 h à 105 °C, le rattacher à un fils à coudre de poids négligeable puis le plonger dans une solution de paraffine dissoute pendant 5 à 10 minutes. Peser à nouveau l'échantillon lorsque la paraffine est sèche (P_1). Replonger l'agrégat enrobé de paraffine dans une éprouvette de 100 ml contenant un volume connu (V_t) d'eau distillée et noter la différence en mesurant le volume d'eau déplacée. Elle est calculée selon la formule suivante :

$$\text{Densité apparente (g/cm}^3\text{)} = \frac{\text{Masse de l'échantillon}}{\text{Volume de l'échantillon}}$$

2.2.1.2 La densité réelle

La densité réelle (D_r) exprime la densité des éléments constituant la phase solide du sol et représente la masse du solide / le volume du solide, elle est généralement comprise entre 2,5 et 2,6 g/cm^3 (Morel, 1989). Elle est calculée selon la formule suivante :

$$\text{Densité réelle (g/cm}^3\text{)} = \frac{\text{Masse du sol}}{\text{Volume du sol}}$$

Procédure:

Peser une fiole de 100 ml pleine d'eau distillée (P0)

Jeter l'eau distillée et dans la même fiole mettre 5 g de sol, puis compléter le volume jusqu'à 100 ml d'eau distillée. Peser à nouveau (P1)

Mettre au bain Marie jusqu'à disparition des bulles de gaz. Peser (P2).

Calcul :

$$D_r = M / V$$

$$V = P2 - P0,$$

$$M = \text{masse du sol (5 g)}$$

Donc la Porosité est le rapport du volume des vides au volume total, elle peut être exprimée par la formule suivante :

$$\text{Porosité \%} = 1 - \frac{\text{Densité apparente}}{\text{Densité réelle}} \times 100$$

La porosité doit être en relation avec la texture :

- Texture sableuse : porosité forte > 30 %.
- Texture sablo-limoneuse : porosité assez forte 20-30 %.
- Texture Limono-argileuse: porosité assez faible 10-20 %.
- Texture Argileuse : porosité faible

2.2.2 La granulométrie

La distribution granulométrique est un des plus importants paramètres physiques d'un sol. L'analyse granulométrique d'un sol consiste à déterminer la proportion des diverses classes de grosseur des particules. Les particules peuvent être séparées en trois classes distinctes : la classe du sable (de 2 à 0,05 mm), celle du limon (de 0,05 à 0,02 mm) et celle de l'argile (inférieure à 0,002 mm) (Damay et Julien, 1995). Cela nous permet de connaître certaines caractéristiques du

sol, comme la capacité des racines qui y pénètrent, la capacité du sol à retenir l'eau, ou sa vulnérabilité à la compaction (Calvet, 2003).

La détermination de la taille des particules a été réalisée selon la méthode "Robinson". La méthode est basée sur la différence de vitesse de sédimentation entre les particules légères et les plus grosses. La sédimentation des particules résulte des deux forces opposées: gravité et friction entraînant un mouvement dans un milieu fluide.

La détermination de la granulométrie comporte plusieurs phases:

- la destruction de la matière organique
- le prélèvement des argiles et limons fins par l'emploi de la pipette Robinson
- le tamisage pour la récupération des sables fins et grossiers
- la déduction des limons grossiers

2.2.2.1 Destruction de la matière organique

Procédure:

- Mettre 10 g de terre fine séchée à l'air et tamisée (maille carrée à 2 mm de côté) dans un bêcher de 600 ml et de forme haute,
- Verser dans le bêcher 50 ml d'eau oxygénée à 20 volumes,
- Recouvrir le bêcher d'un verre de montre afin d'éviter des projections en dehors du bêcher pendant la période d'effervescence,
- Mettre le bêcher sur un bain de sable dont la température ne doit pas dépasser 85 °C afin d'éviter la décomposition trop rapide de l'eau oxygénée par une ébullition trop forte,
- Si l'effervescence se prolonge, ajouter de temps en temps et par petites quantités de l'eau oxygénée à 110 volumes. La durée de l'attaque dépend de la teneur en matière organique (24h à 48h),
- A la fin de l'effervescence, chauffer encore 2 heures environ pour éliminer H₂O₂ en excès et terminer par 10 mn d'ébullition. (On peut accélérer l'élimination de l'excès d'H₂O₂ en ajoutant quelques gouttes d'ammoniaque),
- S'assurer que toute l'eau oxygénée a disparu en versant quelques gouttes du liquide chaud (60°) dans une solution étendue de permanganate de potassium. En présence d'H₂O₂, le permanganate de potassium se décolore,
- Laisser refroidir le bêcher, puis transvaser, à l'aide d'un jet de pissette, son contenu dans un flacon de sédimentation jaugé à 1000 ml,
- Verser dans le flacon, 10 ml d'hexamétaphosphate de sodium (100 g par litre). Cette solution alcaline a pour rôle de disperser les particules qui ont tendance à s'agglomérer,

- Compléter avec de l'eau distillée jusqu'au trait de jauge (1000 ml),
- Agiter le flacon durant 1 heure au moins, sur l'agitateur mécanique,
- Porter le flacon à proximité de la pipette Robinson qui doit être placée dans une pièce de température constante.

2.2.2.2 Prélèvement des fractions argileuses et limoneuses

- ❖ *Prélèvement des particules inférieures à 50 microns soient les argiles, les limons fins et les limons grossiers.*

Procédure:

- Mettre le flacon dans un récipient contenant de l'eau maintenue à 20°C,
- Agiter à l'aide d'un thermomètre indiquant 20°C, sortir le flacon, l'agiter immédiatement et violemment par retournement répétés de manière à mettre en suspension toute la terre,
- Poser très rapidement le flacon sous la pipette Robinson et laisser décanter le contenu du flacon durant 46 secondes à 20°C,
- Au bout de 46 seconds, prélever 10 ml du liquide à 10 cm de profondeur,
- Transvaser les 10 ml et l'eau de rinçage dans une capsule en verre de pyrex ou en porcelaine d'une contenance de 30 ml et préalablement tarée,
- Déposer la capsule dans une étuve à dessiccation ou sur un bain de sable dont la température est maintenue à 105°C pour éviter toute ébullition et toute perte de sédiments par projection,
- Peser la capsule et son contenu sec après évaporation totale (étant donné que la prise d'essai à une quantité de terre fine séchée à l'air, il est indispensable de laisser les capsules après passage dans l'étuve à dessiccation ou sur le bain de sable, en contact avec l'atmosphère de la salle de travail durant un certain temps, ceci afin que les sédiments se réhydratent et se mettent en équilibre hydrique avec l'atmosphère du laboratoire).
- Déduire le poids « palh » de sédiment (argile + limon fin + limon grossier + hexamétaphosphate) contenu dans 10 ml de suspension par différence avec le poids de la capsule vide.

- ❖ *Prélèvement des particules inférieures à 20 microns soient les argiles et les limons fins*

Procédure:

- Opérer comme précédemment (il n'est pas nécessaire de maintenir la température du liquide à 20° C),
- Après agitation violente et par retournement du liquide, laisser décanter durant 4 mn 48 secondes si la température est de 20° C,
- Effectuer le prélèvement de 10 ml à une profondeur de 10 cm dès que le temps de sédimentation soit écoulé,

- Transvaser le prélèvement dans une capsule en verre pyrex ou en porcelaine préalablement tarée,
- Faire évaporer et peser la capsule avec son contenu sec,
- Déterminer, par différence avec le poids de capsule, le poids « palfh » de sédiment (argile + limon fin + hexamétaphosphate) contenu dans 10 ml de suspension.

❖ *Prélèvement de l'argile (particules inférieures à 2 microns).*

Procédure:

Après avoir agité violement et par retournement, poser le flacon à proximité de la pipette de Robinson et laisser sédimenter durant au moins 2 heures, en maintenant constante la température du liquide,

- Au bout de 6, 7 ou 8 heures, il est possible d'effectuer le prélèvement de 10 ml à une profondeur qui dépend de la température de suspension et du temps de sédimentation,
- Procéder ensuite comme précédemment, et déterminer le poids « pah » de sédiment (argile + hexamétaphosphate) contenu dans 10 ml de suspension.

❖ *Détermination de la surcharge d'hexamétaphosphate de sodium.*

Procédure :

- Prendre un flacon jaugé à 1000 ml ou une éprouvette graduée de 1000 ml,
- Verser 1ml d'hexamétaphosphate de sodium à 10 g par litre,
- Compléter avec de l'eau distillée à 1000 ml,
- Agiter, puis faire un prélèvement à la pipette de Robinson comme précédemment,
- Transvaser le prélèvement dans une capsule en verre pyrex ou en porcelaine préalablement tarée,
- Faire évaporer puis peser la capsule et son contenu sec,
- Déterminer comme précédemment le poids « ph » correspondant à la surcharge en hexamétaphosphate contenu dans 10 ml de suspension,

❖ *Calcul des quantités d'argile, de limon fin et de limon grossier*

Le poids d'argiles « pa » contenu dans 10 ml de suspension est égal à pah-ph.

Le poids de limon fin « plf » contenu dans 10 ml de suspension est égal à palfh-pah.

Le poids de limon grossier « plg » contenu dans 10 ml de suspension est égal à palh-palhf.

Connaissant ainsi les poids pa, plf, plg, on peut calculer les poids d'argile, de limon fin et de limon grossier contenu dans 1000 ml de suspension, c'est-à-dire dans la prise d'essai de terre. Les résultats sont ensuite exprimés en pourcentage.

2.2.2.3 Fractionnement des sables par tamisage

Procédure :

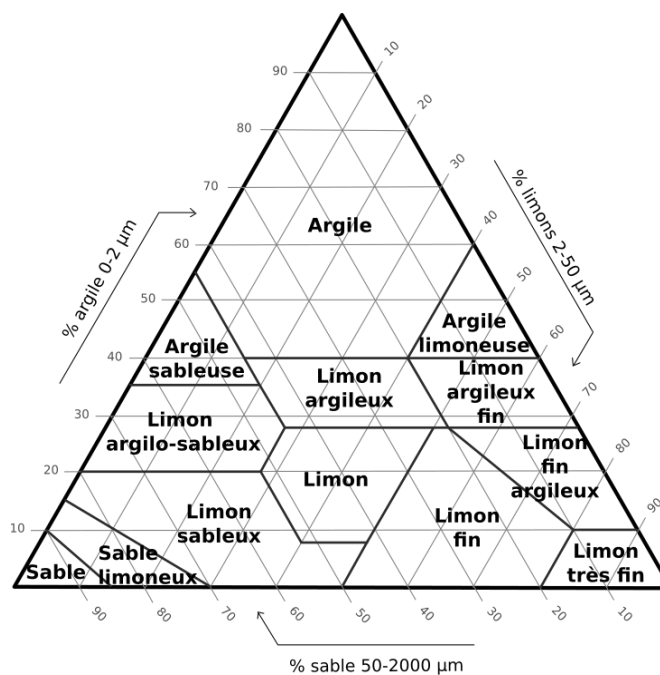
- Superposer un tamis à 200 microns d'ouverture de maille sur un autre de 50 microns.

- Verser le contenu du flacon de sédimentation sur le tamis 200 microns, à l'aide d'un petit jet d'eau.
- Faire couler sur les 2 tamis superposés de l'eau afin d'éliminer les particules inférieures à 50 microns.
- A l'aide d'un jet de pissette contenant de l'eau distillée, terminer le rinçage des sédiments tout en recueillant les sables fins (retenus par le tamis à 50 μ m) et les sables grossiers (retenus par le tamis à 200 μ m) séparément dans 2 capsules préalablement tarées.
- Eliminer la majeure partie de l'eau recueillie dans les capsules,
- Porter les capsules à l'étuve ou sur le bain de sable,
- Après évaporation totale peser les capsules et leur contenu sec,
- Par différence avec les poids des capsules vides, déterminer les poids de sables fins et de sables grossiers contenus dans la prise d'essai,
- Exprimer les résultats en %

2.2.2.4 Les principales classes texturales (selon le triangle textural de l'USDA)

Pour définir la texture de la fraction de terre fine, on s'est servi du diagramme triangulaire représenté ci-dessous (Fig. 42). La méthode du triangle textural se fonde sur la classification granulométrique du département d'agriculture des Etats Unis (USDA), qui répartit les particules de la façon suivante :

- ❖ Le limon regroupe toutes les particules de calibre compris entre 0,002 et 0,05 mm
 - ❖ L'argile comprend toutes les particules dont le calibre est inférieur à 0,002 mm.
 - ❖ Le sable regroupe toutes les particules de calibre compris entre 0.05 mm et 2 mm
- (Bonneau et Souchier, 1994)



Triangle des textures

Figure 42: Le triangle textural de l'USDA (Jamagne, 1980)

2.2.3 Le pH

Par définition, le pH est l'unité de mesure de la concentration en ions hydrogènes permettant d'évaluer l'acidité ou la basicité d'un milieu.

pH eau et pH KCl

Ces deux déterminations conjointes sont d'un grand intérêt pour la majorité des sols hormis les sols neutres et surtout carbonatés, puisque $\text{pH} = \text{pH H}_2\text{O} - \text{pH KCl}$ révèle l'acidité potentielle ou l'acidité d'échange.

Le pH eau est la mesure de l'acidité d'une suspension de terre dans de l'eau, avec un rapport terre/eau normalisé (1/5), il indique aussi la concentration en ions « H⁺ » présente dans l'eau (Morel, 1986).

Le pH KCl exprime l'acidité d'échange ou l'acidité potentielle. C'est un indice d'expression des degrés de saturation du complexe adsorbant, ainsi que la nature chimique des ions fixés. Dans notre étude, nous avons mesuré l'acidité d'une suspension de Chlorure de potassium (KCl 1N), avec un rapport terre /solution normalisé.

Procédure:

Tamiser le sol à 2 mm, en peser $P_0 = 10$ g de chaque échantillon dans des flacons à agitation, y ajouter 25 ml d'eau distillée. Agiter avec un agitateur culbuteur pendant 2h de temps à température proche de 20°C et laisser reposer la solution 24h ensuite mesurer le pH eau au moyen d'un pH mètre.

La mesure nécessite une agitation ménagée (barreau magnétique) et une stabilisation de la lecture sur le pH-mètre. Le choix, l'entretien et l'étalonnage des électrodes couplées au pH-mètre sont importants. L'électrode de verre dite « électrode combinée » est souvent utilisée et doit être maintenue soigneusement en état (saturation KCL, intégrité de l'électrode de verre, lavages soigneux entre chaque mesure).

L'étalonnage tient compte de la température et se fait couramment avec deux étalons pH 4, pH 7. (Duchaufour *et al*, 1994)

Les valeurs de pH sont comparées selon la gamme de Gauchers et Soltser (1981) (Tab. 10).

Tableau 10: La gamme de pH des sols (Gauchers et Soltser, 1981).

pH	Désignation des sols
3 - 4,5	Extrêmement acides
4,5 - 5	Très fortement acides
5 - 5,5	Très acides
5,5 - 6	Acides
6 - 6,75	Faiblement acides
6,75 - 7,25	Neutres
7,25 - 8,5	Alcalins
> 8,5	Très alcalins

2.2.4 La conductivité électrique

La conductivité électrique (CE) d'un sol est l'aptitude du sol à faire passer un courant électrique entre deux électrodes. Le courant est transporté par des ions, c'est-à-dire que la conductivité augmente avec le nombre et la mobilité des ions présents dans la solution et aussi avec la température (Pansu et Gautheyrou, 2003). Une solution contenant très peu d'ions ne favorise pas le transport du courant, on dit qu'elle est résistive.

La conductivité électrique est exprimée en millisiemens/centimètre. L'ancien nom de cette unité est le mmho. (1mmho est équivalent à 1mS/cm qui est équivalent à 1dS/m et en moyenne à 640 mg/l). La conductivité électrique (CE) est mesurée au moyen d'un conductimètre "Hana Instruments" selon la méthode d'extrait de pâte saturée, c'est la méthode de référence internationale

préconisée par le laboratoire de Riverside (US Salinity Laboratory (USSL)). Elle consiste à amener l'échantillon de sol à saturation c'est-à-dire à sa limite de liquidité.

Procédure:

A partir d'un échantillon de sol, préparer une solution de pâte saturée en eau distillée selon le rapport sol/eau constant (1/5).

- Calibrer le conductimètre,
- Introduire la cellule de conductivité au centre du récipient de la solution du sol, les deux électrodes doivent bien immerger dans la solution,
- Lire la conductivité,
- Mesurer la température de la solution,
- Laver la cellule avec de l'eau distillée.

Les valeurs sont comparées à l'échelle de salinité de USSL (US Salinity Laboratory) (Tab.11).

Tableau 11: Echelle de salinité du sol (USSL, 1954)

Conductivité électrique mS/cm (µS/cm)		Salure
0 – 0,6	0 - 600	Non salé
0,6 – 1,4	600 - 1400	Peu salé
1,4 – 2,4	1400 - 2400	Salé
2,4 – 6	2400- 6000	Très salés

2.2.5 L'humidité hygroscopique

L'humidité hygroscopique (H) représente la quantité d'eau que peut retenir un sol soumis aux conditions d'assèchement naturelles. C'est la quantité d'eau retenue à la surface externe des particules du sol et en équilibre avec la pression et l'humidité atmosphérique. Son évaluation passe par un séchage à l'air libre puis un séchage à l'étuve pendant 24h à 105°C (Benslama, 2005).

2.2.6 Le carbone organique total (COT) et la matière organique (MO)

La mesure du carbone organique total (COT) est un test non spécifique c-à-d. qui ne permet pas de connaître quels composés particuliers sont présents dans l'échantillon car la plupart des échantillons sont constitués de mélanges des milliers de composés de carbone organique différents. En revanche, la mesure du COT permet de connaître la quantité totale de carbone organique présente dans l'échantillon.

Le taux de MO d'un sol est calculé à partir de la mesure du carbone organique total d'un échantillon de terre.

La teneur des échantillons de sol en matière organique (MO) a été déterminée selon la méthode d'Anne (1945). La MO est oxydée par un mélange de bichromate de potassium et d'acide sulfurique. L'excès de bichromate non réduit par le carbone organique est titré par le sel de Mohr. Le titrage se fait en présence d'un indicateur coloré de diphénylamine, qui vire au vert foncé lorsque l'excès de bichromate est réduit.

Le calcul de la proportion du carbone se fait conformément à la formule suivante :

$$C \% = (n - n') \times 0.615 \times 100$$

n : correspond à la quantité de sel de Mohr utilisée lors du titrage du témoin (ml)

n' : correspond à la quantité de sel de Mohr correspondant à l'échantillon

0.615 mg C : Coefficient de correction d'Anne.

Pour passer du taux de carbone organique au taux de matière organique, on utilise le coefficient multiplicateur 1.72 q.

Le taux de MO est obtenue par la relation suivante : **MO % = C % × 1.724**

Procédure:

- Peser 0.25 à 1g de sol broyé, soit P0 g (teneurs en c<30 mg)
- Attaque oxydante : verser ce sol dans un ballon de Pyrex, de 100 à 150 ml,
- Ajouter à l'aide d'une pipette avec poire 10 ml de solution aqueuse de bichromate de potassium ($K_2Cr_2O_7$) à 8% et 15 ml d'acide sulfurique pur (H_2SO_4), (Attention réaction dangereuse),
- chauffer à l'aide du chauffe ballon et porter à ébullition lente (douce).
- Le ballon est relié à un réfrigérant ascendant. Compter le temps à partir de la première goutte condensée, laisser 5mm à ébullition puis enlever le ballon du réfrigérant et le laisser refroidir.
- Transvaser dans une fiole de 100 ml. Ajuster à 100 ml avec les eaux de rinçage du ballon.
- Agiter bien et laisser reposer la fiole pendant 30 minutes.
- Prélever à l'aide d'une pipette avec poire 20 ml du surnageant dans un bêcher de 400 ml.
- Diluer à 200 ml avec de l'eau distillée.
- Ajouter 1,5 g (on peut aller jusqu'à 7 g) de fluorure de sodium (NaF) pour rendre le virage plus visible.
- Verser 3 à 4 gouttes de diphénylamine
- Effectuer le titrage avec une solution de sel de Mohr 0,2 N.

- La liqueur primitive, brun noirâtre ou violette vire au vert (virage très sensible, attention). On trouve X ml de sel de Mohr utilisé.

- Préparer un témoin en suivant les mêmes étapes sans mettre le sol ou avec du sable calciné.

Soit X ml la chute de burette pour l'échantillon de sol

Y ml la chute de burette pour l'essai témoin sans sol,

1ml de solution de Mohr 0,2 N correspond à 0,615 mg de carbone C (Coefficient de correction d'Anne).

$$C\% = 6,15 \frac{Y - X}{V \cdot P0} \quad (P0 \text{ en grammes})$$

Procédure de préparation de la diphenylamine et du sel de Mohr 0,2 N:

- Dissoudre 0,5 g de diphenylamine dans 100 ml de H₂SO₄ concentré et verser cette liqueur sur 20 ml d'eau.

- Dissoudre 78,5 g de sel de Mohr (sulfate double d'ammonium et fer ferreux) dans 500 ml d'eau distillée bouillie et refroidie à l'abri de l'air, contenant 20 ml H₂SO₄.

- Compléter à 1litre et conserver dans un flacon brun (Bonneau et Souchier, 1994).

Méthode Anne (1945) modifiée pour des horizons riches en C :

- A une prise réduite d'échantillon (P0 < 500mg)

Ajouter 20 ml d'eau et 3,2 g de bichromate.

Dissoudre en chauffant légèrement. Compléter avec 30 ml H₂SO₄ concentré

- poursuivre selon le protocole précédent.

Pour passer du taux de carbone organique au taux de matière organique, on utilise le coefficient multiplicateur 1.72. Il est obtenu par la relation suivante :

$$MO \% = C \% \times 1.724$$

Les résultats sont comparés selon l'échelle de Soltser (1981) (Tab. 12)

Tableau 12. Classification des sols d'après leur teneur en matière organique (Soltser, 1981)

% de la M O	Appréciation
< 1	Extrêmement faible
1 - 1,5	Très faible
1,5 - 2,5	Faible
2,5 - 3,5	Moyen
3,5 - 4,5	Moyennement élevé
4,5 - 5	Élevé
> 5	Très élevée

2.2.7 Le calcaire

Selon Duchaufour (1970), le sol peut contenir deux types du calcaire : le calcaire total et le calcaire actif. La teneur des sols en calcaire total (CaCo₃) a été déterminée par la technique de titrimétrie.

2.2.7.1 Le calcaire total

Procédure:

- Mettre dans un Erlen-meyer 5 g de sol tamisé à 2 mm. Ajouter 50 ml d'Hcl à 0.5 N et couvrir l'Erlen puis le mettre sur la plaque chauffante jusqu'à apparition de la première goutte de vapeur condensée.
- Laisser refroidir après une ébullition de 5 min à partir de la première goutte condensée
- Filtrer la solution et laver le filtrat avec l'eau distillée pour lessiver l'Hcl.
- Déterminer la quantité d'Hcl qui ne réagit pas avec le CaCo₃ en ajoutant quelques gouttes de phénolphtaléine.
- Titrer la solution avec le NaOH à 0.25 N jusqu'à ce que la solution vire à une couleur rose.

La relation suivante est utilisée pour déterminer la teneur du sol en CaCo₃ :

$$\%CaCo_3 = 5 \times (50 \text{ ml (Hcl)} \times 0.5 \text{ (norml. Hcl)} - (X \text{ ml (NaOH utilisé)} \times 0.25 \text{ (norml. NaOH)}) / 5 \text{ g (poids du sol)}$$

Norml. : normalité

La teneur du sol en calcaire a été appréciée selon les normes proposées par le Groupe d'Etude des Problèmes de Pédologie Appliquée (GEPPA) *in* Baize, (1988) (Tab. 13).

Tableau 13. Normes d'interprétation du taux du calcaire du sol (GEPPA) *in* Baize, 1988).

Taux du calcaire %	Appréciation
< 1	Non calcaire
1 à 5	Peu calcaire
5 à 25	Modérément calcaire
25 à 50	Fortement calcaire
50 à 80	Très fortement calcaire
> 80	Excessivement calcaire

2.2.7.2 Le calcaire actif

Dans le sol, une partie plus ou moins importante du calcaire total se trouve à l'état de fines particules actives pour les végétaux et facilement solubilisées par les eaux riches en gaz carbonique. Pour le dosage du calcaire actif on utilise la propriété du calcium de se combiner aux oxalates pour donner de l'oxalate de calcium insoluble. L'excès de solution d'oxalate est ensuite dosé (oxalate d'ammonium) par une solution de permanganate de potassium en milieu sulfurique. Donc, la détermination du calcaire actif concerne la fraction du calcium des carbonates qui est précipitée par une solution d'oxalate d'ammonium.

Procédure:

- Peser avec précision 10 g de sol passé au tamis de 2 mm et les introduire dans un flacon à agitation.
- Ajouter 250 ml d'oxalate d'ammonium 0.2N et agiter pendant 2 heures à l'agitateur mécanique.
- Filtrer en versant les premiers ml du filtrat, dans des fioles jaugées à 100 ml.
- Prélever 10 ml du filtrat à la pipette et les verser dans un bécher de 400 ml.
- Ajouter 10 ml de H₂SO₄ concentré et 100 ml d'eau distillée.
- Titrer l'excès d'oxalate d'ammonium par le permanganate de potassium (MnO₄k) 0.1N jusqu'à ce que la solution vire à la coloration rose, soit n' ml de MnO₄k.
- Titrer dans les mêmes conditions 10 ml de la solution d'oxalate d'ammonium, soit n ml de MnO₄k.

La différence entre les deux titrages correspond à la quantité de calcium du carbonate ayant réagi sur l'oxalate d'ammonium.

$$\begin{aligned} \text{CaCO}_3 \text{ actif } \% &= (n - n') \times 12,5 \text{ g de calcaire actif dans } 1000\text{g de terre ou bien} \\ &= (n - n') \times 1,25 \text{ g de calcaire actif dans } 100 \text{ g de terre.} \end{aligned}$$

n': quantité MnO₄k utilisée pour titrer la solution de l'échantillon de sol

n: quantité MnO₄k utilisée pour titrer la solution d'oxalate d'ammonium (témoin)

La différence (n - n') correspond à la quantité d'oxalate de calcium précipité, c'est-à-dire à la quantité d'oxalate d'ammonium qui a réagi avec le calcaire actif

Les normes d'interprétation des teneurs en calcaire actif sont indiquées dans le tableau 14.

Tableau 14: Normes d'interprétation du taux du calcaire du sol proposées par GEPPA *in* Baize (1988).

Taux du calcaire	< 1 %	1 à 5 %	5 à 25 %	25 à 50 %	50 à 80 %	> 80 %
Appréciation	Non calcaire	Peu calcaire	Modérément calcaire	Fortement calcaire	Très fortement calcaire	Excessivement calcaire

2.2.8 Le phosphore

2.2.8.1 Le phosphore total

Le phosphore total est l'ensemble du phosphore présent dans un échantillon sous forme de phosphates ou de composé organophosphorés. Le phosphore total a été dosé avec les autres éléments du sol par spectrométrie à fluorescence X.

2.2.8.2 Le phosphore assimilable

Le dosage du phosphore assimilable a été effectué selon la méthode de Joret et Hébert (1955) . L'acide phosphorique est extrait du sol par une solution d'oxalate d'ammonium. Il est ensuite dosé par colorimétrie en présence de molybdate et d'un réducteur.

Procédure

- **Extraction.** Agiter 4 g de sol au contact de 100 ml d'oxalate d'ammonium 2 N, pendant 2 heures. Filtrer et doser P_2O_5 sur le filtrat.

- **Dosage dans la solution d'extraction :** il s'agit de comparer l'intensité de la coloration bleue que donne l'acide phosphorique en présence de molybdate et d'un réducteur, avec celle fournie par des solutions étalons de P_2O_5 .

- Préparation des réactifs utilisés

Sulfomolybdate d'ammonium

a) Molybdate d'ammonium cristallisé	18,75 g
Eau bouillante	50 ml
b) Eau distillée	100 ml
H_2SO_4 (36 N)	150 ml

Après refroidissement verser a) dans b), en agitant. Compléter à 500 ml.

- Solution d'acide ascorbique (réducteur) à 1 g par litre.
- Solution étalon de P_2O_5 à 10 $\mu\text{g/ml}$

Dosage

- Dans un tube à essai jaugé à 10 ml, placer
 - 1,5 ml prise d'essai du filtrat
 - 2 ml sulfomolybdate d'ammonium
 - 5 ml acide ascorbique
 - Compléter à 10 ml avec H₂O

Porter les tubes 10 minutes au bain marie bouillant pour obtenir la coloration bleue. Refroidir les tubes. Mesurer par spectrophotométrie.

Courbe d'étalonnage

Dans 5 tubes à essai jaugés à 10 ml. Placer 0, 1, 2, 3, 4, 5 ml de solution étalon P₂O₅ soit 0, 1, 2, 3, 4, 5 µg de P₂O₅ et compléter chaque tube à 10 ml avec

- 2 ml sulfomolybdate d'ammonium
- 5 ml acide ascorbique
- Eau distillée

Le tube n° 1 ne contenant pas de P₂O₅ constituera le tube témoin.

- Mesurer à l'aide d'un spectrophotomètre, le maximum d'absorption du composé bleu formé se situe vers 825 µ.

- Déduire l'acide phosphorique en g/1000 de la courbe $Y = 0.295 X + 0.026$

Y = absorbance

X = phosphore assimilable en g/kg de sol

Les normes d'interprétation du phosphore sont données dans le tableau 15.

Tableau 15. Norme d'interprétation du phosphore en ppm (Méthode Joret-Hébert, 1955)

Phosphore en ppm	Niveau
< 100	Très faible
100 à 140	Faible
140 à 180	Médiocre
180 à 220	Normal
> 220	Elevé

2.2.9 L'azote total dosé selon la méthode Kjeldahl

L'azote total Kjeldahl (NTK) est une appellation qui désigne la somme de l'azote ammoniacal et de l'azote organique. L'azote qui se retrouve sous forme oxydée, tel que les nitrites ou les nitrates par exemple, n'est pas mesuré par cette technique.

La méthode de Kjeldahl (1883) est une méthode qui effectue le dosage de l'azote organique par minéralisation par voie humide. Elle consiste à détruire la matière organique par ébullition en présence d'acide sulfurique. Dans ces conditions, l'azote est transformé en ammoniacque fixée par l'acide sulfurique. Par alcalinisation de la solution de sulfate d'ammonium obtenue, on déplace l'ammoniacque que l'on entraîne par un courant de vapeur d'eau. La minéralisation est effectuée dans un matras à col long. L'entraînement à la vapeur est réalisé dans un appareil convenable appelé appareil de Parnas et Wagner. On dose l'ammoniacque par de l'acide sulfurique.

N.B. Le dosage de l'azote a été réalisé par laboratoire " RME" de Carthage.

Les normes d'interprétation de l'azote total sont présentées dans le tableau 16.

Tableau 16. Norme d'interprétation de l'azote total en % (selon la méthode Kjeldahl)

Azote total %	Interprétation
<0 ,05	Très faible
0,05-0,09	Faible
0,1-0,15	Moyenne
>0,15	Élevée

2.2.10 Analyse des ETM dans les trois sols d'étude

Les teneurs du sol en ETM ont été déterminés par spectrométrie de fluorescence X à l'aide d'un spectromètre « NITON FXL FM-XRF analyser » à balayage au rayon X (Fig. 43) lors de mon stage au niveau du laboratoire "RME".

La spectrométrie de fluorescence X (SFX ou FX, ou en anglais XRF pour X-ray fluorescence) est une technique d'analyse élémentaire globale permettant d'identifier et de déterminer la plupart des éléments chimiques qui composent un échantillon. Cette technique peut être utilisée pour des matériaux très variés : minéraux, céramiques, ciments, métaux, huiles, eau, verres... sous forme solide ou liquide. Elle permet l'analyse de tous les éléments chimiques du Béryllium (Be) à l'Uranium (U) dans des gammes de concentration allant de quelques ppm à 100%, avec des résultats précis et surtout reproductibles (Thirion-Merle, 2014).



Figure 43. Spectromètre « NITON FXL FM-XRF analyser » à balayage au rayon X

Principe

L'échantillon à analyser est placé sous un faisceau de rayons X. Sous l'effet de ces rayons X, les atomes constituant l'échantillon passent de leur état fondamental à un état excité. L'état excité est instable, les atomes tendent alors à revenir à l'état fondamental en libérant de l'énergie, sous forme de photons X notamment. Chaque atome, ayant une configuration électronique propre, va émettre des photons d'énergie et de longueur d'onde propres. C'est le phénomène de fluorescence X qui est une émission secondaire de rayons X, caractéristiques des atomes qui constituent l'échantillon. L'analyse de ce rayonnement X secondaire permet à la fois de connaître la nature des éléments chimiques présents dans un échantillon ainsi que leur concentration massique.

Les avantages de la spectrométrie de fluorescence X

L'analyse par spectrométrie de fluorescence X est robuste, combinant haute précision et exactitude avec une préparation d'échantillons simple et rapide. Elle peut être facilement automatisée pour une utilisation dans des environnements industriels à rendement élevé. En outre, la fluorescence X fournit des informations qualitatives et quantitatives sur un échantillon, une combinaison simple d'informations sur la nature du contenu et sur les quantités. Elle permet également une analyse rapide.

Procédure:

Les capsules spécifiques à l'appareil sont bien remplies avec du sol tel qu'il est tamisé à 2 mm. (Fig. 44), Elles sont tapotées avec un marteau pour évacuer l'air emprisonné, puis recouvertes par des films ronds transparents fabriqués sans plastique, avec des matières non détectable par le spectromètre. Elles sont ensuite introduites dans l'appareil qui effectue un balayage et affiche aussitôt les résultats en ppm. Les éléments dont la teneur est en dessous de la limite de détections de l'appareil sont affichées « < LOD ».



Figure 44. Préparation des échantillons pour les dosages par SFX

(A) capsule, tarière pour échantillonnage, pinceau, disque de film transparent, (B) et (C) Procédure de remplissage de la capsule, tapotage pour évacuation de l'air, (D) capsules préparées.

3 EFFET DE L'IRRIGATION PAR L'EAU DE OUED SEYBOUSE SUR LA TENEUR EN ETM DU SOL DE LA PARCELLE AGRICOLE D'EL HADJAR (PS1)

3.1 Objectifs visés

Vu les nombreuses études sur la pollution de la Seybouse, nous nous sommes proposés de voir si les eaux de cette rivière, utilisées dans l'irrigation des terres agricoles riveraines pouvaient influencer leurs teneurs en certains éléments notamment en ETM. Pour cela, nous avons envisagé un montage expérimental qui consiste à choisir un sol agricole, de le distribuer dans des conteneurs et de l'arroser avec une quantité déterminée d'eau prélevée des trois stations S1, S2, S3 (respectivement d'El Hadjar, de Dréan et de Chihani) (voir leur présentation au chapitre précédent, page 71 à 75) durant une période de trois mois et de procéder aux dosages des ETM tous les 10 arrosages. Etant donné que l'irrigation par Oued Seybouse est pratiquée surtout en période de manque de précipitation ou de sécheresse (communication personnelle des agriculteurs), nous avons envisagé un montage expérimental durant la période estivale et un autre durant la période hivernale afin de relever d'éventuelles différences par rapport aux saisons.

3.2 Montage de l'expérience

3.2.1 Choix du sol, des conteneurs, et des périodes de l'expérience

En nous basant sur les résultats de l'analyse granulométrique (teneurs en argile) et aussi pour des raisons de commodités d'accès, notre choix concernant le sol d'étude a porté sur le sol de la parcelle d'El Hadjar (PS1) .

20 kg environ de ce sol ont été prélevés en divers points de la parcelle dans les 30 premiers centimètres et mis à sécher à l'air libre.

Le sol est ensuite bien mélangé et distribué dans des conteneurs WM (Fig. 45) à raison de 1 kg de sol par conteneur. Le choix du conteneur WM permet d'avoir une répartition verticale du sol qui se rapproche le plus des conditions naturelles. A la base de chaque conteneur, 100 g de gravier lavé plusieurs fois ont été déposées pour permettre un meilleur drainage de l'eau d'irrigation.

Trois répétitions ont été prévues pour chaque mois de la période estivale soient 9 conteneurs arrosés avec l'eau de la station d'El Hadjar (S1), 9 autres arrosés avec l'eau de la station de Dréan (S2) et 9 autres avec celle de la station de Chihani (S3), soit un total de 27 conteneurs.

Le même protocole a été suivi durant la période hivernale.

Les conteneurs ainsi préparés ont été disposés par lot de 9 regroupés selon la même eau d'arrosage dans des cagettes en matière plastique bien lavées et tapissées d'un grillage fin également en matière plastique.

Les cagettes ainsi garnies ont été déposées dans un endroit ensoleillé à l'abri de la pluie (Fig. 46).

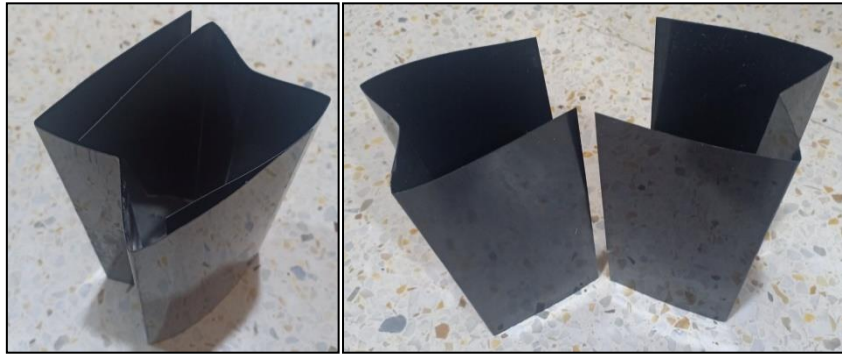


Figure 45. Le conteneur WM



Figure 46. Le dispositif expérimental

3.3 Déroulement de l'expérience

L'expérience a d'abord été initiée durant la période estivale du 26/06/2019 au 26/09/2019 puis pendant la période hivernale du 28/01/2020 au 28/04/2020.

Pour déterminer la quantité d'eau d'arrosage à apporter à chaque conteneur, nous avons calculé l'humidité dite à la capacité au champ c-à-d. la quantité maximale d'eau que peut contenir un sol dans sa porosité, sans pour autant que l'eau soit en excès et percole. Ainsi nous avons retenu la quantité 100 ml d'eau à apporter à chaque arrosage.

Le sol arrosé avait une apparence sèche dès le 3^{ème} jour. Ainsi nous avons opté pour un arrosage tous les 3 jours soit 10 arrosages par mois. A l'issue des 10 arrosages, 3 conteneurs contenant le sol arrosé par l'eau de chaque station (soit 9 conteneurs) ont été soustraits du montage, séchés et tamisés à 2 mm et conservés dans des sacs en matières plastiques bien fermés à 4°C en attendant les analyses d'ETM. Le même procédé d'arrosage est poursuivi sur les 18 conteneurs restants. Au bout

2^{ème} mois, c'est-à-dire du 20^{ème} arrosage, 3 autres lots de 3 conteneurs ont été soustraits, séchés, tamisés et conservés. Enfin, au 3^{ème} mois à l'issue du 30^{ème} arrosage, le dernier lot des conteneurs a subi la même démarche.

Au total, chaque conteneur rempli du sol d'étude a reçu 10 x 100 ml d'eau provenant soit de S1, soit de S2 ou de S3. Il a donc reçu 1 litre à l'issue du premier mois, 2 litres à la fin du deuxième mois et 3 litres à la fin de l'expérience. Les échantillons de sol ont été envoyés par courrier DHL au laboratoire "RME" pour analyse des éléments par la méthode de fluorescence décrite précédemment. Les résultats exprimés en mg/kg de terre sèche sont comparés aux teneurs en ETM du même sol au moment du démarrage de l'expérience qui sont considérées comme valeurs témoins.

Analyses statistiques

Les résultats des chapitres 1, 2 et 3 sont exprimés selon la moyenne \pm erreurs standard (SE). Les données ont été testées pour vérifier la normalité et l'homogénéité de la variance à l'aide des tests de Bartlett et de Brown-Forsythe. La variation de chaque paramètre entre les mois et entre les saisons a été évaluée par le test de Kruskal-Wallis et par une comparaison multiple par paire en utilisant la méthode de Dunn. Toutes les analyses statistiques ont été effectuées à l'aide de GraphPad.Prism.v7 pour Windows (logiciel GraphPad, La Jolla Californie, États-Unis, www.Graphpad.com). La différence significative a été définie à $p < 0,05$.

4 EFFET DE L'IRRIGATION PAR L'EAU DE OUED SEYBOUSE SUR LA CROISSANCE ET LE STATUT SYMBIOTIQUE DU HARICOT COMMUN

4.1 Objectifs visés et principe retenu

L'objectif principal de la présente étude est d'estimer un éventuel effet de l'eau de Oued Seybouse, considérée comme polluée, sur la microflore symbiotique du sol de la parcelle agricole d'El Hadjar et par conséquent sur la qualité biologique de ce sol.

Le principe consiste donc à utiliser une plante pour piéger les microorganismes symbiotiques du sol irrigué ou non avec l'eau de la Seybouse et de là voir s'il y a un éventuel impact de cette eau sur la croissance et le statut symbiotique de la plante piège.

Pour cela, l'essai suivant a été envisagé:

4.1.1 Choix de la parcelle agricole

La parcelle agricole exploitée est celle de la commune d'El Hadjar (PS1) décrite précédemment. Elle a été retenue pour son sol dont la proportion en argile est la plus élevée par rapport aux sols de PS2 et PS3 et aussi pour la facilité d'accès au terrain et l'accord de l'agriculteur.

Des analyses complémentaires de ce sol (dosage de l'Azote total selon la méthode de Kjeldahl (1883) ont été effectuées pour cette étude dans le laboratoire d'analyses agronomiques de l'entreprise FERTIAL (Annaba).

4.1.2 Choix de la plante "piège"

Le choix de la plante a porté sur le haricot vert ou haricot commun (*Phaseolus vulgaris*. L). C'est une espèce herbacée annuelle de la famille des Fabacées, ordre des Fabales dont la fleur papilionacée donne un fruit sous forme de gousse. Les jeunes gousses sont consommées vertes et les graines matures comme légumes.

Le Haricot a été retenu pour son cycle de croissance court (Adams *et al.*, 1985) assez commode pour le travail en laboratoire. Il a été choisi surtout pour son aptitude à contracter des symbioses avec certains champignons du sol pour former des mycorhizes arbusculaires et des symbioses avec des bactéries rhizosphériques du genre *Rhizobium* pour former des nodules fixateurs d'azote N₂ d'où sa richesse en protéines. C'est une plante beaucoup utilisée dans l'alimentation humaine et comme fourrage et aussi comme plante de couverture pour la régénération de la fertilité des sols. Sur le plan agronomique, le haricot est intégré dans les systèmes de production biologique qui utilisent la bio-fertilisation, dans les systèmes des rotations et d'associations culturales avec d'autres cultures notamment les céréales.

4.2 Montage de l'expérience

Le sol est prélevé de manière aléatoire en divers points de la parcelle au niveau de l'horizon A1 (≈ 20 à 30 cm de profondeur). C'est la couche dans laquelle se manifeste généralement l'activité biologique des microorganismes du sol.

Le sol est séché à l'aire libre, tamisé à 1 cm, bien mélangé puis distribué dans 08 pots de deux litres.

4.2.1 Préparation des graines de haricot

Les graines de haricot saines, de taille identique sont préalablement lavées par agitation dans l'eau puis sous la hotte à flux laminaire, elles sont désinfectées à l'eau oxygénée à 30% pendant 10 min, ensuite elles sont rincées plusieurs fois avec de l'eau distillée stérile puis distribuées dans des boîtes de Pétri à raison de cinq graines par boîte sur du coton stérile imbibé d'eau distillée stérile. Les boîtes ainsi garnies sont enveloppées de papier aluminium pour assurer l'obscurité totale puis mises à germer dans une étuve à 25°C jusqu'à l'apparition de la radicule (3 à 4 jours environ).

4.2.2 Semis

Les graines de haricot pré-germées aseptiquement sont semées dans les pots préalablement préparés à raison de 04 graines par pot. Les pots sont placés à température ambiante dans un endroit aéré exposé au soleil à l'abri de la pluie et arrosés tous les 04 jours pendant une durée de 09 semaines.

L'arrosage est effectué selon deux modalités :

- Un arrosage à l'eau de Oued Seybouse prélevée de la station S1 pour 16 plantules,
- Un arrosage à l'eau du robinet pour les 16 autres plantules.

L'eau de l'oued est nouvellement prélevée avant chaque arrosage.

4.2.3 Les paramètres mesurés

Au bout de 9 semaines de croissance, la hauteur (HA) (cm) à partir du collet jusqu'à l'extrémité de la tige principale et le nombre des feuilles de chaque plante (NF) sont déterminés. La partie aérienne de chaque plantule est ensuite séparée de la partie racinaire au niveau du collet, pesée fraîchement puis mise à sécher à l'étuve à 60°C pendant 72 heures pour déterminer le poids (g) de matière sèche après deux mesures séparées d'une heure.

Le système racinaire plongé dans une bassine d'eau est lavé délicatement pour ne pas perdre les nodules et préserver la structure racinaire puis séché soigneusement dans du papier absorbant et pesé.

A ce stade, sont déterminés:

- la longueur de la racine (LR) (cm), à partir du collet jusqu'à la coiffe,
- le poids frais (PFR) (g) de la partie racinaire,
- le nombre des nodules dans chaque racine,
- le poids de matière sèche du système aérien (PSA),
- le taux de colonisation par le champignon mycorhiziens arbusculaires (CMA).

4.2.3.1 La méthode employée pour la mise en évidence de la colonisation des racines par les CMA

Procédure:

Prendre environ 2 g de racines fraîches prélevées de chaque pot, les laver délicatement pour les débarrasser des particules du sol, les exciser en fragments de 2 cm et les déposer dans des tubes à essai pour les colorer selon la méthode de Phillips et Hayman (1970).

Les étapes de la coloration illustrées par la figure 47 sont:

- 1°- immerger les échantillons de chaque tube dans une solution de Potasse (KOH à 10 % chauffée à 90°C au bain-marie) pendant 20 mn. La Potasse a pour rôle de vider les cellules de leur contenu, ce qui permet une meilleure observation des champignons intracellulaires.
- 2°- Rincer les échantillons à l'eau distillée pour éliminer la Potasse
- 3°- Plonger les dans de l'acide chlorhydrique (HCl) à 1% pendant 5 mn. Les racines devenues blanchâtres sont rincées plusieurs fois à l'eau distillée.
- 4°- Elles sont ensuite colorées au Bleu Trypan à 0.05 % (composition voir annexe) pendant 20 min à 90°C
- 5°- Récupérer les racines colorées dans des piluliers contenant de l'acide lactique à 10 % et réserver les pour l'observation microscopique et la détermination du taux de mycorhization.

2.2.4.2 La méthode employée pour l'observation microscopique et le calcul du taux de mycorhization des racines

De chaque système racinaire, 15 fragments de racines fines sont étalés entre lame et lamelle et examinés sous microscope optique (Grossissement x 40) (Fig. 48).

Les vésicules et les mycéliums de CMA présents dans le cytoplasme sont colorés en bleu. Un fragment de racine est considéré comme mycorhizé s'il montre au moins un point d'infection par les hyphes des CMA. Le taux d'endomycorhization (TM) est donné par la formule établie selon la méthode de Mc. Gonigle *et al.* (1990):

$$TM = \frac{\text{Nombre de fragments de racines colonisés}}{\text{Nombre total de fragments de racines observées}} \times 100$$

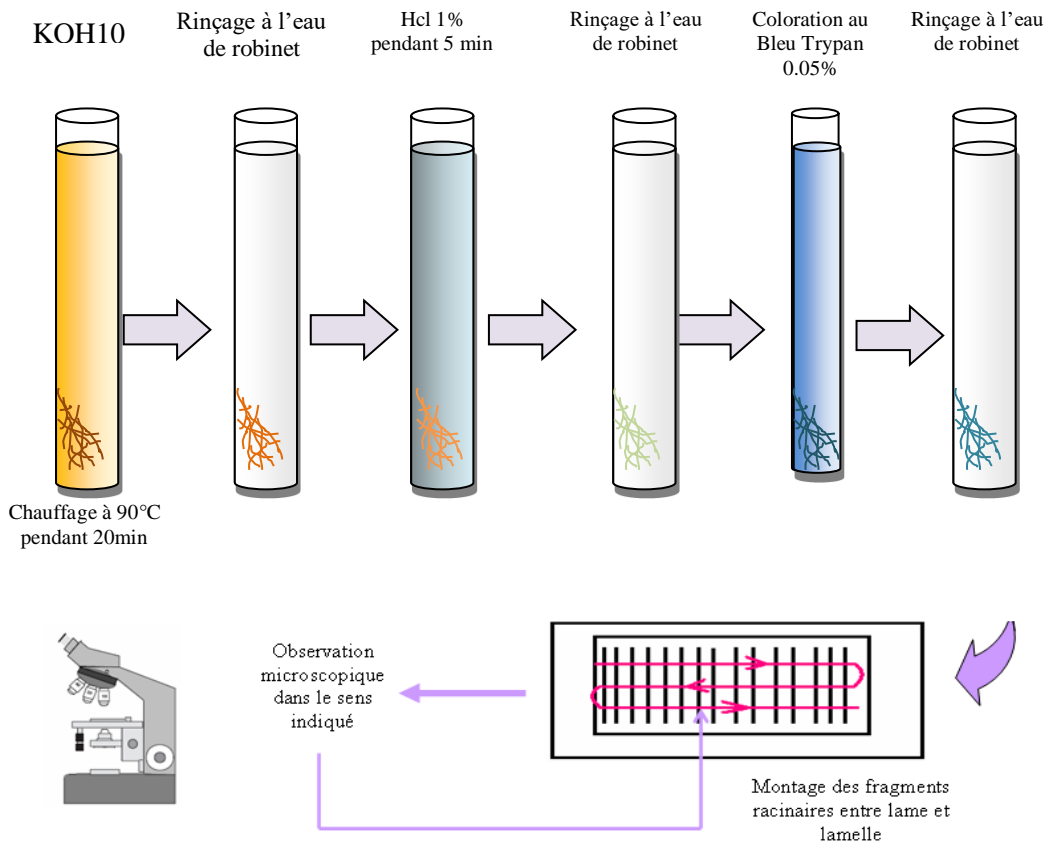


Figure 47. Les différentes étapes de préparation, coloration et d'observation des racines

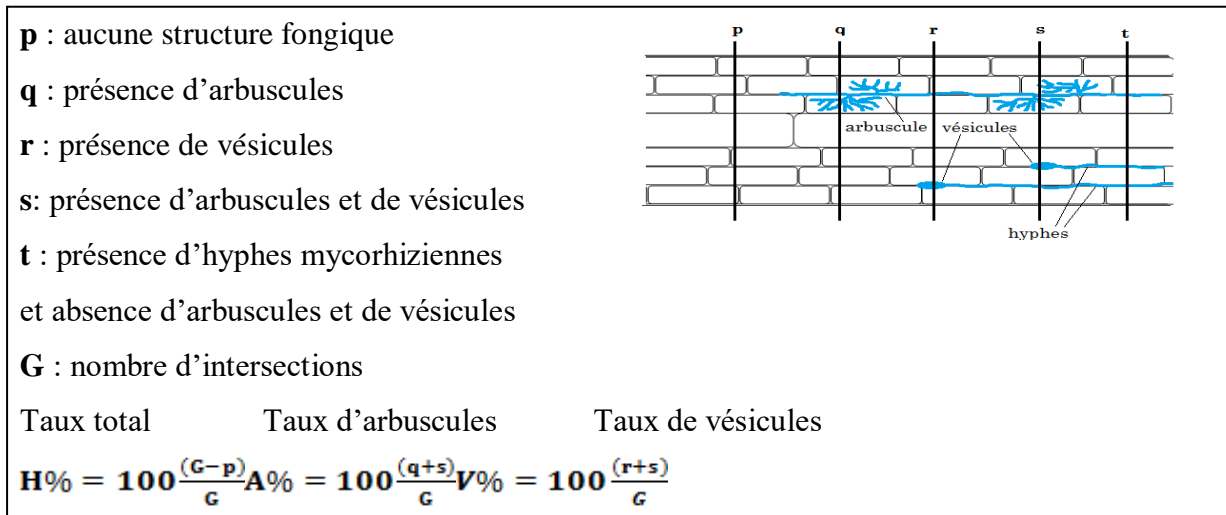


Figure 48: Les différentes intersections possibles entre l'axe de l'objectif du microscope et les structures fongiques dans un fragment racinaire colonisé par les CMA.

PARTIE III

RESULTATS ET DISCUSSION

CHAPITRE I.

EVALUATION SPATIO-TEMPORELLE DES

PARAMETRES PHYSICO-CHIMIQUES DE

L'EAU DE LA BASSE SEYBOUSE

CHAPITRE I. EVALUATION SPATIO-TEMPORELLE DES PARAMETRES PHYSICO-CHIMIQUES DE L'EAU DE LA BASSE SEYBOUSE

Dans cette étude, nous nous sommes proposé d'évaluer d'une manière spatio-temporelle la qualité physico-chimique de l'eau d'une partie de la Basse Seybouse au niveau de trois stations : la station d'El Hadjar située dans la wilaya d'Annaba et les stations de Dréan et de Chihani dans la wilaya d'El Tarf. L'objectif principal étant de voir si cette qualité physico-chimique pouvait varier d'une station à l'autre malgré la faible distance qui sépare ces stations (28 km) et aussi selon le temps. L'étude s'est déroulée durant l'année toute 2019. Les paramètres mesurés et analysés sont : le potentiel d'Hydrogène (pH), la Température (T), la Conductivité Electrique (CE), l'Oxygène Dissous (OD), les Matières En Suspensions (MES), l'Ammonium (NH_4^+), l'ion Nitrate (NO_3^-), l'ion Nitrite (NO_2^-), les ions Ortho-phosphates (PO_4^{3-}) et les ETM les plus fréquents: Sb, Ba, Cd, Cr, Co, Cu, Hg, Mo, Ni, Pb, Zn ainsi que certains éléments majeurs Al, Ca, Fe, K, Mg, Mn, Si et Ti.

1 Résultats et discussion des analyses physico-chimiques de l'eau de la Basse Seybouse

1.1 Le pH

Le pH mesure la concentration des protons H^+ contenus dans l'eau. Il renseigne sur l'acidité ou l'alcalinité de l'eau. La figure 49 montre que le pH de l'eau de la Basse Seybouse varie de la même manière pour les trois stations durant toute l'année. L'eau est légèrement acide durant l'automne et devient neutre à légèrement basique le reste de l'année. Néanmoins, les trois stations, bien que très proches présentent des différences significatives entre elles.

Le test de comparaison multiple entre les stations montre une différence significative entre les stations 1 et 3 durant la saison automnale (Valeur de P Kruskal-Wallis, $P < 0,05$). Les valeurs de leur pH varient entre un minimum de 4,95 au mois de décembre dans la station S3 et un maximum de 8,68 enregistré au mois de mai dans la station S1. Les valeurs moyennes sont celles du pH neutre en hiver, deviennent celles du pH basique en été et celles du pH acide durant tout l'automne. Il est à noter qu'il existe des différences significatives ($P < 0,05$) pour ce paramètre entre S1 et S2 durant les mois de mars, mai, juillet et septembre et entre S1 et S3 durant les mois de janvier, juin, octobre, novembre et décembre. Il en est de même entre S2 et S3 durant le mois d'août ($P < 0,05$).

Les valeurs du pH inférieures à la norme de 6,5 pour les eaux naturelles (OMS, 2013; ANRH., 2010) observées dans les trois stations dès le mois de septembre jusqu'au mois de décembre pourraient être attribuées à la présence d'acide humique associé à la décomposition biologique des déchets (Akintola, 2014 *in* Akintola, 2021) ou traduisent simplement des rejets acides abondants pendant cette période de l'année.

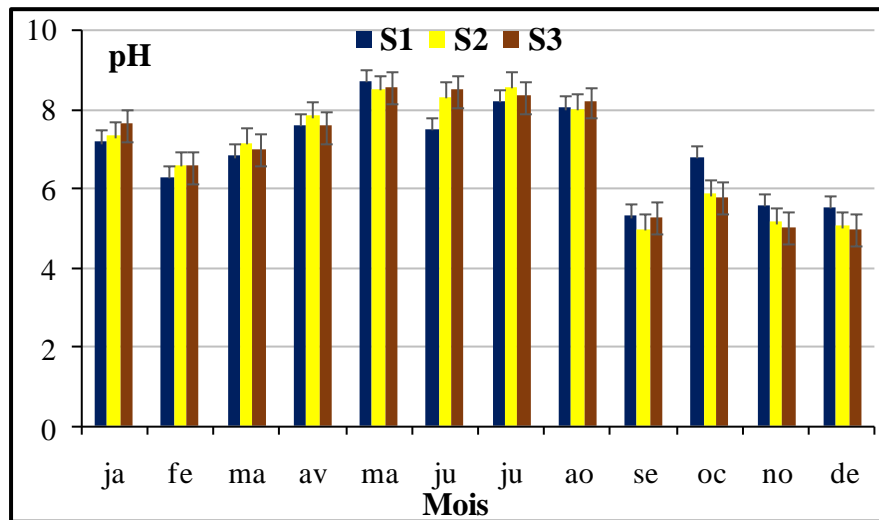


Figure 49. Variation au cours de l'année 2019 du pH de l'eau de la Basse Seybouse.

S1: station d'El Hadjar, S2: station de Dréan, S3: station de Chihani.

1.2 La température

Comme le soulignent Chapman (1996), la température de l'eau est un facteur important dans l'environnement aquatique du fait qu'elle régit la presque totalité des réactions physiques, chimiques et biologiques. La figure 50 montre que la température de l'eau de Oued Seybouse évolue de la même manière dans les trois stations. Elle s'élève de la fin du printemps jusqu'au début de l'automne en oscillant entre 18,4°C au mois de mai et 31,4°C au mois d'août dans la station S2 et descend entre 10 et 14°C le reste de l'année. Ceci témoigne que la température de l'eau est intimement liée à celle de l'air et conforte nos résultats avec ceux de Saal *et al.* (2020). Charchar *et al.* (2018) ont enregistré une évolution similaire de la température de l'eau au niveau de la Moyenne Seybouse durant l'année 2018 avec cependant des valeurs moins élevées notamment en été. Par ailleurs, le test de comparaison multiple indique une différence significative ($P < 0,05$) notamment entre les stations 1 et 2 et 1 et 3 durant toute l'année. Ceci pourrait être en relation avec l'environnement de l'oued (proximité de l'estuaire pour S1, végétation le long des berges pour S2 et S3 qui diminuerait les valeurs comme le suggèrent Grégoire et Trencia (2007).

Toutefois, la plupart de ces valeurs, hormis celles des mois de juillet et d'août qui avantageraient le développement des organismes aquatiques indésirables (Chapman, et Kimstach, 1996), restent dans les normes algériennes, puisqu'elles se situent dans une gamme de température favorable à l'activité microbienne ($< 25^{\circ}\text{C}$). Elles favorisent par conséquent l'équilibre fonctionnel de cet écosystème aquatique.

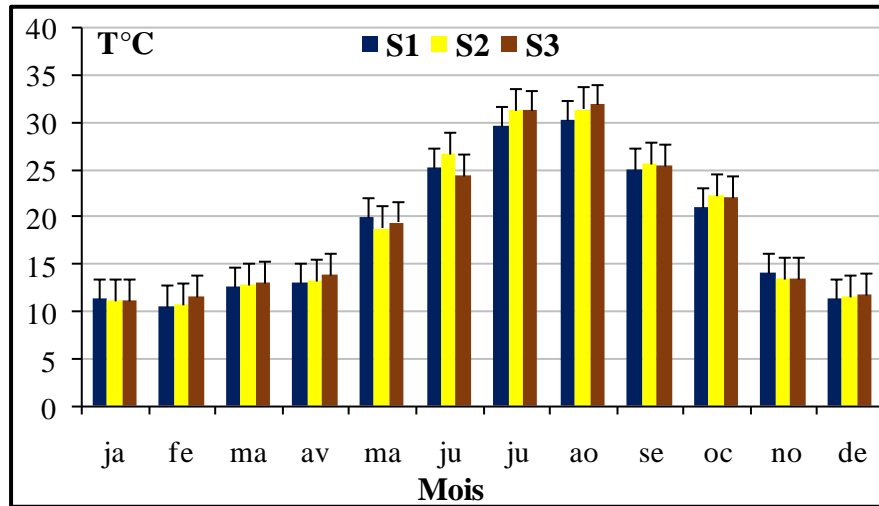


Figure 50. Variation au cours de l'année 2019 de la température de l'eau de la Basse Seybouse.

S1: station d'El Hadjar, S2: station de Dréan, S3: station de Chihani

1.3 La Conductivité électrique

La conductivité électrique est la capacité de l'eau à conduire un courant électrique. Elle renseigne sur le degré de minéralisation d'une eau. Elle est proportionnelle à la quantité de sels dissous (Nisbet et Verneaux, 1970, Labellia *et al.*, 2015). Ce paramètre mesuré en $\mu\text{S}/\text{cm}$ (Fig. 51) ne montre pas de différences significatives entre les trois stations lorsque les données sont regroupées par saison ($P > 0,05$), en revanche, il varie entre les stations notamment entre S1 et S3 ($P < 0,05$) lorsque les données sont analysées mensuellement. Ainsi les valeurs moyennes sont déjà élevées durant les mois de février, mars et avril avec un minimum de $678 \mu\text{S}/\text{cm}$ dans la station S1. Elles passent à plus du double durant les mois de mai, juin, juillet et août (les mois les plus chauds) en atteignant un maximum de $1732 \mu\text{S}/\text{cm}$ dans la station S2 au mois de juillet. Ce qui nous permet de dire que l'eau des trois stations est fortement minéralisée durant la majorité des mois de l'année. Or Akintola (2021) suggère qu'une CE supérieure à $200 \mu\text{S}/\text{cm}$ indiquerait la présence de cations, d'anion et de métaux lourds dans l'eau.

Cette forte minéralisation, en accord avec les résultats de Ramdani et Laifa (2017) pourrait être due à la décharge des eaux usées domestiques généralement à fortes concentrations en sels dissous, provenant des communes riveraines. Elle pourrait être due aussi au manque de précipitations notamment en été qui engendre une faible vitesse d'écoulement de l'eau, ce qui a pour conséquence un temps de contact prolongé entre l'eau et les argiles marines, favorisant la dissolution des sels et donnant des eaux fortement minéralisées. Il est à noter que durant le mois de janvier, ce paramètre évolue rapidement dans les trois stations et dépasse les valeurs enregistrées durant l'automne et l'été. Cette augmentation brutale de la CE en janvier pourrait s'expliquer par une décharge massive des eaux usées domestiques ou des eaux résiduaires industrielles déversées en amont de la station 3. Victor et Onomivbori (1996) soulignent en effet, l'influence importante des activités anthropiques variables menées au bord des cours d'eau sur la CE. Les faibles valeurs enregistrées en février, mars et avril pourraient s'expliquer par le phénomène de dilution que connaissent les eaux de l'oued pendant cette période de l'année qui est caractérisée par des crues et inondations multiples et par conséquent responsables de la diminution de la conductivité.

Par ailleurs, il est établi que les températures élevées agissent également sur la conductivité électrique par action sur la mobilité des sels (El Morhit, 2009). Les températures élevées enregistrées de mai à octobre sont responsables d'une évaporation intense des eaux qui engendrerait une concentration des eaux en sels minéraux et une augmentation de l'alcalinité et par conséquent une élévation accentuée des valeurs de la conductivité pendant cette période.

1.4 L'oxygène dissous

L'OD dans les eaux de surface provient essentiellement de l'atmosphère et de l'activité photosynthétique des algues et des plantes aquatiques. Il renseigne sur l'équilibre entre la consommation et la production d'oxygène, généralement déterminé par l'état d'eutrophisation d'un milieu (De Villers *et al.*, 2005).

Sa mesure, exprimée en pourcentage de saturation dans les eaux de l'oued Seybouse (Fig. 52), montre des variations spatiales et temporelles notables. Les valeurs varient d'un minimum de 10,33 % enregistré pendant le mois janvier dans la station 2 à un maximum de 74,53 % au mois d'octobre dans la station 3. Il semble exister un certain gradient décroissant de l'amont vers l'aval. En effet, la station 3 semble la plus pourvue en OD avec des pourcentages allant de 31,9 % à 74,5 % comparée à la station 1 où les valeurs oscillent entre un minimum de 11,5 % et un maximum de 65 %.

Ces taux enregistrés dans la station 1 sont significativement inférieurs à ceux de la station 3 ($P < 0,05$) durant presque toute l'année. Selon Aminot et Kérouel (2004), au delà de 72 % d'OD, l'effet sur la faune aquatique est négligeable mais entre 30 et 72 %, des réactions d'évitement sont perçues par la faune, par contre une mortalité plus ou moins importante résulterait lorsque les valeurs deviennent inférieures à 29 %, tel est le cas de la station 2 aux mois de janvier et août et la station 1 au mois d'avril et août. Ce qui constitue une menace pour la biodiversité de Oued Seybouse. En effet, la concentration en OD contribue à la majorité des processus chimiques et biologiques en milieu aquatique. L'OD compte parmi les plus importants paramètres de qualité des eaux dans la mesure où il est indispensable à la vie aquatique et à la dégradation des polluants biodégradables permettant l'autoépuration des cours d'eau. Il constitue donc un important indicateur de la pollution des eaux (Saal *et al.*, 2020).

Les fluctuations spatiales de la concentration en OD dans les eaux de Oued Seybouse pourraient s'expliquer par le fait que la station S1, la plus située en aval reçoit les rejets d'eaux usées brutes domestiques des deux plus grandes communes de la wilaya d'Annaba à savoir les communes d'El Hadjar et d'El Bouni dont la population dépasse largement les 162500 habitants. Ces rejets contiennent de très grandes quantités de matières organiques biodégradables, qui une fois déversées dans l'oued sont oxydées par les bactéries aérobies qui consomment l'oxygène dissous des eaux de l'oued. Dans ce même contexte, Derwich *et al.* (2008) ont attribué les niveaux bas de l'OD dans l'oued de Fes au Maroc à la pollution de l'eau par les décharges urbaines provenant de la ville de Fes. D'après Merghem *et al.* (2016), plus les rejets polluants sont riches en matières organiques, plus l'OD du milieu récepteur diminue d'une façon brutale et peut aboutir parfois à des conditions d'anaérobiose totale. Par contre, en allant vers les stations en amont (S2 et S3), la quantité d'O₂ de l'oued s'améliore tout en restant dans des proportions relativement faibles du fait de la présence persistante de la matière organique dans l'eau. Cette amélioration significative de la concentration en OD des eaux est un signal du bon déroulement du processus biologique de l'autoépuration dans les eaux de l'oued qui contribue à la fois à la biodégradation de la matière organique apportée par les rejets polluants et à l'oxygénation des eaux de Oued Seybouse.

Il est à noter aussi que les fluctuations de la température, l'activité photosynthétique et l'écoulement de l'eau pourraient affecter ce paramètre (Rejsek, 2002). Ceci peut être expliqué par l'accroissement du débit ainsi que l'exposition aux courants d'air et le mouvement de brassage de l'eau contribuant à l'enrichissement des eaux de surface en oxygène dissous (Ben Moussa *et al.*, 2012). Les teneurs élevées d'OD au niveau des stations 2 et 3 pourraient être liées également à la végétation riveraine qui est beaucoup plus abondante que celle de la station 1. Cette même observation a été évoquée par Kadri *et al.* (2012) sur le cours supérieur de l'Oued Za au Maroc.

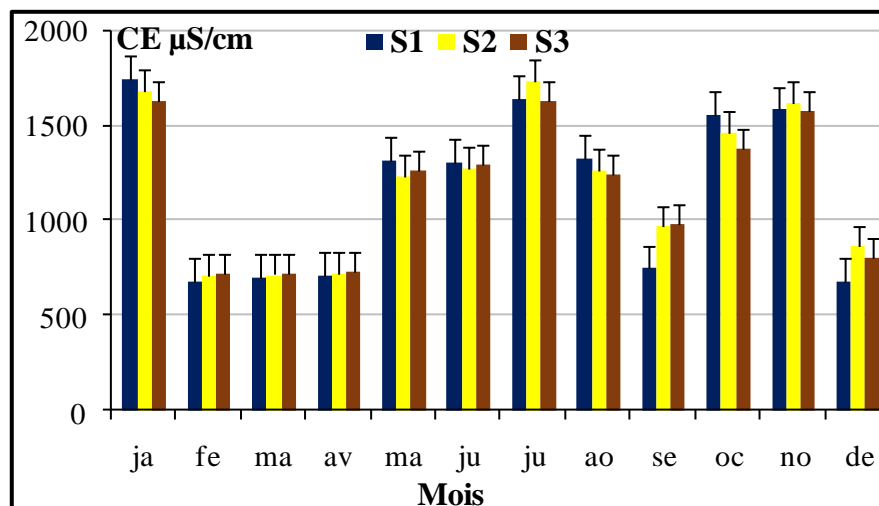


Figure 51. Variation au cours de l'année 2019 de la conductibilité électrique de l'eau de la Basse Seybouse. S1: station d'El Hadjar, S2: station de Dréan, S3: station de Chihani

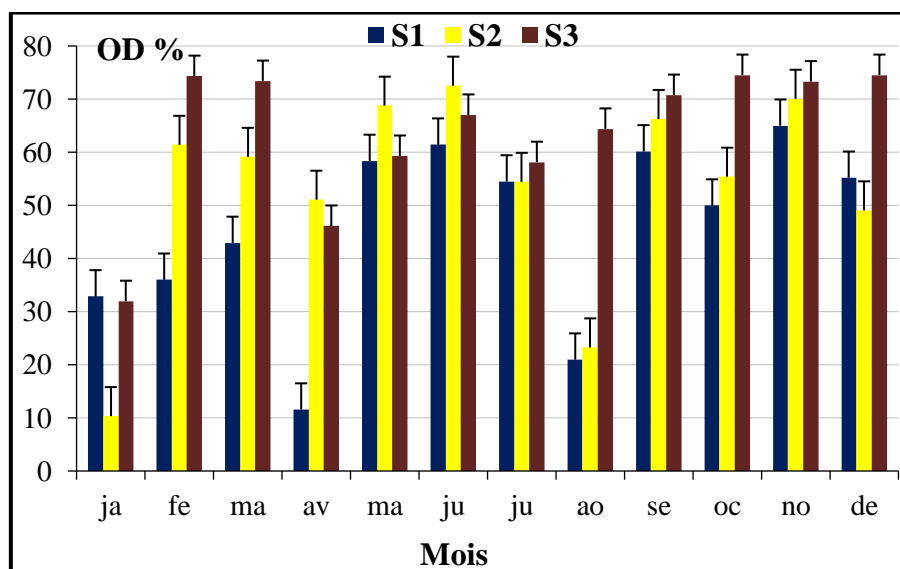


Figure 52. Variation au cours de l'année 2019 de l'oxygène dissous de l'eau de la Basse Seybouse. S1: station d'El Hadjar, S2: station de Dréan, S3: station de Chihani

1.5 Les matières en suspension

Les MES sont l'ensemble des particules minérales et/ou organiques dans une eau naturelle ou polluée (Ramade, 1998). Dans les eaux superficielles non polluées, les MES proviennent du bassin versant sous l'effet de l'érosion naturelle, des débris d'origine organique (débris végétaux...etc.) et du plancton.

Exprimée en g/l, et illustrée par la figure 53, d'une manière générale, la quantité de MES est peu variable entre les stations mais très variable au cours des saisons. En effet, l'analyse des données regroupées par saison n'indique aucune différence significative entre les trois stations pour la même saison ($P > 0,05$). Cependant, si on compare les résultats mensuellement, des différences significatives ($P < 0,05$) sont notées entre S1 et S2 en février, mars, avril, entre S1 et S3 en janvier, juin, juillet, octobre, novembre et entre S2 et S3 en décembre.

Les teneurs en MES montrent des valeurs comprises entre un minimum 0,272 g/l au mois de juin dans la station 1 et un maximum de 1,646 g/l dans la station 3 au mois de janvier. Ainsi, au cours de l'année 2019, on peut distinguer deux périodes contrastées concernant la variation des MES dans la Seybouse: une période d'étiage correspondante à la saison sèche (de mai à octobre) où les eaux sont peu chargées en MES avec des concentrations moyennes inférieures à 0,184 g/l et une période de crue (de novembre à avril) où les eaux sont chargées en MES avec des concentrations dépassant les 1,6 g/l. Ces résultats sont en parfait accord avec ceux de plusieurs auteurs (Debieche 2002; Elahcene et Remini, 2009; Keumean *et al.*, 2013...) selon lesquels l'élévation des MES peut être liée à l'intensité des précipitations qui occasionnent une érosion du bassin versant du cours d'eau et engendre un enrichissement en MES des eaux de ce cours d'eau. Comme le suggèrent Benstaali et Benayada (2017), le transport de sédiments dans les hydrosystèmes est un processus complexe et discontinu à forte variabilité spatio-temporelle. Il est lié en grande partie à l'agressivité des précipitations pouvant assurer une très forte et irrégulière mobilisation des MES. Selon ces mêmes auteurs, l'essentiel des MES est exporté lors des crues de fin d'été - début d'automne, ce qui corrobore nos résultats où les valeurs des MES augmentent brutalement dès le début de l'automne et se poursuivent jusqu'au début du printemps.

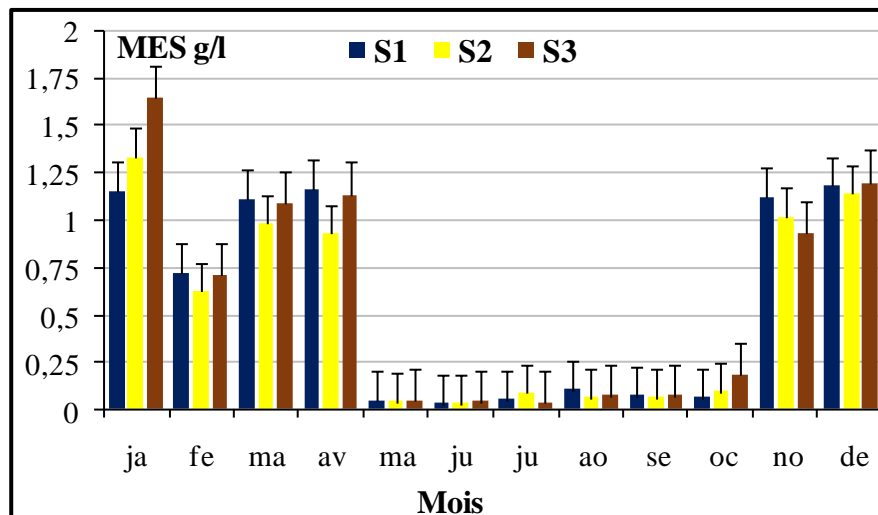


Figure 53 . Variation au cours de l'année 2019 de la quantité de matières en suspension dans l'eau de la Basse Seybouse S1: station d'El Hadjar, S2: station de Dréan, S3: station de Chihani.

1.6 L'ion ammonium

Selon De Villers *et al.* (2005), l'azote ammoniacal (NH_4^+) résulte essentiellement de la dégradation aérobie de l'azote organique (protéines, acides aminés, urée...) lequel provient en grande partie, en milieu urbain, du rejet d'eaux usées non ou insuffisamment épurées. Il peut avoir pour origine également la matière organique végétale des cours d'eau, la matière organique animale ou humaine ainsi que les rejets industriels (engrais, textiles...) (Rodier *et al.*, 2009). L'évolution du NH_4^+ dans les eaux de Oued Seybouse (Fig. 54) montre qu'il y a peu de variation entre les stations 1 et 2 tout au long de l'année. Une tendance à la baisse est perceptible dès le mois d'août jusque la fin de l'année dans la station 3. L'analyse des données regroupées par saison montre des différences très hautement significatives ($P < 0,0005$) entre S1 et S3 et significatives ($P < 0,05$) entre S2 et S3 pendant la phase automnale. Toutefois, la concentration en cet ion oscille entre un minimum de 3,51 mg/l au mois de mai dans la station 3 à un maximum de 6,78 mg/l enregistré dans la station 2 au mois de juin. La concentration minimale observée durant tous les mois de l'année d'étude est de 3,68 mg/l, 4,63 mg/l, 3,51 mg/l respectivement dans les stations 1, 2 et 3. Selon ABH (2009), l'eau de Oued Seybouse peut être qualifiée de mauvaise dans les trois stations vue que ses teneurs en ammonium dépassent le seuil généralement admis de 2 mg/l pour les eaux naturelles. Chaoui *et al.* (2013) ont également trouvé des valeurs similaires de NH_4^+ inférieures à 8 mg/l dans les eaux de la Seybouse qui traduisent un milieu assez oxydé.

Le NH_4^+ en lui-même n'est pas nuisible mais peut se transformer sous certaines conditions en ammoniac (NH_3), un gaz soluble dans l'eau et toxique pour la vie aquatique.

1.7 L'ion nitrite

L'ion nitrite (NO_2^-) est considéré comme dangereux du fait de sa toxicité pour les animaux et l'homme (Robert, 1996). Il peut avoir pour origine les rejets domestiques et industriels des villes ou communes riveraines. Dans les trois stations d'étude (Fig. 56), l'ion nitrite est présent à des concentrations variant d'un minimum de 0,22 mg/l au niveau des stations 2 et 3 à un maximum de 0,67 mg/l dans la station 1. Ce qui indique que la concentration en nitrites de l'eau de la Basse Seybouse dépasse la norme algérienne et celle de l'OMS qui est de 0,1 mg/l ((ABH, 2009; OMS, 2012). La station 1 possède les valeurs les plus élevées durant toute l'année mis à part l'exception du mois d'août. Dans les stations 2 et 3, la concentration en NO_2^- évolue de manière similaire. L'analyse des données regroupées par saison montre des différences entre S1 et S3 qui sont significatives ($P < 0,05$) en hiver, hautement significatives ($P < 0,005$) au printemps et très hautement significatives ($P < 0,0005$) en automne. Entre S1 et S2, les différences sont hautement significatives ($P < 0,005$) au printemps et en automne. Elles sont par contre non significatives entre S2 et S3 quelle que soit la saison. La figure 56 montre également la supériorité de la station 1 en cet élément par rapport aux autres stations durant presque toute l'année. En effet, les eaux résiduaires de la commune d'El Hadjar et les rejets agricoles, industriels et urbains constituent les principales sources de pollution au niveau de cette station. En revanche, il faut signaler également que les nitrites peuvent se trouver naturellement dans les eaux de rivière en raison du processus de nitrification de l'ammoniac et des nitrates (Ghazali et Zaid, 2013). Cette forme d'azote minéral, la moins oxygénée constitue un poison dangereux pour les organismes aquatiques, même à très faible concentration et sa toxicité augmente avec la température (Sevrin-Reyssacet *al.*, 1995).

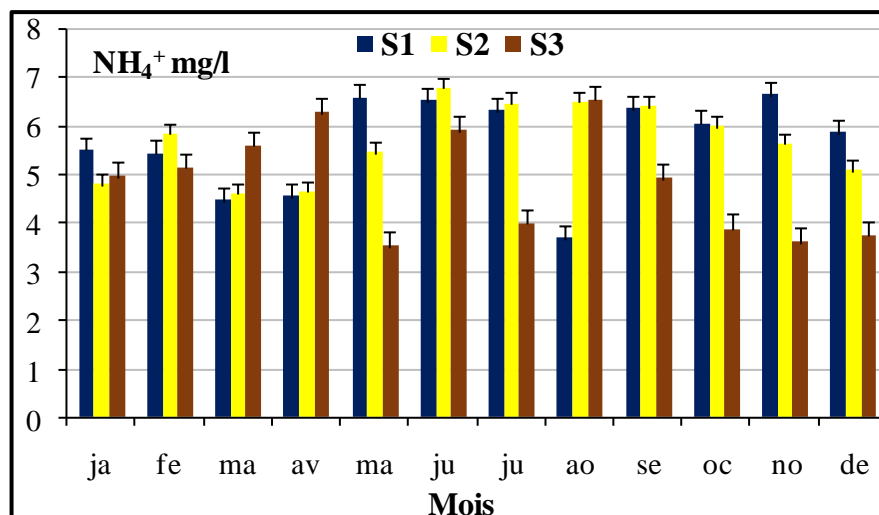


Figure 54. Variation au cours de l'année 2019 de NH_4^+ dans l'eau de la Basse Seybouse

S1: station d'El Hadjar, S2: station de Dréan, S3: station de Chihani

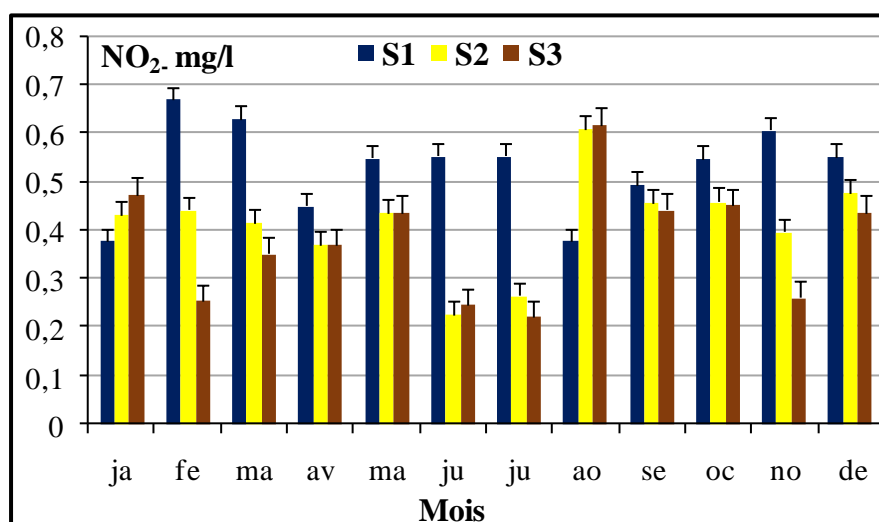


Figure 55 . Variation au cours de l'année 2019 de NO_2^- dans l'eau de la Basse Seybouse

S1: station d'El Hadjar, S2: station de Dréan, S3: station de Chihani

1.8 L'ion nitrate

Les nitrates (NO_3^-) constituent la phase finale du processus de la nitrification et représentent la forme d'azote la plus oxydée dans les eaux. Quand leur concentration devient excessive, ils constituent par conséquent un facteur de dégradation de la qualité des eaux naturelles (Abboudi *et al.*, 2014).

Le profil des nitrates évalué entre les stations par saison dans des eaux de la Basse Seybouse (Fig. 57) ne montre aucune différence significative durant les quatre saisons d'étude ($P > 0,05$). Dans l'ensemble, les valeurs les plus hautes sont enregistrées dès le mois d'août jusqu'au mois de décembre pour les trois stations. Les teneurs varient autour de 1,6 mg/l dans les trois stations au mois de juin à une moyenne de 5,5 mg/l au mois de novembre. Ce résultat rejoint celui de Belhamra (2018) qui a constaté de faibles valeurs des nitrates dans la Basse Seybouse avec une augmentation des teneurs pendant les périodes des hautes eaux. Selon ABH (2009) et ANRH (2010), ces eaux peuvent être qualifiées de bonnes par rapport à ce paramètre physico-chimique.

Les nitrates sont la forme d'azote utilisée par la plupart des espèces végétales. Ils sont présents naturellement et très mobiles dans le sol. Par conséquent, tout excès de nitrates dans le sol vis-à-vis des besoins des plantes à un moment donné, est susceptible d'être entraîné vers les eaux superficielles (ruisseaux et rivières) ou vers les nappes souterraines (Robert, 1996). Ainsi, leur augmentation dans les cours d'eau est principalement due à l'utilisation des engrais agricoles (Chapman et Kimstach, 1992). Selon Meybeck (1989), la concentration en ions nitrate des eaux souterraines et superficielles est inférieure à 1 mg/l dans les systèmes exempts d'activité humaine.

1.9 Les orthophosphates

Les orthophosphates (PO_4^{3-}) font partie des anions facilement fixés par le sol. Leur présence naturelle dans l'eau est liée aux caractéristiques des terrains traversés et à la décomposition de la matière organique.

L'évolution des orthophosphates durant l'année 2019 montre un profil assez variable (Fig. 57). L'analyse des données regroupées par saison montre des différences très hautement significatives entre S1 et S3 ($P < 0,0005$) et significatives ($P < 0,05$) entre S1 et S2 en automne. Ce résultat est confirmé par des différences significatives ($P < 0,05$) entre S1 et S3 depuis le mois de septembre jusqu'au mois de janvier.

D'une manière générale, la concentration en PO_4^{3-} dans les eaux de Oued Seybouse dépasse largement la norme algérienne pour les eaux de surface 0,5 mg/l (ANRH, 2010) et la valeur limite de 1 mg/l préconisée par El Halouani *et al.* (1993) au-delà de laquelle le phénomène d'eutrophisation pourrait se développer en affectant la qualité des écosystèmes aquatiques. Une valeur minimale de 1,82 mg/l est observée dans les trois stations et durant toute l'année, elle atteint un maximum de 4 dans les stations 2 et 3 en février et juin respectivement.

La station 1 semble la plus polluée en cet élément durant toute l'année avec une moyenne annuelle de 3,32 mg/l, suivie de la station 2 puis 3. Ainsi, la grille de qualité de l'eau de Bontoux (1993) permet de retenir qu'il existe une pollution nette par les ions phosphates dans les trois stations d'étude. Ces orthophosphates proviendraient de la décomposition de la matière organique ou des engrais chimiques utilisés dans les sols agricoles du bassin versant de Oued Seybouse. Une valeur minimale moyenne de 1,95 mg/l permanente durant toute l'année dans les trois stations proviendrait probablement d'une source permanente de phosphore qui pourrait correspondre à des rejets urbains. Cette suggestion est confirmée par Reggam *et al.* (2017) qui ont montré la relation entre la pollution de diverses stations de Oued Seybouse avec les rejets des eaux usées des agglomérations avoisinantes. En effet, d'après De Villers *et al.* (2005), les ions orthophosphates résultent de la dégradation par des bactéries des matières organiques phosphorées provenant notamment des rejets d'eaux usées (métabolisme, poudres à lessiver, industries agro-alimentaires et chimiques, etc.) et de l'utilisation des engrais phosphatés dans les champs agricoles. Or selon Payment et Robertson (2004), des concentrations supérieures à 0.5 mg/l d'orthophosphates doivent constituer un indice de pollution. Ces anions, étant assimilables par les plantes et les organismes photosynthétiques, interviennent de façon déterminante dans les phénomènes d'eutrophisation des eaux de surface (Painchaud, 1997). Simard *et al.* (1995) confirment, à leur tour, que l'utilisation de grandes quantités de phosphore sous forme de fumiers et d'engrais minéraux entraîne à long terme la saturation des sols et provoque l'enrichissement des eaux de surface des bassins agricoles.

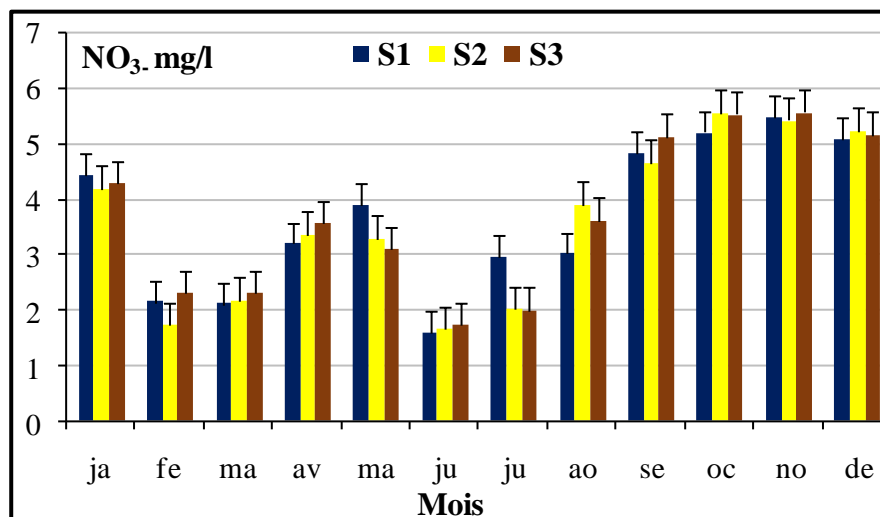


Figure 56 . Variation au cours de l'année 2019 de NO_3^- dans l'eau de la Basse Seybouse

S1: station d'El Hadjar, S2: station de Dréan, S3: station de Chihani

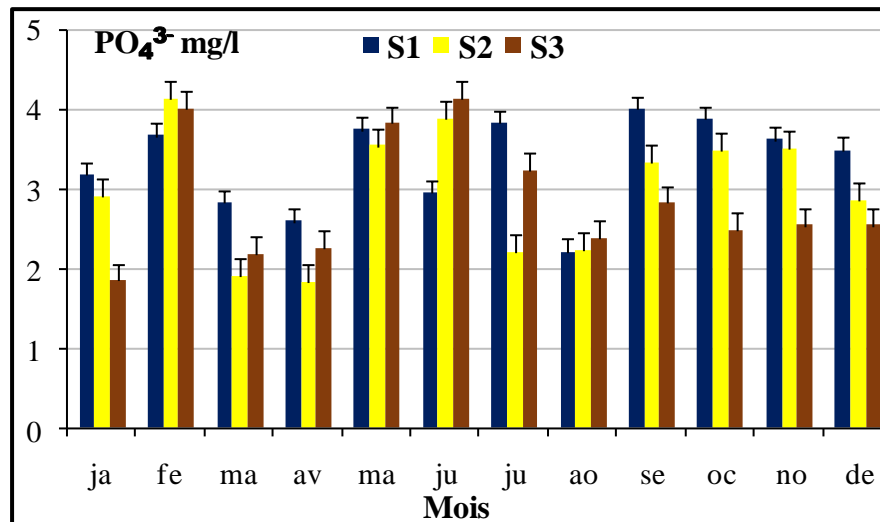


Figure 57. Variation au cours de l'année 2019 de PO_4^{3-} dans l'eau de la Basse Seybouse.

S1: station d'El Hadjar, S2: station de Dréan, S3: station de Chihani

2 Conclusion

Le suivi des paramètres physico-chimiques durant l'année 2019 fait percevoir d'une manière générale que la Basse Seybouse est affectée par une pollution multiple. Les trois stations séparées par quelques kilomètres seulement laissent apparaître des différences qualitatives de leurs eaux liées à leur agglomération et à leurs activités économiques. La station d'El Hadjar (S1) paraît la plus vulnérable en matière de dégradation de ses eaux, suivie par la station de Dréan (S2) puis celle de Chihani (S3). Ainsi, des différences significatives de pH entre ces stations sont enregistrées durant l'automne et traduisent des rejets acides pendant cette période. Les valeurs de la température, hormis celles de juillet et août, sont favorables à l'activité microbienne dans les eaux de Oued Seybouse.

L'eau est fortement minéralisée dans les trois stations. Dans la station 1, elle est la moins pourvue en oxygène dissous et la plus dotée en matières en suspension. Ce dernier paramètre est largement influencé par les saisons.

Les analyses révèlent aussi que les trois stations reçoivent des rejets urbains ou agricoles contribuant à augmenter les concentrations en ammonium, nitrites et orthophosphates susceptibles d'engendrer le phénomène d'eutrophisation et/ou d'affecter la vie animale et végétale et par conséquent la santé humaine.

Enfin, au niveau de cette séquence hydrologique, les responsabilités de la dégradation de la qualité des eaux ne sont pas toujours faciles à établir par le biais d'une telle étude. Seul un monitoring régulier sur de longues périodes, permet de prendre les dispositions nécessaires pour lutter contre les altérations possibles de cet écosystème aquatique.

3 Résultats et discussion des dosages des ETM dans l'eau de la Basse Seybouse

Rappelons que les dosages des ETM ont été réalisés par spectrométrie d'absorption atomique (SAA) au niveau du laboratoire " Ecosystèmes " et ont concerné l'eau des trois stations de la Basse Seybouse. Il est à noter que les analyses des ETM n'ont pas été réalisées sur les échantillons prélevés mensuellement comme dans le cas des analyses physico-chimiques mais vu le coût élevé de ces analyses, nous avons opté de les faire pour un mois sur deux en triplicata. Ils ont donc concerné les prélèvements des mois de janvier, mars, mai, juillet, septembre et novembre de l'année 2019. Devant les résultats obtenus dans les premières analyses et vu les teneurs non détectables par l'appareillage de certains éléments, seuls les résultats concernant les éléments suivants ont été pris en considération : Al, Mn, Cd, Co, Cu, Cr, Fe, Pb, Zn. Les teneurs obtenues ont été comparées aux teneurs normes de l'OMS et de celles de la communauté européenne (Debieche, 2002).

Le tableau 17 présente globalement les teneurs moyennes obtenues de ces éléments durant l'année 2019. La variation de chaque élément dans les trois stations est illustrée par des courbes afin de mieux voir et de comparer les concentrations entre les stations et leur évolution au cours de l'année. Une comparaison entre les moyennes des teneurs regroupées par saison de chaque élément a été réalisée au moyen du logiciel Kruskal-Wallis pour rechercher d'éventuelles différences significatives entre les stations et aussi entre les saisons au sein de la même station.

Tableau 17. Teneurs moyennes des éléments traces métalliques en mg/l dosés par SAA dans les eaux de la Seybouse aux mois de janvier (1), mars (3), mai (5), juillet (7), septembre (9) et novembre (11) de l'année 2019.

Elément	Mn mg/l	Cu mg/l	Fe mg/l	Al mg/l	Co mg/l	Pb mg/l	Cr mg/l	Zn mg/l	Cd mg/l
Normes	0,05 mg/l	1 mg/l	0,2 mg/l	0,2 mg/l	5 mg/l	0,05 mg/l	0,05 mg/l	5 mg/l	0,005 mg/l
S1-1	0,014±0,005	0,032±0,008	0,014±0,008	0,857±0,051	0	0,041±0,001	0	0	0
S2-1	0,013±0,002	0,034±0,0103	0,01±0,001	0,949±0,019	0,026±0,005	0,019±0,007	0	0	0
S3-1	0,01±0,002	0,033±0,011	0,017±0,000	1,024±0,006	0,027±0,009	0	0	0	0
S1-3	0,007±0,001	0,035±0,007	0,006±0,000	0,505±0,028	0,012±0,000	0	0	0	0
S2-3	0,014±0,001	0,028±0,004	0,007±0,001	0,654±0,065	0,023±0,001	0	0	0	0
S3-3	0,008±0,000	0,030±0,004	0	0,724±0,038	0	0	0	0	0
S1-5	0,0076±0,001	0,036±0,002	0,01±0,005	0,190±0,061	0,012±0,001	0	0	0	0
S2-5	0,006±0,001	0,03±0,009	0,013±0,006	0,233±0,044	0,025±0,009	0	0	0	0
S3-5	0,004±0	0,039±0,005	0,006±0,001	0,224±0,044	0	0	0	0	0
S1-7	0,009±0,002	0,033±0,008	0	0,288±0,014	0,02±0,013	0	0	0	0
S2-7	0,008±0,004	0,035±0,003	0	0,27±0,017	0,02±0,010	0	0	0	0
S3-7	0,005±0,001	0,041±0,002	0	0,313±0,049	0,014±0	0	0	0	0
S1-9	0,021±0,001	0,041±0,007	0	0,361±0,033	0,015±0,001	0	0	0	0
S2-9	0,013±0,000	0,032±0,007	0	0,449±0,020	0,019±0,004	0	0	0	0
S3-9	0,016±0,003	0,029±0,011	0	0,489±0,015	0,022±0,008	0	0	0	0
S1-11	0,02±0,003	0,033±0,003	0,035±0,009	0,406±0,068	0,049±0,006	0,354±0,018	0	0	0
S2-11	0,013±0,002	0,018±0,001	0,023±0,005	0,345±0,055	0,056±0,006	0,279±0,013	0	0	0
S3-11	0,014±0,000	0,038±0,002	0,044±0,012	0,315±0,004	0,047±0,004	0,275±0,011	0	0	0

S1 : station d'El-Hadjar, S2 : station de Dréan, S3 : station de Chihani, Normes directives CE

3.1 Variation spatio-temporelle du manganèse dans la basse Seybouse durant l'année 2019.

Dans la nature, le manganèse (Mn) se trouve dans les roches magmatiques, métamorphiques et sédimentaires. Ses caractéristiques principales sont résumées dans l'encadré 3.

Encadré 3. Caractéristiques principales du manganèse

Formes et Sources de Mn	Utilisations	Effet sur l'environnement et la santé
Mn est lié aux industries métallurgique, électrique et chimique. Dans les eaux, il est essentiellement sous sa forme Mn^{2+} . Il provient aussi de la combustion des fluides fossiles. Se trouve naturellement dans la plupart des aliments et il peut être ajouté à certains d'entre eux.	Il est utilisé dans les alliages, les carburants et les batteries, dans la production d'acier pour en améliorer la dureté, la rigidité et la résistance. On peut également l'utiliser comme additif dans l'essence.	La principale exposition au Mn est son ingestion dans les aliments ou comme supplément des nutriments contenant du Mn. Son excès engendre des changements du comportement et des troubles du système nerveux, notamment le ralentissement des mouvements avec l'apparition de maladies. Il est responsable de symptômes semblables à Parkinson (Guillarte, 2010).

L'évolution des teneurs en manganèse de l'eau de la Basse Seybouse durant l'année 2019 est illustrée par la figure 59. Indépendamment des valeurs enregistrées, notons la tendance à l'augmentation du manganèse dès le mois de juillet dans les trois stations pour atteindre les valeurs maximales en septembre (respectivement 0,021 mg/l pour S1, 0,013 pour S2 et 0,016 pour S3) lesquelles ont quadruplé dans S1, triplé dans S3 et plus que doublé dans S2, une légère diminution est observée en novembre. En effet, l'analyse statistique effectuée selon les saisons montre des différences significatives ($P < 0,05$) entre le printemps et l'automne dans les stations S1 et S3 et également entre les stations S1 et S3 durant les mêmes saisons. Partout ailleurs, les différences ne sont pas significatives (Tab. 18). Les valeurs minimales comprises entre 0,004 et 0,007 mg/l sont enregistrées au mois de mai dans les trois stations. Cette constatation est également observée par Belabed (2017) lequel enregistre des doses plus notables dans une station de la Seybouse située plus en aval après l'embouchure de cette dernière avec Oued Meboudja et dont il attribue l'origine aux eaux polluées de cet oued.

Les moyennes bimensuelles tout comme la moyenne annuelle de chaque station sont inférieures à la norme OMS et CE qui est de 0,05 ppm pour les eaux de surface et les eaux d'irrigation. Debieche (2002) a relevé des valeurs nulles pour cet élément.

De ce fait, l'eau des trois stations de la Seybouse durant l'année 2019 ne présente pas de danger pour cet élément ni pour les organismes qui y vivent ni pour les cultures ou les plantes des contrées environnantes de ces stations. Le manganèse est un oligo-élément nécessaire au développement des organismes lorsqu'il ne dépasse pas le seuil admis.

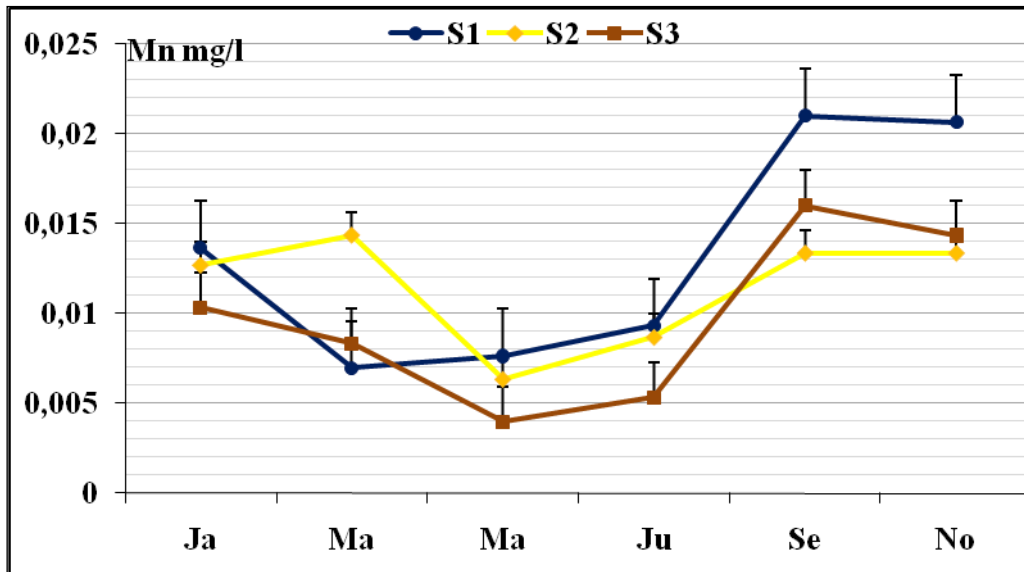


Figure 58. Evolution bi-mensuelle du manganèse dans la Basse Seybouse durant l'année 2019.

S1: Station d'El Hadjar, S2: Station de Dréan, S3: Station de Chihani

Tableau 18. Comparaison des teneurs en Mn selon les stations et les saisons durant l'année 2019

Stations Saisons	S1	S2	S3
Hiver	0,013 ± 0,003 a AB	0,007 ± 0,000 a A	0,009 ± 0,001 a AB
Printemps	0,020 ± 0,001 a A	0,012 ± 0,001 ab A	0,006 ± 0,000 b A
Eté	0,008 ± 0,002 a AB	0,013 ± 1,001 a A	0,010 ± 0,001 a AB
Automne	0,004 ± 0,000 a B	0,005 ± 0,000 ab A	0,014 ± 0,000 b B

Les lettres minuscules différentes indiquent une différence significative entre les stations. Les lettres majuscules différentes indiquent une différence significative entre les saisons dans chaque station

3.2 Variation spatio-temporelle du cuivre dans la basse Seybouse durant l'année 2019.

Le cuivre est naturellement présent dans la croûte terrestre, l'encadré 4 donne un aperçu sur ses caractéristiques principales.

Encadré 4. Caractéristiques principales du cuivre

Formes et Sources de Cu	Utilisations	Effet sur l'environnement et la santé
Cu provient de l'érosion, du volcanisme et de la végétation mais surtout des apports anthropiques. Il est essentiel au développement de la vie sur Terre. Le plus ancien métal utilisé par l'homme (7000 ans) mais se rencontre surtout sous forme de sulfures CuS et Cu ₂ S. Ses propriétés physiques reconnues sont la malléabilité, la conductivité et la résistance à la corrosion.	Métallurgie, industries du bois, incinération des ordures ménagères, combustion de charbon, fabrication de fertilisants. Dans les équipements électriques et électroniques, les radiateurs d'ordinateurs, les tubes à vide et à rayons cathodiques. En architecture : toitures, paratonnerres, déchets résidentiels (câbles électriques). Instruments de musique, bijoux, Matériels de médecine, de cuisine...	A très faible dose, Cu est un oligo-élément indispensable au fonctionnement de l'organisme. De fortes doses produisent des dommages irréversibles aux reins et au foie et entraînent la mort. Maladies neuro-dégénératives (Abdel-Mageed, 1990). Peut être écotoxique même à faibles doses, surtout pour certains organismes aquatiques et pour les mousses et lichens, pour les plantes et les algues à des niveaux modérés.

L'évolution du cuivre exprimée par la figure 60 ne montre pas de grandes variations ni dans le temps ni entre les stations. L'analyse saisonnière (Tab. 19) ne révèle aucune différence significative entre les trois stations. En effet, dans les trois stations, on observe une évolution très lente presque en plateau allant d'un minimum de 0,018 mg/l pour la station 2 à un maximum de 0,041 mg/l pour la station 3. La moyenne annuelle pour les trois stations ne dépasse pas 0,033 mg/l. Elle est bien éloignée de la valeur limite de l'OMS et aussi de la CE qui est de 1 mg/l. Debieche en 2002 avait obtenu des valeurs encore plus faibles ne dépassant pas 0,02 mg/l dans la basse Seybouse, Derradji (2005) a également obtenu des concentrations faibles localisées à Dréan avec 0,0005 mg/l et Chihani avec 0,0003 mg/l. En revanche, Belabed (2017) a relevé des valeurs certes plus élevées mais qui ne dépassent pas les 0,2 mg/l et qui donc restent inférieures aux normes admises. Comme eau de surface ou comme eau d'irrigation, l'eau des trois stations de la Seybouse pour le cuivre ne présente pas de danger pour les organismes qui y vivent et même pour les cultures des terrains avoisinants.

Selon Belabed (2017), dans les eaux, le cuivre provient pour la majeure partie de l'érosion des sols par les cours d'eau (68%), de la contamination par le sulfate de cuivre (13%) et des rejets d'eaux usées qui, même après traitement, contiennent encore du cuivre. En zone méditerranéenne, l'importance du ruissellement et de l'érosion est susceptible d'augmenter les transferts des produits phytosanitaires à base de cuivre vers les eaux superficielles.

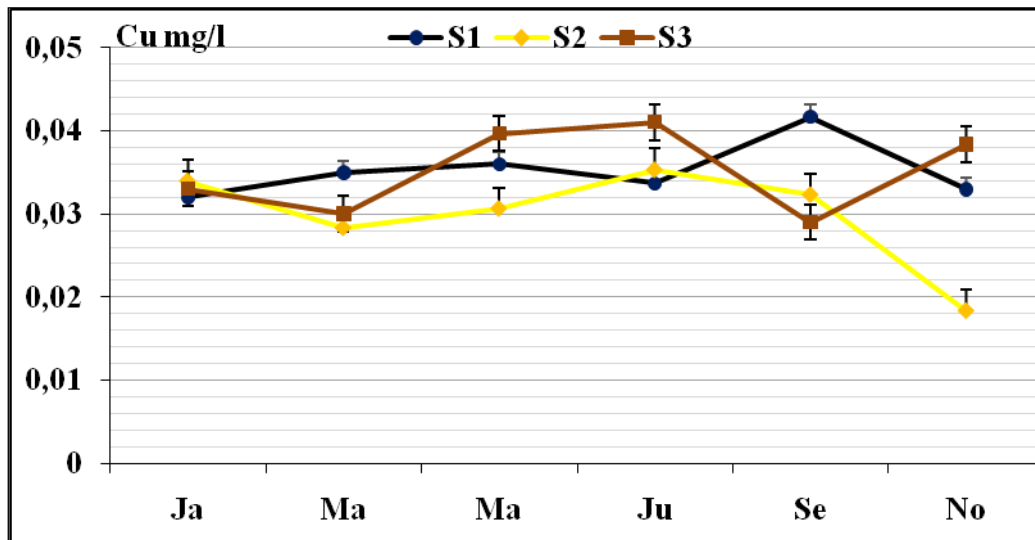


Figure 59. Evolution bimensuelle du cuivre dans la Basse Seybouse durant l'année 2019.

S1: Station d'El Hadjar, S2: Station de Dréan, S3: Station de Chihani

Tableau 19. Comparaison des teneurs de Cu selon les stations et les saisons durant l'année 2019

Stations Saison	S1	S2	S3
Hiver	0,032 ± 0,0005 a A	0,0365 ± 0,001 a AB	0,033 ± 0,004 a A
Printemps	0,033 ± 0,002 a A	0,034 ± 0,006 a AB	0,030 ± 0,005 a A
Eté	0,035 ± 0,002 a A	0,018 ± 0,000 a A	0,033 ± 0,006 a A
Automne	0,039 ± 0,003 a A	0,041 ± 0,001 a B	0,038 ± 0,001 a A

Les lettres minuscules différentes indiquent une différence significative entre les stations. Les lettres majuscules différentes indiquent une différence significative entre les saisons dans chaque station

3.3 Variation spatio-temporelle du fer dans la Basse Seybouse durant l'année 2019

Le Fer est le quatrième élément dans l'écorce terrestre et le premier parmi les métaux lourds. L'encadré 5 en résume les principales caractéristiques.

Encadré 5. Caractéristiques principales du fer

Formes et Sources de Fe	Utilisations	Effet sur l'environnement et la santé
Fe se trouve essentiellement sous deux valences, Fe^{2+} et Fe^{3+} . Dans la nature, il est associé aux sulfures dans des minerais tels que l'hématite ou les minéraux silicatés. C'est un composant de l'acier et de la fonte. Il s'oxyde facilement. Il est ingéré et impliqué dans la synthèse de l'hémoglobine, la production d'enzymes intervenant dans la respiration et la synthèse de l'ADN.	Il est utilisé en industrie de chimie lourde (ammoniac, essence, lubrifiants...), industries du bâtiment, des transports, du textile, des peintures, des cosmétiques (pigments), de l'agro-alimentaire (colorants E172), dans la purification de l'eau, en agriculture (insecticides), en imagerie médicale, l'industrie high-tech (composants électroniques).	Elément essentiel à la vie car il véhicule dans le sang l'oxygène essentiel au développement du cerveau humain. L'exposition au fer est surtout alimentaire. Un surdosage est néanmoins nocif et peut mener à des acidoses métaboliques, de l'hypo ou hyperglycémie et des nécroses (Baranwal et Singhi, 2003).

Les teneurs en fer de l'eau de la Basse Seybouse présentées dans la figure 61 sont très faibles. Elles sont quasiment nulles de juillet à septembre pour les trois stations et augmentent légèrement en novembre dans les trois stations pour atteindre les valeurs maximales de 0,035, 0,023 et 0,044 mg/l respectivement pour S1, S2 et S3. Ce résultat rejoint celui de Belabed (2017) qui a observé cette augmentation particulièrement pendant l'été. Notons aussi que la moyenne annuelle pour les trois stations ne dépassent pas la valeur de 0,01 mg/l, ce qui est inférieur à la norme (CE) pour les eaux de surface et d'irrigation qui est de 0,2 mg/l. Debieche (2002) a également relevé des valeurs nulles en fer dans la Seybouse, il pense que dans les eaux bien aérées, les concentrations en fer et aussi en manganèse peuvent provenir du lessivage des argiles. Bien au contraire, dans la Basse Seybouse, en aval de l'embouchure de la Seybouse avec Oued Meboudja, Belabed (2017) a relevé des teneurs supérieures aux valeurs guide toute l'année à l'exception de la période printanière. Il a enregistré des teneurs allant jusqu'à 2,5 ppm particulièrement durant la période estivale. Il pense que la présence de fer dans ces plans d'eau aurait une origine naturelle, par dissolution superficielle des roches, mais surtout anthropique du fait de l'importance des rejets industriels émis dans l'atmosphère par l'industrie sidérurgique (ArcelorMittal), sous forme de fumées rousses d'oxyde de fer qui retombent à la surface de la terre avec les pluies.

Ce même auteur a travaillé surtout dans des sites plus proches des sites industriels dont la Seybouse charrie les retombées polluantes et aussi de Oued Meboudja affluent de la Seybouse alors que nos

stations sont situées beaucoup plus en amont au niveau de la plaine plutôt agricole que industrielle d'où les valeurs faibles des métaux polluants.

Il est à souligner que même si les teneurs en fer sont faibles et que les valeurs ne diffèrent pas significativement entre les stations, il existe tout de même des différences significatives ($P < 0,05$) entre les teneurs enregistrées au printemps et en été dans la station 1 et entre l'été et l'automne dans la station 2 et entre l'hiver et l'automne dans la station 3 (Tab. 20).

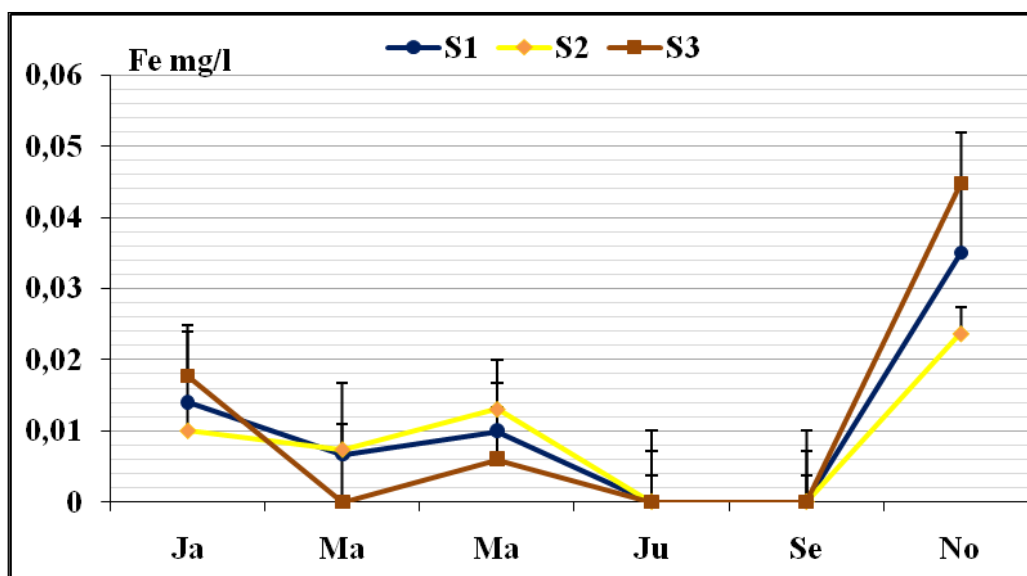


Figure 60. Evolution bimensuelle du fer dans la Basse Seybouse durant l'année 2019

S1: Station d'El Hadjar, S2: Station de Dréan, S3: Station de Chihani

Tableau 20. Comparaison des teneurs de Fe selon les stations et les saisons durant l'année 2019

Stations \ Saisons	S1	S2	S3
Hiver	0,014 ± 0,005 a AB	0,010 ± 0,003 a AB	0,000 ± 0,000 a A
Printemps	0,035 ± 0,005 a A	0,010 ± 0,001 a AB	0,013 ± 0,003 a AB
Été	0,000 ± 0,000 a B	0,023 ± 0,003 a A	0,017 ± 0,000 a AB
Automne	0,006 ± 0,001 ab AB	0,000 ± 0,000 a B	0,044 ± 0,007 b B

Les lettres minuscules différentes indiquent une différence significative entre les stations. Les lettres majuscules différentes indiquent une différence significative entre les saisons dans chaque station

3.4 Variation spatio-temporelle de l'aluminium dans la Basse Seybouse durant l'année 2019

Un bref aperçu des caractéristiques principales de l'aluminium est donné dans l'encadré 6.

Encadré 6. Caractéristiques principales de l'aluminium

Formes et Sources de Al	Utilisations	Effet sur l'environnement et la santé
3 ^{ème} élément le plus abondant dans la croûte terrestre, Al provient de l'altération des alumino-silicates comme les feldspaths, micas et amphiboles ou combiné avec d'autres éléments tels que le sodium, le potassium, le fer, le calcium et le magnésium. Dans l'eau, la forme Al ³⁺ à pH < à 4. Il existe environ 250 minéraux renfermant Al (Drozdov, 2007).	Al est utilisé en Industrie aéronautique, automobile, ferroviaire et pétrochimique. Dans la construction car léger et résistant à l'oxydation. Dans le domaine électrique, l'emballage (boissons surtout), dans le traitement de l'eau, les colorants.	Dans un sol acide, l'aluminium peut être soluble et il possède alors une forte activité biocide. Maladie d'Alzheimer (Nayak, 2002). En excès dans le sol, ils'accumule dans les plantes ou perturbe leur nutrition phosphatée car a des composés insolubles avec les phosphates. (Drozdov, 2007).

Les teneurs d'Al dans les trois stations d'étude sont illustrées par la figure 62. Les courbes représentant les trois stations sont très similaires aussi bien dans leurs teneurs bimensuelles respectives en Al que dans leur évolution au cours de l'année 2019. Cependant, l'analyse statistique saisonnière (Tab. 21) fait ressortir des différences significatives ($P < 0,05$) entre les stations 1 et 2 en hiver, entre S2 et S3 au printemps et entre S1 et S3 en été. Des différences significatives existent également au sein de la station 1 entre les valeurs enregistrées en hiver et celles de l'automne, dans la station 2 entre l'hiver et le printemps et dans la station 3 entre le printemps et l'été. Les courbes presque parallèles (excepté pour S3 en novembre) traduisent une pollution par l'aluminium durant toute l'année pour les trois stations avec une teneur moyenne de 0,5 mg/l qui dépasse la valeur norme OMS et CE qui est de 0,2 mg/l. Les concentrations en cet élément atteignent les maximas de 0,85, 0,94 et 1,02 mg/l respectivement dans S1, S2 et S3 au mois de janvier, ce qui est assez élevé par rapport aux normes. Elles diminuent ensuite jusqu'à atteindre un minimum moyen de 0,21 mg/l qui est toujours au dessus de la norme pour les trois stations au mois de mai. Khaled-Khodja *et al.* (2018) a également relevé des teneurs dépassant les normes en période hivernale mais très faibles en période printanière.

La teneur de l'aluminium dans les trois station notamment durant la période hivernale serait due à des rejets industriels ou bien elle serait liée à la dissolution des ions aluminium à partir des feuillets argileux pendant la période des averses comme le stipule Debieche (2002).

Devergne *et al.* (2022) affirment que l'aluminium est un polluant méconnu mais pas sans conséquence. En effet, il est reconnu pour sa forte toxicité sur les organismes aquatiques en raison notamment de sa dissolution dans l'eau qui va créer des composés toxiques « biodisponibles », c'est-à-dire en capacité d'affecter ces organismes. De plus, il peut s'accumuler dans leurs tissus. Ainsi, la libération d'Al dans l'environnement semble trouver sa source dans une multitude d'activités anthropiques. Botté *et al.* (2022) suggèrent deux raisons de l'augmentation de l'aluminium dans les milieux aquatiques; la première est que les rejets de gaz à effet de serre contribuent à augmenter les effets de ce métal sur ces milieux, en effet, le dioxyde de carbone (CO₂) que nous émettons dans l'atmosphère est absorbée par les eaux de surface, il réagit avec l'eau et entraîne une acidification progressive des milieux aquatiques qui à son tour amplifie la dissolution des métaux dans l'eau. Ainsi, le phénomène de dissolution de l'aluminium prend de l'ampleur, ce qui augmente sa biodisponibilité dans les milieux aquatiques, et amplifie l'exposition du vivant à ce métal.

La seconde raison vient du changement climatique en lui-même. Avec l'augmentation de la température, l'Al prend différentes formes plus toxiques pour les poissons et les invertébrés.

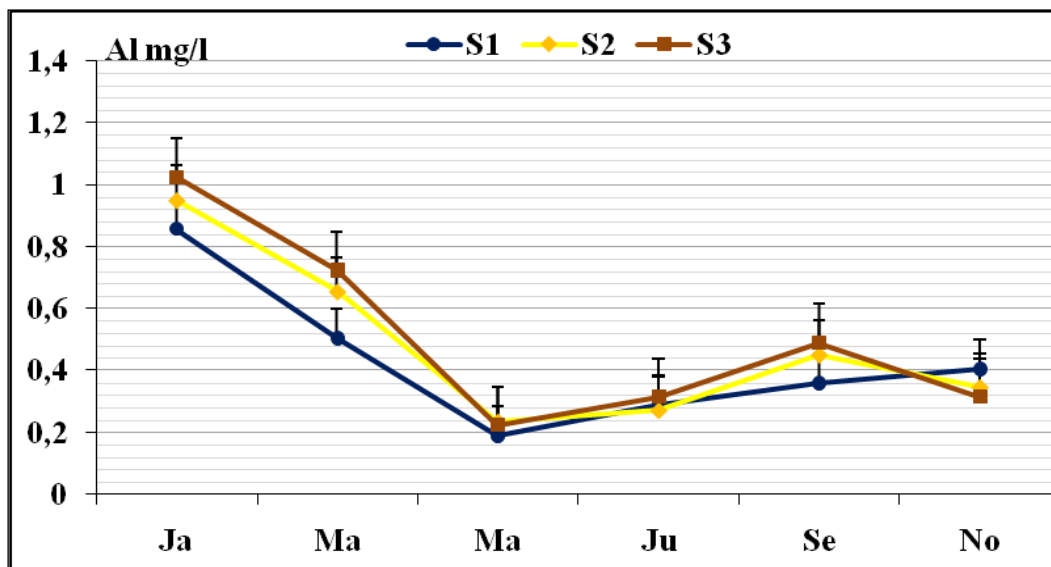


Figure 61. Evolution bimensuelle de l'aluminium dans la Basse Seybouse durant l'année 2019.

S1: Station d'El Hadjar, S2: Station de Dréan, S3: Station de Chihani

Tableau 21. Comparaison des teneurs en Al dans la Basse Seybouse durant l'année 2019

Stations Saisons	S1	S2	S3
Hiver	0,857 ± 0,02 a A	0,190 ± 0,03 b A	0,288 ± 0,008 ab AB
Printemps	0,406 ± 0,03 ab AB	0,949 ± 0,01 a B	0,233 ± 0,02 b A
Été	0,270 ± 0,01 a AB	0,345 ± 0,03 ab AB	1,024 ± 0,003 b B
Automne	0,224 ± 0,02 a B	0,313 ± 0,02 a AB	0,315 ± 0,002 a AB

Les lettres minuscules différentes indiquent une différence significative entre les stations. Les lettres majuscules différentes indiquent une différence significative entre les saisons dans chaque station

3.5 Variation spatio-temporelle du cobalt dans la Basse Seybouse durant l'année 2019.

Le cobalt se trouve naturellement dans l'air, l'eau, les roches, les plantes et les animaux. Ses caractéristiques principales sont données dans l'encadré 7.

Encadré 7. Caractéristiques principales du cobalt

Formes et Sources de Co	Utilisations	Effet sur l'environnement et la santé
Co est un oligo-élément essentiel à faible dose. C'est aussi un constituant de la vitamine B12. Il est émis par les centrales nucléaires, thermiques, les échappements des véhicules, les incinérateurs et les activités industrielles liées à l'extraction du minerai et aux processus d'élaboration du cobalt.	Applications industrielles sous forme de métal ou d'oxydes, sulfate, sulfure, chlorure. C'est un composant d'alliages en industries aéronautique électrique et automobile, d'aimants permanents, d'outils de coupe, de prothèses chirurgicales, de fertilisants agricoles et d'additifs alimentaires pour animaux. Les sels de cobalt sont employés comme pigments (verre, céramiques, peintures, vernis).	Provoque asthme et pneumonie en respirant l'air ou en ingérant l'eau ou des aliments contenant du Co. Exposition aussi par contact de la peau avec une eau contaminés. Peut s'accumuler dans les plantes et les animaux. A doses élevées, l'exposition chronique au Co oralement entraîne des effets respiratoires, rénaux, oculaires, cardio-vasculaires, gastro-intestinaux, hématologiques, thyroïdiens, hépatiques, musculaire (Web. 19)

Les teneurs en cobalt dans la Basse Seybouse (Fig. 63) sont variables d'une station à l'autre pendant la période allant de janvier au mois de mai puis ont tendance à se rapprocher dès le mois de juin. Elles atteignent un maximum moyen de 0,05 mg/l au mois de novembre. Ce maximum reste assez faible et ne dépasse guère la norme admise qui est de 5 mg/l pour cet élément. Au niveau de la station 2, les teneurs oscillent entre 0,2 et 0,26 mg/l jusqu'au mois de septembre puis avec un léger pic de 0,56 mg/l en novembre sans jamais atteindre le niveau nul comme c'est le cas de la station 1 en janvier et la station 3 de mars à mai. Ainsi, dans S1, les teneurs en Co diffèrent significativement ($P < 0,05$) entre celles enregistrées au printemps et l'automne (Tab. 22) et dans S2 entre l'hiver et l'automne. Aussi, les variations spatiales ne sont pas significatives entre les stations sauf entre S1 et S3 en automne.

Peu de pulcation existe dans les eaux de surface de l'est algérien, de ce fait il est difficile de comparer nos résultats à d'autres travaux.

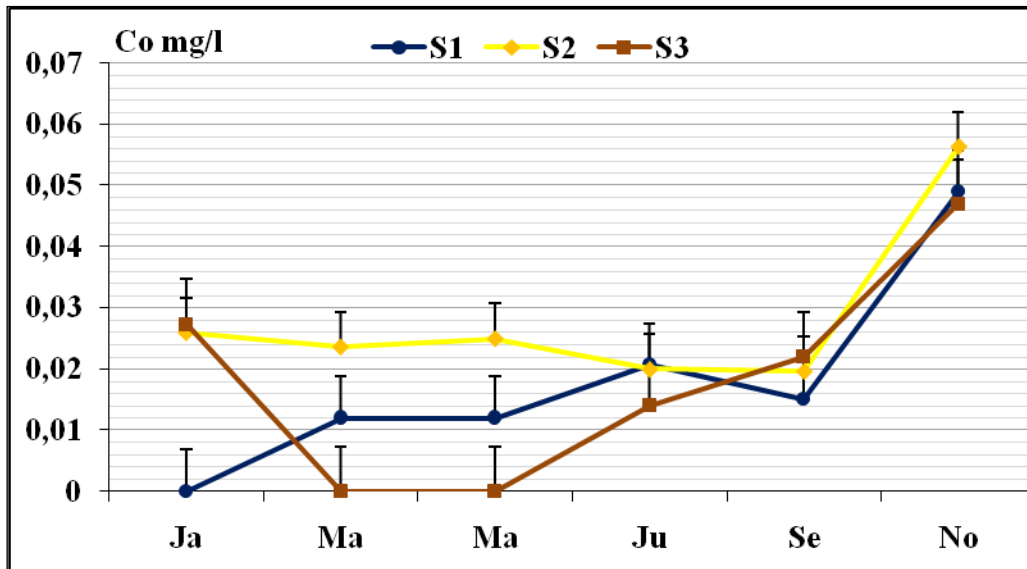


Figure 62. Evolution bimensuelle du cobalt dans la Basse Seybouse durant l'année 2019.

S1: Station d'El Hadjar, S2: Station de Dréan, S3: Station de Chihani

Tableau 22. Comparaison des teneurs en Co dans la Basse Seybouse durant l'année 2019

Stations Saisons	S1	S2	S3
Hiver	0,012 ± 0,000 a AB	0,012 ± 0,000 a A	0,020 ± 0,007 a A
Printemps	0,049 ± 0,003 a A	0,026 ± 0,003 a AB	0,025 ± 0,005 a AB
Eté	0,020 ± 0,006 a AB	0,056 ± 0,003 a B	0,027 ± 0,005 a A
Automne	0,000 ± 0,000 a B	0,014 ± 0,000 ab AB	0,047 ± 0,002 b A

Les lettres minuscules différentes indiquent une différence significative entre les stations. Les lettres majuscules différentes indiquent une différence significative entre les saisons dans chaque station

3.6 Variation spatio-temporelle du plomb dans la basse Seybouse durant l'année 2019

Le plomb est présent dans la croûte terrestre et dans tous les compartiments de la biosphère. L'encadré 8 résume ses caractéristiques principales.

Encadré 8. Les caractéristiques principales du plomb.

Formes et Sources de Pb	Utilisations	Effet sur l'environnement et la santé
Pb se présente sous forme de carbonate, sulfure ou phosphate. Il a pour sources l'extraction, le traitement des minerais, la métallurgie, la sidérurgie, la combustion de charbon, de carburants. Les ruissellements sur les toitures et les chaussées. Sa présence dans l'environnement a fortement diminué ces dernières années.	Il est utilisé en métallurgie, sidérurgie, traitement des minerais, dans les vieillescanalisations, carburants, batteries, gaines de câbles, comme alliage pour la soudure, la fabrication des pigments. L'oxyde de plomb est ajouté à du verre pour former le cristal.	Peut être absorbé par inhalation, ingestion ou passage percutané. Touche le plus les enfants. Empêche la synthèse de l'hémoglobine, perturbe le système nerveux (saturnisme) (De Burbure <i>et al.</i> , 2005). Il fait partie des contaminants les plus toxiques de l'environnement. Très toxique pour les amphibiens et nombreux invertébrés, et pour la flore aquatique des eaux douces.

En observant la figure 64, on peut constater facilement combien les teneurs en plomb évoluent de manière similaire dans les trois stations de la basse Seybouse au cours de l'année 2019. En effet, le plomb est détecté en janvier dans S1 et S2 avec des teneurs inférieures à la norme fixée par la CE à 0,05 mg/l puis dès janvier pour S3 et dès le mois de mars pour S1 et S2 jusqu'au au mois de septembre, ces teneurs deviennent quasiment nulles. En revanche, au mois de novembre, ces teneurs sont multipliées par 7, 5,8 et 5,4 fois respectivement dans S1, S2 et S3. En effet, les valeurs enregistrées de 0,35, 0,29 et 0,27 mg/l dans ces mêmes stations respectivement sont largement supérieures à la norme guide. La comparaison entre les saisons (Tab. 23) fait ressortir des différences significatives ($P < 0,05$) entre l'automne et le printemps dans S1 et entre l'automne et l'hiver et avec l'été également dans S2 et entre l'automne et les trois autres saisons dans S3. La comparaison entre les stations révèle également des différences significatives ($P < 0,05$) entre S1 et les deux autres stations en hiver, entre S1 et S3 au printemps, entre S1 et S2 en été et entre S1 et S3 en automne. Ainsi pendant l'automne, la pollution par le Pb dans les trois stations est nette. Cette élévation significative de la concentration en plomb de la période automnale serait liée aux précipitations qui pendant cette période de l'année peuvent être importantes. En effet, il est reconnu que les pluies peuvent être des vecteurs d'enrichissement des eaux de surface en plomb car le plomb est classé parmi les agents de pollution atmosphérique (Cabridenc *et al.*, 1994).

Ces mêmes auteurs ont montrés aussi que les engrais phosphatés pouvaient contenir de 3.5 mg/kg à 92 mg/kg de plomb. Vu les valeurs très proches obtenues dans les trois stations, nous pensons

que ces dernières sont affectées par la même source de pollution qui est sans doute la pollution aérienne provenant du complexe sidérurgique (ArcelorMittal) puisque c'est la station 1 localisée à El Hadjar qui en est la plus proche et la plus contaminée suivie de celle de Dréan puis de Chihani. Les rejets domestiques des communes avoisinantes et les ruissellements peuvent également enrichir les eaux de la Seybouse par cet élément. En revanche Belabed (2017) a enregistré des valeurs 20 à 30 fois supérieures à la valeur limite durant les trois autres saisons et attribue cette pollution aux rejets industriels de certaines usines implantées en amont de Oued Meboudja (affluent de la Basse Seybouse) comme sources polluantes de la plaine d'Annaba.

Les possibilités de pollution par le plomb sont extrêmement variées (Rodier *et al.*, 2009). Bien qu'il ne soit pas très mobile dans le sol, le plomb peut aboutir dans les eaux superficielles à la suite de l'érosion de particules de sol contenant du plomb ou du déversement de déchets contenant des produits à base de plomb. C'est l'addition de plomb aux essences qui est majoritairement responsable de sa dissémination dans l'environnement (UNEP, 2010). En effet, les échantillonnages de l'eau de la Seybouse sont fait à partir des ponts où le trafic routier est assez important, donc les teneurs en plomb élevées enregistrées au niveau des trois stations pourraient provenir du carburant des automobiles souvent chargé en plomb.

Aussi la nature sableuse, pauvre en humus et en argile des sols de la basse plaine de la Seybouse ainsi que la violence des précipitations intensifient le lessivage des polluants agricoles vers les eaux superficielles et ainsi augmentent les teneurs en plomb de l'eau de la rivière.

D'après UNEP (2010), le plomb est un métal lourd, toxique même à des niveaux très faibles d'exposition, qui entraîne des effets aigus et chroniques sur la santé humaine. il est aussi toxique pour les plantes, les animaux et les micro-organismes et s'accumule dans la plupart des organismes vivants.

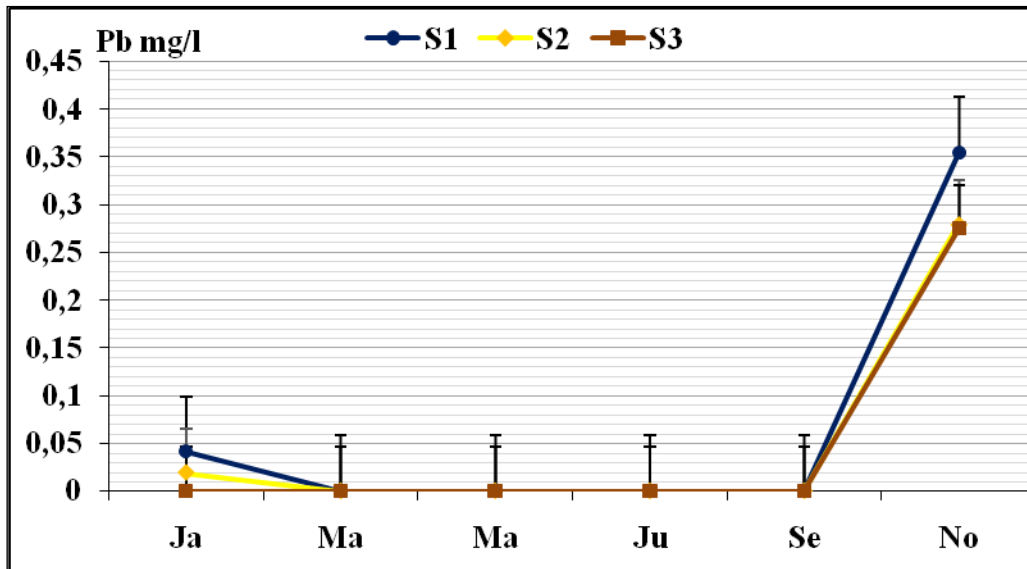


Figure 63. Evolution bimensuelle du plomb dans la Basse Seybouse durant l'année 2019.

S1: Station d'El Hadjar, S2: Station de Dréan, S3: Station de Chihani

Tableau 23. Comparaison de la teneur en plomb dans les trois stations de la Seybouse durant l'année 2019

Stations Saisons	S1	S2	S3
Hiver	0,041 ± 0,001 a AB	0,000 ± 0,000 b A	0,000 ± 0,000 b A
Printemps	0,354 ± 0,01 a A	0,019 ± 0,004 ab AB	0,000 ± 0,000 b A
Eté	0,000 ± 0,000 a B	0,279 ± 0,0076 b B	0,000 ± 0,000 a A
Automne	0,000 ± 0,000 a B	0,000 ± 0,000 a A	0,275 ± 0,006 b B

Les lettres minuscules différentes indiquent une différence significative entre les stations. Les lettres majuscules différentes indiquent une différence significative entre les saisons dans chaque station

3.7 Variation spatio-temporelle du chrome dans la basse Seybouse durant l'année 2019

Le Cr (III) est un oligo-élément essentiel pour l'homme. Ses caractéristiques essentielles sont données dans l'encadré 9.

Encadré 9. Les caractéristiques principales du chrome

Formes et Sources du Cr	Utilisations	Effet sur l'environnement et la santé
Seules les formes réduites trivalentes Cr (III) ou oxydées hexavalentes Cr (VI) se rencontrent à l'état naturel. Il est connu pour sa résistance à la corrosion et au ternissement. Il est issu des traitements de surface, de l'industrie textile, des tanneries, pigments dans la peinture ou comme colorant. Cr (VI) est la forme prépondérante dans l'eau destinée à la consommation humaine.	Oxydant puissant principalement dans l'industrie. En métallurgie (amélioration de la résistance à la corrosion et à ajouter un fini brillant). Peut être entraîné dans l'atmosphère par les poussières en suspension, et dans les eaux de surface par ruissellement.	L'exposition au Cr se fait surtout par l'alimentation et l'eau, par inhalation pour les personnes vivant près d'usines rejetant du chrome VI. Sa forme Cr (VI), peut être bio accumulée par divers organismes. Cancérogène avéré chez l'animal et l'homme (ANSES, 2012), cancérigène aussi par voie respiratoire, fumeurs (Keegan <i>et al.</i> , 2008).

Dans les trois stations d'étude, les teneurs en Cr sont inférieures au niveau de détection de l'appareil et sont donc considérées comme nulles. Ce résultat rejoint celui de Debieche (2002) qui suggère que les très faibles concentrations dans les eaux de surface sont liées aux rejets industriels dans l'atmosphère de l'usine SIDER, qui se précipitent sur la basse plaine sous l'effet des pluies. Derradji (2005) avait également noté des valeurs infimes de cet élément, cependant, Belabed (2017) avait enregistré des valeurs dépassant légèrement la norme qui est de 0,05mg/l uniquement pendant la période hivernale, encore faut-il préciser que ses stations d'eau de surface étaient plus proches en aval et en amont de Oued Meboudja connu pour sa charge polluante. Guettaf (2015) a également obtenu des teneurs inférieures aux normes dans la Seybouse. Selon lui, dans l'eau, le chrome est adsorbé sur les sédiments et devient immobile, seule une petite partie du chrome qui se retrouve dans l'eau finit par se dissoudre. Plus tard, Brahmia *et al* (2016) avaient aussi enregistré des valeurs très faibles comprises entre 0.013 et 0.027 mg/l. En revanche, les teneurs en Cr peuvent être très élevées dans certains cours d'eau comme le montre Benkaddour (2018) dans le cas de Oued Chellif (le plus grand oued d'Algérie) où ces teneurs varient entre 0,2 et 119,8 mg/l comparées à la valeur de 210 mg/l enregistrées dans Oued Sébou au Maroc en 2015.

3.8 Variation spatio-temporelle du zinc dans la basse Seybouse durant l'année 2019

Le Zinc est un élément assez présent dans la croûte terrestre, voir l'encadré 10.pour ses propriétés principales.

Encadré 10. Les caractéristiques principales du Zinc

Formes et Sources	Utilisations	Effet sur l'environnement et la santé
Zn ne se trouve pas à l'état libre dans la nature, mais sous forme d'oxyde de zinc, de silicates, de carbonates de zinc, etc. Souvent associé au plomb et au cadmium dans les minerais. Forme des complexes avec les ligands organiques. Origine industrielle (imprimeries, raffinage), agricole (insecticides, pesticides).	Entre dans la composition de divers alliages (laiton, bronze...), utilisé pour les revêtements de protection des métaux contre la corrosion, équipements automobiles, chemins de fer, pharmacie.	Un des oligo-éléments les plus abondants chez l'homme. Nécessaire à la croissance et la défense immunitaire. Il est toxique pour le pancréas à fortes doses, peut causer des problèmes pulmonaires et des perturbations lors de la synthèse de l'hémoglobine (Zerahn <i>et al.</i> , 1999). Ecotoxique pour les végétaux à fortes teneurs.

Dans les trois stations de notre étude, les teneurs en zinc ne sont pas détectables par l'appareil et sont donc considérées comme nulles. Ce résultat n'est pas original car d'autres travaux ont également mentionnées les faibles concentrations du Zinc dans Oued Seybouse. Ainsi Debieche (2002) trouve des valeurs inférieures aux normes de potabilité, aux normes des eaux de surface et à celle des eaux d'irrigation. Il a observé des concentrations élevées dans certaines stations sous l'effet des rejets industriels ou à partir de la dissolution des matériaux qui constituent l'équipement des forages et des puits qui ont engendré une élévation des teneurs en zinc dans la nappe superficielle. Nos résultats rejoignent aussi ceux de Belabed (2017) qui a relevé dans les eaux de surface des oueds Meboudja et Seybouse des teneurs en zinc ne dépassant pas 1 ppm et restent de ce fait bien inférieures à la valeur guide fixée à 5 ppm par la CE. De même, Guettaf (2015) a relevé des teneurs en zinc dans les eaux de la Seybouse plus faibles ne dépassent pas les 0.052 mg/l.

3.9 Variation spatio-temporelle du cadmium dans la basse Seybouse durant l'année 2019

Le cadmium se trouve à l'état de traces dans les roches superficielles de l'écorce. L'encadré 11 résume ses caractéristiques principales.

Encadré 11. Les caractéristiques principales du cadmium

Formes et Sources	Utilisations	Effet sur l'environnement et la santé
Cd est souvent sous forme oxydée, avec les chlorures ou les sulfates. Provient des activités volcaniques et de l'érosion des sols. Agriculture (engrais phosphatés, épandage de boues). Pollution atmosphérique : combustion de produits pétroliers, du charbon, incinération des ordures ménagères. Métallurgie, sidérurgie.	Utilisé comme alliage pour les conducteurs électriques et pour les fusibles. Dans la fabrication de batteries d'accumulateurs (piles Nickel/cadmium par ex.), dans les revêtements comme anticorrosion, comme pigment dans la peinture et les colorants (coloration rouge ou orange). Résistant à la lumière et aux UV ainsi qu'à la chaleur.	L'absorption du Cd par l'organisme est principalement par ingestion (alimentaire) ou inhalation. Très toxique, cause de plusieurs maladies chez l'homme (dysfonctionnement rénal et gastro-intestinal) (Nishijo <i>et al.</i> , 1995), porosité osseuse, cancérigène pulmonaire (Lasef, 2017). Toxique à faible dose pour de nombreuses espèces animales et végétales

Le cadmium dans nos stations d'étude ne présente pas de concentrations notables, elles sont inférieures aux limites de détection de l'appareil. Debieche, (2002) pour sa part n'a pas confirmé la présence du cadmium dans les eaux de surface de la Basse Seybouse, toutes les valeurs étaient en dessous des limites de détection de l'appareillage. Il en est de même pour Brahmia *et al.* (2016) qui ont relevé des valeurs comprises entre 0.013 et 0.027 mg/l dans la moyenne Seybouse donc en amont de nos trois stations d'étude. Guettaf (2015) par contre a détecté le Cd dans tous les sites de la moyenne et Basse Seybouse avec des valeurs dépassant la norme CE qui est de 0,005mg/l.

Quant à Belabed (2017), il a enregistré lui aussi des teneurs en cadmium faibles en période printanière et hivernale où elles ne dépassent pas les normes requises, en revanche, en été, ces teneurs ont marqué une hausse importante puis baissent de nouveau à l'automne. Selon Debieche (2002), le cadmium est un métal relativement rare dans la nature. Sa stabilité dans l'eau est fonction du pH et du potentiel d'oxydoréduction. Oued Seybouse est caractérisé par des eaux de type chloruré calcique à sulfaté calcique.

4. Conclusion

Il ressort de notre étude que les éléments en traces analysés dans les eaux de la Basse Seybouse au niveau de la station d'El Hadjar, de Dréan et celle de Chihani n'ont pas été tous détectés par l'appareillage. En effet, que ce soit le manganèse, le fer, le cobalt, le chrome, le cadmium ou le zinc, les teneurs détectées ne dépassent pas les valeurs guides fixées par l'OMS et la CE. De ce fait, l'eau dans ces dites stations ne présente pas de danger ni comme eau de surface ou comme eau d'irrigation pour ces éléments. En fait, comme le souligne Afri-Mehennaoui (2009), les métaux dissous dans les eaux de surface ne traduisent pas clairement le niveau de pollution de ces milieux par les ETM car ces derniers, en présence de particules minérales et organiques migrent vers le fond et se déposent dans les sédiments qui constituent les véritables réservoirs en ces éléments et deviennent sources potentielles de contamination.

L'aluminium et le plomb sont les seuls éléments dont les teneurs dépassent les normes requises et constituent par conséquent un danger potentiel au niveau des trois stations d'étude de la Basse Seybouse. En accord avec Khaled-Khodja *et al.* (2018), les ETM de Oued Seybouse peuvent avoir une origine principale qui est sûrement due aux activités anthropiques qui se concentrent dans les basses terres environnantes.

CHAPITRE II.

**EVALUATION SPATIO-TEMPORELLE DES
PARAMETRES PHYSICO-CHIMIQUES DE
TROIS SOLS AGRICOLES RIVERAINS DE
LA BASSE SEYBOUSE**

CHAPITRE II. EVALUATION SPATIO-TEMPORELLE DES PARAMETRES PHYSICO-CHIMIQUES DE TROIS SOLS AGRICOLES RIVERAINS DE LA BASSE SEYBOUSE

Rappelons que la présente étude a pour objectif d'évaluer, durant l'année 2019, l'évolution au cours des saisons des paramètres physico-chimiques et des ETM de sols agricoles riverains de la Basse Seybouse. Les sols en question sont échantillonnés dans trois parcelles agricoles désignées respectivement par PS1, PS2 et PS3 et situées à proximité des stations de prélèvement de l'eau, à savoir la station d'El Hadjar (S1), la station de Dréan (S2) et la station de Chihani (S3).

1 Résultats et discussion des analyses physico-chimiques des sols agricoles de PS1, PS2 et PS3.

1.1 La granulométrie

La composition granulométrique du sol définit sa texture (Heller et *al.*, 1993). Les proportions d'argile, limon et sable indiquées dans le tableau 24 montrent que dans les trois parcelles, la fraction des limons est la plus importante, suivis de celle des sables puis les argiles. La fraction argileuse varie peu entre PS1 et PS3 mais elle est plus faible dans PS2. Il est important de noter aussi que dans les trois parcelles, les limons sont essentiellement représentés par des limons fins et les sables par des sables grossiers à l'exception de la PS1 où les sables grossiers sont plus représentés que les sables fins.

L'analyse granulométrique a révélé que le sol de la parcelle d'El Hadjar (PS1) a une texture limono-sableuse tandis que celle de Dréan (PS2) et de Chihani (PS3) est limono-sablonneuse vu la richesse en sable grossier de PS1 par rapport à PS2 et PS3 qui sont riches surtout en sable fin.

Tableau 24. Proportion d'argiles, limons et sables dans les trois parcelles d'étude

Fractions \ Stations	PS1	PS2	PS3
Argile %	14,76	9,44	13,2
Limon fin %	37,92	37,76	39,28
Limon grossier %	12,438	28,733	15,799
Limon total %	50,358	66,493	55,079
Sable grossier %	20,092	1,148	9,675
Sable fin %	14,79	22,919	22,046
Sable total %	34,882	24,067	31,721
Texture	Limono-sableux	Limono-sablonneux	Limono-sablonneux

D'après (Heller *et al.*, 1993), la texture d'un sol joue un rôle dans sa compacité, dans sa porosité, qui préside à la plus ou moins grande facilité de pénétration des racines et à la circulation de l'air et de l'eau. Ainsi, les trois sols sont constitués de limons et sables en proportions élevées par rapport à l'argile. Ce mélange de particules fines (limons et argiles) et grossières (sables) favorise une perméabilité et une porosité du sol garants de la disponibilité en eau et éléments nutritifs nécessaires pour les plantes (Enyegue, 2012)

Cette texture à tendance plutôt limoneuse des sols d'étude leur est favorable car elle permet un meilleur approvisionnement en éléments nutritifs, cependant ce rôle favorable des limons est compensé par les propriétés physiques défavorables. En effet, comme le suggère Halitim (1988), les limons ne sont pas doués de propriétés colloïdales et ne jouent donc aucun rôle utile à ce point de vue. Mais ils sont suffisamment fins pour permettre un colmatage des pores grossiers et une diminution considérable de l'aération et de la perméabilité des sols. D'après ce même auteur, la structure des terres limoneuses est donc rarement satisfaisante surtout si le sol est pauvre en matière organique. Ces sols à texture limoneuse dits battants, à cause de leur faible cohésion et de leur perméabilité réduite, ils sont extrêmement susceptibles à l'érosion par l'eau de ruissèlement.

D'après Lennoz et Gratin (1989), le premier facteur de la stabilité d'un sol est sa teneur en argiles. Les sols les moins stables ont une teneur en argile inférieure à 10%, tel est le cas des sols de notre étude, ils ont également un rapport limons/argile supérieur à 2, ce qui indique une faible stabilité structurale (Vilain, 1987). C'est le seuil retenu pour diagnostiquer les sols à structure battante.

Par ailleurs, la teneur en argile qui ne dépasse pas 15% est très faible pour qu'elle puisse produire une influence notable sur la cohésion. La dominance du sable fin par rapport au sable grossier dans PS2 et PS3 peut être expliquée par l'effet de l'érosion éolienne.

1.2 La porosité

La porosité totale (P%), calculée à partir de la densité apparente (D_a) et la densité réelle (D_r) du sol (Delaunoy, 1976) dans les trois parcelles d'étude est indiquée dans le tableau 25. Etant donné que ce paramètre varie peu au cours des années comme le suggère Morell (1989), nous n'avons effectué qu'une seule mesure au cours de l'année 2019. Notons que le sol des trois parcelles est caractérisé par une porosité supérieure à 65 % ce qui indique que le sol est très poreux.

Tableau 25. Porosité moyenne du sol des trois parcelles d'étude

Stations	PS1	PS2	PS3
Porosité (%)	65,66 ± 4,041	66 ± 6	69,33 ± 4,50

(PS1) parcelle d'El Hadjar, (PS2) parcelle de Dréan, (PS3) parcelle de Chihani

Ainsi, la porosité d'un sol, qui est en étroite relation avec les notions de réserve en eau, de circulation de l'eau et de l'air ou encore d'enracinement, peut être définie par l'ensemble des vides que comportent ce sol. En d'autres termes, c'est le volume occupé par les constituants liquides et gazeux. Ce sont aussi les voies des transferts solides, liquides et gazeux, ainsi que de l'activité biologique.

Le rôle de la porosité d'un sol est essentiel aussi bien pour assurer le développement des plantes supérieures que celui de la microflore et de la faune édaphique (Ramade, 2003)

La porosité totale est le premier facteur de fertilité des sols. Elle favorise l'enracinement, le stockage de l'eau pour la plante et la circulation de l'air nécessaire au bon fonctionnement des racines (Henin, 1990). Elle dépend de la composition granulométrique et de la structure. Dans le cas de nos sols, leur texture limoneuse en surface leur offre une bonne porosité.

1.3 Le pH

L'évolution du pH eau et celle du pH KCl au cours de l'année 2019 dans les trois parcelles d'étude est exprimée respectivement par les tableaux 26 et 27 et la figure 65 (a et b).

Tableau 26. Evolution saisonnière du pH eau dans PS1, PS2, PS3 durant l'année 2019

pH eau	PS1	PS2	PS3
Hiver	7,92 ± 0,02 a AB	8,02 ± 0,01 ab A	8,21 ± 0,03 b A
Printemps	7,60 ± 0,047a AB	7,73 ± 0,03 a AB	7,75 ± 0,01 a AB
Eté	6,50 ± 0,01 a A	7,28 ± 0,01 ab B	7,66 ± 0,02 b A
Automne	7,80 ± 0,01 ab B	7,73 ± 0,01 a AB	7,86 ± 0,08 b AB

(PS1) parcelle d'El Hadjar, (PS2) parcelle de Dréan, (PS3) parcelle de Chihani
Les lettres minuscules différentes indiquent une différence significative entre les stations. Les lettres majuscules différentes indiquent une différence significative entre les saisons dans chaque station

Tableau 27 . Evolution saisonnière du pH KCl dans PS1, PS2, PS3 durant l'année 2019

pH KCL	PS1	PS2	PS3
Hiver	7,52 ± 0,01 a A	7,96 ± 0,03 b A	7,92 ± 0,03 ab A
Printemps	7,27 ± 0,03 a AB	7,28 ± 0,02 a AB	7,40 ± 0,04 a AB
Eté	6,26 ± 0,003 a B	7,05 ± 0,01 ab B	7,06 ± 0,01 b B
Automne	7,75 ± 0,01 a AB	7,66 ± 0,008 a AB	7,75 ± 0,02 a AB

(PS1) parcelle d'El Hadjar, (PS2) parcelle de Dréan, (PS3) parcelle de Chihani
Les lettres minuscules différentes indiquent une différence significative entre les stations. Les lettres majuscules différentes indiquent une différence significative entre les saisons dans chaque station

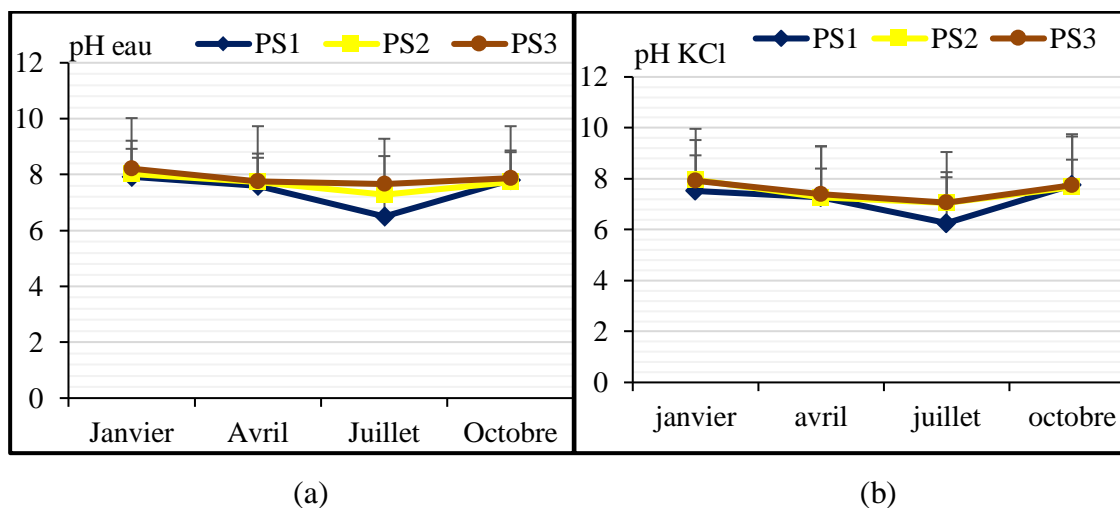


Figure 64. Expression graphique du pH eau (a) et du pH KCl (b) du sol dans les trois parcelles d'étude durant l'année 2019

Le pH eau dans les trois parcelles varie entre un minimum de 6,5 pendant la période estivale dans la parcelle d'El Hadjar à un maximum de 8,21 pendant la période hivernale dans la parcelle de Chihani. Durant l'année 2019, le pH eau dans PS1 ne montre pas de différence significative ($p > 0,05$) entre l'hiver et le printemps où il est neutre, il devient significativement différent ($p < 0,05$) pendant les deux saisons suivantes puisqu'il acquiert un caractère faiblement acide en été puis alcalin en automne. Dans PS2 et PS3, il est alcalin durant toute l'année sauf en été où il tend significativement ($p < 0,05$) vers la neutralité.

Quant à la variation spatiale, bien que le pH du sol soit alcalin pendant la période hivernale dans les trois parcelles, des différences significatives ($p < 0,05$) dans les valeurs existent entre PS1 et PS2. Il demeure alcalin au printemps dans les trois stations puis diminue significativement ($p < 0,05$) en été en devenant légèrement acide dans PS1 par rapport à PS3. Enfin en période automnale, nous observons des différences significatives entre PS2 et PS3 bien que le pH dans les trois parcelles reste alcalin.

Quant au pH KCl qui exprime l'acidité d'échange ou acidité potentielle, ses valeurs sont significativement différentes ($p < 0,05$) entre l'hiver et l'été dans les trois parcelles puisqu'elles oscillent entre 7,96 et 7,51 en hiver et entre 6,26 et 7,06 en été. Les différences ne sont pas significatives entre le printemps et l'automne.

Les variations du pH KCl entre les parcelles ne sont pas significatives sauf entre PS1 et PS3 en été. Ainsi dans les trois parcelles, c'est en été que les valeurs minimales sont enregistrées aussi bien pour le pH eau que pour le pH KCl. Le calcul de la différence entre pH eau et pH KCl a révélé des valeurs comprises entre 0,05 et 0,6 dans les trois sols, ce qui indique que ces valeurs sont du même ordre indiquant que les sols sont neutres à légèrement alcalins (Soltner, 1981). Cet accord

entre les deux types du pH (eau, KCl) indique la saturation du complexe adsorbant et l'existence d'un équilibre entre l'acidité actuelle et celle résiduelle (Baize, 2000).

La diminution aussi bien du pH eau que du pH KCl en été peut être due à l'évaporation élevée durant cette saison qui conduit à l'accumulation de matières acidifiantes.

Selon Chaude et Leclé, (1999), au niveau du sol, le pH peut être variable et il influe sur les propriétés de celui-ci. Il est sous le contrôle de plusieurs facteurs qui sont surtout ; la topographie, la nature de la roche mère et la nature du couvert végétal ou le type de culture (Hinsinger *et al.*, 2003).

1.4 La conductivité électrique

Le tableau 28 et la figure 66 illustrent la variation saisonnière de la CE moyenne du sol des trois parcelles d'étude au cours de l'année 2019. D'après Hamdy *et al.* (1995), la salinité des sols est un paramètre qui évolue rapidement dans le temps.

Tableau 28. Evolution saisonnière de la CE moyenne dans PS1, PS2, PS3 durant l'année 2019

CE $\mu\text{S/cm}$	PS1	PS2	PS3
Hiver	301 \pm 0,57 a AB	169,3 \pm 0,33 b AB	191,7 \pm 0,33 ab AB
Printemps	180,7 \pm 0,33 ab A	131,3 \pm 1,20 a A	181,7 \pm 0,33 b A
Été	453,3 \pm 1,45 a B	195,3 \pm 0,88 ab AB	190,0 \pm 1,15 b AB
Automne	335,3 \pm 0,66 a AB	290,3 \pm 0,33 ab B	284,7 \pm 0,88 b B

(PS1) parcelle d'El Hadjar, (PS2) parcelle de Dréan, (PS3) parcelle de Chihani

Les lettres minuscules différentes indiquent une différence significative entre les stations. Les lettres majuscules différentes indiquent une différence significative entre les saisons dans chaque station

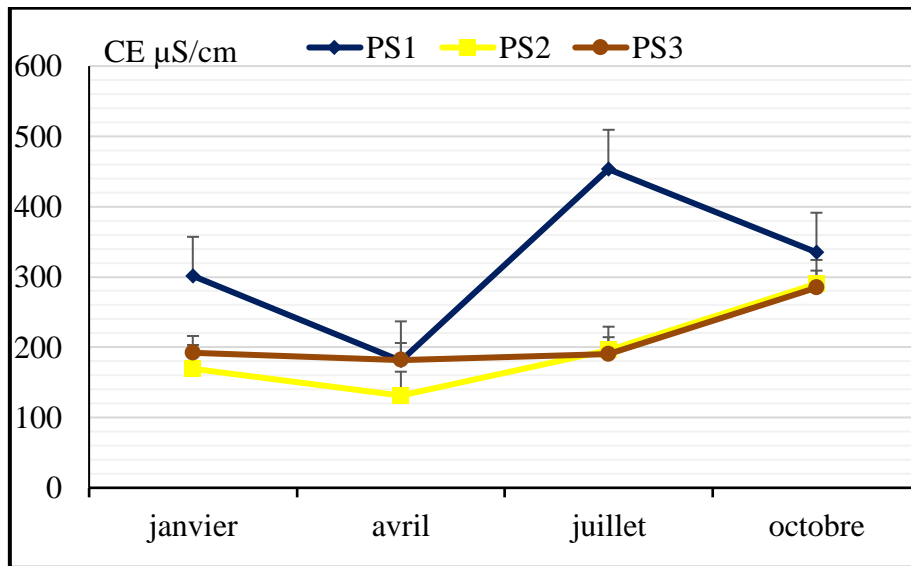


Figure 65. Expression graphique de l'évolution saisonnière de la CE moyenne dans PS1, PS2, PS3 durant l'année 2019

D'après le tableau 28, et en nous référant à l'échelle USSS (1981), les sols des trois parcelles ne sont pas salés durant l'année 2019 puisque les valeurs de la CE sont comprises entre un minimum de 131,3 $\mu\text{S}/\text{cm}$ et un maximum de 453,3 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Cependant, FAO (1988), Hamdy *et al.* (1995), qualifient le sol de légèrement salé lorsque sa CE est comprise entre 200 et 400 $\mu\text{S}/\text{cm}$, avec ce degré de salinité, la production de certaines plantes sensibles peut être affectée car selon Gregory (2005), l'excès de sel dans un sol modifie ses propriétés physiques et chimiques. Cette altération des conditions édaphiques constitue un stress indirect pour la croissance des plantes.

Nous remarquons aussi qu'au printemps, la CE chute pour atteindre la valeur minimale de l'année pour chacun des trois sols. Une augmentation significative ($p < 0,05$) est enregistrée entre le printemps et l'été dans PS1 où la CE dépasse la valeur de 453,3 $\mu\text{S}/\text{cm}$ et entre le printemps et l'automne dans PS2 et PS3. La CE présente des différences significatives entre PS1 et PS2 en hiver et entre PS1 et PS3 en été et en automne. Mis à part la saison printanière, aucune différence significative n'existe entre PS2 et PS3 durant le reste des saisons.

L'origine des sels solubles dans les sols est très variée : l'altération des roches contenant des minéraux sodiques, potassiques, magnésiens donnent souvent des sels solubles. Le vent peut déposer des éléments salés et des cristaux de sels provenant de sols très salés (Belkhodja et Boulaine *in* Aubert, 1976), mais souvent c'est le produit de l'irrigation qui constitue l'une des causes majeures de l'extension des surfaces salées si les précautions d'aménagement ne sont prises (Rognon et Deplahol, 1970; Hulin, 1983 *in* Benzahi, 1994). En effet l'irrigation par l'eau de la Seybouse qui est fortement minéralisée durant toute l'année peut être à l'origine de l'élévation de la CE des sols d'étude en été (période de sécheresse et de recours accru à l'irrigation par les eaux

de l'oued). La salinité pose un problème dès l'instant où l'accumulation de sel dans la zone racinaire atteint une concentration qui provoque une baisse de rendement et ralentit la croissance des végétaux (Bolyn, 1975 ; FAO, 1998 *in* Menacer, 2009)

1.5 L'humidité hygroscopique

L'humidité hygroscopique (H) des sols des trois parcelles d'étude (Tab. 29 ou Fig. 67) évolue au rythme des saisons, elle est élevée en automne, en hiver et au printemps et diminue en été.

Tableau 29. Evolution saisonnière de l'humidité hygroscopique moyenne du sol dans PS1, PS2, PS3 durant l'année 2019

l'humidité hygroscopique %	PS1	PS2	PS3
Hiver	3,38 ± 0,08 ab AB	3,84 ± 0,04 a A	2,47 ± 0,02 b AB
Printemps	5,73 ± 0,01 a A	5,00 ± 0,01 ab B	3,38 ± 0,02 b A
Été	0,41 ± 0,06 a B	4,53 ± 0,02 b AB	1,77 ± 0,06 ab B
Automne	3,01 ± 0,006 ab AB	3,95 ± 0,03 a AB	2,95 ± 0,02 b AB

(PS1) parcelle d'El Hadjar, (PS2) parcelle de Dréan, (PS3) parcelle de Chihani

Les lettres minuscules différentes indiquent une différence significative entre les stations. Les lettres majuscules différentes indiquent une différence significative entre les saisons dans chaque station

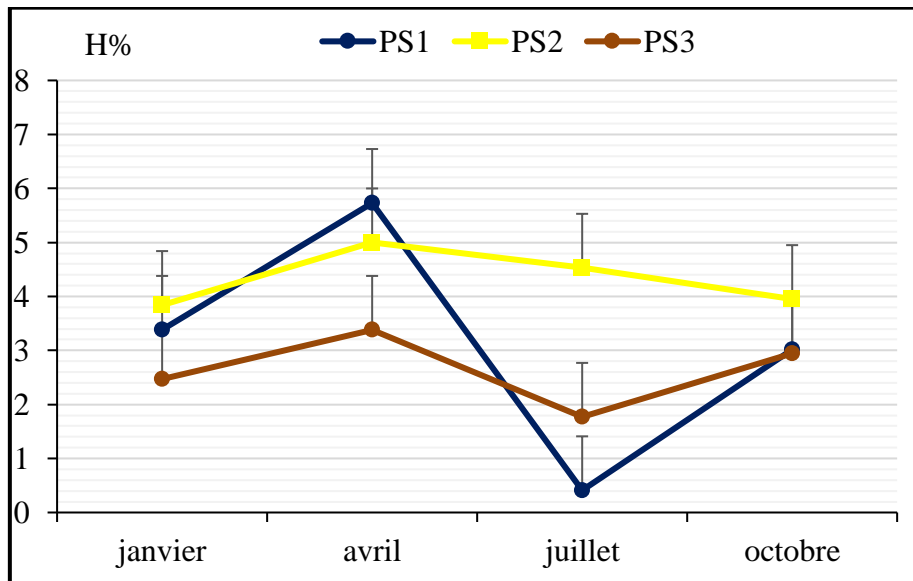


Figure 66. Expression graphique de l'évolution saisonnière de l'humidité hygroscopique moyenne dans PS1, PS2, PS3 durant l'année 2019

L'humidité hygroscopique joue un rôle important dans le sol agricole, sa première "utilisation" est de permettre la croissance de la végétation. Elle conditionne également la mise en place du peuplement végétal (germination des semences, émergence, implantation du système racinaire, etc.). Son évaluation est donc importante en hydrologie et en agronomie, et constitue un paramètre d'alerte pour la désertification. Le taux d'humidité moyen est compris entre un minimum de 0,41 % et un maximum de 5,73 % dans les parcelles d'étude. Ce taux d'humidité ne varie pas beaucoup entre PS1 et PS3, il est compris entre 2,47 et 3,38 % durant les périodes automnale et hivernale, ensuite, il augmente rapidement en avril puis chute significativement ($p < 0,05$) en été pour atteindre 0,41 % et 1,77 % dans les mêmes parcelles. Dans PS2, L'humidité hygroscopique reste significativement plus élevée ($p < 0,05$) comparé à PS1 en été et à PS3 en hiver et en automne. Au printemps, ce paramètre atteint son maximum dans les trois parcelles avec une différence significative entre PS1 et PS3. Cette situation pourrait être liée à la nature des particules du sol et la teneur en matière organique dont le rôle est fondamental dans l'évolution de l'humidité du sol.

1.6 Le carbone organique total et la matière organique

Dans le cas de notre étude, la matière organique a été estimée à partir de l'évaluation du carbone organique par la méthode d'Anne. Les taux moyens en carbone organique total (COT) et en matière organique (MO) sont présentés respectivement dans les tableaux 30 et 31 et figures 68 et 69.

Le taux moyen de CO total est variable selon les saisons uniquement dans la parcelle PS1. En effet, la valeur la plus faible enregistrée en janvier dans cette parcelle diffère significativement ($p < 0,05$) de celles enregistrées en juillet et en octobre qui sont multipliées par 6. Par contre dans PS2, le taux de COT qui était stable durant les saisons hivernale et printanière a doublé en été et en automne sans pour autant marquer des différences significatives. Enfin dans PS3, le taux de COT ne varie pas significativement ($P > 0,05$) au cours de saisons. Si nous comparons ce paramètre entre les stations, nous constatons que PS1 marque des différences significatives avec PS2 et PS3 en période hivernale et avec PS3 en période automnale.

Il est à noter que les moyennes annuelles en COT % sont équivalentes dans PS1 et PS2 et sont supérieures à la moyenne annuelle de PS3.

Tableau 30. Evolution saisonnière du taux moyen de COT dans PS1, PS2, PS3 durant l'année 2019

COT %	PS1	PS2	PS3
Hiver	0,225 ± 0,04 a A	0,717 ± 0,07 b A	0,902 ± 0,10 b A
Printemps	0,984 ± 0,12 a AB	0,697 ± 0,13 a A	0,615 ± 0,12 a A
Été	1,456 ± 0,04 a AB	1,435 ± 0,05 a A	0,881 ± 0,07 a A
Automne	1,500 ± 0,01 a B	1,410 ± 0,004 a A	0,877 ± 0,03 b A

(PS1) parcelle d'El Hadjar, (PS2) parcelle de Dréan, (PS3) parcelle de Chihani

Les lettres minuscules différentes indiquent une différence significative entre les stations. Les lettres majuscules différentes indiquent une différence significative entre les saisons dans chaque station

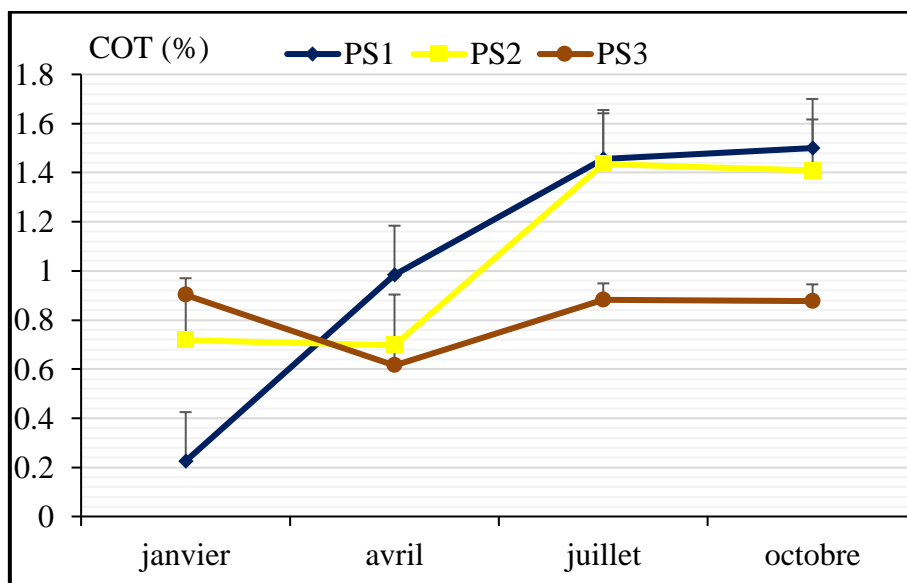


Figure 67. Expression graphique de l'évolution saisonnière du taux moyen de COT dans PS1, PS2, PS3 durant l'année 2019

Quant à la matière organique, d'une manière générale, sa répartition semble relativement homogène dans les trois parcelles avec des niveaux faibles à très faibles excepté pour PS1 en été et en automne. Selon l'échelle de Soltner (1981), la parcelle PS1 a un taux moyen de MO extrêmement faible en hiver puisqu'il ne dépasse pas la valeur de 0,38 % puis il évolue rapidement au cours des saisons suivantes pour atteindre une valeur significativement différente ($P < 0,05$), soit six fois plus importante en été et en automne et peut être qualifiée, de ce fait, comme parcelle à teneur en MO moyenne. Le taux de MO dans PS2 passe de très faible en hiver et au printemps à faible en été et en automne sans pour autant enregistrer des différences significatives tandis que dans PS3, il est très faible quelle que soit la saison.

En ce qui concerne la comparaison entre parcelles, les seules différences significatives relevées sont celles entre PS1 et PS3 durant l'hiver et l'automne.

Les spécialistes s'accordent pour dire qu'un taux de 1,5 % de MO est la limite critique théorique, au-dessous de laquelle la fertilité diminue rapidement (Doucet, 2006). La matière organique exerce un rôle très important sur le sol, elle améliore ses propriétés physiques (stabilité structurale, capacité de rétention en eau,...) et chimiques par la libération progressive des éléments nutritifs et l'augmentation de leur pouvoir absorbant (Callot *et al.* 1982).

Tableau 31. Evolution saisonnière du taux moyen de MO dans PS1, PS2, PS3 durant l'année 2019

MO %	PS1	PS2	PS3
Hiver	0,387±0,07 a A	1,234±0,12 ab A	1,551±0,18 b A
Printemps	1,692±0,21 a AB	1,199 ± 0,23 a A	1,058 ± 0,22 a A
Eté	2,503±0,07 a AB	2,468±0,161 a A	1,516±0,12 a A
Automne	2,580 ± 0,02 a B	2,426 ± 0,007 ab A	1,509± 0,05 b A

(PS1) parcelle d'El Hadjar, (PS2) parcelle de Dréan, (PS3) parcelle de Chihani

Les lettres minuscules différentes indiquent une différence significative entre les stations. Les lettres majuscules différentes indiquent une différence significative entre les saisons dans chaque station

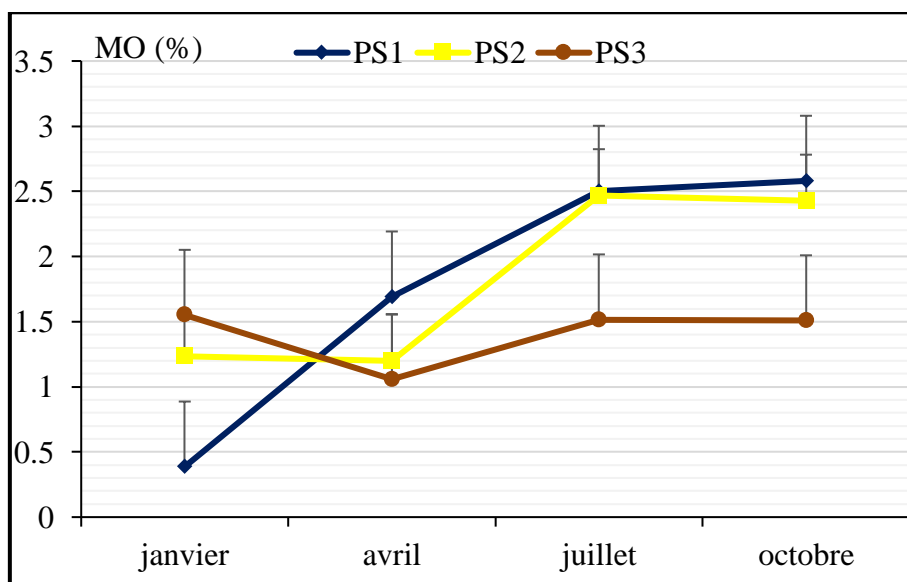


Figure 68. Expression graphique de l'évolution saisonnière du taux moyen de MO dans PS1, PS2, PS3 durant l'année 2019

Les sols étudiés paraissent donc pauvres en matière organique, ceci peut être expliqué par des facteurs climatiques défavorables, la mise en culture qui réduit le stock de MO (le type de culture intégralement exportée comme l'oignon, le fenouil.), ou à l'érosion éolienne (Pieri, 1989). Nos résultats rejoignent ceux de Achouri *et al.* (2017) qui ont trouvé des niveaux faibles à très faibles de MO dans la même zone d'étude plus particulièrement au niveau des terres agricoles située dans la zone industrielle près de la confluence de O. Meboudja et O.Seybouse.

De nombreuses propriétés et processus chimiques survenant dans les sols dépendent de la présence de matière organique. Non seulement elle joue un rôle déterminant dans la chimie du sol, mais elle en affecte également les propriétés physiques et biologiques. La MO est particulièrement importante pour l'approvisionnement des nutriments, la capacité d'échange cationique et la rétention d'eau (Neary *et al*, 1999).

Selon Halitim (1988), la matière organique du sol joue trois rôles essentiels: énergétique, comme source de carbone; physique, comme élément majeur de la structure du sol et nutritionnel, pour l'alimentation des plantes. Ces trois rôles dépendent des types de composés organiques, de leur quantité et de leur transformation.

1.7 Le calcaire total et le calcaire actif

Les taux moyens de calcaire total et de calcaire actif sont représentés respectivement par les tableaux 32 et 33 et les figures 70 et 71.

D'après (Baize 1997), un sol est considéré riche en calcaire lorsque sa teneur en (CaCO_3) dépasse 25%. Le taux moyen du CaCO_3 du sol des trois parcelles d'étude varie entre un minimum de 24,44 % à un maximum de 24,81 % , de ce fait, ces trois sols peuvent être considérés comme modérément calcaires en nous référant aux normes du GEPPAin Baize, (1988). Très peu de différences sont enregistrées entre les stations. Toutefois, on peut noter une différence significative entre PS1 et PS3 ($p < 0,05$) durant les saisons printanière et automnale et entre PS1 et PS2 durant la saison estivale.

Si on compare l'évolution de ces taux entre les saisons pour chaque parcelle, les seules différences significatives obtenues sont celles entre l'hiver et l'été dans PS2 et entre le printemps et l'été dans PS3.

Tableau 32. Evolution saisonnière du taux moyen de calcaire total dans PS1, PS2, PS3 durant l'année 2019

CaCO ₃ total %	PS1	PS2	PS3
Hiver	24,44 ±0,06 a A	24,49 ±0,02 a A	24,81±0,02 a AB
Printemps	24,52 ±0,02 a A	24,69 ±0,008 ab AB	24,89±0,03 b A
Eté	24,45 ±0,01 a A	24,73 ±0,03 b B	24,54±0,008 ab B
Automne	24,44 ±0,007 a A	24,57 ±0,008 a AB	24,77±0,01 b AB

(PS1) parcelle d'El Hadjar, PS2) parcelle de Dréan, PS3) parcelle de Chihani

Les lettres minuscules différentes indiquent une différence significative entre les stations. Les lettres majuscules différentes indiquent une différence significative entre les saisons dans chaque station

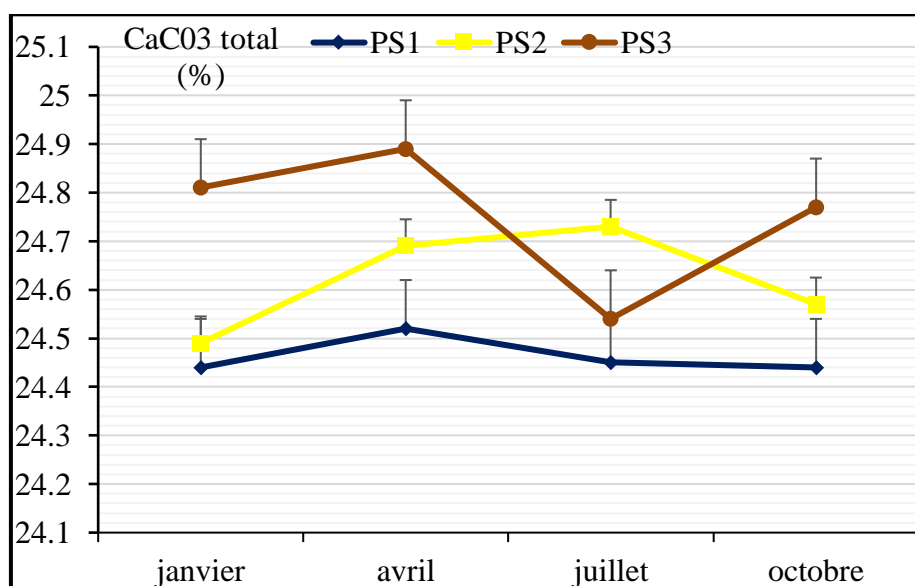


Figure 69. Expression graphique de l'évolution saisonnière du taux moyen de calcaire total dans PS1, PS2, PS3 durant l'année 2019

Quant au taux de calcaire actif qui représente la fraction du calcaire total susceptible de se dissoudre facilement et rapidement dans la solution du sol et être absorbée par la plante, il oscille entre 5,74 % et 7,83 % dans les trois sols. Ils sont donc considérés comme modérément calcaires selon l'échelle du GEPPA *in* Baize, 1988.

Il est à noter que les valeurs minimales sont enregistrées au printemps dans les trois parcelles sans aucune différence significative entre elles. En revanche, il existe une différence significative entre le printemps et l'été dans PS1 et dans PS3.

Tableau 33. Evolution saisonnière du taux moyen de calcaire actif dans PS1, PS2, PS3 durant l'année 2019

CaCO ₃ actif %	PS1	PS2	PS3
Hiver	7,29 ± 0,23 a AB	7,37 ± 0,12 a A	7,41 ± 0,18 a AB
Printemps	5,74 ± 0,33 a A	6,08 ± 0,25 a A	6,74 ± 0,21 a A
Eté	7,83 ± 0,04 a B	7,45 ± 0,41 a A	7,70 ± 0,10 a B
Automne	7,16 ± 0,04 a AB	7,45 ± 0,04 a A	7,29 ± 0,11 a AB

(PS1) parcelle d'El Hadjar, (PS2) parcelle de Dréan, (PS3) parcelle de Chihani

Les lettres minuscules différentes indiquent une différence significative entre les stations. Les lettres majuscules différentes indiquent une différence significative entre les saisons dans chaque station

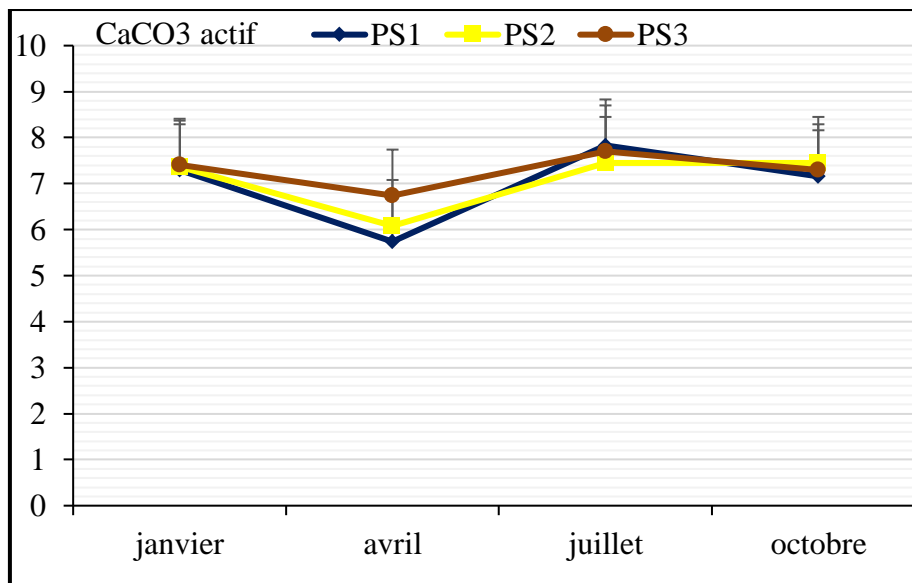


Figure 70. Expression graphique de l'évolution saisonnière du taux moyen de calcaire actif dans PS1, PS2, PS3 durant l'année 2019

1.8 Le phosphore assimilable

La teneur moyenne en phosphore assimilable du sol, déterminée selon la méthode de Joret et Hebert (1955), est très faible dans les trois parcelles d'étude (Tab. 34) puisqu'elle n'atteint même pas les 1 ppm. Les valeurs normatives de référence (Doucet, 2006) indiquent un intervalle entre 3 et 8 mg/kg de MS.

Les teneurs obtenues, quoique très faibles, sont variables entre les parcelles et aussi selon les saisons. Elles sont significativement différentes entre PS2 et PS3 en hiver, entre PS1 et PS3 au printemps, en été et à l'automne. Elles varient significativement également dans PS1 entre l'hiver et l'automne, dans PS2 entre l'été et l'automne et dans PS3, entre l'hiver et l'été.

Fardeau (1993) définit le phosphore assimilable ou biodisponible comme celui constitué par la quantité du phosphore présent dans le système sol-solution, capable d'atteindre la solution sous forme d'ions phosphates à un rythme compatible avec la vitesse d'absorption végétale.

D'après ce même auteur, la teneur en phosphore d'un sol croît avec la finesse de la texture, l'argile en contient plus que le sable. Il est certain que la faible teneur en argile et le manque de matière organique dans les sols de PS1, PS2 et PS3 contribuent de très près au manque de phosphore assimilable dans ces sols. Comme le confirme Duthil (1973), la matière organique est une source de phosphore, sa minéralisation donne le phosphate assimilable par la plante, sa décomposition donne des acides organiques qui dissolvent le phosphore minéral de fer et d'aluminium (Michel *et al.*, 2003).

Une certaine humidité est toujours nécessaire pour l'absorption du phosphore par les plantes car la dessiccation diminue la solubilité des phosphates, elle est nécessaire aussi pour les processus de diffusion qui est un moyen important de transport du phosphore dans la solution du sol jusqu'à la surface racinaire (Duthil, 1973). Le pH optimum pour l'assimilation du phosphore se situe au voisinage de la neutralité (Gervy, 1970).

Tableau 34. Evolution saisonnière de la teneur moyenne en phosphore assimilable dans PS1, PS2, PS3 durant l'année 2019

P assimilable mg/g de MS	PS1	PS2	PS3
Hiver	0,543 ± 0,008 ab A	0,490 ± 0,005 a AB	0,743 ± 0,003 b A
Printemps	0,403 ± 0,008 a AB	0,476 ± 0,008 ab AB	0,653 ± 0,003 b AB
Eté	0,433 ± 0,006 a AB	0,500 ± 0,00 ab A	0,626 ± 0,01 b B
Automne	0,340 ± 0,01 a B	0,373 ± 0,008 ab B	0,716 ± 0,003 b AB

(PS1) parcelle d'El Hadjar, (PS2) parcelle de Dréan, (PS3) parcelle de Chihani

Les lettres minuscules différentes indiquent une différence significative entre les stations. Les lettres majuscules différentes indiquent une différence significative entre les saisons dans chaque station

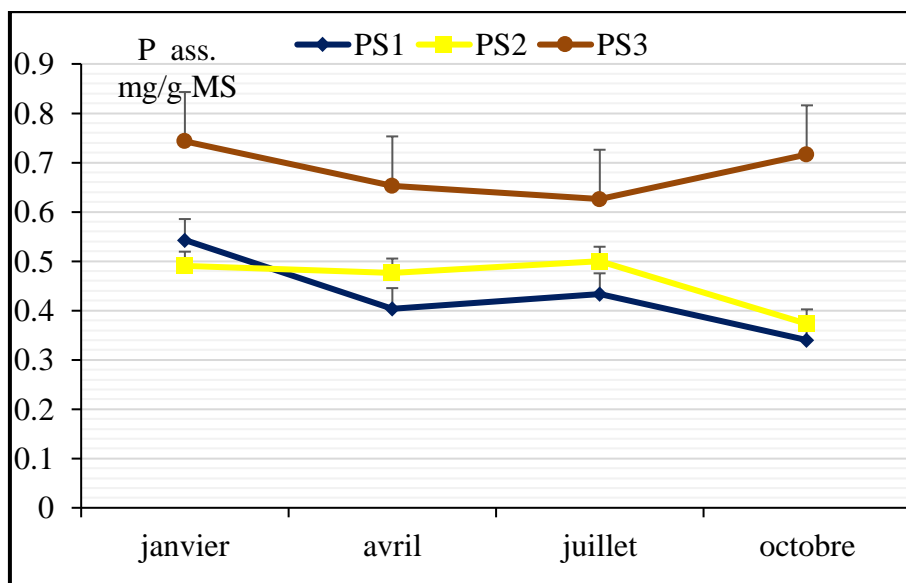


Figure 71. Expression graphique de l'évolution saisonnière de la teneur en phosphore assimilable dans PS1, PS2, PS3 durant l'année 2019

2 Résultats et discussion de la teneur en ETM des sols de PS1, PS2 et PS3

La technique de spectrométrie de fluorescence X permet de doser à la fois une quarantaine d'éléments. Les résultats des analyses effectuées sur des échantillons des sols des trois parcelles d'étude sont présentés dans le tableau global n° 35 regroupant les résultats des ETM les plus courants prédéfinis dans les objectifs de l'étude et un deuxième tableau (Tab. 36) regroupant les résultats des éléments majeurs qui sont donnés à titre indicatif pour compléments d'informations sur les éléments minéraux des sols d'étude.

Les valeurs sont exprimées en mg/kg de matière (terre) sèche par saison. Celles qui sont affichées par le symbole <LOD sont des valeurs inférieures à la limite de détection de l'appareillage car elles sont trop faibles. Le reste sont les valeurs d'ETM détectables.

Les valeurs détectées sont comparées aux valeurs de référence française en l'occurrence la norme AFNOR NF U44-41 (1985). C'est à ce jour, la seule norme française relative à la qualité des sols la plus utilisée. Nous avons également comparés nos valeurs à celles relevées par Maas (2010) sur 101 sols d'Annaba et d'autres auteurs algériens. Nous avons aussi exploitée l'ouvrage de Kabata-Pendias et Pendias (2001) qui donne les moyennes mondiales des éléments minéraux dans la croûte terrestre.

2.1 Le Mercure, le Nickel et le Sélénium

Les teneurs en Hg, Ni et Se dans les sols de PS1, PS2 et PS3 (Tab. 35) sont en dessous de la valeur de détection de l'appareil, elles sont, par conséquent, considérées comme nulles.

2.2 L'Antimoine

La teneur en Sb dans les trois parcelles est très variable (Tab. 35, Fig. 73). Elle est très faible au point d'être non détectable dans PS1 depuis l'hiver jusqu'à l'été et également dans PS2 où elle est détectée seulement au printemps contrairement à PS3 où elle augmente dès l'hiver avec 10 mg/kg de MS puis 12,1 puis 13,8 respectivement au printemps et en été pour diminuer à 6,9 mg/kg de MS en automne. On note également une teneur de 7,9 mg/kg de MS dans PS2 au printemps et une de 8,4 mg/kg de MS dans PS1 en automne.

D'après, Kabata-Pendias et Pendias (2001), l'abondance de Sb dans la croûte terrestre est faible et ne dépasse pas 1 ppm à l'exception des sédiments argileux qui en contiennent jusqu'à 2 ppm. Ces auteurs stipulent que dans le sol de surface, le Sb varie de 0,05 à 4,0 ppm et que Sb serait plutôt concentré en surface que dans la roche en profondeur. Jones *et al.*(1990), en examinant les données récentes sur le Sb dans les sols de divers pays, ont retenu une gamme globale variant de 0,3 à 9,5 ppm.

Ainsi le sol de la parcelle de Chihani, avec une moyenne annuelle de 10,7 mg/kg de MS serait contaminé par l'antimoine. Selon Kabata-Pendias et Pendias (2001), la présence courante de Sb dans les eaux, ses concentrations dans les charbons et les schistes carbonés, et son association avec les hydroxydes de Fe et de Mn indiquent une mobilité relativement élevée de cet élément dans l'environnement.

Ainsi pour l'antimoine, le classement des sols d'étude est: PS3 > PS2 > PS1

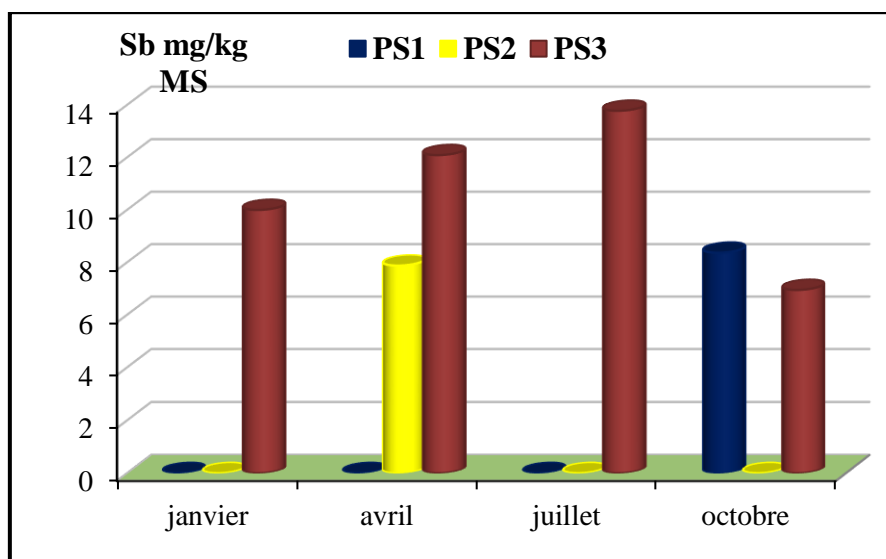


Figure 72 . Evolution saisonnière de la teneur en antimoine dans PS1, PS2, PS3 durant l'année 2019

2.3 Le Baryum

Dans les trois parcelles, Ba est présent avec des teneurs allant d'un minimum de 189,6 mg/kg de MS enregistré dans PS1 en avril à un maximum de 338,2 mg/kg de MS dans PS3 en octobre. Ces teneurs tendent à augmenter de l'hiver à l'automne et c'est dans PS3 que les plus fortes valeurs sont enregistrées (Tab. 35, Fig. 74). Les moyennes annuelles sont 208,92, 283,72 et 314,5 mg/kg de MS dans PS1, PS2 et PS3 respectivement. Elles rejoignent un peu les teneurs relevées à Mascara (Algérie) et en Egypte mais ne dépassent pas les teneurs moyennes mondiales. D'après ATSDR (1992), Ba est omniprésent dans les sols à des concentrations variant de 15 à 3000 mg/kg. Ce qui témoigne que les sols de notre étude renferment des teneurs normales en Ba. De fortes concentrations de ce métal sont ordinairement liées aux dépôts de calcaire, de feldspath et de schiste (WHO 1990). Il est fortement adsorbé à la surface des minéraux argileux et dans des sols organiques et à structure fine (WHO 1990; ATSDR 2007).

Le baryum est un métal présent dans plus de 80 minéraux, mais n'est jamais présent sous forme de métal libre dans la nature (Di Bello et coll., 1991). Il se combine avec la plupart des métaux pour former une vaste gamme d'alliages et de composés intermétalliques.

Ainsi pour le Baryum, bien que toutes les teneurs enregistrées soient dans les normes, le classement des sols d'étude est: PS3 > PS2 > PS1.

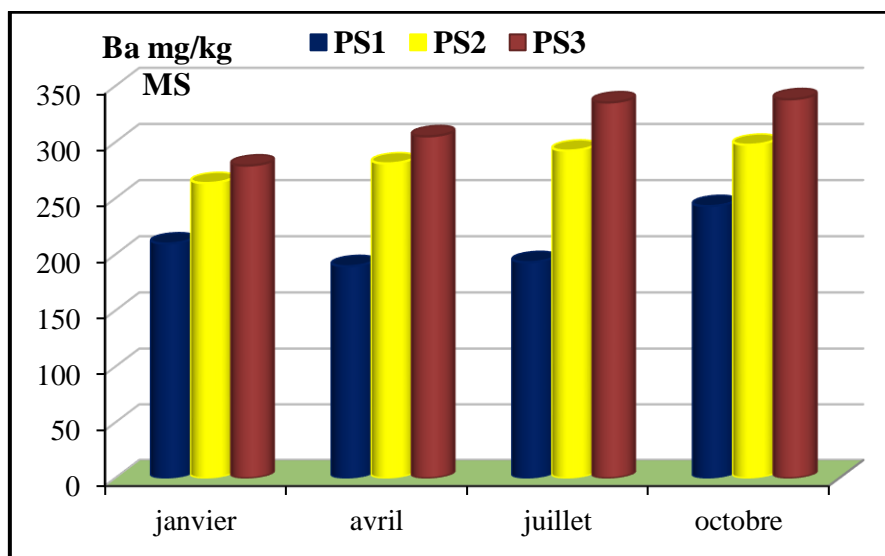


Figure 73. Evolution saisonnière de la teneur en baryum dans PS1, PS2, PS3 durant l'année 2019

2.4 Le Cadmium

Parmi les trois parcelles, seule la parcelle de Dréan (PS2) renferme des teneurs en Cd détectables en dehors de la saison hivernale (Tab. 35, Fig. 75). Les valeurs de 4,6, 3,6 et 4,4 mg/kg enregistrées respectivement pendant le printemps, l'été et l'automne sont supérieures à la valeur limite de référence (AFNOR NF U44-41) qui est de 2 mg/kg de terre sèche et confirment par conséquent la pollution par cet élément de PS2. Le Cd existe dans les sols à très faible dose et pourtant cet ETM est le plus redouté car il est le plus toxique (Baise, 2002). Kabata-Pendias et Pendias (2001) recommandent que les concentrations de Cd ne doivent pas dépasser 1,0 à 1,1 mg/kg pour la plupart des sols de surface dans le monde.

Aussi, Eisler (2000) suggère qu'une valeur de Cd dépassant 4 mg/kg dans les zones résidentielles ou les parcs constitue un risque pour la santé humaine au Canada. C'est est un des éléments traces les plus toxiques et non essentiels pour la croissance des plantes (Baycu *et al.*, 2017).

Maas *et al.* (2010) dans leurs dosages d'ETM sur 101 sols échantillonnés autour d'Annaba, notamment à proximité des zones industrielles, comparées aux valeurs d'un sol de référence situé dans la zone de Boumalek (wilaya d'El Tarf) qui est une zone forestière indemne de pollution et dont la moyenne est de 0,015mg de Cd/kg de MS, n'avaient pas relevé des valeurs excédant la

valeur norme. Dans notre étude, les parcelles d'El Hadjar (PS1) et de Chihani (PS3) et également celle de Dréan (PS2) en hiver sont indemnes de contamination par le Cd puisque les teneurs ne sont même pas détectées par l'appareillage.

Les apports de Cd dans les sols peuvent être d'origines différentes (amendements agricoles, eaux usées, boues ou dépôts atmosphériques provenant de l'industrie (Alloway, 1995b).

D'après Okopnik (1997) in Baise et Tercé (2002), la distribution du Cd varie d'un solum à l'autre, elle dépendrait plutôt de l'épaisseur du sol que du type de sol. Ce dernier affirme que la principale source de Cd pour les sols serait l'altération des roches. Kabata-Pendias et Pendias (2001) confirment également que le principal facteur déterminant la teneur en Cd du sol est la composition chimique de la roche mère cependant, dans le cas de nos trois parcelles d'étude, les sols ne varient pas beaucoup du point de vue géologique. Les teneurs élevées enregistrées dans PS2, dès le printemps proviendraient sans doute d'apports anthropogènes possibles. Nous pouvons penser que ces apports résulteraient de dépôts éoliens d'origine industrielle comme dans notre cas, la métallurgie du fer et de l'acier (Arcelor Mittal) mais cette hypothèse ne peut être retenue car l'industrie en question est plus proche de PS1 que de PS2 d'une part, d'autre part cette constatation est confortée par les résultats négatifs obtenus par Maas *et al.* (2010) sur des échantillons de sol sous la dominance du vent au sud ouest de ce complexe industriel.

L'abondance de Cd dans PS2 peut être liée soit à une contamination locale par des retombées atmosphériques proches ou à une contamination agricole par des épandages et amendements agricoles directs gérés à la parcelle après l'hiver (les engrais phosphatés sont riches en Cd) ou à d'autres sources comme les activités urbaines, le trafic routier ou l'incinération des déchets domestiques ou autres déchets d'élevage. Maas *et al.* (2010) avaient relevés en 2010, des teneurs proches du fonds pédogéochimique dans les sols d'Annaba et a imputé cela aux activités agricoles qui n'utilisaient pas d'engrais riches en Cd ou que la contamination ne s'était pas encore manifestée. Or, dans notre étude seule la parcelle PS2 est contaminée par de fortes doses de Cr dès le printemps. Cela conforte dans une première mesure l'origine agricole de Cr qui proviendrait des engrais appliqués dès le printemps.

Dubois *et al.* (2000) rapportent que le Cd lorsqu'il est abondant, il peut être lié aux carbonates; en effet, nous constatons que dans PS2, le taux de CO qui était stable durant les saisons hivernale et printanière a doublé en été et en automne ce qui peut corroborer cette hypothèse.

Comme l'affirme Baise et Tercé (2002), le cadmium est considéré comme assez mobile et assez facilement biodisponible, il risquerait soit de passer dans la chaîne alimentaire par l'intermédiaire des plantes soit de migrer en profondeur pour aller contaminer la nappe phréatique. Ainsi pour le cadmium, seule PS2 est polluée

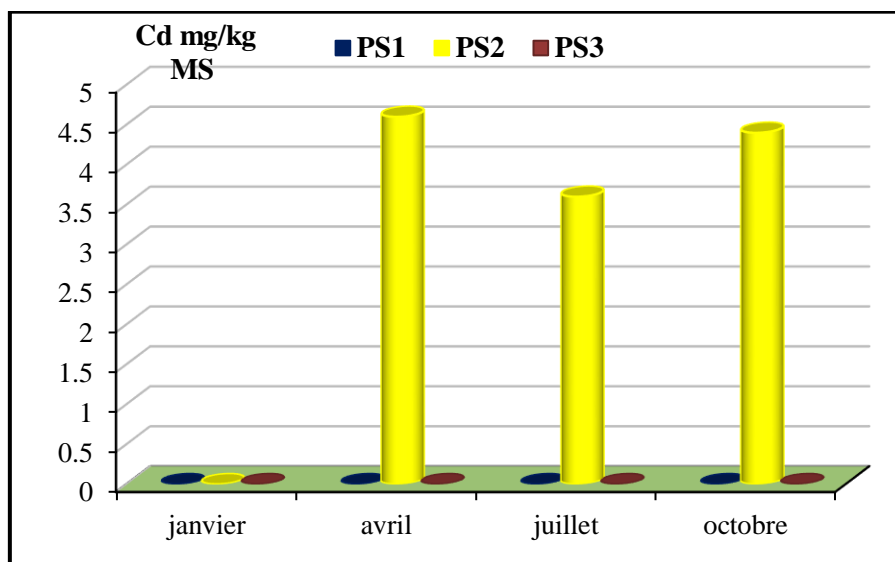


Figure 74. Evolution saisonnière de la teneur en Cadmium dans PS1, PS2, PS3 durant l'année 2019

2.5 Le Chrome

Le tableau 35 indique des teneurs variant de 83,5 à 124,8 mg/kg de MS de Cr et traduit des différences non significatives que ce soit entre les stations ou selon les saisons (Fig. 76). Les teneurs moyennes annuelles de 101,47, 109,85 et 98,27 mg/kg de MS obtenues dans PS1, PS2 et PS3 respectivement sont inférieures à la norme qui est de 150 mg/kg de MS mais ne s'en éloignent pas beaucoup. Elles devraient attirer l'attention pour rechercher la source éventuelle de cet élément qui tend à augmenter. Maas *et al.* (2010) avaient obtenu des valeurs ne dépassant pas les 111,5 mg/kg de MS dans la plaine d'Annaba.

Le Cr entre dans la composition des alliages, notamment des aciers inoxydables, dans l'industrie des peintures comme pigment, il peut provenir d'autres apports anthropiques comme les retombées atmosphériques à proximité d'usine traitant le fer et l'acier telle l'usine sidérurgique d'El Hadjar, les boues de curage de cours d'eau...etc. Des teneurs élevées en Cr (jusqu'à 600 ppm) dans certains engrais phosphatés peuvent constituer une source importante de ce métal dans les sols (Kabata-Pendias et Pendias, 2001).

Ainsi pour le Chrome, le classement des sols d'étude est : PS1 \cong PS2 \cong PS3.

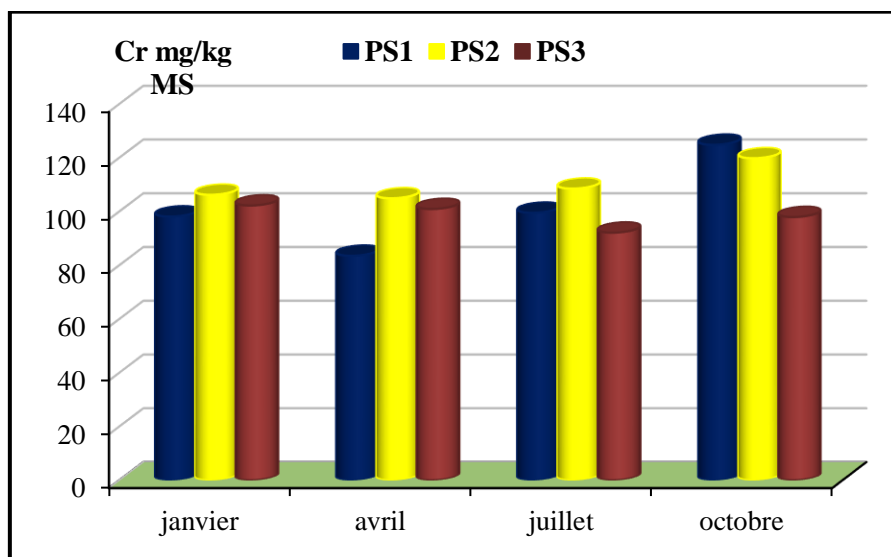


Figure 75. Evolution saisonnière de la teneur en chrome dans PS1, PS2, PS3 durant l'année 2019

2.7 Le Cobalt

Les teneurs en Co (Tab. 35, Fig. 77) varient d'un minimum de 49 mg/kg de MS enregistré dans PS1 en avril à un maximum de 141 mg/kg de MS enregistré dans PS2 en juin. Les teneurs moyennes annuelles de 67,92, 121,25 et 86,82 mg/kg de MS enregistrées respectivement dans PS1, PS2 et PS3 révèlent une pollution évidente par le Co dans les trois parcelles durant toute l'année 2019 puisque la teneur limite est fixée à 30 et même à 25 mg/kg de MS dans d'autres pays européens ou à 15 mg/kg de MS au Québec.

Selon Kabata-Pendias et Pendias (2001), la croûte terrestre dans son ensemble contient en moyenne 25 ppm de Co dont l'abondance dans les roches sédimentaires varie de 0,1 à 20 ppm et semble être associée à des minéraux argileux ou à de la matière organique.

La terre, les poussières, l'eau de mer, les éruptions volcaniques et les feux de forêt sont tous des sources naturelles de cobalt, qui est aussi libéré dans les milieux naturels par les fumées de charbon et de pétrole, les gaz d'échappement des véhicules et des avions, et les procédés industriels qui emploient du cobalt ou ses composés. Les sources importantes de pollution par le Co sont également liées aux fonderies de métaux non ferreux. Les sols en bordure de route et les poussières du trafic routier sont également connus pour être enrichi en Co.

Le Cobalt présente des dangers pour l'homme, notamment à cause de lésions à l'intérieur du muscle cardiaque et de dysfonctionnements de la glande thyroïde qu'il peut provoquer (Clayton, 1981 in Leteinturier, 1999), en revanche, son rôle est bien établi dans le processus de fixation de l'azote N_2 chez les algues bleu-vertes et certaines bactéries du sol.

Ainsi pour le Cobalt, le classement des sols d'étude est: PS2 > PS3 > PS1.

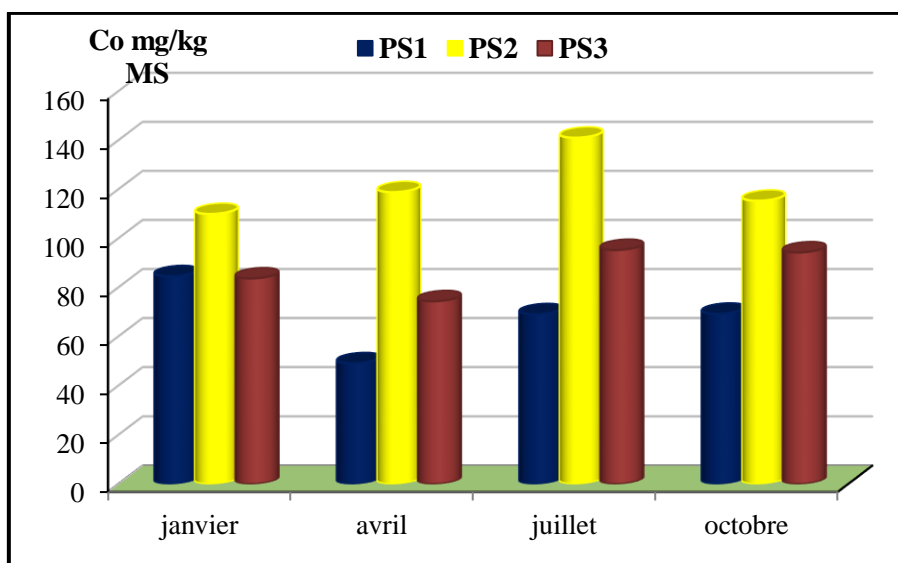


Figure 76. Evolution saisonnière de la teneur en cobalt dans PS1, PS2, PS3 durant l'année 2019

2.8 Le cuivre

La teneur moyenne annuelle la plus faible en Cu est de 14,3 mg/kg de MS enregistrée dans le sol de PS3 alors que dans PS1 et PS2, les valeurs sont nettement supérieures, elles sont respectivement de 80,37 et 77,12 mg/kg de MS (Tab. 35, Fig. 78). La moyenne annuelle de Cu de PS3 est multipliée par 5,39 et par 5,64 respectivement dans PS1 et PS2. Les valeurs saisonnières dans les trois parcelles ne varient pas significativement ni entre elles ni au cours des saisons.

D'une manière générale, les teneurs maximales de 86,9 et 87,8 mg/kg de Cu enregistrées respectivement dans PS1 et PS2 s'approchent de la norme limite qui est de 100 mg/kg de MS. Dans d'autres pays comme la Suisse, les Pays-Bas, le Québec et même pour la directive cadre européenne (DCE, 1988), la norme est fixée à 50 mg de Cu/kg de MS. Baise (1997) pense que le seuil actuel (100 mg/kg de MS) de la norme AFNOR NF U44-041 est placé trop haut et suggère de le faire baisser à 30 ou 35 mg. Patel *et al.* (2015) dans une étude sur les ETM dans une centaine de sols en Inde a considéré 50 mg/kg de MS de Cu comme valeur limite au delà de laquelle les plantes souffriraient de toxicité. Ainsi si nous tenons compte de la limite de 50 mg de Cu, nos stations PS1 et PS2 doivent être considérées comme polluées par le Cu.

Les valeurs élevées de Cu dans PS1 et PS2 seraient dues à des apports anthropiques provenant d'une source agricole, par exemple les fongicides comme la bouillie bordelaise (Baker et Senft, 1995) qui renferme du Cu pour la culture céréalière ou maraîchère ou d'une source urbaine telle que les boues ou les ordures ménagères, la source industrielle (métallurgie, Arcilor Mittal) étant plus proche de PS1 est à exclure à moins que les dépôts soient favorisés par la direction des vents

dominants. Cette dernière suggestion est également rejetée par Maas *et al.* (2010) qui ont étudié ce critère et n'ont pas obtenu de résultats indiquant une contamination. De plus Achouri *et al.* (2017) ont trouvé des teneurs en Cu inférieures bien que leur sites d'étude soient proches des complexes industriels. Tous ces éléments plaident en faveur d'une application de fongicides à l'origine de l'élévation des teneurs en Cu dans PS2 et PS3.

Ainsi pour le Cuivre, le classement des sols d'étude est : $PS1 \cong PS2 > PS3$

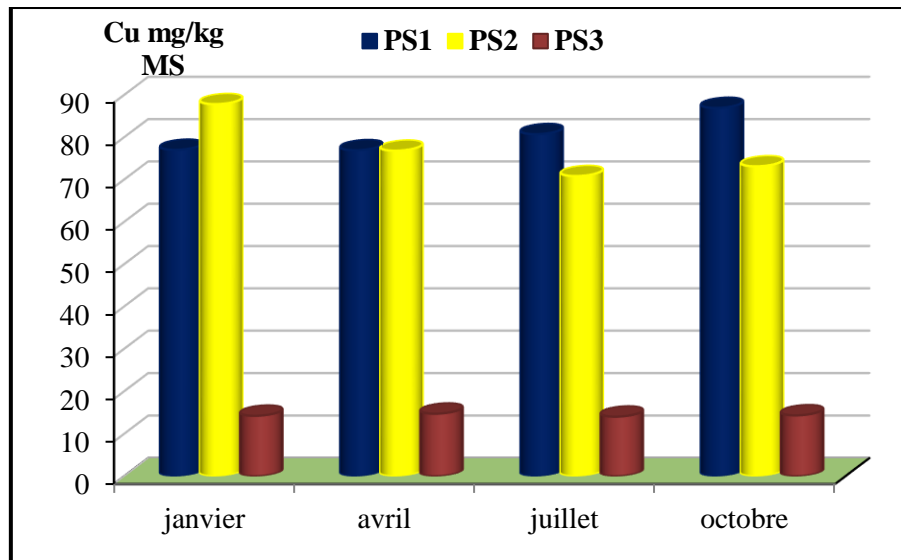


Figure 77. Evolution saisonnière de la teneur en cuivre dans PS1, PS2, PS3 durant l'année 2019

2.9 Le Molybdène.

Dans nos sols d'étude, les teneurs en Mo (Tab. 35, Fig. 79) varient de 0 (valeur non détectée) à un maximum de 2,7 mg/kg de MS. Les moyennes annuelles pour cet éléments sont 0,8, 2,15 et 1,4 respectivement dans PS1, PS2 et PS3 mg/kg de MS. Nos résultats sont dans l'intervalle courant des sols mondiaux qui est de 1 à 2 ppm (Kabata-Pendias et Pendias, 2001). D'après ces mêmes auteurs, la teneur en Mo des sols ressemble généralement à celle de leur roche mère. Cependant, Rudnick et Gao (2003) avancent que le molybdène est présent dans les sols en quantités extrêmement faibles et se trouve généralement à des concentrations inférieures à 1 mg/kg. Ainsi pour le Mo, PS2 en serait contaminée.

Ainsi pour le Molybdène, le classement des sols d'étude est : $PS2 > PS3 > PS1$.

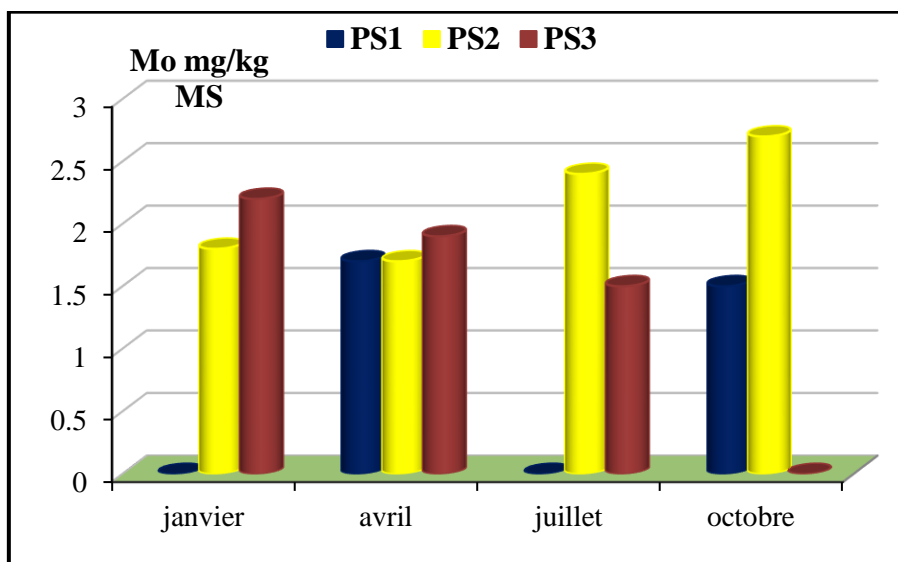


Figure 78. Evolution saisonnière de la teneur en molybdène dans PS1, PS2, PS3 durant l'année 2019

2.10 Le Plomb

Les teneurs moyennes en Pb (Tab. 35, Fig. 80) varient d'un minimum de 17,5 à un maximum de 28 mg/kg de terre sèche dans les trois parcelles. Les moyennes annuelles sont 19,825, 22,675 et 23,275 mg/kg de MS. Ces teneurs sont faibles et sont éloignées de la valeur limite qui est de 100 mg/kg de terre sèche. Cependant, elles dépassent la moyenne de la croûte terrestre qui serait de 13 à 16 mg/kg (Baize et Tercé, 2002), et sont supérieures également à celles du sol de référence de Boumalek (Nord est algérien) qui traduit en fait les teneurs du fond pédogéochimique naturel (Maas *et al.*, 2010) et dont la moyenne est comprise entre 5,40 et 13,30 mg/kg de MS.

Le plomb est généralement abondant dans les horizons de surface des sols cultivés comme dans les sols non cultivés comme le rapportent Fleming *et al.* in Kabata-Pandia et Pandia (2001). Sa localisation caractéristique près de la surface du sol dans la plupart des profils est principalement liée à l'accumulation superficielle de matière organique. Par conséquent, la matière organique doit être considérée comme un puits important de Pb dans les sols pollués. Or nos résultats ont révélé de très faibles teneurs en MO dans nos sols, c'est ce qui explique vraisemblablement leurs faibles teneurs en Pb.

Pb est très peu mobile et provient surtout des apports atmosphériques. La localisation de nos stations dans un espace rural, diminue le risque de contamination par le plomb qui provient surtout du trafic routier. Baize et Tercé suggèrent que la norme française de 100 ppm devrait être abaissée à 50 ou 60 mg/kg comme appliqué dans plusieurs pays d'Europe.

Ainsi pour le Plomb, le classement des sols d'étude est : PS1 \cong PS2 \cong PS3.

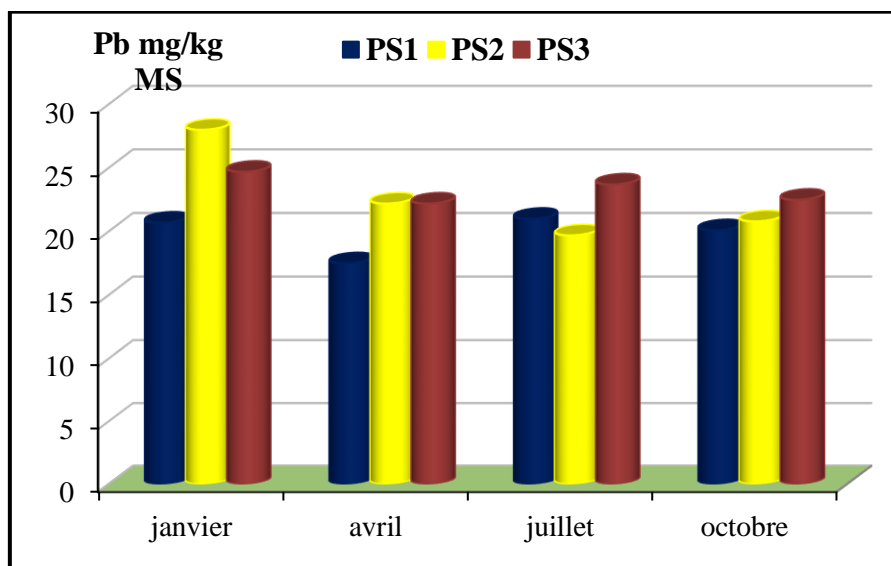


Figure 79. Evolution saisonnière de la teneur en Plomb dans PS1, PS2, PS3 durant l'année 2019

2.11 Le zinc

Le Zinc affiche (Tab. 35) des teneurs comprises entre un minimum de 68,4 mg/kg de MS enregistré dans PS1 en avril 2019 à un maximum 99,9 mg/kg relevé dans PS2 en janvier. PS1, PS2 et PS3 ayant pour moyennes annuelles respectivement 86,55, 95 et 94,22 mg/kg de MS ont donc des teneurs inférieures à la norme qui est de 300 m/kg de MS. Selon Baise (1997), la teneur en Zn total d'un horizon est nettement proportionnelle à la teneur en matière organique, ce qui rejoint nos résultats concernant les teneurs faibles en matières organiques de nos sols d'étude. Maas *et al.* (2010) avaient également relevé des teneurs inférieures à la teneur norminative dans les sols ruraux de la plaine d'Annaba. De même Achouri *et al.* (2017) avaient relevé des valeurs inférieures à la norme mais supérieures à nos résultats vu l'emplacement des sols étudiés qui étaient proches des différentes unités industrielles de la région. Notons que les valeurs obtenues dans nos parcelles ne diffèrent pas significativement ni entre les parcelles ni entre les saisons alors que Achouri *et al.* (2017) avaient noté des différences de teneurs en été.

Ainsi pour le Zinc, le classement des sols d'étude est: $PS1 \cong PS2 \cong PS3$.

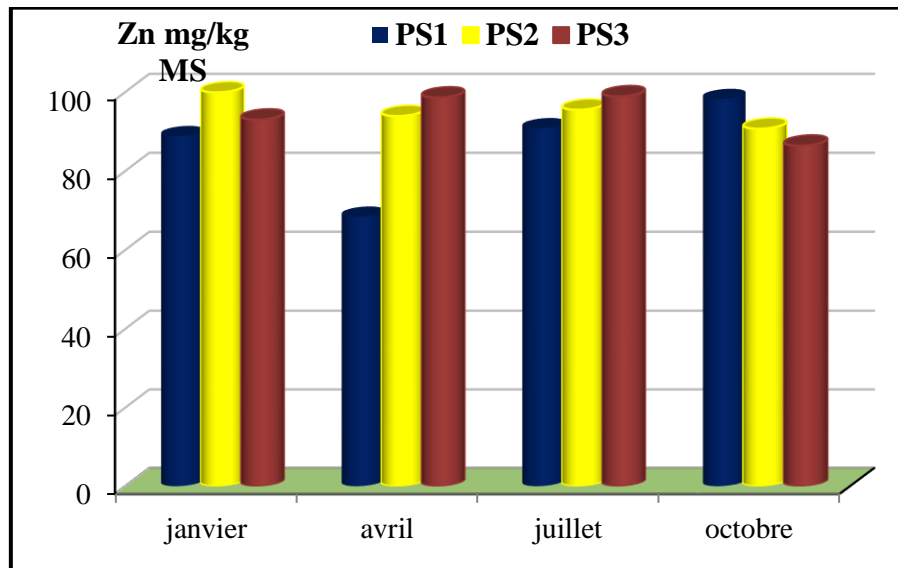


Figure 80. Evolution saisonnière de la teneur en Zinc dans PS1, PS2, PS3 durant l'année 2019

Tableau 35 . Résultats trimestriels (ou saisonniers) des éléments traces métalliques dosés par spectrométrie de fluorescence X dans les sols des trois parcelles agricoles avoisinant la Basse Seybouse durant l'année 2019,

Elément Echantillons	Sb	Ba	Cd	Cr	Co	Cu	Hg	Mo	Ni	Pb	Se	Zn
PS1-ja	< LOD	209,8	< LOD	98,1	84,5	77,0	< LOD	< LOD	< LOD	20,7	< LOD	88,8
PS2-ja	< LOD	263,6	< LOD	106,2	109,9	87,8	< LOD	1,8	< LOD	28,0	< LOD	99,9
PS3-ja	10,0	279,2	< LOD	102,2	83,6	14,2	< LOD	2,2	< LOD	24,7	< LOD	93,0
PS1-av	< LOD	189,6	< LOD	83,5	49,0	76,9	< LOD	1,7	< LOD	17,5	< LOD	68,4
PS2-av	7,9	281,1	4,6	104,9	118,8	76,8	< LOD	1,7	< LOD	22,2	< LOD	93,9
PS3-av	12,1	305,2	< LOD	100,9	74,3	14,7	< LOD	1,9	< LOD	22,2	< LOD	98,6
PS1-ju	< LOD	193,2	< LOD	99,5	69,0	80,7	< LOD	< LOD	< LOD	21,0	< LOD	90,8
PS2-ju	< LOD	292,5	3,6	108,5	141,0	70,8	< LOD	2,4	< LOD	19,7	< LOD	95,5
PS3-ju	13,8	335,4	< LOD	92,1	95,2	14,0	< LOD	1,5	< LOD	23,7	< LOD	98,9
PS1-oc	8,4	243,1	< LOD	124,8	69,2	86,9	< LOD	1,5	< LOD	20,1	< LOD	98,2
PS2-oc	< LOD	297,7	4,4	119,8	115,3	73,1	< LOD	2,7	< LOD	20,8	< LOD	90,7
PS3-oc	6,9	338,2	< LOD	97,9	94,2	14,3	< LOD	< LOD	10,8	22,5	< LOD	86,4

(PS1) parcelle d'El Hadjar, (PS2) parcelle de Dréan, (PS3) parcelle de Chihani, ja: janvier, av: avril, ju: juillet, oc: octobre de l'année 2019.

2.12 Comparaison des teneurs en ETM des sols de PS1, PS2 et PS3 avec celles obtenues en Algérie et dans d'autres régions dans le monde.

Le tableau 36 donne les teneurs moyennes annuelles des ETM dosés dans nos trois sols comparées à celles obtenues par d'autres travaux en Algérie et de part le monde. Notre choix de ces travaux se justifie d'une part, par le fait qu'ils regroupent un maximum d'éléments traces dosés, d'autre part, les lieux d'étude se trouvent dans des conditions environnementales un peu similaires à notre région.

- Graine et Ouaneche (2020) dans le bassin versant de Béni Chougrane dans la région de Mascara en Algérie.
- Les travaux de Rudnick et Gao (2003) consistant en une estimation moyenne de la composition en ETM de la croûte terrestre supérieure (Upper Crust Composition) en se basant sur les travaux d'autres auteurs.
- Denis Baize (2000) dans le cadre du programme "Apports d'une Stratification Pédologique pour l'Interprétation des Teneurs en Éléments Traces" (ASPITET) concernant 815 sols dans 382 sites distincts en France.
- Kao *et al.* (2007) dans la province de Settat au Maroc sur les sols agricoles irrigués par les eaux usées.
- Bravo-Martin-Consuegra *et al.* (2015) sur l'enrichissement des sols en ETM dans la plaine de La Mancha (Castilla-La Mancha) en Espagne.
- Badawy *et al.* (2017) sur la distribution des éléments majeurs et ETM dans le sol et les sédiments dans le large du Nil et du Delta en Egypte.

Au préalable, il est heureux de constater que nos sols sont indemnes de contaminations par le mercure, le sélénium et le nickel. En ce qui concerne le Baryum, nous pouvons dire que nos résultats sont légèrement supérieurs à ceux enregistrés en Espagne mais inférieurs à ceux d'Algérie, d'Egypte et du Maroc. Pour le Chrome, nos résultats rejoignent la moyenne des sols mondiaux. Les teneurs moyennes en cuivre sont inférieures à celles obtenues en Egypte et à la norme AFNOR mais dépassent de loin celles de Mascara, de France, du Maroc et d'Espagne. Le Molybdène n'est pas cité dans les autres travaux mais ses teneurs dans PS2 et PS3 sont supérieures à la moyenne mondiale. Les concentrations en Plomb s'approchent de la moyenne mondiale et de celles obtenues en Espagne, mais elles sont dépassées largement par celles relevées à Mascara, en France et au Maroc sans pour autant dépasser la norme NF U44-041. Enfin, les teneurs en Zinc rejoignent celles obtenues au Maroc, elles sont supérieures à la moyenne mondiale et dépassent légèrement celles relevées à Mascara et en Egypte

Tableau 36. Comparaison des teneurs (mg/kg de MS) en ETM des sols de PS1, PS2 et PS3 avec celles obtenues en Algérie et dans d'autres régions dans le monde.

Eléments Mg/kg MS	Annaba, Algérie			Maskara, Algérie	Kabata-Pandia et Pandia* (2001) Rudnick et Gao (2003) UCC		France	Maroc	Espagne	Egypte	Norme AFNOR NF U44-041
	PS1	PS2	PS3								
Sb	8,4	7,9	10,69	-	9,5*	0,4	-	-	-	0,3	-
Ba	208,925	283,725	314,5	381,89	628		-	-	172,38	386	-
Cd	< LOD	4,2	< LOD	-	1.1*	0,09	0,42		< LOD	-	2
Cr	101,47	109,85	98,27	69,32	92		75	70	33,62	130	150
Co	67,92,	121,25	86,82	3,411	25*	17,3	17,1	8	6,8	20	30
Cu	14,3	80,37	77,12	2,09	28		14,9	30	12,3	7630	100
Hg	< LOD	< LOD	< LOD	-	0,05		-	-	-	-	1
Mo	0,8	2,15	1,4	-	2*	1,1	-	-	0,9	-	-
Ni	< LOD	< LOD	< LOD	142,39	47		41,3	50	15,8	45	50
Pb	19,825	22,675	23,275	50,42	17		64,8	35	18,14	-	100
Se	< LOD	< LOD	< LOD	-	0,09		-	-	< LOD	-	10
Zn	86,55	95	94,22	77,84	67		149	90	32,2	73	300

2.13 L'index de contamination du sol de PS1, PS2 et PS3

Pour déterminer la toxicité des sols de PS1, PS2 et PS3, nous avons calculé l'index de pollution (IP). L'IP est un critère qui a été introduit dans de nombreuses études pour évaluer la toxicité globale d'un sol contaminé (Smouni *et al.*, 2010). Il permet ainsi de mettre en évidence une contamination par plusieurs éléments dans l'échantillon. L'IP est calculé à partir de la moyenne des rapports des concentrations en métaux dans les échantillons de sol sur la base des valeurs directives limites. Ces valeurs limites correspondent aux niveaux tolérables des concentrations en métaux (ETM) dans le sol selon la norme AFNOR U44-41 (Baize, 1994). L'IP est déterminé par la formule suivante :

$$IP = [(Cd / 2 + Cr / 150 + Co / 30 + Cu / 100 + Pb / 100 + Zn / 300) / 6]$$

Si $IP > 1$ le sol est pollué par plusieurs métaux.

Ainsi le calcul l'IP pour les éléments détectés et pour lesquels nous disposons des valeurs limites est égal à : 0,71 pour PS1, 1,37 pour PS2 et 0,97 pour PS3. Ce qui confirme que PS2 est sujette à une pollution multiple, que PS3 est à la limite de la pollution multiple et que PS1 est seulement contaminée par le Cobalt.

3 Les éléments majeurs

3.1 L'Aluminium

Dans les parcelles d'étude, les teneurs de l'Al (Tab. 37) s'étendent entre un minimum de 47851,7 mg/kg de MS enregistré en hiver dans PS1 et un maximum de 64109,7 mg/kg de MS enregistrés en automne dans la même parcelle. D'une manière générale, peu de différences entre les moyennes annuelles soient 53001,5; 54766,3 et 57148,42 mg/kg de MS sont enregistrées respectivement dans PS1, PS2 et PS3.

D'après Kabata-Pendias et Pendias (2001), l'Al est l'un des principaux constituants de la croûte terrestre, il forme de 0,45 à 10 % des roches. Comme le fer, il est très rare de trouver un matériau originel ou un sol absolument dépourvu d'aluminium.

La teneur totale en Al des sols est héritée de la roche mère ; cependant, Al^{3+} est le seul ion stable et fréquent et c'est la seule fraction de Al qui est facilement mobile et échangeable, elle joue un rôle important dans la fertilité des sols (McLean, 1976).

Nos résultats montrent une tendance à la hausse en automne. La littérature, en général, suggère que cet élément est d'autant plus soluble que le pH est acide. Cette suggestion conforte nos résultats qui montrent qu'effectivement la diminution du pH des trois sols lors de la saison sèche pourrait

être à l'origine de l'augmentation des teneurs en Al dans ces sols. Pour certains auteurs, l'aluminium peut devenir toxique en s'accumulant dans les racines et bloquer la croissance des plantes.

Ainsi pour l'aluminium, le classement des sols d'étude est: PS3 > PS2 > PS1.

3.2 Le Fer

Les teneurs en Fe (Tab. 37) sont assez proches d'un sol à l'autre et également d'une saison à l'autre. Les valeurs s'étendent entre 26315,3 et 34402,4 mg/kg de MS. Les teneurs les plus élevées sont notées dans PS2 durant toute l'année et les plus faibles dans PS3. Chaoui (2022) a relevé dans la région d'El Hadjar des teneurs en Fe ne dépassant pas 13190 ppm. Dans les trois parcelles, la présence de teneurs relativement homogènes fait penser à une origine du fer plutôt naturelle. En effet, les valeurs obtenues dans la présente étude sont incluses dans l'intervalle des valeurs obtenues de part le monde. L'abondance du fer dans les sols agricoles peut être liée à plusieurs origines : eau d'irrigation, lessivage des terrains..., mais elle peut aussi avoir une origine naturelle puisque le Fe est essentiellement lié à la structure des silicates qui font partie des principaux constituants de la roche mère.

D'après Kabata-Pendias et Pendias (2001), l'abondance terrestre de Fe est si grande qu'il n'est pas considéré comme un élément trace dans les roches et les sols. Dans les sols, on pense que Fe est présent principalement sous forme d'oxydes et d'hydroxydes sous forme de petites particules ou associés aux surfaces d'autres minéraux. Même dans un sol pauvre en Fe, il n'y a pas d'absolu carence en Fe pour les plantes, mais seulement une carence en quantités facilement solubles (Kabata-Pendias et Pendias, 2001).

Ainsi pour le fer, le classement des sols d'étude est: PS2 > PS1 \cong PS3.

3.3 Le Calcium

Le Ca est connu pour son action favorable sur les micro-organismes dans le sol. D'une manière générale, les trois sols renferment des quantités importantes de Ca avec des valeurs comprises entre un minimum de 90233 mg/kg de MS et un maximum de 137747 mg/kg de MS (Tab. 37). Les moyennes annuelles sont de 102723, 106168,95 et 121858,3 mg/kg de MS dans PS1, PS2 et PS3 respectivement. Ainsi, PS3 est la plus pourvue en Ca de janvier à juillet, mais ses teneurs chutent en octobre où elle enregistre la valeur minimale.

La richesse en Ca peut être attribuée à l'accumulation de carbonates dans le sol qui résistent aux intempéries et peuvent servir de tampons au pH du sol (Perry et Amacher, 2008 *in* Mustapha *et al.*, 2020). Ainsi pour le calcium, le classement des sols d'étude est: PS3 > PS2 > PS1.

3.4 Le Potassium

Les teneurs en K (Tab. 37) sont également peu variables entre les saisons, une tendance à la hausse est légèrement perceptible en automne. Le sol de PS3 est le moins pourvue en K quelle que soit la saison. Il enregistre la valeur minimale de 7229,7 mg/kg de MS en juillet, il est suivi de PS2 puis de PS1 qui enregistre la teneur maximale de 11533,1 mg/kg de MS en octobre.

Le potassium est largement présent dans l'environnement. Sa teneur dans les sols découle de la nature des roches dont le sol est issu (Web. 17). Il s'y trouve uniquement sous forme minérale. Il provient soit de la décomposition de la matière organique et des minéraux du sol, soit des engrais. Ainsi pour le potassium, le classement des sols d'étude est: PS1 > PS2 > PS3.

3.5 Le Magnésium

Les moyennes annuelles de Mg dans les trois sols sont 6868,9, 7913,32, 7281,55 mg/kg de MS respectivement pour PS1, PS2 et PS3. Les valeurs de Mg sont assez proches d'une station à l'autre durant l'année excepté pour le mois de juillet où l'on observe une chute brutale pour PS1 et en avril pour PS3 (Tab. 37). En effet, les teneurs enregistrées durant les périodes estivale et printanière respectivement dans PS1 (4225,4 mg/kg de MS) et PS3 (4803,7 mg/kg de MS) sont diminuées de moitié environ par rapport aux autres saisons. Nos sols s'avèrent relativement moins pourvus en Mg que ceux des sols du bassin versant de Béni Chougrane (Graine et Ouaneche (2020) à Mascara dont les teneurs s'élèvent à 12221,78 mg/kg. La teneur moyenne des sols mondiaux étant de 14950 mg/kg.

Le Mg provient en grande partie de la décomposition des minéraux. Les sols situés dans les climats tempérés ont des concentrations allant de 5 à 50 ppm et dans les sols des climats arides, elles varient de 120 à 2400 ppm (Boyer, 1978).

Ainsi pour le magnésium, le classement des sols d'étude est: PS2 > PS3 \cong PS1.

3.6 Le Manganèse

Dans les parcelles d'étude, les teneurs de Mn (Tab. 37) s'étendent entre un minimum de 378,7 mg/kg de MS noté dans PS1 au printemps et un maximum de 629,5 mg/kg de MS dans PS2 en hiver. La moyenne annuelle la plus élevée est obtenue dans PS2 (601,17 mg/kg de MS) suivie de PS1 (509,97mg/kg de MS) puis PS3 (448,17mg/kg de MS).

Le Mn est l'un des oligoéléments les plus abondants dans la lithosphère et sa concentration dans les roches se situe dans l'intervalle de 350 à 2000 ppm (Kabata-Pendias et Pendias, 2001). Le Mn peut être concentré sous diverses formes, souvent sous forme de concrétions et de nodules. C'est un métal indispensable aux plantes et est nécessaire comme cofacteur de nombreux enzymes d'oxydoréduction et surtout dans la photosynthèse. Sous sa forme Mn^{2+} , il est facilement absorbé

par celles-ci et retourne au sol par les litières et les résidus des cultures sous des formes complexées aux matières organiques. Il peut donc s'accumuler dans les horizons de surface. Mais le Mn est un métal très réactif et très dynamique, pratiquement pas toxique (Baise, 1997).

Le Mn est utilisé pour l'élaboration des aciers, dans les alliages non ferreux, l'industrie des peintures des batteries, des céramiques et verres et comme additif dans l'alimentation (Baise, 1997). Cet auteur pense qu'il y aurait une relation entre la teneur en Mn et la granulométrie de plus en plus argileuse et que certains fertilisants peuvent apporter du Mn aux parcelles agricoles. La variation de la teneur en Mn des sols de surface semble rarement corrélée à la typologie des sols, mais est positivement associé à la teneur en argile. Cependant, des niveaux plus élevés de Mn sont souvent signalés pour les sols riches en Fe et/ou en matière organique et pour les sols originaires de régions arides ou semi-arides (Kabata-Pendias et Pendias, 2001).

Ainsi pour le Manganèse, le classement des sols d'étude est: PS2 > PS1 > PS3.

3.7 Le Phosphore

Dans les trois sols, les teneurs en P total (Tab. 37) s'échelonnent entre 1263,7 mg/kg de MS et 1616,3 mg/kg de MS. Dans la couche arable des sols de grandes cultures des régions tempérées, le phosphore varie entre 100 et 2000 mg/kg de sol (Grant *et al.*, 2005 in Ketif, 2016). Ce qui nous permet de dire que nos sols d'étude renferment des teneurs appréciables de P. Le phosphore existe dans le sol sous la formes inorganique (associé à des composés amorphes ou cristallins) et organique (associé à la matière organique du sol) (Karemangingo *et al.*, 2004 in Web. 20). En effet, la quantité de phosphore présent dans un sol est une conséquence directe de la richesse de la roche mère, mais cette conséquence est diversement modifiée par certains processus caractéristiques de l'évolution du sol, tels que l'accumulation de la matière organique, le lessivage, le mode de mise en valeur, etc. Le phosphore peut être introduit dans la parcelle cultivée sous la forme d'engrais minéraux ou de ferme (fumiers, lisiers), de phosphore contenu dans les semences, de matières résiduelles fertilisantes (boues de stations d'épuration, compost...), ou de dépositions atmosphériques (Morel, 2007). Les résidus de culture constituent aussi une source de phosphore du sol. Une partie du phosphore du sol est exportée hors de la parcelle cultivée avec les produits récoltés ou sous forme de pertes par lixiviation, ruissellement de surface et de profondeur (Haygarth et Sharpley, 2000; Simard *et al.*, 2000) in Kétif (2016).

Le phosphore est un élément essentiel pour la croissance des plantes (Richardson *et al.*, 2009). Selon Baeyens (1967), la teneur en phosphore d'un sol croît avec la finesse de la texture, l'argile en contient plus que le sable. Ainsi pour le phosphore, les sols d'étude sont approximativement similaires: PS1 \cong PS2 \cong PS3.

3.8 Le Silicium.

Le silicium est l'élément le plus abondant après le carbone. Il constitue plus de 27% de la croûte terrestre. Il est généralement sous forme de silicates dans de nombreuses roches (argiles, zéolithes) et sous forme de silice (SiO_2) dans le sable. Dans les trois parcelles, les teneurs en Si semblent homogènes (Tab. 37), elles fluctuent entre 206291,5 et 247204,3 mg/kg de MS et confirment l'analyse granulométrique indiquant la richesse des trois sols en sable. Les teneurs ainsi relevées sont inférieures aux moyennes mondiales (311355 mg/kg).

Si, en combinaison avec l'oxygène, est le composant non métallique de base de toutes les roches et est considéré comme un élément trace uniquement pour son rôle biochimique (Kabata-Pandias et Pandias, 2001).

Ainsi pour le silicium, les sols d'étude sont approximativement similaires: $\text{PS1} \cong \text{PS2} \cong \text{PS3}$.

3.9 Le Titane

Le Ti est un constituant commun des roches, il se présente principalement sous forme de composant majeur des oxydes, titanates ou silicates (Kabata-Pandias and Pandias, 2001). Ti est très résistant aux intempéries ; par conséquent, il se trouve pratiquement non décomposé et très stable dans les sols (Bravo-Martín-Consuegra *et al.*, 2015)

Dans les trois parcelles d'étude, Ti est distribué dans les mêmes proportions (Tab. 37). Ses teneurs comprises entre 2797 et 2921 mg/kg de MS le placent dans la moyenne des sols mondiaux.

Les sols exposés aux émissions de certaines industries (alliages de Ti, production de peintures au Ti) peuvent être contaminés par le Ti; cependant, cet élément ne crée aucun problème environnemental (Kabata-Pandias and Pandias, 2001).

Ainsi pour le Ti, le classement des sols est: $\text{PS1} \cong \text{PS2} \cong \text{PS3}$

Tableau 37. Teneurs saisonnières (trimestrielles) (mg/kg de MS) des éléments majeurs dosés par spectrométrie de fluorescence X dans les sols des trois parcelles d'étude durant l'année 2019.

(PS1) Parcelle d'El Hadjar, (PS2) Parcelle de Dréan, (PS3) Parcelle de Chihani

Echantillons	Eléments (mg/kg de MS)								
	Al	Fe	Ca	K	Mg	Mn	P	Si	Ti
PS1-ja	47851,7	30694,8	108459,2	8861,0	7085,0	510,0	1334,5	206291,5	2808,8
PS2- ja	52450,4	33318,7	103073,5	8748,8	9437,4	629,5	1396,3	222586,0	2817,8
PS3- ja	56995,7	30908,1	137748,1	7889,0	8226,1	408,9	1493,6	222035,1	2802,5
PS1-av	51553,4	26315,3	110226,2	8454,2	7322,2	378,7	1375,7	232735,5	2406,3
PS2-av	48500,7	33917,4	103691,2	8289,2	6070,5	605,4	1263,7	217428,6	2879,8
PS3-av	55015,1	31091,5	126410,9	7908,8	4803,7	464,3	1609,4	218105,5	2607,0
PS1-ju	48493,7	33116,0	92487,4	9503,9	4225,4	541,5	1422,0	216927,9	2824,9
PS2-ju	55157,3	34326,9	105949,0	8834,7	7205,2	606,4	1439,9	225604,1	2906,3
PS3-ju	58755,6	32354,6	133041,1	7229,7	8263,7	423,3	1497,3	214037,6	2519,5
PS1-oc	64109,7	34402,4	99719,6	11533,1	8843,0	609,7	1616,3	246075,2	3466,3
PS2-oc	62956,8	32970,7	111962,1	9440,6	8940,2	563,1	1534,0	247204,3	3081,0
PS3-oc	57827,3	30437,6	90233,1	8063,4	7832,7	496,2	1265,0	227906,7	3259,9

3.10 Comparaison des teneurs en éléments majeurs dans les sols d'étude avec celles d'autres sols en Algérie et à l'étranger

Nos résultats concernant les teneurs en éléments majeurs dans PS1, PS2 et PS3 sont comparées à ceux de Graine et Ouaneche (2020) en Algérie, de Rudnick et Gao (2003),

Bravo-Martin-Consuegra *et al.* (2015) et ceux de Badawy *et al.* (2017) (Tab. 38). Ainsi nous pouvons remarquer que les quantités d'aluminium dans nos sols d'étude sont proches de celles

d'Egypte mais inférieures à celles de la composition moyenne de la croûte terrestre (UCC). Elles sont environ doublées en Espagne et triplé dans le sol de Mascara en Algérie. En revanche, les teneurs en Ca dans nos sols d'étude sont légèrement supérieures à celles du sol de Mascara, elles sont quatre fois supérieures à la moyenne de la croûte terrestre et de celles du sol d'Egypte, cependant, le sol espagnole est doublement pourvu en Ca par rapport à nos sols. Les teneurs en Fe sont similaires à celles de Mascara, elles ne sont pas loin de la moyenne de la croûte terrestre et de celle de l'Egypte mais elles dépassent largement celle d'Espagne.

Les moyennes en magnésium correspondent à la moitié environ de celles de la croûte terrestre et sont les plus basses comparées à Mascara, l'Espagne et l'Egypte.

Les teneurs en K sont également bien inférieures à la moyenne mondiale et également aux autres pays de comparaison. Quant au P, nos moyennes rejoignent celles de Mascara et sont le double de celle de la croûte terrestre et aussi celle d'Espagne.

Nos sols sont riches en Si dont les moyennes dépassent celles de Mascara et d'Egypte mais restent inférieures aux moyennes mondiales. Enfin, les moyennes en Ti sont similaires à celles d'Espagne mais inférieures à celles de Mascara et de la croûte terrestre, elles sont largement dépassées par celles enregistrées en Egypte.

Tableau 38. Comparaison des teneurs en éléments majeurs des sols de PS1, PS2 et PS3 avec celles obtenues en Algérie et dans d'autres régions dans le monde

Eléments	Annaba, Algérie			Mascara Algérie	Rudnick et Gao (2003) UCC	Espagne	Egypte
	PS1	PS2	PS3				
Al	53002,12	54766,3	57148,425	156432,228	81,510	138427	47240
Ca	102723,1	106168,95	121858,3	92190,396	25,660	215525	28160
Fe	31132,125	33633,425	31197,95	34082,731	39,200	17793	40900
Mg	6868,9	7913,325	7281,55	12221,783	14950	10725	10610
Mn	509,97	601,17	448,17	185,287	775	279	780
K	9588,05	8828,325	7772,725	13233,581	23244	13050	-
P	1437,125	1408,475	1466,325	1374,308	655	751	-
Si	225507,525	228205,75	220521,225	156432,228	311355	138427	-
Ti	2876,575	2921,225	2797,225	3891,567	3840	2818	8580

4 Conclusion

Les trois sols d'étude sont caractérisés par:

Une texture Limono-sableuse, (PS2 étant le moins riche en argile et en sable) ce qui leur confère une faible stabilité structurale. Une bonne porosité, un pH eau variable selon les saisons notamment dans PS1. Il est en général neutre à alcalin puis tend à diminuer pendant la période estivale ce qui dénote l'influence du climat sur les sols. La CE mesurée qualifie les trois sols de non salés, en revanche, son augmentation durant la période estivale et automnale peut être due au recours pendant cette période de sécheresse à l'irrigation par l'eau de la Seybouse qui est fortement minéralisée. L'humidité hygroscopique y est normale mais s'affaiblie en été. Quant à la matière organique, ses taux sont faibles dans les trois sols. Le relatif enrichissement relevé en été et en automne correspond à la fin de la production agricole qui se caractérise par des dépôts de parties de plantes non exploitées qui retombent sur le sol. Les trois sols sont modérément calcaires et très pauvres en phosphore assimilable. Il est très probable que la faible teneur en argile et le manque de matière organique dans ces sols soient à l'origine de ce déficit en P assimilable.

En ce qui concerne les ETM, leur quantification dans le sol est importante car parmi eux, certains sont des micronutriments (ex: Cu, Zn, Co, Ni, Mo...) qui jouent un rôle essentiel dans la croissance des plantes, la productivité, la fertilité des sols et la nutrition animale. Cependant, leur augmentation au-delà d'une certaine limite entraîne une diminution des rendements des plantes, et est à l'origine d'effets toxiques spécifiques (Patel *et al.*, 2015).

L'utilisation de la spectrométrie de fluorescence X, nous a révélé la teneur de 12 ETM les plus importants et les plus cités dans la littérature algérienne et étrangères et également 8 éléments majeurs pour compléments d'informations sur nos sols qui pourraient servir à d'autres recherches futures.

La quantification des ETM dans les parcelles d'El Hadjar (PS1), de Dréan (PS2) et de Chihani (PS3) nous permet de retenir les points suivants:

- les trois sols présentent une contamination élevée par le Cobalt qui dépasse la norme limite de 30. Ce seuil d'anomalie est doublé dans PS1 et PS3 et il est quadruplé dans PS2.
- les trois sols présentent une contamination modérée au chrome, elle est certes inférieure à la limite normative mais mérite une vigilance car elle dépasse la moyenne des sols mondiaux.
- le sol d'El Hadjar (PS1) est le moins pollué puisqu'il est contaminé uniquement par le Cobalt.
- le sol de Dréan (PS2) est le plus contaminé puisqu'il a dépassé les seuils d'anomalie pour l'antimoine, le Cadmium, le cobalt et le molybdène. Il renferme aussi, comme PS3, des teneurs non pas anormales mais inquiétantes en chrome et en cuivre.

L'ordre d'abondance des ETM dans les trois sols se présente comme suit:

PS1: Ba > Cr > Zn > Co > Pb > Cu > Sb > Mo > Cd, Hg, Ni, Se.

PS2: Ba > Co > Cr > Zn > Cu > Pb > Sb > Cd > Mo > Hg, Ni, Se.

PS3: Ba > Cr > Zn > Co > Cu > Pb > Sb > Mo > Cd, Hg, Ni, Se.

Quant aux éléments majeurs, la même tendance d'abondance des éléments majeurs est observée dans les trois sols à savoir: Si > Ca > Al > Fe > K > Mg > Ti > P > Mn. Cette tendance semble correspondre à l'ordre d'abondance de ces éléments dans la croûte terrestre sauf pour le Calcium dont les teneurs sont supérieures à celles de l'aluminium et du fer.

CHAPITRE III.

EFFET DE L'IRRIGATION *EX-SITU* PAR L'EAU DE OUED SEYBOUSE SUR LA TENEUR EN ETM DU SOL DE LA PARCELLE D'EL HADJAR

CHAPITRE III. EFFET DE L'IRRIGATION *EX-SITU* PAR L'EAU DE OUED SEYBOUSE SUR LA TENEUR EN ETM DU SOL DE LA PARCELLE D'EL HADJAR

Rappelons que l'objectif du présent essai était de voir si l'irrigation par l'eau de la Seybouse pouvait affecter les teneurs en ETM d'un sol agricole. Le sol en question est celui prélevé de la parcelle d'El Hadjar (PS1). L'essai est conduit en conteneurs remplis de 1 kg de sol agricole. Chaque conteneur est irrigué à la capacité au champ tous les trois jours par l'eau de la Seybouse prélevée des trois stations ayant fait l'objet de l'étude précédente (cf. chapitre 1), à savoir la station d'El Hadjar (S1), celle de Dréan (S2) et celle de Chihani (S3). Au bout du 10^{ème} et du 30^{ème} arrosage, soit au bout du premier et du troisième mois, les dosages des ETM sont effectués par la technique de spectrométrie de fluorescence X sur les échantillons du sol homogénéisés, séchés et tamisés. Le même protocole est suivi pendant deux périodes d'essai ; une période estivale (juillet, août et septembre 2019) (E1) suivie d'une période hivernale (janvier, février, mars 2020) (E2). L'essai de la première période s'est déroulé en parallèle avec l'expérience du chapitre 2, par conséquent les résultats relatifs aux teneurs des ETM du mois de juillet ont servi de références témoins avant l'irrigation expérimentale.

1 Résultats des dosages des ETM dans le sol d'El Hadjar irrigué par l'eau des trois stations de la basse Seybouse (S1, S2 et S3).

Les résultats des dosages des ETM prédéfinis dans cette étude à savoir Hg, Ni, Se, Sb, Ba, Cd, Cr, Co, Cu, Mo, Pb, Zn. par spectrométrie de fluorescence X sont exprimés par le tableau 2. Il est à noter que toutes les valeurs présentées en surbrillance beige sont des valeurs inférieures aux limites de détection de l'appareil. Les teneurs de quelques éléments majeurs sont également discutées.

1.1 Le Mercure, le Nickel et le Sélénium

Comme dans le cas des dosages effectués durant toute l'année 2019 sur les sols des trois parcelles d'étude PS1, PS2 et PS3 (cf. chap. 2), les teneurs en Hg, Ni et Se (Tab. 39) dans le sol de PS1 irrigué expérimentalement pendant les périodes estivale et hivernale, et quelle que soit l'origine de l'eau d'irrigation, sont en dessous de la valeur de détection de l'appareil, elles sont, par conséquent, considérées comme nulles.

1.2 L'Antimoine

Avant l'irrigation, le sol d'El Hadjar ne contenait pas de Sb, les teneurs n'y étaient pas détectées, mais à l'issue du troisième mois d'irrigation par l'eau de S1, la valeur de 9,67 mg/kg de MS est enregistrée (Tab. 39, Fig. 82). Les teneurs sont nulles dans tous les autres traitements de la période estivale ainsi que ceux de la période hivernale. Nous avons noté dans le chapitre précédent que les teneurs en Sb étaient très variables selon les saisons et que les trois sols en contenaient avec une prédominance dans le sol de Chihani. Il est probable que l'eau de S1 se soit enrichie en Sb durant les mois de juillet, août et septembre et a engendré cette accumulation de Sb pendant cette phase estivale de l'expérience. Selon Kabata-Pendias et Pendias (2001), Sb est très mobile dans l'environnement, donc sa présence courante et variable dans l'eau pourrait être l'explication de sa teneur élevée à l'issue du troisième mois d'irrigation estivale dans notre essai.

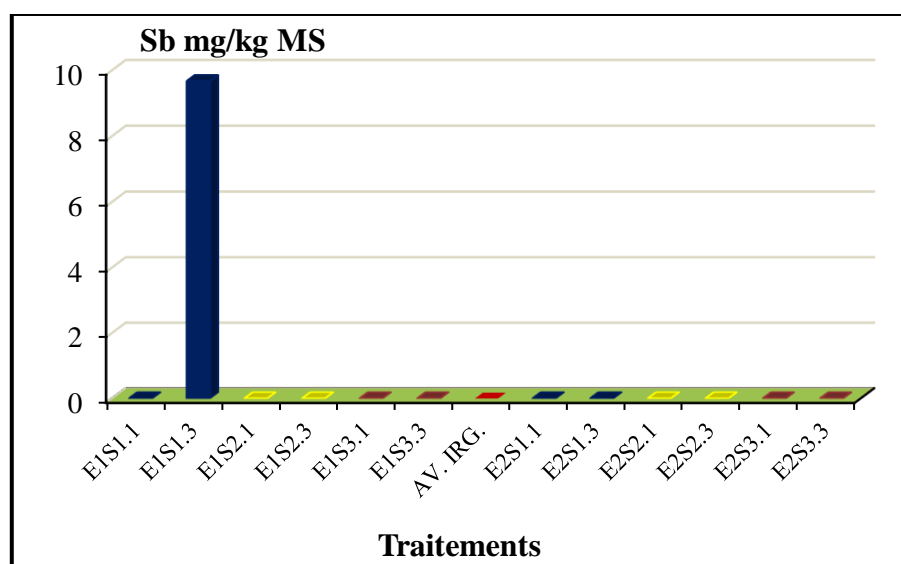


Figure 81. Teneurs en Sb du sol d'El Hadjar en fonction de la provenance de l'eau d'irrigation

E1: essai 1, E2 : essai 2, S1: eau provenant de la station d'El Hadjar, S2: eau provenant de la station de Dréan et S3: eau provenant de la station de Chihani, 1 et 3: premier et troisième mois d'irrigation, AV. IRG: teneur témoin avant irrigation

1.3 Le Baryum

Les teneurs en Ba en fonction des traitements sont exprimées dans le tableau 39 et la figure 83. Ses valeurs ne diffèrent significativement ($P < 0,05$) ni selon la provenance de l'eau d'irrigation (S1, S2, S3) ni entre les durées de l'irrigation (un mois, trois mois), ni entre les périodes d'irrigation (estivale, hivernale). Le baryum semble conserver ses teneurs normales même après trois mois d'irrigation avec l'eau de S1, de S2 et de S3.

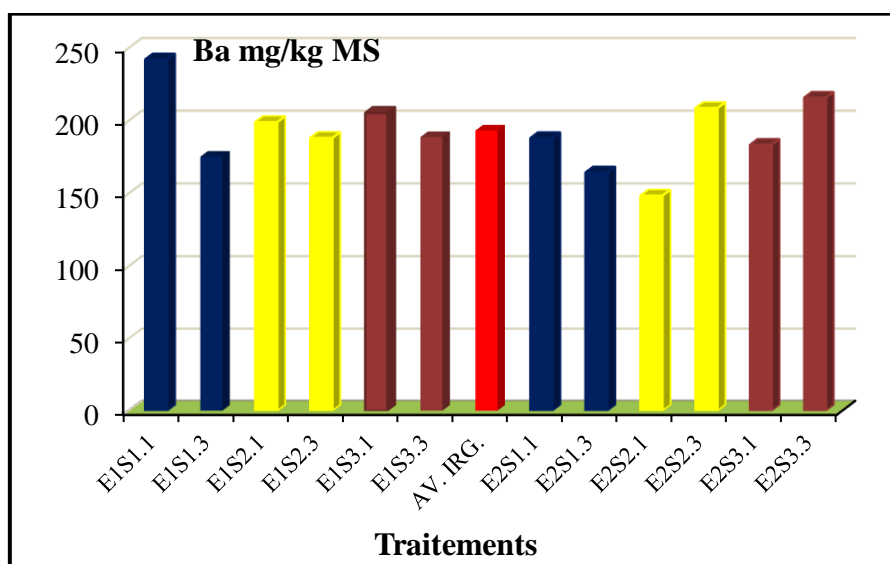


Figure 82. Teneurs en Ba du sol d'El Hadjar en fonction de la provenance de l'eau d'irrigation

E1: essai 1, E2 : essai 2, S1: eau provenant de la station d'El Hadjar, S2: eau provenant de la station de Dréan et S3: eau provenant de la station de Chihani, 1 et 3: premier et troisième mois d'irrigation, AV. IRG: teneur témoin avant irrigation

1.4 Le Cadmium

Les teneurs en Cd (Tab. 39, Fig. 84) avant l'irrigation étaient non détectables donc nulles mais dès le premier mois d'irrigation, ces teneurs se sont élevées à 5,04 mg/kg de MS dans l'échantillon de sol arrosé par l'eau provenant de S1 pendant la phase estivale et aussi dans l'échantillon de sol arrosé à l'eau de la station S2 au troisième mois d'arrosage dans les deux périodes de l'expérience. L'analyse des ETM dans les sols agricoles avoisinant la Seybouse durant l'année 2019 (chap. 2) avaient révélé une pollution par le Cadmium de la parcelle de Dréan.

Dans la présente expérience qui s'est déroulée *ex-situ*, la contamination du sol d'El Hadjar par le Cd est évidente, elle ne pourrait être engendrée que par l'eau d'irrigation provenant non seulement de la station d'El Hadjar mais surtout de la station de Dréan.

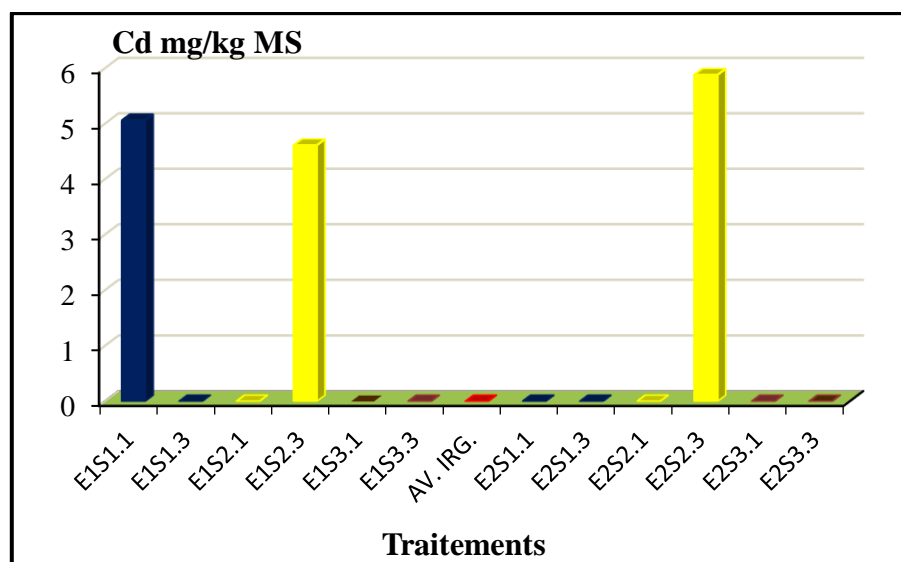


Figure 83. Teneurs en Cd du sol d'El Hadjar en fonction de la provenance de l'eau d'irrigation

E1: essai 1, E2 : essai 2, S1: eau provenant de la station d'El Hadjar, S2: eau provenant de la station de Dréan et S3: eau provenant de la station de Chihani, 1 et 3: premier et troisième mois d'irrigation, AV. IRG: teneur témoin avant irrigation

1.5 Le chrome

Les teneurs en Cr (Tab. 39, Fig. 85) ne semblent pas être influencées par l'eau d'irrigation. En effet, quelle que soit la provenance de l'eau d'irrigation, les teneurs en Cr du sol d'étude irrigué ne s'éloignent pas de celles du sol avant irrigation, aucune différence significative n'est enregistrée.

1.6 Le Cobalt

Les teneurs en Co (Tab. 39, Fig. 86) dans le sol d'étude obtenues au bout du premier et du troisième mois d'irrigation, pendant les deux périodes expérimentales, sont assez variables mais elles sont toutes supérieures à la teneur témoin. Néanmoins, celles obtenues avec l'eau d'irrigation provenant de S2 sont les plus faibles alors que nous avons conclu dans l'étude précédente (Chap. 2) que le sol de PS2 était le plus contaminé en Co durant l'année 2019 entière. Dans la présente étude, c'est l'eau de S2 utilisée comme eau d'irrigation qui donne les accumulations les plus faibles en Co. Ceci nous apporte des informations supplémentaires sur les apports que peuvent engendrer les eaux d'irrigation notamment celles provenant des oueds car ces derniers sont toujours en mouvement continu et leur contenu dépend des éléments qu'ils charient tout au long de leur parcours.

Les teneurs élevées obtenues avec l'eau de la station S1 et celle de la station S3 comme eau d'irrigation confirment bien que le cobalt s'est accumulé dans le sol d'El Hadjar à partir de ces

eaux d'irrigation. Cette accumulation de Co est quatre fois supérieure à la teneur norme et près du double de la teneur témoin du sol d'étude.

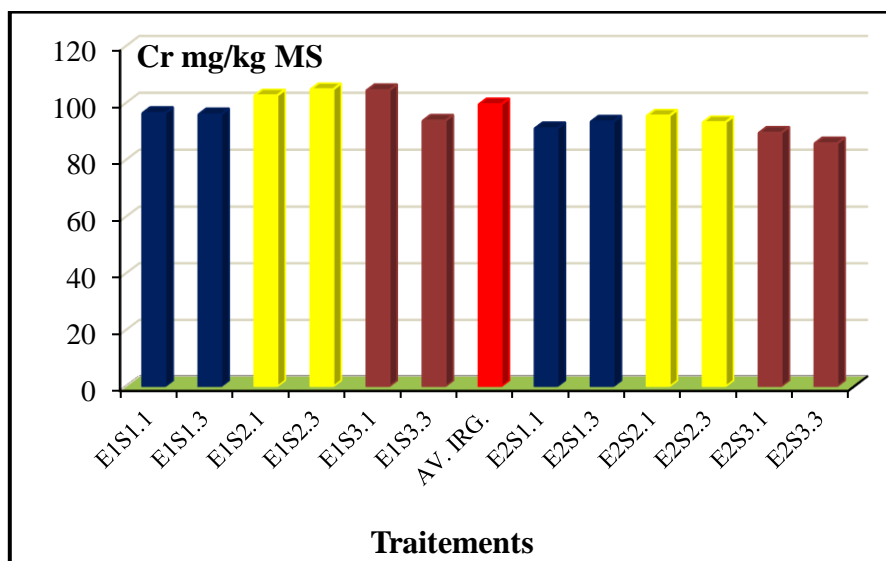


Figure 84. Teneurs en Cr du sol d'El Hadjar en fonction de la provenance de l'eau d'irrigation

E1: essai 1, E2 : essai 2, S1: eau provenant de la station d'El Hadjar, S2: eau provenant de la station de Dréan et S3: eau provenant de la station de Chihani, 1 et 3: premier et troisième mois d'irrigation, AV. IRG: teneur témoin avant irrigation

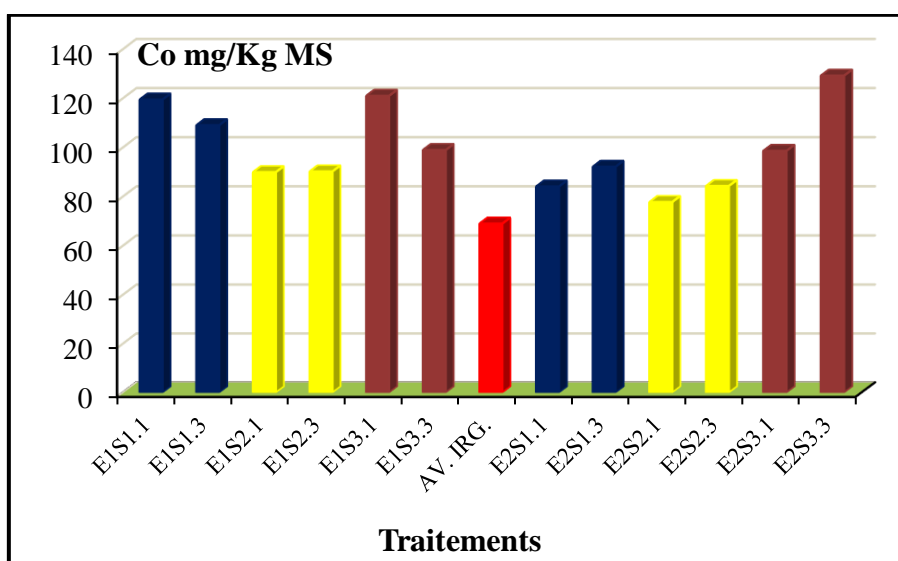


Figure 85. Teneurs en Co du sol d'El Hadjar en fonction de la provenance de l'eau d'irrigation

E1: essai 1, E2 : essai 2, S1: eau provenant de la station d'El Hadjar, S2: eau provenant de la station de Dréan et S3: eau provenant de la station de Chihani, 1 et 3: premier et troisième mois d'irrigation, AV. IRG: teneur témoin avant irrigation

1.7 Le Cuivre

A la suite du déroulement de l'essai d'irrigation, les teneurs en Cu du sol d'étude ont toutes plus ou moins diminué par rapport à la valeur témoin sans trop s'en éloigner (Tab. 39, Fig. 87). Ces teneurs ne diffèrent pas significativement ni selon la source d'eau d'irrigation, ni selon la durée de l'irrigation ou la période de l'essai. Il ressort de ce résultat, que les quantités enregistrées dans le sol d'étude proviennent du sol lui même et qu'il n'y a pas eu d'accumulation de Cu suite à l'irrigation.

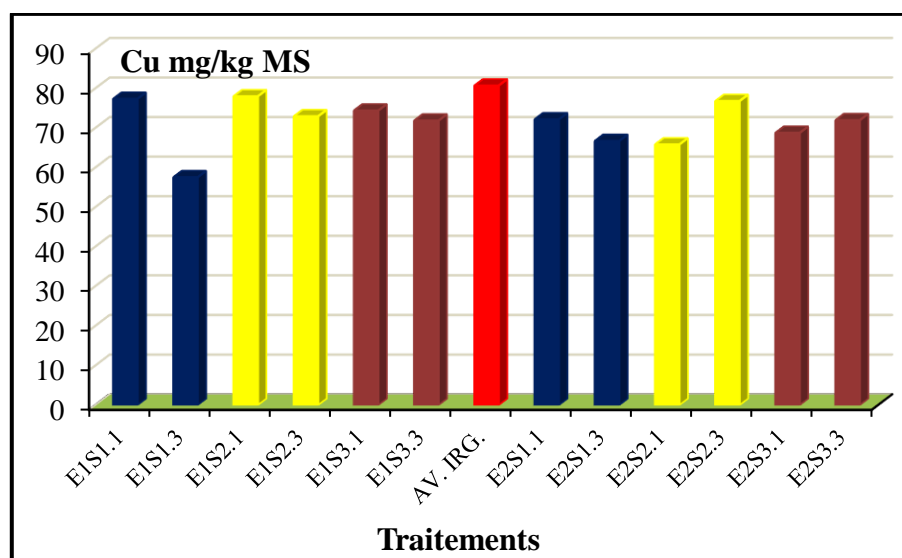


Figure 86. Teneurs en Cu du sol d'El Hadjar en fonction de la provenance de l'eau d'irrigation

E1: essai 1, E2 : essai 2, S1: eau provenant de la station d'El Hadjar, S2: eau provenant de la station de Dréan et S3: eau provenant de la station de Chihani, 1 et 3: premier et troisième mois d'irrigation, AV. IRG: teneur témoin avant irrigation

1.8 Le Molybdène

Le Mo n'est pas détecté dans tous les traitements. La teneur en Mo du sol d'étude (Tab. 39, Fig. 88) était nulle au moment du démarrage de l'essai, mais après trois mois d'irrigation pendant la phase estivale, une accumulation du molybdène est enregistrée suite à l'irrigation par l'eau des trois provenances tandis que durant la phase hivernale, une accumulation est obtenue dès le premier mois d'irrigation avec également l'eau des trois provenance. Ce qui confirme que ces apports de Mo proviennent de l'eau d'irrigation.

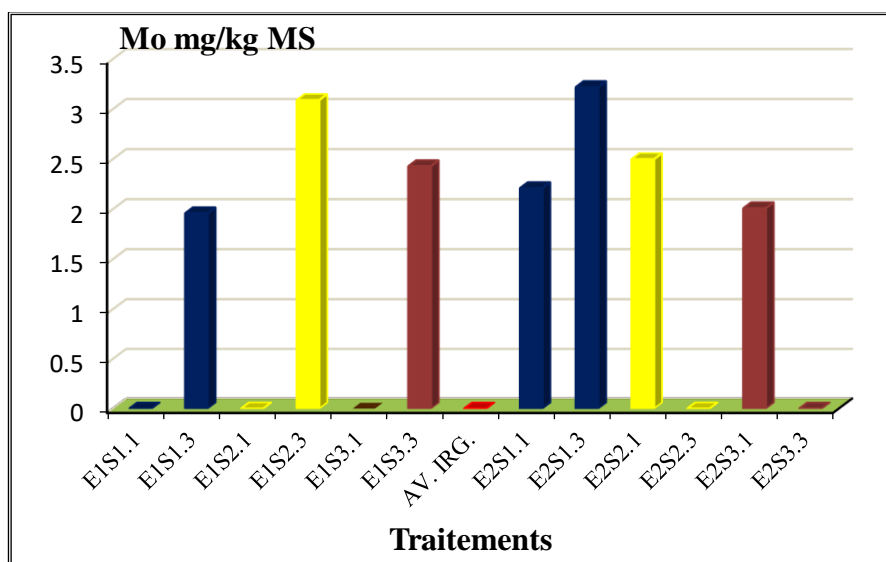


Figure 87. Teneurs en Mo du sol d'El Hadjar en fonction de la provenance de l'eau d'irrigation

E1: essai 1, E2 : essai 2, S1: eau provenant de la station d'El Hadjar, S2: eau provenant de la station de Dréan et S3: eau provenant de la station de Chihani, 1 et 3: premier et troisième mois d'irrigation, AV. IRG: teneur témoin avant irrigation

1.9 Le Plomb

Les teneurs en Plomb après irrigation durant les deux périodes d'essai (Tab. 39, Fig. 89) oscillent entre 15,88 et 22,72 mg/kg MS, dans cet intervalle figure la teneur témoin qui est de 21 mg/kg MS, ce qui indique l'absence d'apport de plomb par les eaux d'irrigation.

1.10 Le Zinc

L'irrigation avec l'eau des trois stations de la Seybouse n'a pas influencé les teneurs en Zn du sol d'étude (Tab. 39, Fig. 90). Elles ne varient pratiquement pas par rapport à celles du témoin.

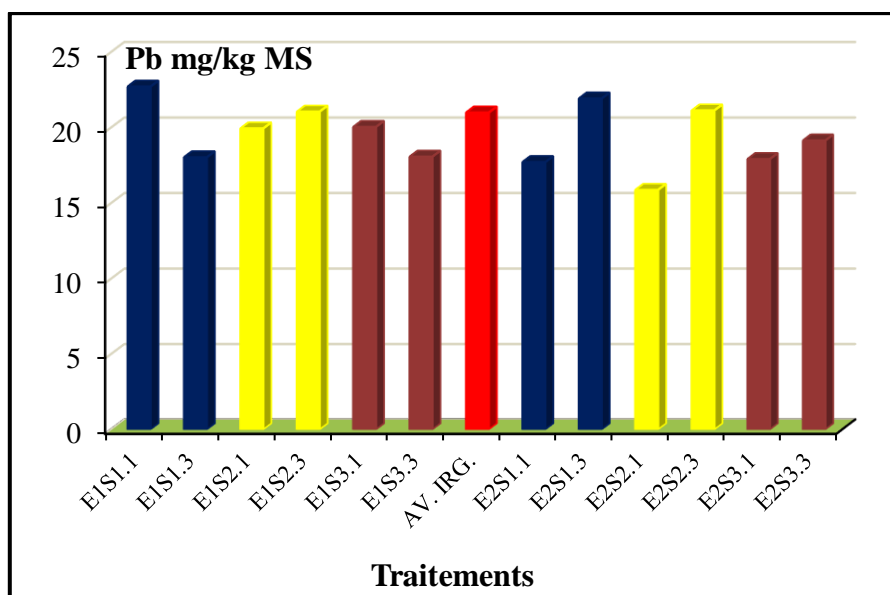


Figure 88. Teneurs en Pb du sol d'El Hadjar en fonction de la provenance de l'eau d'irrigation

E1: essai 1, E2 : essai 2, S1: eau provenant de la station d'El Hadjar, S2: eau provenant de la station de Dréan et S3: eau provenant de la station de Chihani, 1 et 3: premier et troisième mois d'irrigation, AV. IRG: teneur témoin avant irrigation

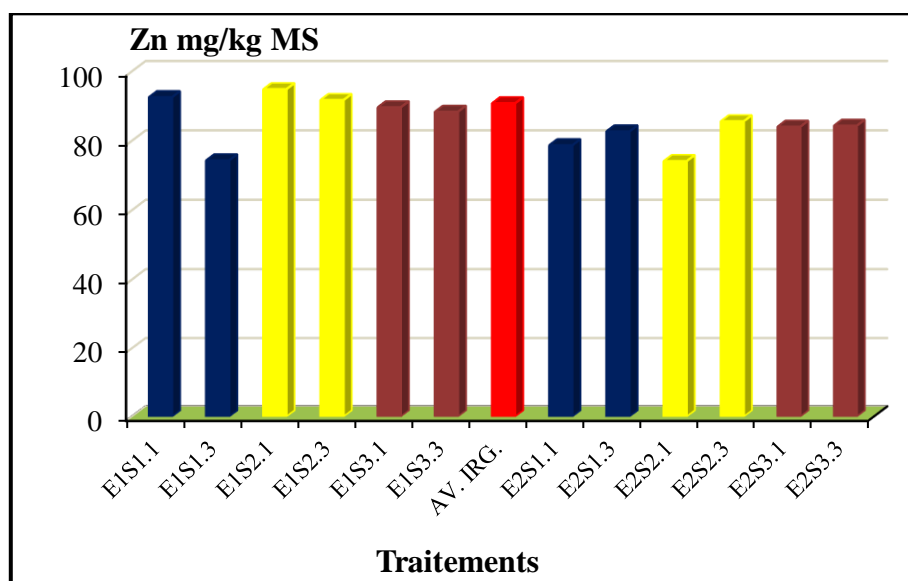


Figure 89. Teneurs en Zn du sol d'El Hadjar en fonction de la provenance de l'eau d'irrigation

E1: essai 1, E2 : essai 2, S1: eau provenant de la station d'El Hadjar, S2: eau provenant de la station de Dréan et S3: eau provenant de la station de Chihani, 1 et 3: premier et troisième mois d'irrigation, AV. IRG: teneur témoin avant irrigation.

Tableau 39 . Teneurs en ETM du sol d'El Hadjar irrigué expérimentalement par l'eau la Seybouse provenant des trois stations d'étude

(S1: station d'El Hadjar, S2; station de Dréan, S3: station de Chihani)

Eléments	Sb	Ba	Cd	Cr	Co	Cu	Hg	Mo	Ni	Pb	Se	Zn
Avant irrigt.	<LOD	193,2	<LOD	99,5	69,0	80,7	<LOD	< LOD	< LOD	21,0	<LOD	90,8
Période estivale												
E1.S1.1	<LOD	242,09	5,06	96,45	119,50	77,35	<LOD	<LOD	<LOD	22,72	<LOD	92,55
E1.S1.3	9,67	175,20	<LOD	95,98	109,05	57,53	<LOD	1,96	<LOD	18,04	<LOD	74,34
E1.S2.1	<LOD	199,00	<LOD	102,63	89,94	77,99	<LOD	<LOD	<LOD	19,95	<LOD	94,85
E1.S2.3	<LOD	188,11	4,61	104,80	90,22	72,94	<LOD	3,09	<LOD	21,06	<LOD	91,74
E1.S3.1	<LOD	205,38	<LOD	104,45	121,01	74,39	<LOD	<LOD	<LOD	20,05	<LOD	89,63
E1.S3.3	<LOD	188,68	<LOD	93,75	98,95	71,85	<LOD	2,43	<LOD	18,08	<LOD	88,35
Période hivernale												
E2.S1.1	<LOD	187,98	<LOD	91,07	84,11	72,16	<LOD	2,21	<LOD	17,72	<LOD	78,69
E2.S1.3	<LOD	164,35	<LOD	93,42	92,14	66,70	<LOD	3,22	<LOD	21,93	<LOD	82,69
E2.S2.1	<LOD	148,42	<LOD	95,52	77,76	65,82	<LOD	2,5	<LOD	15,88	<LOD	74,12
E2.S2.3	<LOD	208,65	5,88	93,20	84,30	76,80	<LOD	<LOD	<LOD	21,14	<LOD	85,60
E2.S3.1	<LOD	183,37	<LOD	89,50	98,60	68,75	<LOD	2,01	<LOD	17,92	<LOD	84,04
E2.S3.3	<LOD	215,74	<LOD	85,78	129,21	71,96	<LOD	<LOD	<LOD	19,15	<LOD	84,33

E1 : essai de la période estivale, E2 : essai de la période hivernale, S1 : sol d'El Hadjar irrigué par l'eau de S1, S2 : sol d'El Hadjar irrigué par l'eau de S2, S3: sol d'El Hadjar irrigué par l'eau de S3, 1: résultats après 1mois d'irrigation, 3: résultats après 3 mois d'irrigation, Avant irgt. : valeurs des éléments avant l'irrigation expérimentale

2 Résultats des dosages des éléments majeurs dans le sol d'El Hadjar irrigué par l'eau des trois stations de la basse Seybouse (S1, S2 et S3).

Les teneurs en éléments majeurs de PS1 irrigué par l'eau de S1, S2 et S3 ne varient pas beaucoup par rapport aux teneurs du sol avant irrigation *ex-situ* (Tab. 40). Dans tous les cas, ces teneurs ont légèrement diminué par rapport à celles qui caractérisaient le sol avant le démarrage de l'expérience sauf pour le calcium où elles ont dépassé les teneurs témoins sans pou autant marquer des différences significatives.

Tableau 40 . Teneurs en éléments majeurs du sol d'El Hadjar irrigué expérimentalement par l'eau la Seybouse provenant des trois stations d'étude (S1: station d'El Hadjar, S2; station de Dréan, S3: station de Chihani)

Echantillons	Eléments (mg/kg de MS)								
	Al	Fe	Ca	K	Mg	Mn	P	Si	Ti
Avant Irrig.	48493,7	33116	92487,4	9503,9	4225,4	541,5	1422	216927,9	2824,9
Période estivale									
E1S1.1	35391,69	30367,83	92660,49	9443,79	2368,45	482,97	1326,73	175818,75	2678,69
E1S1.3	26521,28	28041,04	97105,56	8334,70	<LOD	334,76	1274,66	160564,22	2466,25
E1S2.1	34409,64	30686,34	96746,33	9179,51	3849,29	445,93	1349,21	174769,59	2803,58
E1S2.3	33148,88	31311,93	100182,62	9278,33	2350,41	425,40	1410,71	175401,53	2672,19
E1S3.1	37411,72	32326,15	97323,36	9601,44	2922,52	444,87	1361,47	184882,78	2898,12
E1S3.3	35437,89	30476,80	98778,39	8960,42	5857,15	557,49	1301,58	179583,16	2687,56
Periode hivernale									
E2S1.1	34996,93	29122,81	95614,38	8999,68	4409,33	466,90	1305,80	182416,38	2541,48
E2S1.3	33441,82	30755,26	104627,78	8873,06	6069,53	540,50	1340,21	181613,50	2570,40
E2S2.1	33190,55	27816,10	96117,14	8845,38	<LOD	383,27	1332,33	180527,34	2510,71
E2S2.3	35820,34	30209,60	94352,32	9034,88	4257,07	539,53	1395,31	183824,92	2583,26
E2S3.1	33570,65	29515,64	90226,34	8831,57	1806,84	385,39	1285,61	187604,28	2504,98
E2S3.3	31418,14	28643,29	105765,29	8201,21	3110,45	429,73	1207,46	170768,13	2311,00

E1 : essai de la période estivale, E2 : essai de la période hivernale, S1 : sol d'El Hadjar irrigué par l'eau de S1, S2 : sol d'El Hadjar irrigué par l'eau de S2, S3: sol d'El Hadjar irrigué par l'eau de S3, 1: résultats après 1mois d'irrigation, 3: résultats après 3 mois d'irrigation, Avant irigt. : valeurs des éléments avant l'irrigation expérimentale

3 Discussion et conclusion

Nous avons vu que dans les sols agricoles, les ETM peuvent être naturellement présents avec des teneurs en lien avec leur fond géochimique. Ces teneurs dépendent aussi des retombées atmosphérique dont l'origine peut être naturelle (volcanisme, poussières) ou anthropique (industries, transports, engrais, produits phytosanitaires, etc.). Les ETM s'incorporent dans la chaîne alimentaire par les plantes qui les absorbent. En consommant ces plantes ou les animaux nourris par ces plantes, l'homme s'expose ainsi à ces contaminants dangereux pour sa santé.

L'accumulation des ETM suite à l'irrigation avec des eaux d'oueds pollués ou des eaux usées brutes ainsi que le transfert de la fraction biodisponible de ces substances vers les cultures irriguées sont souvent constatés (Huerta *et al.*, 2002; Aleem et Malik, 2003; Dère *et al.*, 2006).

Comme dans la plupart des grands cours d'eau algériens, Oued Seybouse est utilisé "illicitement" pour l'irrigation de plusieurs champs de cultures. Dans la présente étude, nous avons montré que les eaux de cet oued dans l'irrigation constituent un risque pour les cultures et par conséquent pour le consommateur. Ainsi, nous avons montré que l'eau d'irrigation est susceptible d'influencer la composition en ETM du sol agricole. En effet, le sol d'El Hadjar irrigué à l'eau de la Seybouse provenant des trois stations a vu sa composition en ETM modifiée en l'espace d'un à trois mois d'irrigation. Nous pouvons noter une accumulation d'antimoine causée par l'eau de S1, un apport de cadmium provenant non seulement de S1 mais surtout de S2, un apport significatif de cobalt à partir de l'eau des trois stations notamment l'eau de S3 et S1 et dans une moindre mesure à partir de l'eau de S2 et aussi un apport de molybdène avec l'eau des trois provenances. Le sol d'El Hadjar qui était qualifié comme étant le sol le moins pollué en ETM car contaminé uniquement par le cobalt (cf. chap. 2 p.) s'est avéré, lors de cet essai, affecté par une accumulation du cobalt, de l'antimoine, du cadmium, et du molybdène qui proviennent des eaux avec lesquelles il a été arrosé. En revanche, la diminution non significative des concentrations en éléments majeurs serait due à leur dilution suite à l'irrigation.

Dans ce même contexte, Benfarhi (2023) a relevé les mêmes constatations concernant l'Oued El Gourzi dans la wilaya de Batna et a mis en évidence les dangers potentiels associés à l'emploi d'eau polluée dans l'irrigation des cultures. En accord avec Zeghib-Zouita (2022) qui a examiné les effets de l'irrigation par les eaux polluées de l'Oued Mekerra sur les cultures maraîchères largement consommées, nous soulignons l'importance de contrôler la qualité de l'eau d'irrigation pour protéger la santé publique et l'environnement.

CHAPITRE IV.

**EFFET DE L'IRRIGATION PAR L'EAU DE
LA SEYBOUSE SUR LA CROISSANCE ET
LE STATUT SYMBIOTIQUE DU HARICOT
COMMUN (*PHASEOLUS VULGARIS L.*)**

CHAPITRE IV. EFFET DE L'IRRIGATION PAR L'EAU DE LA SEYBOUSE SUR LA CROISSANCE ET LE STATUT SYMBIOTIQUE DU HARICOT COMMUN (*PHASEOLUS VULGARIS L.*)

1 Quelques rappels

Dans ce volet de notre travail, nous nous sommes intéressés à la microflore symbiotique du sol dont les interactions bénéfiques mutuelles ne sont plus à démontrer. Dans ce contexte, l'expérience a consisté à rechercher un éventuel effet de l'eau d'irrigation provenant de Oued Seybouse sur les paramètres de croissance et aussi les possibilités d'associations symbiotiques du haricot commun élevé en pots sur le sol agricole de la parcelle d'El Hadjar (PS1).

Les caractéristiques physico-chimiques du sol d'étude (PS1) ont déjà été présentées dans le chapitre 2 de la partie 3. Nous reproduisons dans le tableau 41 ci après, les principaux paramètres réévalués lors du déroulement de la présente expérience (du mois de février au mois de mai de la même année) par "ASMIDAL"(Groupe Industriel Engrais et Produits Phytosanitaire) d'Annaba. Ainsi le sol de la parcelle d'étude possède une texture Limono-sableuse, un pH neutre, une conductivité électrique faible, un taux de matière organique limite. C'est un sol modérément calcaire, pauvre en phosphore assimilable et en azote total.

Tableau 41: Caractéristiques physico- chimiques du sol d'étude

granulométrie			pH	CE (µS/m)	MO (%)	Calcaire total %	Calcaire actif (%)	P total mg/kg	P assimilable mg/kg	N (%) Kjeldhal
Argile (%)	Sable (%)	Limon (%)								
20	36	44	7,82	227	2,39	23,54	7,74	1437	40,5	0.147

2 Effet de l'irrigation par l'eau de la Seybouse sur les paramètres de croissance du haricot

La culture en pots pendant quatre mois, sur le sol de la parcelle d'El Hadjar, des plants de haricot prégermés axéniquement et irrigués soit à l'eau de la Seybouse (IS) ou à l'eau du robinet utilisée comme eau témoin (IR) a donné les résultats suivants:

2.1 Taux de mortalité

Au cours de ce travail, nous avons été confrontés à une mortalité des plantules irriguées à l'eau de l'oued qui a atteint 18,75% par pourriture de collet contre 6,25% de mortalité pour les plantules témoins.

2.2 Les caractéristiques morphométriques

Le dispositif expérimental adopté étant en deux blocs aléatoires: le bloc des plants de haricot irrigués à l'eau de l'oued Seybouse et le bloc des témoins irrigués à l'eau du robinet. Les valeurs des paramètres de croissance sont représentées par les moyennes \pm l'écart type. L'analyse des données a été réalisée par ANOVA à deux facteurs. Les comparaisons entre les différentes données ont été effectuées par le test Tukey à 5% de probabilité en utilisant le logiciel MiniTab 16.

Les valeurs moyennes de la hauteur (H), des poids de matière fraîche (PFA) et sèche (PSA) de la partie aérienne et du poids de matières fraîches de la partie racinaire (PFR), la longueur racinaire (LR) ainsi que le nombre moyen des feuilles (NF) sont présentées dans le tableau 42. Ces résultats montrent que les plants arrosés à l'eau du robinet ont leurs poids frais et secs significativement supérieurs ($P < 0,05$) comparés à ceux des plants ayant été arrosés à l'eau de la Seybouse. En revanche, les différences ne sont pas significatives entre les traitements pour la hauteur ($P > 0,05$) et pour le nombre de feuilles qui est légèrement plus élevé chez les plants arrosés par l'eau de la Seybouse, mais elles sont cependant plus petites.

En ce qui concerne la longueur moyenne et le poids frais moyen du système racinaire, des différences significatives sont également notées ($P < 0,05$) entre les deux traitements. Ces paramètres sont nettement diminués lorsque les plants sont irrigués à l'eau de la Seybouse (Tab. 42, Fig. 91, Fig. 92).

Tableau 42 . Caractéristiques morphométriques des plantules de haricot en fonction de l'eau d'arrosage

Paramètres	Arrosage à l'eau de la Seybouse	Arrosage à l'eau du robinet
Hauteur (cm)	34,31 ± 4,77	36,65 ± 6,13
Poids frais (g) moyen de la partie aérienne	0,79 ± 0,26	1,35 ± 0,37
Poids sec (g) moyen de la partie aérienne	0,68 ± 0,24	1,23 ± 0,17
Nombre moyen de feuilles par plant	9,625 ± 2,77	9,125 ± 1,25
Longueur racinaire moyenne (cm)	30,05 ± 4,91	36,33 ± 5,65
Poids frais moyen de la partie racinaire (g)	2,35 ± 0,54	2,73 ± 0,41

**Figure 90.** Vue des plants de haricot âgés de quatre mois (photo Elostah, 2019)

A : irriguées à l'eau du robinet, B : irriguées à l'eau de la Seybouse.

**Figure 91:** Les plantules de haricot après dépotage (photo Elostah, 2019)

A : plantes irriguées à l'eau du robinet B : plantes irriguées par l'eau de la Seybouse.

2.3 Effet de l'irrigation par l'eau de la Seybouse sur les paramètres symbiotiques

2.3.1 Le nombre de nodules formés

Le nombre moyen de nodules formés a été compté au moment du dépotage (Tab. 43), il est assez faible chez toutes les plantules, cependant une différence hautement significative existe entre les deux types d'irrigations étudiées. 35 nodules par pot sont formés chez les plants irrigués à l'eau du robinet soit une moyenne de 8.75 ± 1.89 et 21 nodules chez ceux irrigués à l'eau de la Seybouse avec une moyenne de 5.25 ± 2.22 . Il faut noter aussi que le calibre des nodules dans le sol irrigué à l'eau de la Seybouse est beaucoup plus petit que chez ceux du traitement témoin.

2.3.2 La colonisation mycorhizienne

L'évaluation de la colonisation par les CMA des racines de *Phaseolus vulgaris* révèle la présence des différentes structures endomycorhiziennes (hyphes, vésicules et arbuscules) dans les deux traitements (Fig. 93). Les vésicules sont abondantes comparées aux structures arbusculaires. Elles sont sous deux formes :

- Forme ovoïde et de grande taille.
- Forme granuleuses, de petites tailles, groupées massivement dans la racine.

Le taux de colonisation "H%" dépasse les 60% pour les deux traitements (Tab.43) ce qui prouve que le sol d'étude renferme des CMA capables de coloniser les racines du haricot et confirme les possibilités symbiotiques de cette espèce déjà rapportées par plusieurs auteurs (Saadalla *et al*, 2001; Alkama, 2010; Mansouri, 2020).

La teneur arbusculaire de la colonisation dans la partie mycorhizée du système racinaire "A%" est relativement basse dans les deux traitements mais demeure plus élevée chez les plants irrigués par l'eau du robinet. En revanche, le taux de vésiculaire "V%" est plus élevé chez les plantules irriguées à l'eau de la Seybouse

Tableau 43. Nombre moyen de nodules et taux de colonisation par les champignons mycorhiziens arbusculaires en fonction de l'eau d'arrosage

Paramètres symbiotiques	Arrosage à l'eau de la Seybouse	Arrosage à l'eau du robinet
Nombre de nodules par plant	5,25 ± 2,22	8,75 ± 1,89
Taux de colonisation par les CMA	60,00 ± 2,68	75,56 ± 2,97
Taux d'arbuscules	19,31 ± 10,23	24,31 ± 3,99
Taux de vésicules	34,31 ± 6,66	25,14 ± 4,54

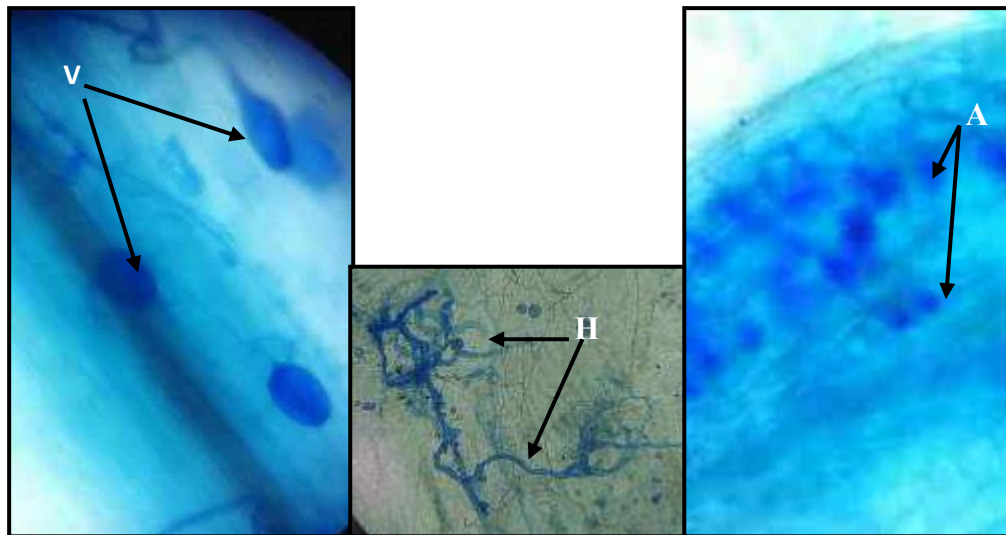


Figure 92. Structures mycorhiziennes observées dans les racines du Haricot

(V) vésicules, (H) hyphes, (A) arbuscules

3 Discussion et conclusion

L'eau d'irrigation, qu'elle provienne de rivières ou de sources ou qu'elle soit pompée dans les nappes, n'est jamais pure; elle contient des sels dissous qui, suivant leur concentration, peuvent affecter les sols et les cultures (Landreau et Monition, 1977). En effet, l'eau d'irrigation provenant de la station d'El Hadjar (cf, Partie 3, chapitre 2) utilisée dans la présente étude est caractérisée par un pH neutre à alcalin durant l'expérience, elle est fortement minéralisée durant la majorité des mois de l'année. Elle se charge de MES durant la période de crue (période de l'expérience) dépassant les 1,6 g/l. C'est une eau qualifiée de mauvaise pour ses teneurs en ammonium (NH_4^+), en nitrites (NO_2^-) et en orthophosphates (PO_4^{3-}). C'est donc une eau chargée de polluants provenant des rejets urbains ou industriels ou des engrais phosphatés des champs agricoles du bassin versant. Quant aux métaux lourds. C'est une eau polluée en aluminium durant l'année et en plomb durant la période automnale. Tous ces facteurs constituent des contraintes possibles pour la croissance de la plante. En effet, comme le montrent nos résultats, l'arrosage à l'eau de la Seybouse a affecté négativement les paramètres de croissance des plantules de haricot.

Dès le début de l'expérience, des infections au niveau du collet des plantules ont engendré des taux de mortalité nettement plus élevés chez les plantules arrosées à l'eau de la Seybouse. Cette mortalité accrue serait due probablement à la charge en microorganismes pathogènes de l'eau de la Seybouse comme démontré par plusieurs auteurs (Chaoui, 2013; Reggam, 2015; Aissaoui *et al.*, 2017, Charchar *et al.* 2018...) ou aux apports d'éléments nutritifs et de matières organiques qui favoriseraient la prolifération des microorganismes pathogènes contenus dans le sol d'étude tel que les *Pithium* ou les *Fusarium* qui envahissent la plante dans la phase précoce de sa croissance et finissent par la tuer.

Par ailleurs, nos résultats montrent que quel que soit l'origine de l'eau d'arrosage, les plants développent des symbioses avec les champignons du sol en formant des mycorhizes arbusculaires et aussi des symbioses avec des bactéries fixatrices d'azote en formant des nodules. Ils confirment donc l'existence de ces microorganismes dans notre sol d'étude et l'aptitude du haricot à contracter ces symbioses. Cependant, la colonisation des racines du haricot aussi bien par les champignons que par les bactéries symbiotiques est également influencée par l'eau d'arrosage puisqu'elle est nettement inférieure lorsque les plantules sont arrosées à l'eau de la Seybouse. L'impact de la charge polluante de l'eau de la Seybouse est évident sur la microflore symbiotique du sol d'étude qui se répercute sur la nutrition et la physiologie du haricot et par

conséquent sur la croissance de celui-ci. Comme le souligne Hinsinger *et al.* (2009), au niveau des racines ou plus précisément au niveau de la rhizosphère, des interactions multiples entre les microorganismes du sol et les racines en lien avec l'absorption d'eau et de nutriments ont lieu. L'excès des nitrites, de l'ammonium et des orthophosphates dans l'eau de la Seybouse peuvent avoir un effet dépressif sur ces microorganismes du sol et par conséquent sur la bonne croissance des plantes (Gianinazzi *et al.*, 2010). Selon Rao *et al.* (2016), la toxicité des métaux lourds tels que l'aluminium (qui est en excès dans l'eau de la Seybouse) entraîne des niveaux élevés d'acidité dans le sol qui est problématique dans la productivité du haricot en particulier. Les teneurs en sels dissous et la teneur en aluminium échangeable de l'eau d'irrigation constituent un facteur limitant pour la symbiose Rhizogium-légumineuse en général même si le sol n'est pas salé, l'effet de l'eau d'irrigation chargée en sel est direct et rapide sur la plante et la salinité va se développer lentement au niveau des racines par accumulation.

Par ailleurs, le substrat de culture du haricot, qui est le sol d'El Hadjar (PS1), renferme 1437mg/kg de matière sèche de Phosphore total et il est pauvre en phosphore assimilable (0,40%). Selon Richardson *et al.* (2009), la teneur en P total peut varier de 200 à 3000 mg/kg de sol, mais seule une petite proportion, généralement inférieure à 1 %, peut être immédiatement assimilée par la plante. La déficience en phosphore est un des facteurs très importants limitant la productivité agricole et affectant la nodulation du haricot. En effet, Tembo *et al.* (2019) estiment que la faible disponibilité du phosphore entraîne une diminution de la biomasse nodulaire et une faible fixation biologique du N₂ chez le haricot commun. Il est admis que le processus de fixation symbiotique de l'azote c'est-à-dire la transformation de l'azote atmosphérique (N₂) en ion ammonium (NH₄⁺) est un processus nécessitant une grande quantité d'énergie. Cette énergie est fournie par le carbone issu de la photosynthèse, or la photosynthèse est nettement améliorée en présence de champignons mycorhiziens performants dans la rhizosphère. Dans le cas de notre expérience, les CMA sont présents dans le sol mais leur pouvoir infectif ainsi que leur impact sur la croissance du haricot sont nettement affectés par l'eau de la Seybouse.

En effet, nos résultats montrent que la colonisation mycorhizienne favorise grandement la croissance des plants de haricots arrosés à l'eau du robinet qui présentent un meilleur taux d'infection par les CMA et surtout un meilleur taux d'arbuscules. Sachant que les arbuscules représentent les sites d'échanges nutritionnels entre le champignon et la plante hôte, l'augmentation de leur nombre dans la racine se traduit par des poids frais et secs du haricot

nettement améliorés. Ainsi, comme toutes les associations symbiotiques, les deux partenaires tirent bénéfices de cette association. A l'intérieur des racines, la plante approvisionne le champignon en ressources carbonées issues de la photosynthèse, indispensables au métabolisme et à la fructification des mycorhizes. En retour, les hyphes fongiques améliorent la nutrition hydrique et minérale de la plante-hôte grâce à l'augmentation du volume de sol prospecté (Duponnois *et al.*, 2013 ; Ndoye *et al.*, 2015).

Les plants de haricot arrosés à l'eau de la Seybouse ont un taux d'arbuscules moindre et un nombre de vésicules augmenté, ceci montre que ces plants, au vue des carences en phosphore du sol, assurent leur survie en emmagasinant le plus de nutriments possibles en produisant un plus grand nombre de vésicules qui leur permet de stoker ces nutriments. L'eau polluée de la Seybouse a donc un impact négatif sur les champignons mycorhiziens. Même si certains champignons mycorhiziens ont un fort potentiel d'adaptation aux polluants et que des isolats tolérants aux métaux ont déjà été mis en évidence (Weissenhorn *et al.*, 1993), d'autres champignons demeurent sensibles aux pollutions métalliques (Leyval *et al.*, 1997 ; Cairney et Meharg, 1999 ; Entry *et al.*, 2002).

D'une manière générale, la colonisation aussi bien mycorhizienne que rhizobienne est faible dans les deux traitements mais significativement inférieure chez les plants arrosés à l'eau de la Seybouse par rapport aux témoins. Plusieurs facteurs peuvent affecter ce paramètre notamment les carences en phosphore, en matière organique ou la présence des ETM qui peuvent avoir des effets toxiques sur ces microorganismes (Gadd, 1993a) menant à une baisse de leur potentiel infectieux (Leyval *et al.*, 1995). Il y a aussi le nombre de populations de CMA et de Rhizobia existantes dans le sol qui doit être pris en considération. Selon Rodon (2009), dans les sols agricoles le nombre de populations de ces microorganismes symbiotiques est souvent réduit par rapport à celui des sols naturels car ils sont souvent soumis à des bouleversements dus à l'intervention humaine. La flore microbienne du sol est souvent épuisée par les pratiques agricoles qui réduisent le potentiel bénéfique de ces populations sur les plantes cultivées (Jeffries et Barea, (2001).

En effet, les apports d'engrais riches en phosphore diminuent significativement la population mycorhizienne (Smith et Read, 1997; Ziane, 2017), les traitements des sols avec des biocides avant plantation produisent le même effet car en voulant détruire les pathogènes, on détruit aussi les micro-organismes symbiotiques (Delaunoy et Sanchez, 2013). De même les populations notamment de CMA sont fortement réduites par les labours (Mc Gonigle et Miller, 2000). Outre les champignons mycorhiziens, les populations bactériennes du sol peuvent également être influencées par les polluants azotés qui réduisent leur pouvoir fixateur d'azote. Ainsi dans les sols agricoles, les potentiels mycorhizien et fixateurs d'azote sont faibles en général, ils doivent être renforcés par des pratiques moins destructrices et des inoculations de souches performantes pour une production agricole durable.

CHAPITRE V.

DISCUSSION GENERALE

CHAPITRE V. DISCUSSION GENERALE

Le but assigné à cette thèse était d'évaluer le niveau de pollution des eaux de la basse Seybouse, et d'estimer son éventuel impact sur les propriétés physico-chimiques sols agricoles riverains.

Plusieurs objectifs ont été envisagés :

- réaliser un suivi des paramètres physico-chimiques de l'eau de la Seybouse durant toute une année ;
- choisir trois stations de prélèvement accessibles par des ponts routiers et assez proches les unes des autres pour voir s'il y a variation malgré la distance réduite entre les stations. Les stations d'El Hadjar (S1), de Dréan (S2) et de Chihani (3) ont été choisies;
- réaliser un suivi spatio-temporel des paramètres physico-chimiques de trois sols agricoles choisis à proximité des stations d'échantillonnage de l'eau. Les parcelles d'El Hadjar (PS1), de Dréan (PS2) et de Chihani (P3) ont été choisies;
- doser les ETM dans l'eau et les sols échantillonnés ;
- rechercher une éventuelle accumulation des ETM dans un sol de choix : le sol d'El Hadjar, irrigué expérimentalement par l'eau des trois stations de la Seybouse pendant deux périodes: une période hivernale de trois mois et une période estivale de trois mois également.
- rechercher un éventuel effet de l'irrigation par l'eau de la Seybouse sur la croissance et le statut symbiotique d'une plante légumineuse, le haricot commun.

Les principaux résultats obtenus sont les suivants :

➤ **Le suivi des paramètres physico-chimiques de l'eau de la Seybouse**

A la lumière des résultats obtenus par le suivi des paramètres physico-chimiques des eaux de la Seybouse durant l'année 2019, nous constatons que ces eaux présentent un danger non seulement pour les populations des agglomérations environnantes mais aussi pour les sols agricoles. En effet, au vu des changements climatiques en cours qui touchent la région méditerranéenne et plus particulièrement l'Algérie (FAO, 2014), ajoutés à la croissance économique que connaît la wilaya d'Annaba, combinés à une croissance démographique galopante (Khaled-Khodja *et al.*, 2018), la Seybouse connaît des perturbations non seulement sur son potentiel en eau par le pompage illicite d'une grande partie pour l'irrigation notamment en période estivale et automnale (observations personnelles; Arif et Doumani (2013); Bureau d'études Progress, Algérie (2016)) mais aussi sur la qualité de ses eaux comme le montrent nos résultats.

Ainsi, la Basse Seybouse est affectée par une pollution multiple. Malgré les quelques kilomètres qui séparent les trois stations, des variations des paramètres physico-chimiques de leurs eaux font de la station d'El Hadjar la plus vulnérable suivie de celle de Dréan puis de Chihani. Au cours de l'année, le pH varie significativement en automne, les températures superficielles observées sont liées aux conditions climatiques locales. L'eau des trois stations est fortement minéralisée durant toute l'année, en particulier de mai à octobre. Quant à l'Oxygène dissous, variable entre les stations et au cours du temps, fait de la station d'El Hadjar la plus pauvre en cet élément. Ce qui révèle que de très grandes quantités de matières organiques provenant des rejets domestiques biodégradables de la commune sont déversées au niveau de cette station qui reçoit également la plus grande quantité de matières en suspension. Ces résultats viennent corroborer ceux des nombreux chercheurs (Bureau d'étude Progress, 2016; Khaled-Khodja *et al.*, 2018; Saal *et al.*, 2020...).

Les valeurs élevées des concentrations en ammonium dans les trois stations qualifient l'eau de ces stations comme mauvaises bien que des différences saisonnières hautement significatives soient enregistrées entre S1 et S3 qui sont séparées par une trentaine de km et entre S2 et S3 distantes seulement de 5 km environ.

Les ions nitrites sont présents à des concentrations dépassant les valeurs normatives indiquant une pollution par les rejets domestiques, agricoles, industriels et urbains des communes riveraines. La station d'El Hadjar demeure la plus polluée en cet élément et des variations saisonnières significatives existent entre les trois stations. En revanche, les concentrations en nitrates varient peu entre les stations et au cours des saisons et ne constituent aucun danger car elles ne dépassent pas les valeurs critiques. Quant aux orthophosphates, des variations significatives entre les stations et au cours des saisons sont notées et les concentrations dans les trois stations dépassent les valeurs normes. Une fois de plus, la station d'El Hadjar est la plus polluée en orthophosphates suivie de celle de Dréan puis de Chihani. Ces ions orthophosphates résulteraient de la dégradation bactérienne des matières organiques phosphorées qui proviennent des rejets d'eaux usées et de l'utilisation des engrais phosphatés dans les champs agricoles.

La majorité de nos résultats rejoignent ceux des auteurs qui ont travaillé sur la qualité de l'eau de la basse et moyenne Seybouse en l'occurrence ceux de Debieche (2002), Brahmia (2016), Reggam *et al.* (2017), Belhamra (2018), etc.

➤ Les ETM dans de l'eau de la Seybouse

Les dosages bimestriels des ETM réalisés par spectrométrie d'absorption atomique sur les eaux des trois stations permettent de retenir que les teneurs en Mn, Cu, Fe, et Co sont très faibles ne dépassant pas les normes requises de l'OMS et de la CE, avec des différences significatives entre les stations et entre les saisons pour le Mn, et entre les saisons pour Cu, Fe, et Co. Les teneurs en Cr, Cd et Zn sont considérées comme nulles car non détectables par l'appareillage. L'ensemble de la littérature consultée sur les ETM dans la Seybouse (Debieche, 2002; Derradji, 2005; Belabed, 2010; Guettaf, 2015; Brahmia *et al.*, 2017; ...) dispose des données plus ou moins similaires à nos résultats (excepté pour le Cd dont les teneurs dépassent les valeurs normatives chez Guettaf (2015) et Belabed (2010)). Nos résultats révèlent donc que les eaux de la Seybouse au niveau des stations d'étude ne présentent pas de danger pour ces éléments ni pour les organismes qui y vivent ni pour les cultures ou les plantes des contrées environnantes de ces stations.

En revanche, l'aluminium et le plomb (éléments toxiques pour les organismes aquatiques) sont les seuls éléments dont les teneurs dépassent les normes requises et constituent par conséquent un danger potentiel au niveau des trois stations d'étude de la Basse Seybouse. Les teneurs d'aluminium varient entre les stations et aussi entre les saisons mais persistent élevées durant toute l'année pour les trois stations alors que celles du plomb indiquent une pollution nette par cet élément uniquement en automne et sont nulles ou très faibles durant les autres saisons. Ces teneurs élevées de Al et Pb relevées également par d'autres auteurs sont dues certainement aux activités anthropiques qui se concentrent dans les basses terres de Oued Seybouse.

➤ Le suivi des paramètres physico-chimiques des sols

Le suivi spatio-temporel des paramètres physico-chimiques des sols provenant de parcelles riveraines des stations de prélèvement de l'eau de la basse Seybouse à savoir PS1, PS2 et PS3 respectivement parcelles d'El Hadjar, de Dréan et de Chihani permet de retenir les caractéristiques suivantes:

Les trois sols d'étude sont caractérisés par une texture limono-sableuse, ce sont des sols peu stables vu leur teneur faible en argile, ils ont une bonne porosité, un pH neutre à alcalin qui tend vers l'acidité en été. Les trois sols sont non salés cependant l'élévation de ce paramètre durant la période estivale et automnale serait probablement influencée par l'irrigation en cette période de sécheresse par l'eau de la Seybouse qui est fortement minéralisée. Ce sont des sols pauvres en matière organique, modérément calcaires et très pauvres en phosphore assimilable.

➤ **Les ETM dans les sols d'étude**

La quantification de 12 ETM par spectrométrie de fluorescence X, dans PS1, PS2 et PS3 ainsi que le calcul de l'index de pollution de ces parcelles présentés dans le tableau synthétique suivant (Tab. 44) font de la parcelle de Dréan, la parcelle la plus contaminée en ETM suivie de celle de Chihani puis enfin de celle d'El Hadjar.

Ce résultat permet de s'inquiéter sur la qualité chimique des légumes produits dans ces sols qui pourraient contaminer la chaîne alimentaire mettant ainsi en danger la santé de la population et des animaux.

Tableau 44. Tableau synthétique des teneurs en ETM par rapport aux normes limites dans chaque parcelle

Elément	PS1	PS2	PS3
L'antimoine (Sb).	< +*	< +++*	> +++
Le baryum (Ba)	< +	< ++	< +++
Le cadmium (Cd)	ND	> +++	ND
Le chrome (Cr)	< +	< +	< +
Le cobalt (Co)	> +	> +++	> ++
Le cuivre (Cu)	< +	< +++*	< +++*
Le mercure (Hg)	ND	ND	ND
Le molybdène (Mo)	< +	< +++	< ++
Le nickel (Ni)	ND	ND	ND
Le plomb (Pb)	< +	< +	< +
Le sélénium (Se)	ND	ND	ND
Le zinc (Zn)	< +	< +	< +
Index de pollution	< 1	> 1	< 1*

> : teneur supérieure à la norme, < : teneur inférieure à la norme, ND: non détecté

+, ++, +++ : degré de contamination des parcelles, * : teneurs proches de la norme

➤ **Impact de l'irrigation par l'eau de la Seybouse sur les teneurs en ETM du sol d'El Hadjar**

L'irrigation expérimentale du sol de la station d'El Hadjar par l'eau provenant des trois stations de la Seybouse permet de confirmer qu'il y a bien un impact de l'eau de cet oued sur la teneur en ETM du sol d'étude. En effet, le sol d'El Hadjar au moment du démarrage de l'expérience n'était pas contaminé par Sb, or au troisième mois d'irrigation, une accumulation importante de cet élément dépassant les moyennes mondiales a été induite par l'eau de la Seybouse provenant de la station d'El Hadjar.

Il y eu également une accumulation du Cd à l'issue du premier mois d'irrigation par l'eau d'El Hadjar et au 3ème mois dans les deux phases expérimentales par l'eau de Dréan.

Quant au Co qui était déjà présent dans le sol d'étude avant le début de l'expérience (voir tableau 44 ci-dessus) a vu ses teneurs augmenter significativement par rapport à la teneur du témoin dès le premier mois d'irrigation, dans les deux phases de l'expérience et avec les eaux d'irrigation des trois provenances. L'accumulation en Co la plus importante est obtenue avec l'eau des stations de Chihani et d'El Hadjar qui ont doublé la teneur témoin du sol d'étude.

Enfin, au troisième mois d'irrigation durant la première phase et durant presque tous les mois de la deuxième phase, une accumulation importante de Mo provenant de l'eau des trois stations a été obtenue.

Ainsi le sol d'El Hadjar s'est vu enrichi en Sb, en Cd, en Co et en Mo. Le Sb et le Cd ne jouent aucun rôle biologique et sont violemment toxiques (Lane et Morel, 2000; Picot et Narbonne, 20011), tandis que Co et Mo, sont des oligoéléments essentiels à faible dose qui deviennent très nocifs à la santé humaine lorsque les doses sont élevées (Ineris, 2006). L'eau de la station d'El Hadjar étant la plus incriminée dans cet enrichissement suivie de celle de Dréan puis Chihani. En conclusion, l'eau de la Seybouse utilisée dans l'irrigations des sols agricoles riverains constitue une source de contamination de ces sols par les ETM qu'elle charrie tout au long de son parcours et dont les concentrations varient en fonction du temps et du lieu. Ces ETM peuvent provenir des résidus domestiques, industriels et agricoles réjetés dans l'oued.

➤ **Impact de l'irrigation par l'eau de la Seybouse sur la croissance et le statut symbiotique du haricot commun**

L'arrosage à l'eau de la Seybouse a affecté négativement les paramètres de croissance des plantules de haricot. Dès les premiers stades de croissance, elle a engendré des fontes de semis plus importants par rapport à l'arrosage à l'eau du robinet.

La colonisation des racines du haricot aussi bien par les champignons que par les bactéries symbiotiques est également influencée par l'eau d'arrosage puisqu'elle est nettement inférieure lorsque les plantules sont arrosées à l'eau de la Seybouse. L'excès des nitrites, de l'ammonium et des orthophosphates et des ETM comme l'aluminium dans l'eau de la Seybouse peuvent avoir un effet dépressif sur ces microorganismes du sol et par conséquent sur la bonne croissance des plantes. L'aluminium qui est en excès dans l'eau de la Seybouse entraîne des niveaux élevés d'acidité dans le sol qui est problématique dans la productivité du haricot en particulier. Bien que le sol ne soit pas salé, la teneur en sels dissous de l'eau d'irrigation agit rapidement et directement sur la plante et constitue un facteur limitant pour la symbiose *Rhizogium-légumineuse*.

La déficience en matière organique et en phosphore sont des facteurs très importants limitant la productivité agricole et affectant la nodulation du haricot. Elle entraîne une diminution de la biomasse nodulaire et une faible fixation biologique du N₂ chez le haricot. Les champignons sont présents dans le sol mais leur pouvoir infectif ainsi que leur impact sur la croissance du haricot sont nettement affectés par l'eau de la Seybouse. Le nombre d'arbuscules est réduit ce qui dénote des échanges faibles entre la racine et le champignon.

L'arrosage à l'eau de la Seybouse a eu un impact négatif sur la croissance et le statut symbiotique du haricot commun.

Comme le souligne Kabata-Pendias et Pendias (2001), le sol est une composante très spécifique de la biosphère car il n'est pas seulement un puits géochimique pour les contaminants, mais agit également comme un tampon naturel contrôlant le transport des éléments chimiques et des substances dans l'atmosphère, l'hydrosphère et le biote, mais le rôle le plus important du sol est sa productivité, essentielle à la survie de l'homme. Ainsi, le maintien de l'environnement et les fonctions agricoles du sol relèvent de la responsabilité de l'humanité.

CONCLUSION GENERALE

ET PERSPECTIVES

CONCLUSION GENERALE ET PERSPECTIVES

Cette thèse est une contribution à la recherche d'un éventuel impact des eaux de Oued Seybouse, souvent utilisées comme eaux d'irrigation, sur les sols agricoles riverains. Oued Seybouse est un des plus grands cours d'eau d'Algérie, classé troisième en matière de superficie de son bassin versant. La zone d'étude étant la Basse Seybouse dans laquelle trois stations d'échantillonnage de l'eau en été choisies sur un tronçon d'une trentaine de km environ, soient les stations d'El-Hadjar, de Dréan et de Chihani respectivement S1, S2 et S3 ainsi que trois sols échantillonnés dans trois parcelles agricoles à proximité des stations d'eau, soient PS1, PS2 et PS3.

Les objectifs fixés étaient de:

- déterminer en fonction du temps et des stations les paramètres physico-chimiques de l'eau des trois stations et des sols des trois parcelles;
- évaluer les teneurs d'ETM dans les eaux de S1, S2 et S3 et dans les sols de PS1, PS2 et PS3;
- rechercher une possible accumulation des ETM dans un sol agricole choisis après irrigation *ex-situ* par l'eau des trois stations;
- rechercher un éventuel effet de l'arrosage par l'eau de la Seybouse sur la croissance et le statut symbiotique d'une plante alimentaire: le haricot commun.

Au terme de cette étude, les conclusions qu'il est possible d'émettre sont:

La Basse Seybouse est affectée par une pollution multiple. Bien que S1, S2 et S3 soient séparées seulement que par quelques kilomètres, des variations des paramètres physico-chimiques de leurs eaux font de la station d'El Hadjar la plus vulnérable suivie de celle de Dréan puis de Chihani. Le pH tend vers l'acidité en automne dans ces eaux lesquelles sont minéralisées tout au long de l'année et sont chargées en matières en suspension.

Les eaux des trois stations sont qualifiées de mauvaises pour leur concentrations élevées en ammonium, en nitrites et en orphosphates avec des différences significatives entre les stations et au cours des saisons. La station d'El Hadjar demeure la plus polluée suivie de celle de Dréan puis de Chihani.

Le dosage des éléments traces métalliques (ETM) par spectrométrie d'absorption atomique réalisée sur les échantillons d'eau des trois stations permet de retenir que seules les teneurs en aluminium et en plomb sont en dehors des normes requises et constituent par conséquent un danger potentiel au niveau de ces stations de la Basse Seybouse.

Les sols des trois parcelles d'étude PS1, PS2 et PS3 de texture plutôt limono-sableuse sont des sols pauvres en matière organique, modérément calcaires et très pauvres en phosphore assimilable. Sur 12 ETM quantifiées par spectrométrie de fluorescence X dans ces sols, trois ont montré des teneurs dépassant les normes, à savoir: Sb, Cd et Co. tout en soulignant que la teneur en Cu, est inférieure certes à la norme limite mais, elle en est très proche.

L'index de pollution calculé pour les trois sols révèle que le sol de Dréan est le plus pollué par les ETM suivi par celui de Chihani puis celui d'El Hadjar.

L'irrigation expérimentale du sol d'El Hadjar (PS1) par l'eau des trois stations de la Seybouse a confirmé l'impact contaminant de cet oued sur les sols agricoles puisque l'eau de S1 a engendré une accumulation de Sb, Cd, Co et Mo, celle de S2 a engendré une accumulation de Cd, Co et Mo, enfin celle de S3 a accumulé du Co et du Mo. Ceci nous permet de conclure que bien que les stations soient très proches, les contaminations des sols agricoles par les ETM provenant de la Seybouse augmentent de l'amont vers l'aval et font de la station d'El Hadjar la station la plus vulnérable une fois de plus.

En fin, L'arrosage à l'eau de la Seybouse du haricot commun cultivé en pots a confirmé également l'impact dépressif de cette eau sur la croissance et le statut symbiotique de la plante.

Ce travail mérite d'être poursuivi, pour cela des perspectives à la fois fondamentales et appliquées peuvent être suggérées. Il serait souhaitable :

- de compléter l'étude par des données plus récentes sur la pollution biologique des trois stations;
- de rassembler et enrichir les données sur le fond pédo-géo-chimique naturel des sols agricoles car très peu de données sont disponibles pour les sols de l'est algérien.
- de doser les ETM dans les plantes cultivées et irriguées à l'eau de la Seybouse
- d'étudier la biodiversité microbienne des sols irrigués par la Seybouse et rechercher les espèces adaptées aux teneurs élevées de polluants. Ces microorganismes constituent un outil de bioindication de la qualité biologique du sol, certains d'entre eux sont de véritables détoxificateurs qu'il faut exploiter dans la remédiation des sols pollués

- d'assurer un monitoring régulier et permanent des paramètres physico-chimiques des eaux car des variations spatiales temporelles ne permettent pas toujours d'extrapoler les résultats obtenus dans une station à une région.

- d'étudier la charge en éléments toxiques des eaux de ruissellements après les grandes crues,

Pour satisfaire les besoins alimentaires toujours grandissants des populations et pour préserver la santé humaine, animale et environnementale, l'un des challenges que les pouvoirs publics à l'échelle de la commune, de la wilaya et à l'échelle nationale devraient relever est de rehausser les rendements agricoles tout en respectant la logique du développement durable.

Pour développer durablement, une sensibilisation des personnes en lien direct avec ces problèmes (citoyens, travailleurs, responsables d'unités industrielles, agriculteurs) et une surveillance permanente permettent d'appréhender à l'avance les problèmes susceptibles de perturber le projet de développement et de rechercher des solutions.

BIBLIOGRAPHIE
ET WEBOGRAPHIE

BIBLIOGRAPHIE ET WEBOGRAPHIE

ABH (Agence des bassins hydrographiques) (2002). Les cahiers de l'agence 120 pages

ABH (Agence du Bassin Hydrographique Constantinois-Seybouse-Mellègue.) (2009). Pollution de l'oued Seybouse, diagnostique et solutions. Journée de la Pollution du bassin de la Seybouse, Guelma, le 02 Février 2009.

Abboudi A., Tabyaoui H., El Hamichi F. (2014). Etude de la qualité physico-chimique et contamination métallique des eaux de surface du bassin versant de Guigou, Maroc. *European Scientific Journal* 10 (23): 84-94.

Abdel-Mageed A.B., Oehme F.W. (1990). A review on biochemical roles, toxicity and interactions of zinc, copper and iron: IV. Interactions. *Veterinary and human toxicology*. 32:456-458.

Achouri M., Louhi A., Belaidi W. (2017). Study of contamination and accumulation of some heavy metals in agricultural soils and durum wheat of industrial zone in Annaba (northeast algerian) *Jr. of Industrial Pollution Control* 33(1): 645-656

Adams M.W., Coyne D.P., Davis J.H., Graham P.H., Francis C.A. (1985) Common bean (*Phaseolus vulgaris* L). Ed. In R. J. Summer field and E. H. Roberts, Colins, London, *Grain Legume Crops*: 433-476.

Adjanooun A., Noumavo P.A., Sikirou R., Allagbe M., Gotoechan-Hodonou H, Dossa K. K., Yehouenou B., Glele Kakai R., Baba-Moussa L.(2012). Effets des rhizobactéries PGPR sur le rendement et les teneurs en macroéléments du maïs sur sol ferrallitique non dégradé au Sud-Bénin. *Int. J. Biol. Chem. Sci.* 6(1): 279-288.

Adriano D.C., Wenzel W.W., Vangronsveld J., Bolan N.S. (2004). Role of assisted natural remediation in environmental cleanup. *Geoderma*, 122: 121-142.

AFNOR (Association française de normalisation) (1985). Norme NF U 44-041 : Boues des ouvrages des eaux usées urbaines : dénominations et spécifications.

Afri-Mehennaoui F.Z., Sahli L., Mehennaoui S. (2004). Assessments of sediment trace metal level and biological quality of Rhumel River by using multivariate analysis. *Environmetrics*, 15: 435-446.

Afri-Mehennaoui F.Z. (2006). Évaluation du niveau de contamination par les métaux lourds de différents compartiments d'un écosystème aquatique (eau, sédiment, faune macroinvertébrée, macrophyte) de l'oued Rhumel et son affluent le Boumerzoug en zone urbaine (Constantine). Thèse de doctorat, Univ. Mentouri de Constantine, Algérie, 267 p.

Afri-Mehennaoui F.Z., Sahli L., Mehennaoui S (2009). Evaluation de la contamination par le cadmium, le plomb et le zinc de l'eau, des sédiments de l'oued Rhumel et son affluent le Boumerzoug, et leur transfert vers une plante semi-aquatique: *Rorippa nasturtium aquaticum*. *Sciences & Technologie*, 29: 45-55.

Aissaoui M., Benhamza M., Guettaf M. (2017) Caractéristiques hydro chimiques des eaux de l'oued Seybouse - Cas de la région de Guelma (Nord est Algérien). *Rev. Sci. Technol., Synthèse* 35: 178-186

- Akintola O.O., Adeyemi G.O., Bodede A.I., Adekoya O., Babatunde K.O.**, (2021). Hydrochemical assessment of groundwater around lapite dumpsite for irrigation water Quality in Ibadan, Southwestern Nigeria. *J Biores. Manag.*, 8(2): 98-108.
- Alam I.E.** (2018). Phytoremédiation d'un sol contaminé de la Bekaa (Liban) : Valorisation de la biomasse par production d'huiles essentielles à activités biologiques. Thèse de doctorat Université du Littoral Côte d'Opale; École doctorale des Sciences et de Technologie (Beyrouth). 187 p.
- Aleem A., Malik A.** (2003). Genotoxic hazards of long-term application of wastewater on agricultural soil. *Mutation Research/Genetic Toxicology and Environmental Mutagenesis*, Volume 538, Issues 1–2: 145-154.
- Alkama N.** (2010). Adaptation de la symbiose rhizobienne chez le haricot à la déficience en phosphore : Détermination de la réponse de la plante en termes d'échange gazeux et de flux minéraux échangés avec la rhizosphère. Thèse doctorat, ENSA. El Harrach, Alger, 174 p.
- Ambroise B.** (1999). La dynamique du cycle de l'eau dans un bassin versant : processus, facteurs, modèles (deuxième édition) Ed. H*G*A*, Bucarest.
- Aminot A., Kérouel R.** (2004). Hydrologie des écosystèmes marins: paramètres et analyses. Ed. Ifremer, 336 p.
- Andreote F.D., Azevedo J.L., Araújo W.L.** (2009). Assessing the diversity of bacterial communities associated with plants. *Brazilian Journal of Microbiology* 40: 417-432.
- Anju A., Ravi S.P., Bechan S.** (2010). Water pollution with special reference to pesticide contamination in India. *Journal of Water Resource and Protection* 2(5): 432-448.
- Anne P.** (1945). Le dosage rapide du carbone organique dans les sols. *Ann. Agron.* Avril, Mai, Juin, 1945, 5ème année, no 2: 161-172.
- ANRH (Agence Nationale des ressources Hydriques)** (1999). Etude des étiages de l'Algérie du Nord (Application et Synthèse), N° : 317/ANRH/DHYL/Avril 1999.
- ANRH (Agence Nationale des Ressources Hydriques)** (2010). Surveillance de la qualité des eaux. Ministère des ressources en eau, Alger, Algérie, 26 p.
- ANSES.** (Agence nationale de sécurité sanitaire de l'alimentation, de l'environnement et du travail) (2012). Avis relatif à l'évaluation des risques sanitaires liés aux dépassements de la limite de qualité du chrome dans les eaux destinées à la consommation humaine.
- Aranguren M.M.S.** (2008). Contamination en métaux lourds des eaux de surface et des sédiments du Val de Milluni (Andes Boliviennes) par des déchets miniers Approches géochimique, minéralogique et hydrochimique. Thèse de doctorat, Université Paul Sabatier-Toulouse III 490 p.
- Arif S., Doumani F.** (2013). Algérie, Coût de la dégradation des ressources en eau du bassin de la Seybouse. Programme de gestion intégrée durable de l'eau (SWIM-SM) financé par la Commission européenne. 120 p.
- Assaad A.** (2014). Pollution anthropique de cours d'eau : caractérisation spatio-temporelle et estimation des flux. Thèse de doctorat, Université de Lorraine. 225 p.
- ASEF (Association Santé Environnement France)** (2017). Les métaux lourds - la synthèse de l'asef. <https://www.asef-asso.fr/production/les-metaux-lourds-la-synthese-de-lasef>

- ATSDR** (Agency for Toxic Substances and Disease Registry). (1992). Public Health Assessment Guidance Manual. U.S. Department of Health and Human Services. PB92-147164.
- ATSDR** (Agency for Toxic Substances and Disease Registry). (2007). Toxicological Profile for Barium and Barium Compounds. U.S. Department of Health and Human Services: <http://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp24.html>
- Aubert G.** (1976). Les sols sodiques en Afrique du Nord. *Annuaire de l'I.N.A El Harrach, Alger* Vol VI, n°1, pp: 185-196.
- Augé R.M.** (2001). Water relations, drought, and vesicular-arbuscular mycorrhizal symbiosis. *Mycorrhiza*, 11: 3–42.
- Ay J.S., Pousse N., Rigou L., Thannberger L.** (2020). Vers une évaluation des coûts de la dégradation des sols : Éléments de cadrage, outil d'analyse, et études de cas. *Étude et Gestion des Sols*, Vol. 27: 147-162.
- Badawy W.M., Ghanim E.H., Dulu O.G., Samman H. El, Frontasyeva M.V.** (2017) Major and trace element distribution in soil and sediments from the Egyptian central Nile Valley *Journal of African Earth Sciences* 131 (2017) 53-61.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.jafrearsci.2017.03.029>
- Baechler L.** (2012). La bonne gestion de l'eau : un enjeu majeur du développement durable, *L'Europe en Formation*, vol. 365, no. 3: 3-21. DOI : 10.3917/eufor.365.0003.
- Baeyens J.** (1967). *Nutrition des plantes de culture : ou Physiologie appliquée aux plantes agricoles* Ed. Louvain : Ed. Nauwelaerts. 678 p.
- Baize D.** (1988). *Guide des analyses courantes en pédologie*. INRA, Paris, 172 p.
- Baize D.** (1994). Teneurs totales en métaux lourds dans les sols français, premiers résultats du programme ASPITET. *Le Courrier de l'Environnement de l'INRA* n°22: 37-46
- Baize D.** (1997). *Un point sur les teneurs totales en éléments traces métalliques dans les sols (France)*. Paris : INRA Edt.
- Baize D.** (2000). *Guide des analyses en pédologie*. Ed .I.N.R.A. Paris, 257 p.
- Baize D.** (2002). Examen critique des valeurs limites "sols" de la réglementation française. *Chap. .8 : 137-154*
- Baize D., Tercé M.** (2002). *Les éléments traces métalliques dans les sols, approches fonctionnelles et spatiales*. INRA Éditions, Paris, 549 p + annexes.
- Baize D.** (2007). *Les éléments traces métalliques (ETM) dans les sols. Tout ce qu'il faut savoir. Commentaire sur les figures et illustrations chapitres 1 à 6*. INRA-Orléans. Document PDF
- Baker D.E., Senft, J.P.** (1995). Copper. In: Alloway, B.J. (Ed.), *Heavy Metals in Soils*, second ed. Blackie Academic and Professional, Glasgow: 179-205.
- Baranwal A.K., Sunit C Singhi S.C.** (2003). Acute iron poisoning: management guidelines. *Indian pediatrics*, vol. 40, no 6: 534-540.
- Bar-On Y.M., Phillips R., Milo R.** (2018). The biomass distribution on Earth. *Proc Natl Acad Sci*; 115:6506–11. <https://doi.org/10.1073/pnas.1711842115>.

- Belabed B.E, Meddour A., Samraoui B., Chenchouni H.** (2017). Modeling seasonal and spatial contamination of surface waters and upper sediments with trace metal elements across industrialized urban areas of the Seybouse watershed in North Africa. *Environ Monit Assess* 189 (6): 265. <https://doi.org/10.1007/s10661-017-5968-5>
- Belhamra A.** (2001). Contrôle de la qualité des eaux du lac Fetzara jusqu'à la mer. Mémoire de magister en Aménagement, Université Badji Mokhtar, Annaba. 110 p.
- Belhamra A., Hani A.** (2016). Impact des néo-facteurs de pollution sur la qualité des eaux de la zone aval de la vallée de l'Oued Seybouse, Est algérien. *Rev. Sci. Technol., Synthèse* 32: 30-41
- Belhamra A.** (2001). Essai catographique de la pollution des eaux de surface de l'Oued Seybouse: cas des wilayas d'Oum El Bouagui, Guelma, Annaba et El Tarf. Thèse de doctorat en sciences, UBMA Annaba 129 p.
- Belhaouari B., Belguermi A., Achour T., Bendaha M., Deham F., Mokhtari Y.** (2014). Organic Pollution Assessment and Biological Quality of the River Oued Rhiou (Algeria). *International Journal of Sciences: Basic and Applied Research (IJSBAR)*. 18 (1) : 1-12.
- Belhaouari B., Belguermi A., Achour T.** (2017). Protection des eaux de surfaces continentales en Algérie : Quelle stratégie faut-il adopter pour les dix prochaines années ? *Larhyss Journal*, 31 (2017), 7-17
- Benfarhi F.** (2023). Etude de la pollution organique et par métaux lourds du complexe eau-sol-plante de la plaine d'El Madher, réceptacle des rejets usés de la ville de Batna (nord- est algérien). Thèse de doctorat, Université de Batna 2. 114 p.
- Benkaddour B.** (2018). Contribution à l'étude de la contamination des eaux et des sédiments de l'Oued Chélif (Algérie). Université de Perpignan/Université Abdelhamid Ibn Badis Mostaganem (Mostaganem, Algérie), Thèse de doctorat en cotutelle. 196 p.
- Ben Moussa A., Chahlaoui A., Rour E.H., Chahboune M., Aboukacem A.** (2012). Étude du changement de l'état des eaux de l'oued Khoumane à la confluence avec les eaux Thermales de la source Ain Hamma Moulay Idriss Maroc. *Larhyss Journal* 11: 17-36.
- Benslama M., 2005 :** Cours d'écopédologie 3ème année Ecologie et Environnement. Université Badji Mokhtar. Annaba.
- Benstaali I., Benayada L.** (2017). Bilan et variabilité temporelle des matières en suspension dans le bassin de la Macta : cas du sous bassin versant de Bou-Hanifia (Algérie du nord) *Water Sci J*, 30 (3): 199–211.
- Berg G.** (2009). Plant–microbe interactions promoting plant growth and health: perspectives for controlled use of microorganisms in agriculture. *Appl Microbiol Biotechnol* (2009) 84:11–18
DOI 10.1007/s00253-009-2092-7
- Berg G., Smalla K.** (2009). Plant species and soil type cooperatively shape the structure and function of microbial communities in the rhizosphere. *FEMS Microbiol Ecol* 68: 1-13.
- Bertrand M.** (2018). La protection des sols dans le cadre de l'Union européenne. Sciences de l'Homme et Société. Thèse de doctorat de l'université de Lyon Université Lyon 3 J. Moulin, 2018. Français. 659p.
- Bjerrum N.** (1936). Bjerrum's Inorganic Chemistry, 3rd Danish ed. London : Heinemann, 317 p.

- Boeglin J.C., Roubaty J.L.** (2007). Pollution industrielle de l'eau - Caractérisation, classification, mesure. <https://www.techniques-ingenieur.fr/base-documentaire/environnement-securite-th5/eaux-industrielles-42438210/pollution-industrielle-de-l-eau-g1210/>
<https://doi.org/10.51257/a-v2-g1210>
- Bolan N.S., Ko B.G., Anderson C.W.N, Vogeler I., Mahimairaja S., Naidu R.** (2008). Chapitre 27. Manipulating bioavailability to manage remediation of metal-contaminated soils. *In*: Hartemink A.E., McBratney A.B. & Ravendra N., eds. *Developments in soil science*. Vol. 32. Amsterdam: Elsevier: 657-678.
- Bonneau M., Souchier B.** (1994). *Constituants et propriétés du sol*. Paris, Masson, 665 p.
- Bontoux J.** (1993). *Introduction à l'étude des eaux douces, eaux naturelles, eaux usées, eaux de boisson*. Technique et documentation, 2ème édition. éd Broché Belgique 169 p.
- Botté A., Zaidi M., Guery J. et al.** (2022). Aluminum in aquatic environments: abundance and ecotoxicological impacts. *Aquat Ecol* 56: 751–773 <https://doi.org/10.1007/s10452-021-09936-4>
- Boudjadja, A., Messahel, M., Pauc H.** (2003). Ressources hydriques en Algérie du Nord. *Revue des sciences de l'eau / Journal of Water Science*, 16(3); 285–304. <https://doi.org/10.7202/705508ar>
- Boudjemaa S.** (2007). *Caractérisation physico-chimique des sols de la plaine d'Annaba*. Mémoire d'ingénieur d'état en Ecologie et Environnement. Université Badji Mokhtar – Annaba
- Boudjemaa S.** (2010). *Cartographie des relations sol-eau-végétation dans un milieu salé (lac Fetzara)*. Mémoire de Magister en Ecologie végétale. Option : Cartographie des écosystèmes forestiers de l'Est Algérien. Université Badji Mokhtar, Annaba.
- Bougherira N., Aoun-Sebaiti B.** (2012). Impact des rejets urbains et industriels sur l'eau superficielle et souterraine dans la plaine d'Annaba, Algérie. *Courrier du Savoir* 3: 63-69.
- Bounab S.** (2017). *Ressources en eau et développement durable. Cas de la région Annaba-El Tarf (Nord-Est algérien)*. Thèse de Doctorat en Sciences, Université Badji Mokhtar Annaba, Algérie 205 p.
- Bourrelrier P.H., Berthelin J.** (1998). *Contamination des sols par les éléments traces métalliques : les risques et leur gestion*. *Acc Sci*, 42. Ed. Lavoisier Paris. 98 p.
- Boyer J.** (1978). *Le calcium et le magnésium dans les sols des régions tropicales, humides et subhumides*. O.R.S.T.O.M. PARIS. <https://core.ac.uk/download/pdf/39879829>.
- Bradl H.B.** (2005). Sources and origins of heavy metals *In* *Interface Science and Technology*, sous la dir. de Bradl, H. B. Vol. Volume 6: 1-27. Elsevier.
En ligne. < <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1573428505800201>
- Brahmia N., Chaab S., Zeddouri A.** (2016), Assessment and management of water resources in the watershed of the middle Seybouse (Northeast Algeria), *Management of Environmental Quality*: Vol. 27 No. 3. 326-337. <https://doi.org/10.1108/MEQ-04-2015-0053>,
- Brauman A., Thoumazeau A.** (2020). Biofunctool® : un outil de terrain pour évaluer la santé des sols, basé sur la mesure de fonctions issues de l'activité des organismes du sol. *Étude et Gestion des Sols*. Vol. 27: 289-303.
- Bravo Martín-Consuegra S., Amorós Ortíz-Villajos J.A., Pérez-de-los-Reyes C., García Navarro F.J., Ruedas Luna R., Ballesta R. J.** (2015) Natural Enrichment of Trace Elements in Surface Horizons

of Calcareous Soils (La Mancha, Spain). Journal of Chemistry, Volume 2015 (11): 1-10, DOI: 10.1155/2015/606837

Bremond R., Vuichard R. (1973). Paramètres de la qualité des eaux. Ministère de la protection de la nature et de l'environnement. SPEPE, Documentation Française, Paris, 178 p.

Brundrett MC. (2008). Mycorrhizal Associations: The Web Resource. Version 2.0 <mycorrhizas.info>.

Bureau d'études Progress, Algérie (2016). Etude d'évaluation du secteur de l'eau en Algérie Etat des lieux. Version Finale. Projet « CREM » Coordination régionale pour une gestion durable des ressources en eau au Maghreb. 102 p.

Cabridenc R., Carbonnier F., Cordonnier J., Legenti L, Rizet M. (1994). Le plomb dans l'environnement. TMS, 2: 64-69

Cairney John W.G., MehargA.A. (1999). Interactions between ectomycorrhizal fungi and soil saprotrophs: implications for decomposition of organic matter in soils and degradation of organic pollutants in the rhizosphere. Canadian Journal of Botany August 2002 <https://doi.org/10.1139/b02-072>.

Callender E. (2003). Heavy metals in the environment-historical trends. Treatise on geochemistry, Editor(s): Heinrich D. Holland, Karl K. Turekian vol. 9: 67-105. <https://doi.org/10.1016/B0-08-043751-6/09161-1>

Callot G. C., Maertens C., Saalsacil L. (1982). Mieux comprendre les interactions Sol-racines : indice sur la nutrition minérale I.N.R.A, 325 p.

Calvet R., (2003). Le Sol propriétés et fonction: Tom I et II. Ed Dunod.

Cancès B., Ponthieu M., Castrec-Rouelle M., Aubry E., Benedetti M.F. (2003). Metal ions speciation in a soil and its solution: experimental data and model results. Geoderma 113: 341-355

Carré F., Caudeville J., Bonnard R., Bert V., Boucard P., Ramel M. (2017). Soil contamination and human health: a major challenge for global soil security, In: Field D.J., Morgan C.L.S., M.A.B. (Ed.), Global Soil Security. Progress in Soil Science. Springer, Cham: 275–295. DOI: 10.1007/978-3-319-43394-3_25.

Chaoui W., Bousnoubra H., Benhamza M., Bouchami, T. (2013). Etude de la pollution des eaux des oueds Seybouse et Mellah (Région de l'Est Algérien). Revue des sciences et de la technologie Synthèse. 26: 50–56.

Chaoui W. (2022). Etude de la pollution des sols et des eaux dans la région d'El-Hadjar. Thèse de doctorat en Sciences Option: Hydrogéologie, Ubma Annaba 192 p.

Chapman D., Kimstach V. (1996). Selection of water quality variables. In: *Water quality assessments: a guide to the use of biota, sediments and water in environment monitoring*, Chapman edition, 2nd ed. University Press, Cambridge, United Kingdoms, Chapter 3: 74 - 133.

Chapman D. (1996). Water Quality Assessments: A guide to the use of biota, sediments and water in environmental monitoring. Chapman edition, 2nd ed., Chapman and Hall Ltd., London, 651 p.

Chartier Marcel M. (1974). Les types de pollutions de l'eau. In: *Noroi*, n°82, Avril-Juin 1974: 183-193.

Chassin P., Baize D., Cambier Ph., Sterckeman T. (1996). Forum « Le sol, un patrimoine menacé ? » Paris, 24 octobre 1996 Numéro spécial: 297-305.

- Charchar N., Bouchaala L., Houhamdi M.** (2018). Physico-chemical and bacteriological characterization of Oued Seybouse north-eastern Algeria. *Revue des Bio Ressources* 8 (1): 68-79
- Leclerc J.C.** (1999). *Ecophysiologie végétale*. Publication de l'université de Saint Etienne. Paris: 283p.
- Chen S., Shen X., Hu Z., Chen H., Shi Y., Liu Y.** (2012). Effects of simulated acid rain on soil CO₂ emission in a secondary forest in subtropical China. *Geoderma*; 189-190: 65-71.
- Chung B.Y., Song C.H., Park B.J., Cho J.Y.** (2011). Heavy Metals in Brown Rice (*Oryza sativa* L.) and Soil After Long-Term Irrigation of Wastewater Discharged from Domestic Sewage Treatment Plants, *Pedosphere*, Volume 21, Issue 5: 621-627, ISSN 1002-0160, [https://doi.org/10.1016/S1002-0160\(11\)60164-1](https://doi.org/10.1016/S1002-0160(11)60164-1).
- Clevenger T.E.** (1990). Use of sequential extraction to evaluate the heavy metals in mining wastes. *Water, Air, and Soil Pollution* 50: 241-254.
- Cleyet-Marel J.C., Hinsinger P.** (2000). Soil as a living environment, a medium to be discovered and put to good use. *Oléagineux, Corps Gras, Lipides*. Volume 7, Numéro 6, 490-3, Novembre - Décembre 2000, Dossier : "Agriculture, recherche et territoire".
- Cluzeau D., Blanchart E., Peres G., Piron D., Cuendet G., Fayolle L., Lavelle P.** (2011). Faune du sol et lombriciens dans les sols tempérés agricoles. *Sols et Environnement*. 2e édition. In M.C. Girard, C. Walter, J.C. Remy, J. Berthelin & J.L. Morel eds. Dunod, Paris: 85-107.
- CNERU** (Centre National d'Etude et Réalisation en Urbanisme) (1980). *Etudes et réalisations en urbanisme. Recueil sur la zone industrielle d'El-Hadjar*: 42 p.
- Comby M., Mustafa G., Magnin-Robert M., Randoux J. Fontaine B., Reignault P., Lounès-Hadj Sahraoui A.** (2017). Arbuscular mycorrhizal fungi as potential bioprotectants against aerial phytopathogens and pests. In: *Arbuscular Mycorrhizas and Stress Tolerance of Plants*: 195–223. Q.S., Wu (Ed.). Springer, Singapour.
- Conrad Z., Niles M.T., Neher D.A., Roy E.D., Tichenor N.E., Jahns L.** (2018). Relationship between food waste, diet quality, and environmental sustainability. *PloS one*. 2018 Apr 18; 13(4): e0195405. DOI 10.1371/journal.pone.0195405
- Costanza R., d'Arge R., de Groot R., Farberk S., Grasso M., Hannon G. et al** (1997). The Value of the World's Ecosystem Services and Natural Capital. *Nature*, Vol 387: 253-260
DOI: <https://doi.org/10.3406/noroi.1974.3367>
- Dallinger R., Prosi F., Segner H., Back H.** (1987). Contaminated food and uptake of heavy metals by fish: a review and a proposal for further research. *Oecologia*. 73(1): 91-98.
DOI: 10.1007/BF00376982. PMID: 28311410.
- Damay N., Julien J.L.** (1995). Les indicateurs du statut acido basique des sols. « Station agronomique de l'Asine » 32 p.
- Davidson C.M., Duncan A.L., Littlejohn D., Ure A.M., Garden L.M.** (1998). A critical evaluation of the three-stage BCR sequential extraction procedure to assess the potential mobility and toxicity of heavy metals in industrially-contaminated land. *Analytica Chimica Acta* 363 (1): 45-55.
- Debieche T.H.** (2002). Évolution de la qualité des eaux (salinité, azote et Métaux lourds) sous l'effet de la pollution saline, Agricole et industrielle. Application à la basse plaine de la Seybouse, nord-est algérien. Thèse de Doctorat de l'Université de Franche-Comté, France 199 p.

De Burbure C., Buchet J.P., Leroyer A., et al. (2005) Renal and neurologic effects of cadmium, lead, mercury, and arsenic in children: evidence of early effects and multiple interactions at environmental exposure levels. *Environmental health perspectives*.114:584–590.

Degryse F., Smolders E., Parker D.R. (2009). Partitioning of metals (Cd, Co, Cu, Ni, Pb, Zn) in soils: concepts, methodologies, prediction and applications – a review. *European Journal of Soil Science* 60: 590-612.

De Martonne E. (1925) *Traité de Géographie Physique, Vol I: Notions générales, climat, hydrographie.* *Geogr Rev* 15(2) : 336–337

Delaunois A. (1976). *Travaux pratiques de pédologie générale.* 86 p.

Delaunois B. Sanchez J.M. (2013). Conférence dans le cadre de la journée à thème de Lomme-Lille

Dère C., Lamy I., van Oort F., Baize D., Cornu S. (2006). Reconstitution des apports en éléments traces métalliques et bilan de leur migration dans un Luvisol sableux soumis à 100 ans d'irrigation massive par des eaux usées brutes. *Comptes Rendus Géosciences Volume 338, Issue 8:* 565-573,

De Villers J., Squilbin M., Yourassowsky C. (2005). Qualité physico-chimique et chimique des eaux de surface : cadre général, Bruxelles Environnement, fiche documentée, 16 p.

Derradji F., Khérici N., Roméo M., Caruba R.. (2004). Aptitude des eaux de la vallée de la Seybouse à l'irrigation (Nord-Est algérien). *Sécheresse*, N° 4, Vol. 15, 353-360.

Derradji F., Kherici N., Djorfi S., Romeo M., Caruba R. (2005). Etude de l'influence de la pollution de l'oued Seybouse sur l'aquifère d'Annaba (Algérie Nord-orientale) par le chrome et le cuivre, *La Houille Blanche*, 91:1, 73-80, DOI: 10.1051/lhb:200501010

Derwich E., Beziane Z., Benaabidate L., Belghyti D. (2008). Evaluation de la qualité des eaux de surface des oueds Fès et Sebou utilisées en agriculture maraîchère au Maroc. *Larhyss Journal* 07: 59-77.

Devergne Ar J., Realis E., Zaidi M. (2022). L'aluminium, un polluant méconnu mais pas sans conséquences. <https://ecotoxicologie.fr/aluminium-polluant>

DiBello P.M., Manganaro J.L., Aguinardo E.R. (1991). Barium compounds. In: *Kirk-Othmer Encyclopedia of Chemical Technology*. 4th edition, vol.: 3909-931 John Wiley and Sons, New York, Chichester, Brisbane, Toronto and Singapore.

Di Giuseppe D, Bianchini G, Vittori Antisari L, Martucci A, Natali C, Beccaluva L. (2014). Geochemical characterization and biomonitoring of reclaimed soils in the Po River Delta (Northern Italy): implications for the agricultural activities. *Environ Monit Assess.*; 186(5):2925-40. DOI: 10.1007/s10661-013-3590-8.

Djabri L., Hani A., Laouar R., Mania J., Mudry J., Louhi A. (2003). Potential pollution of groundwater in the valley of the Seybouse River, north-eastern Algeria. *Environmental Geology* 44: 38-744. DOI 10.1007/s00254-003-0824-z

Djeddi H., Kherief Nacereddine S., Keddari D., Afri Mehennaoui F.Z. (2018). Teneurs des éléments traces métalliques Cu, Zn et Pb des sédiments du barrage Béni Haroun (Nord-Est de l'Algérie). *Eur. Sci. J.*, 15: 1857-7431

Dörfigler N., Gascuel-Oudou C. (2014). Connaître et gérer les sols pour préserver l'eau. *Géosciences*, N° 18.

- Doucet R.**, (2006). Le climat et les sols agricoles. Ed. Berger, Eastman, Québec, xv, 443 p.
- Drozdov A.** (2007). Aluminium. Thirteenth element Encyclopedia, The Rusal Library, Moscow (2007) 122 p.
- Duchaufour P.** (1970). Humification et écologie. Cahiers Orstom, Série. Pédologie, vol. VIII, no 4.
- Duchaufour P., Souchier B., Bonneau M.** (1994). Constituants et propriétés du sol. Ouvrage collectif. 2eme edition, Masson 1994. 632 p
- Dudka S., Miller W.P.** (1999). Accumulation of potentially toxic elements in plants and their transfer to human food chain. Journal of Environmental Science & Health Part B, vol. 34, no 4: 681-708.
- Duhoux E., Nicole M.** (2004). Biologie végétale. Association et interactions chez les plantes. Ed. Dunod. Paris. France, 93 p.
- Duponnois R., Planchette c., Bâ A.M.** (2001). Growth stimulation of seventeen fallow leguminous plants inoculated with *Glomus aggregatum* in Senegal. European Journal of Soil Biology, 37: 181-186
- Duponnois R., Hafidi M., Ndoye I., Ramanankierana H., Bâ A.M.** (2013). Généralités sur la symbiose mycorhizienne : introduction. In: Duponnois Robin (ed.), Hafidi M. (ed.), Ndoye I. (ed.), Ramanankierana H. (ed.), Bâ A.M. (ed.), Des champignons symbiotiques contre la désertification: écosystèmes méditerranéens, tropicaux et insulaires. Marseille: IRD, 20-55.
- Durand J.** (1954). Premiers résultats de l'étude des sols du lac Fetzara. Alger.
- Duthil J., (1973).** Eléments d'écologie et d'agronomie. Editions INRA, France, Tome 3, 654 p.
- Eglin T., Cousin I., Walter C.** (2021). Contribution aux réflexions sur les concepts de fonctions des sols et de services écosystémiques, et leur évaluation. Étude et Gestion des Sols, 28: 143-146
- Elahcene O., Remini B.** (2009). Corrélation entre la concentration en matières en suspension et le débit liquide dans le bassin versant de oued bellah (Algérie). European Journal of Scientific Research 26 (1): 139-146.
- El Halouani H., Picot B., Casellas C., Pena G., Bontoux J.** (1993). Elimination de l'azote et du phosphore dans un lagunage à haut rendement. Revue des sciences de l'eau /Journal of Water Science 6 (1): 47-61.
- El Morhit M.** (2009). Hydrochimie, éléments traces métalliques et incidences écotoxicologiques sur les différentes composantes d'un écosystème estuarien (Bas ukkos). Thèse de Doctorat en Toxicologie. Université Mohammed V. Agdal, Rabat, Maroc 260 p.
- Emberger L.** (1955) .Une classification biogéographique des climats. Rec. Trav. Lab. Bot. Zool. Fac. Sc de Montpellier 7: 3-43.
- Entry J.A., Rygielwicz P.T., Watrud L.S., Donnelly P.K.** (2002). Influence of adverse soil conditions on the formation and function of Arbuscular mycorrhizas. Advances in Environmental Research 7: 123-138.
- Enyegue A.A.** (2012). Etude de la fertilité des aptitudes culturales des sols de SA'A développés sur micaschistes grenatifières. Mémoire de Thèse, 94 p.
- FAO. (Food and Agriculture Organisation).** (1988). La qualité de l'eau en agriculture. Bulletin d'irrigation et de drainage, 29 Revel, 181 p.

- FAO.** (2006). Conférence électronique sur la salinisation, extension de la salinisation et stratégie de prévention et réhabilitation, organisé et coordonné par le programme international pour la technologie et la recherche en irrigation et drainage. 12 p.
- FAO.** (2008). La situation mondiale de l'alimentation et de l'agriculture. 14 p.
- FAO.** (2014). Stress hydrique. AQUASTAT infographie. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome
- Fardeau J.C. (1993)** . Le phosphore biodisponible des sols: sa représentation par un modèle fonctionnel à plusieurs compartiments. *Agronomy*, 13: 317-331.
- Faure M.L.** (2018). La rhizosphère : point de départ d'un vaste réseau de communication. *Bulletin Sol et Agronomie des Chambres d'agriculture des Pays de la Loire SOLAG n°10* le 05/11/2018
- Feix I., Wiart J.** (1998). Connaissance et maîtrise des aspects sanitaires de l'épandage des boues d'épuration des collectivités locales, ADEME éd., 74 p.
- Feller C., Aeschlimann J.P., Frossard E., Lutz V.** (2008). Friedrich Albert Fallou (1794–1877) et sa «Pédologie»-La Préface de l'ouvrage. *Étude et Gestion des Sols*, 15(2): 131–137.
- Feller C., Aeschlimann J.P., Frossard E.** (2015). Friedrich Albert Fallou (1794–1877) et sa «Pédologie»-Chap. 3. « Nature du sol » Comparaison avec A. de Gasparin. *Étude et Gestion des Sols*, Volume 22: 59 -75
- Feller C., Aeschlimann J.P., Frossard E.** (2022). The contribution of Friedrich Albert Fallou to modern soil science. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 185: 766–772.
<https://doi.org/10.1002/jpln.202200306>
- Flanagan Sara V., Johnston Richard B., Zheng Y.** (2012). Arsenic in tube well water in Bangladesh: health and economic impacts and implications for arsenic mitigation. *Bulletin of the World Health Organization*, vol. 90, no 11: 839-846.
- Fortin J.A., Plenchette C., Piché, Y.** (2016). Les mycorhizes, l'essor de la nouvelle révolution verte. Editions Quae, 164 p.
- Fossey M., Angers D., Bustany C., Cudennec C., Durand P., Gascuel-Oudoux C., Jaffrezic A., Pérès G., Besse C., Walter C.** (2020). A framework to consider soil ecosystem services in territorial planning. *Front. Environ. Sci*: 8-28. DOI: 10.3389/fenvs.2020.00028
- Franche C., Lindstrom K., Elmerich C.** (2009). Nitrogen-fixing bacteria associated with leguminous and non-leguminous plants. *Plant and Soil* 321(1): 35-59 DOI: [10.1007/s11104-008-9833-8](https://doi.org/10.1007/s11104-008-9833-8)
- Gadd G.M.** (1993a). Interactions of fungi with toxic metals. *New Phytologist* 124: 25-60.
- Garbaye J.**, (2013). La symbiose mycorhizienne, une association entre les plantes et les champignons. Ed. Quae, Versailles, 251 p.
- Gauchers F., Soltser H.** (1981). Base de la production végétale : le sol. Edition Techniques agricoles 472 p.
- Gaussen H.** (1954). Théorie et classification des climats et microclimats. Actes VII Congr. Int. Bot. : 125-130. Paris

- Ge Y., Murray P., Hendershot W.H.** (2000). Trace metal speciation and bioavailability in urban soils. *Environ. Pollut.*, 107: 137-144.
- Germida J.J., Siciliano S.D., de Freitas J.R., Seib A.M.** (1998). Diversity of root-associated bacteria associated with field-grown canola (*Brassica napus* L.) and wheat (*Triticum aestivum* L.) *FEMS Microbiology Ecology*, 26(1) : 43-50.
- Gervy R.** (1970). Les phosphates et l'agriculture. Problèmes de l'entreprise agricole. Ed. Dunod, Paris, France, 298 p.
- Ghachi A.** (1986). Hydrologie et utilisation de la ressource en eau en Algérie : le bassin de la Seybouse, O. P.U. Alger. 508 p.
- Ghazali D., Zaid A.** (2013). Etude de la qualité physico-chimique et bactériologique des eaux de la source Ain Salama-Jerri (région de Meknès, Maroc). *Larhyss Journal*, 12: 25-36.
- Ghillebaert-Giuliani I., Ghillebaert F.**, (2020). Chapitre VI. Évaluation du risque chimique en milieu aquatique : 183-205 *In* Eaux industrielles contaminées, Pratiques & techniques Morin-Crini N., Crini G. Éd.: Presses universitaires de Franche-Comté 512 p.
- Gholami A., Biyari A., Gholipoor M., Rahmani H.A.** (2012). Growth promotion of maize (*Zea mays* L.) by plant-growth promoting rhizobacteria under field conditions. *Communications in soil science and plant analysis*. 43: 1263-1272.
- Gianinazzi S., Gollotte A., Binet M.N., Van Tuinen D., Redecker D., Wipf D.** (2010). Agroecology: the key role of arbuscular mycorrhizas in ecosystem services. *Mycorrhiza* 20: 519-530.
- Girard M.C., Walter C., Remy J.C., Berthelin J., Morel J.L.** (2005). Sols et environnement. Dunod, 776 p.
- Gis Sol.** (2011). L'état des sols de France. Groupement d'intérêt scientifique sur les sols, 188 p.
- GIZ (Deutsche Gesellschaft für Internationale Zusammenarbeit)** (2016). Etude d'évaluation du secteur de l'eau en Algérie, Etat des lieux. Rapport GIZ / BGR/ OSS Algérie
- Gleick P.H.** (1993). *Water in Crisis: A Guide to the World's Fresh Water Resources*, Gleick, P. H. (Ed.). Oxford University Press, New York. 15 p.
- Gobat J.M., Aragno M., Matthey W.**, (2003). Le sol vivant. Deuxième édition. Presses polytechniques et universitaires romandes, Lausanne, France 268 p.
- Gomez A., Solda P., Lambrot C., Wilbert J., Juste C.** (1992). Bilan des éléments-traces métalliques transférés dans un sol sableux après 16 années d'apports continus et connus de boues de station d'épuration et de fumier de ferme en monoculture irriguée de maïs, Convention de recherche n° 89256, INRA, Bordeaux, 58 p.
- Graine L., Ouaneche M.** (2020). Distribution des éléments majeurs, mineurs et traces dans le sol du bassin versant de Béni Chougrane (Mascara) par la technique de fluorescence X à dispersion d'énergie. Mémoire d'Ingénieur d'Etat en Génie de l'Environnement. Ecole Nationale Polytechnique. Alger, Algérie
- Grégoire Y., Trencia G.** (2007). Influence de l'ombrage produit par la végétation riveraine sur la température de l'eau: un paramètre d'importance pour le maintien d'un habitat de qualité pour le poisson. Ministère des Ressources Naturelles et de la Faune, Secteur Faune Québec. Direction de l'aménagement de la faune de la région de la Chaudière-Appalaches. x + 19p + 4 annexes.

http://documentation.bruxellesenvironnement.be/documents/Eau_PDF.

Gregory B. (2005). Ecophysiologie de semis de conifères ectomycorhizés en milieu Salin et sodique. Thèse de Doc, en science forestières 190 p.

Guergueb M., Ferhat A. J. (2021). La gestion des eaux en Algérie : Vers un nouveau paradigme. Journal of Advanced Economic Research Vol 06, Issue 01: 303-315 Eloued University, Eloued, Algeria.

Guettaf M., (2015). Caractérisation hydrochimique et évaluation des indicateurs de pollution dans l'environnement : cas de l'oued Seybouse et ses affluents dans le sous bassin de Guelma (Nord-Est Algérien). Thèse de doctorat en Sciences Biologiques, Université 8 mai 45 Guelma, Algérie, 150 p.

Guettaf M., Maoui A., Ihdene Z. (2017). Assessment of water quality: a case study of the Seybouse River (North East of Algeria). Appl Water Sci (2017) 7:2 95–307
DOI: 10.1007/s13201-014-0245-z

Guilarte T.R. (2010). Manganese and Parkinson's disease: a critical review and new findings. Environmental health perspectives: 1071-1080.

Guittard A. (2016). Étude spatio-temporelle de la contamination en métaux traces Du rio santa, Pérou. Mémoire de Maîtrise en génie de la construction École de technologie supérieure, Université du Québec

Habes S. (2006). Pollution saline d'un lac, cas du lac Fetzara, Est algérien (Annaba). Mémoire de Magister, Département de Géologie, Université Badji Mokhtar, Annaba. 130 p.

Halitim A. (1988). les sols des régions arides d'Algérie. Ed. O. P. U, Alger. 384 p.

Hamdy A., Lassam M., Iaciregnola C. (1995). Salinity problems in the Mediterranean region: major issues. Comptes rendus de l'academie d'agriculture de France. Vol. 81,n°:1: 47-60.

Harrison M.J., van Buuren M.L. (1995). A phosphate transporter from the mycorrhizal fungus *Glomus versiforme*. Nature 378: 626–629.

Havugimana E., Bhole B.S., Kumar A., Byiringiro E., Mugabo J.P., Kumar A. (2017). Soil Pollution-Major Sources and Types of Soil Pollutants. Environmental Sci. & Eng. Vol. 11: Soil Pollution and Phytoremediation 35 p.

He D., Luo Y., Lu S., Liu M., Song Y., Lei L. (2018). Microplastics in soils: Analytical methods, pollution characteristics and ecological risks. TrAC Trends in Analytical Chemistry; 109: 163-172.

Hébert S., Légaré S. (2000). Suivi de la qualité des rivières et petits cours d'eau, Québec, Direction du suivi de l'état de l'environnement, ministère de l'Environnement, envirodoq no ENV-2001-0141, rapport n° QE-123, 24 p. et 3 annexes

Hejabi A.T., Basavarajappa H.T., Karbassi A.R., Monavari S.M. (2011). Heavy metal pollution in water and sediments in the Kabini River, Karnataka, India
Environmental Monitoring and Assessment volume 182: 1-13
Environ Monit Assess. 2011. N°182(1-4): 1-13. DOI: 10.1007/s10661-010-1854-0.

Heller R., Esnault R., Tance C. (1993). Physiologie végétale. 5e ed. Masson m, Paris. 294 p.

Henin S. (1990). Sol- agronomie-environnement, Ed, ORSTOM, Paris, 189 p.

Hinsinger P., Plassard C., Tang C., Jaillard B. (2003). Origine of root- mediated pH changes in the rhizosphere and their responses to environmental constraints. Plant and soil 248: 43-59

Hinsinger P., Bengough A.G., Vetterlein D., Young I.M. (2009) Rhizosphere: biophysics, biogeochemistry and ecological relevance. *Plant and Soil* 321: 117–152.

Hinsinger P. (2010). Les racines au cœur du fonctionnement de la rhizosphère Des connaissances pointues issues de la recherche aux applications possibles en agriculture biologique. *Alter Agri* n°101 - mai-Juin 2010.

https://agriculture-de-conservation.com/sites/agriculture-de-conservation.com/IMG/pdf/alteragri_rhizosphere.pdf

Hoekstra A.Y., Chapagain A.K., Aldaya M.M. (2012). The water footprint assessment manual, Earthscan, London, UK, available at:

[http://www.waterfootprint.org/?page=files/Water Footprint Assessment Manual](http://www.waterfootprint.org/?page=files/Water_Footprint_Assessment_Manual) (last access: 1 March 2012,

Huerta L., Contreras-Valadez R., Palacios-Mayorga S., Miranda J., Calva-Vasquez G. (2002). Total elemental composition of soils contaminated with wastewater irrigation by combining IBA techniques. *Beam Interactions with Materials and Atom - NIMB*, 2002.

IUPAC (International Union For Pure And Applied Chemistry). (2000). Guidelines for terms related to chemical speciation and fractionation of elements. Definitions, structural aspects, and methodological approaches (IUPAC Recommendations 2000). *Pure Appl. Chem.*, Vol. 72, No. 8:1453–1470.

Ineris. (2006) <https://substances.ineris.fr/fr/substance/681>.

Jacques G. (1996). *Le cycle de l'eau. Les fondamentaux.* Ed. Hachette

Jakobsen I., Rosendahl L. (1990). Carbon flow into soil and external hyphae from roots of mycorrhizal cucumber plants. *New Phytologist*. 115: 77–83.

Jamagne M. (1980). *Les bases de la description des sols* Ed. Dunod 125 p.

Jansson J.K., Hofmockel K.S. (2019). Soil microbiomes and climate change. *Nat. Rev. Microbiol.* 1-12

Javaid A. (2009). Arbuscular Mycorrhizal Mediated Nutrition in Plants. *Journal of Plant Nutrition*, 32: 1595–1618.

Jeffery S., Gardi C., Jones A., Montanarella L., Marmo L., Miko L., Ritz K., Peres G., Jorg R., Van Der Putten W. (2010). *European Atlas of Soil Biodiversity.* EUR 24375 EN. Luxembourg (Luxembourg): Publications Office of the European Union; JRC57611

Jeffries P., Barea J.M. (2001). Arbuscular mycorrhiza—A key component of sustainable plant-soil ecosystems. In: B. Hock (Ed.), *The Mycota. IX Fungal Associations* (pp. 95-113). Berlin: SpringerVerlag. http://dx.doi.org/10.1007/978-3-662-07334-6_6

Joleaud L. (1936). *Etude géologique de la région de Bône et de la Calle.* B.S.G.A. 2 (12), Impr. la Typo-litho CarbonelJ. réunies, Alger Algérie.199 p.

Jones D.L., Nguyen C., Finlay R.D. (2009). Carbon flow in the rhizosphere: carbon 805 trading at the soil-root interface. *Plant Soil*. 321(1-2): 5-33.

Joret G., Hébert J. (1955). Contribution à la détermination du besoin des sols en acide phosphorique. *Ann. agron.* 233-299.

- Joos L., De Tender C.** (2022). Soil under stress: The importance of soil life and how it is influenced by (micro) plastic pollution. Published by Elsevier B.V. on behalf of Research Network of Computational and Structural Biotechnology Journal 20: 1554–1566. <https://doi.org/10.1016/j.csbj.2022.03.041>
- Juste C.** (1995). Les micro-polluants métalliques dans les boues résiduaires des stations d'épuration urbaines, Convention ADEME-INRA, ADEME éd., 209 p.
- Kabata-Pendias A., Pendias H.** (2001). Trace Elements in Soils and Plants, CRC Press, Boca Raton, Fla, USA, 3rd edition
- Kabata-Pendias A.** (2011). Trace Elements in Soils and Plants. Fourth edition Boca Raton, US: CRC Press. 520 p.
- Kadri I.B., Berrahou A., El Halouani H., Chafi A.** (2012). Evaluation de la qualité du cours supérieur de l'Oued Za (Maroc oriental). Sci. Lib. Ed. Mersenne, 120709 (4).
- Kao T., El Mejahed K., Bouzidi A.** (2007). Evaluation de la pollution métallique dans les sols agricoles irrigués par les eaux usées de la ville de Settat (Maroc). Bulletin de l'Institut Scientifique, Rabat, section Sciences de la Vie, 29: 89-92.
- Keddari D., Afri-Mehennaoui F.Z., Smatti-Hamza I., Djeddi H., Sahli L., Mehennaoui S.** (2019). Évaluation du niveau de contamination par les éléments traces métalliques (cadmium, cuivre, nickel et zinc) des sédiments de l'oued Boumerzoug et ses affluents, et leur transfert vers la chénopodiacée spinacia oleracea (L.). Revue des Sciences de l'Eau / Journal of Water Science, 32(3): 255–273. <https://doi.org/10.7202/1067308ar>
- Keegan G.M., Learmonth I.D., Case C.A.** (2008). Systematic comparison of the actual, potential, and theoretical health effects of cobalt and chromium exposures from industry and surgical implants. Critical reviews in toxicology. 2008; 38:645–674.
- Kennedy AC., Smith KL.** (1995). Soil microbial diversity and the sustainability of agriculture soils. Plant Soil 170 : 75-86.
- Kétif A.** (2016). Impact de l'application combinée d'un fertilisant phosphaté et trois pesticides sur une terre cultivée en blé dur (*Triticum durum* Desf). Thèse de Doctorat en Sciences, Université Badji Mokhtar-Annaba 269 p.
- Kettab A.** (2001). Les ressources en eau en Algérie: stratégies, enjeux et vision. Désalination 136: 25–33.
- Kettab A.** (2021). Quels stratégies et plan d'actions pour gérer le stress hydrique en Algérie à l'horizon 2030-2050 ? Conférence au Conseil National Economique et Social – CNESE- Alger 08 Juin 2021 - Algérie.
- Keumean K.N., Bamba S.B., Soro G., Metongo B.S., Soro N., Jean Biemi J.** (2013). Evolution spatio-temporelle de la qualité physico-chimique de l'eau de l'estuaire du fleuve Comoé (Sud-est de la Côte d'ivoire) Int. J. Biol. Chem. Sci. 7(4): 1752-1766.
- Khaled-Khodja S., Cherif S., Durand G.** (2018). Seasonal assessment of metal trace element contamination by PCA in Seybouse wadi (Algeria). Water Supply 18 (6): 1897–1905. <https://doi.org/10.2166/ws.2018.010>
- Khaled-khodja S., Cherif S.,** (2021). Évaluation saisonnière de la pollution par les éléments traces métalliques de l'oued Boujemaâ (Annaba, extrémité extrémité nord-orientale algérienne)

Journal International Sciences et Technique de l'Eau et de l'Environnement, Open Access Vol. Vol. (VI), No.3: 23-28.

Kjeldahl J. (1883). A new method for the determination of nitrogen in organic matter. *Z. Anal. Chem.*, 22: 366-382.

Klopper J.W., Lifshitz R., Zablotowicz R.M. (1989). Free-living bacterial inocula for enhancing crop productivity. *Trends Biotechnol.* 7: 39-44.

Koller R. (2004). *Traitement des pollutions industrielles eaux-air-déchets-sol-boue*, Ed. Dunod. 424 p.

Koo B. J., Adriano D.C., Bolan N.S., Barton C.D. (2004). Root Exudates and Microorganisms. In *Encyclopedia of Soils in the Environment* (Vol. 4: 421-428). Elsevier- Hanley and Belfus Inc... <https://doi.org/10.1016/B0-12-348530-4/00461-6>

Kopittkea Peter M., Neal W., Menzies Peng Wangb., Brigid A., McKenna Enzo Lombi. (2019). Soil and the intensification of agriculture for global food security *Environment International* 132 (2019) 105078 <https://doi.org/10.1016/j.envint.2019.105078>

Kumar V., Pandita S., Sharma A., Bakshi P., Sharma P., Karaouzas I., Bhardwaj R., Thukral A.K., Cerda A. (2019). Ecological and Human Health Risks Appraisal of Metal (loid)s in Agricultural Soils: a Review, *Geology, Ecology, and Landscapes*.

Lahwel N. (2008). *Caractérisation de la matière organique dans les écosystèmes forestiers dans la région du littoral Mostaganémois (Oranie). Mémoire de magister, spécialité : éco-biologie, Centre universitaire Mustapha Stambouli de Mascara, Algérie,*

Lallébila T., AdamaA., YaoviN., Idrissa K., Moctar B.L., Gbandi D.B., Wendengoudi G. (2015). Using physicochemicals variables and benthic macroinvertebrates for ecosystem health assessment of inland rivers of Togo. *International Journal of Innovation and Applied Studies* Vol. 12 No. 4: 961-976

Lane T.W., Morel F.M.M. (2000). A biological function for cadmium in marine diatoms. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 97(9): 4627-4631.

Landreau A., Monition L. (1977). *Nouvelle évaluation de la qualité de l'eau pour l'irrigation. Rapport du bureau de recherche géologique et minière, Service géologique national, Orléans, France77SGN628HYD* 24 p.

Laperche V., Bodéan F., Dictor M.C., Baranger Ph. (2003). *Guide méthodologique de l'arsenic, appliqué à la gestion des sites et sols pollués. BRGM/RP-52066-FR*, 90 p.

Laurent F. (2012). *Agriculture et pollution de l'eau : modélisation des processus et analyse des dynamiques territoriales. Habilitation à la recherche, Sciences de l'environnement. Université du Maine* 211 p.

Legros J.P. (2011). A l'aube de la Science du sol. Séance du lundi 28/11/2011, bull. 42, conférence 4166: 381-383 2011, Académie des Sciences et Lettres de Montpellier. <http://www.ac-sciences-lettres-montpellier.fr/>

Lenhart C.F. (2008). *The influence of watershed hydrology and stream geomorphology on turbidity, sediment, and nutrients in tributaries of the Blue Earth River, Minnesota, USA. PhD Thesis, University of Minnesota, Twin Cities, St. Paul, MN.*

Lerner A., Herschkovitz Y., Baudoin E., Nazaret S., Moenne-Loccoz Y., Okon Y. Jurkevitch E. (2006) *Effect of Azospirillum brasilense inoculation on rhizobacterial communities analyzed by*

denaturing gradient gel electrophoresis and automated ribosomal intergenic spacer analysis. *Soil Biology and Biochemistry* 38: 1212-1218.

Leteinturier B. (1999). Early stages of natural revegetation of metalliferous mine workings in South Central Africa. A preliminary survey, in BASE, Biotechnologie, Agronomie, Société, Environnement, Vol. 3, n°1: 28-41.

Leyval C., Turnau K., Haselwandter K., (1997). Effect of heavy metal pollution on mycorrhizal colonization and function: physiological, ecological and applied aspects. *Mycorrhiza* 7: 139-153.

Leyval C., Singh B.R., Joner E.J. (1995). Occurrence and infectivity of arbuscular mycorrhizal fungi in some Norwegian soils influenced by heavy metals and soil properties. *Water, Air and Soil Pollution* 84: 203-216.

Leyval C., Joner E.J., (2001). Bioavailability of heavy metals in the mycorrhizosphere. In: GR Gobran, W Wenzel, E Lombi (Eds) Trace Elements in the Rhizosphere. CRC Press, Boca Raton: 165-185.

Licata P., Trombetta D., Cristani M., Giofre F., Martino D., Calo M., Naccari F. (2004). Levels of “toxic” and “essential” metals in samples of bovine milk from various dairy farms in Calabria, Italy. *Environment International*, vol. 30, no 1: 1-6.

Liu Z., Fu B., Zheng X., Liu G. (2010). Plant biomass, soil water content and soil N:P ratio regulating soil microbial functional diversity in a temperate steppe: A regional scale study. *Soil Biology and Biochemistry* 42: 445-450

Lopez S. (2018). Déterminisme de la diversité bactérienne rhizosphérique des hyperaccumulateurs de nickel. Biodiversité et Ecologie. Thèse de l'Université de Lorraine. 215p. NNT : 2018LORR0335.

Lozupone C., Liadser M.E., Knights D., Stombaugh, J., Knight R. (2011). UniFrac: an effective distance metric for microbial community comparison. *ISME J* 5: 169-172. Doi: [10.1038/ismej.2010.133](https://doi.org/10.1038/ismej.2010.133)

Lu Y., Song S., Wang R., Liu Z., Meng J., Sweetman, et al. (2015). Impacts of soil and water pollution on food safety and health risks in China. *Environment International* 77: 5-15.

Lynch J.M., Whipps J.M. (1990). Substrate flow in the rhizosphere. *Plant and soil* 129: 1-10

Maas S., Scheifler R., Benslama M., Crini N., Lucot E., Brahmia Z., Benyacoub S., Giraudoux P. (2010). Spatial distribution of heavy metal concentrations in urban, suburban and agricultural soils in a Mediterranean city of Algeria. *Environmental Pollution* 158: 2294-2301.

Mace G., Masundire H. (2005). Drivers of change in ecosystem condition and services. In Millennium Ecosystem Assessment, Ecosystems and human well-being: Current state and trends, 77-122. Washington, DC: Island Press

Mahurpawar M. (2015). Effects of heavy metals on human health. International journal of research-granthaalayah. A knowledge repository.

Marre A. (1992). Le Tell oriental algérien : de Collo à la frontière tunisienne. Etude géomorphologique. Alger, Office des Publications Universitaires: 2 vol., 153fig.35 photos, 624 p.

Marschner P., Crowley D., Yang, C.H. (2004); Development of specific rhizosphere bacterial communities in relation to plant species, nutrition and soil type. *Plant and Soil* 261: 199-208.

Martiny J.B.H., Bohannan B.J.M., Brown J.H., Colwell R.K., Fuhrman J.A., Green J.L. et al. (2006). Microbial biogeography: putting microorganisms on the map. *Nature Reviews Microbiology* 4: 102-112.

- Massoura S.T., Echevarria G., Becquer T., Ghanbaja J., Leclerc- Cessac E., Morel J.L.** (2006). Nickel bearing phases and availability in natural and anthropogenic soils. *Geoderma* 136: 28–37
- Maxson P.A., Vonkema G.H.** (1992). Les métaux lourds dans les phosphates. Risques pour l'environnement et implications stratégiques. Commission des Communautés Européennes, Octobre, 23 p.
- Mc Gonigle T.P., Miller M.H., Evans D.G., Fairchild G.L., Swan, J.A.** (1990). A new method which gives an objective measure of colonization of roots by vesicular-arbuscular mycorrhizal fungi. *New Phytologist*. 115: 495–501
- Mc Gonigle T.P., Miller M.H.** (2000). The inconsistent effect of soil disturbance on colonization of roots by arbuscular mycorrhizal fungi: a test of the inoculum density hypothesis *Applied Soil Ecology* Volume 14, Issue 2, April 2000, 147-155
[https://doi.org/10.1016/S0929-1393\(00\)00048-2](https://doi.org/10.1016/S0929-1393(00)00048-2)
- MEA (Millennium Ecosystem Assessment)** (2005). *Ecosystems and Human Well-being: Biodiversity Synthesis*. World Resources Institute, Washington, DC.
- Mebarki A.** (1999), Approche hydrologique des bassins du Nord-Est Algérien, Actes des journées d'information et d'étude (Constantine, 20-21 Octobre), la nouvelle politique de l'Eau, les Agences de bassins hydrographiques et le bassin Constantinois-Seybousse-Méllègue, ABH-CSM., Constantine: 22-30.
- Mebirouk H.** (2007). L'amélioration urbaine, une action plurielle pour rechercher la qualité de vie. Quels effets sur la population et le cadre de vie dans les ensembles collectifs d'Annaba (nord-est algérien). *Analele Universitatii Bucuresti Geografie/Annals of the University of Bucharest – Geography Series* 68(1) :75-97 <https://doi.org/10.5719/aub-g/68.1/5>
- Meena V.S., Bahadur I., Maurya B.R., Kumar A., Meena R.K., Meena S.K., Verma, J.P.** (2016). Potassium Solubilizing Microorganism in Evergreen Agriculture: An Overview. In: Meena V., Maurya B., Verma J., Meena R. (eds) *Potassium Solubilizing Microorganisms for Sustainable Agriculture*. Springer, New Delhi. https://doi.org/10.1007/978-81-322-2776-2_1
- Merghem K.A., El halouani H., Alnedhary A.A, Dssouli K., Gharibi E., Alansi R.Q., Alnahmi F.** (2016). Étude de l'impact des rejets d'eaux usées brutes et épurées sur la qualité de l'Oued Bani Houat (Bassin de Sanaa): Étude spatio-temporelle. *J. Mater. Environ. Sci.* 7: 1516-1530.
- Meybeck M.** (1989). The quality of rivers: from pristine stage to global pollution. *Palaeogeogr. Palaeoclimatol.* 75: 283-309.
- Miransari, M.** (2011). Hyperaccumulators, arbuscular mycorrhizal fungi and stress of heavy metals. *Biotechnology Advances*, 29: 645–653.
- Mirauda D., Ostoich M.** (2018). Assessment of pressure sources and water body resilience: an integrated approach for action planning in a polluted river basin, *Int. J. Environ. Res. Public Health*, 15 (2018) 390, Doi:10.3390/ijerph15020390.
- Morel J.L., Guckert A., Nicolardot B., Benistant D., Catroux G., Germon J.C.** (1986) Etude de l'évolution des caractéristiques physico-chimiques et de la stabilité biologique des ordures ménagères au cours du compostage. *Agronomie* 6: 693-701.
- Morel R.** (1986). *Les sols cultivés*. Lavoisier. 1ère édition. Paris: 21-64

Morel R. (1989). Les sols cultivés. Lavoisier. 2ème édition.

Morin-Crini N., Crini G. (2020).Eaux industrielles contaminées. Réglementation, paramètres chimiques et biologiques et procédés d'épuration innovants. Edt.: Presses universitaires de Franche-Comté, Collection : Pratiques & techniques, novembre 2020. Morin-Crini N., Crini G. Éd. Presses universitaires de Franche-Comté, 512 p. DOI : 10.4000/books.pufc.10857

Mustapha A. A., Abdu N., Oyinlola E. Y., Nuhu A.A., Dawaki M.U. (2020). Distribution of Aluminium, Iron, Calcium, Magnesium and Manganese in the Soils of Savannah Region of Northern Nigeria. JAEISS 6(1): 32 – 39. Available on line: <http://www.jaeess.com.ng>

Musy A., Higy C. (2004). Hydrologie (1. Une science de la nature), Presses polytechniques et universitaires romandes, (21), 314 p.

Nadeem S.M., Khan M.Y., Waqas M.R., Binyamin R., Akhtar S., Zahir, A.Z. (2017). Arbuscular Mycorrhizas: An Overview. In: Arbuscular Mycorrhizas and Stress Tolerance of Plants: 1–24. Q.S., Wu (Eds.). Springer, Singapour

Naidu R., Semple K.T., Megharaj M., Juhasz A.L., Bolan N.S., Gupta S.K., Clothier B.E., Schulin R. (2008). Chapter 3. Bioavailability: definition, assessment and implications for risk assessment. In: Hartemink A.E., McBratney A.B. & Ravendra N., eds. Developments in soil science. Vol. 32: 39-51, Amsterdam Elsevier.

Narsis S. (2008). Contribution à l'étude de la pollution de l'Oued Seybouse. Suivi physico-chimique des eaux de séquences finale ». Mémoire d'ingénieur d'Etat en Ecologie et Environnement. Université Badji Mokhtar-Annaba, Algérie 79 p.

Nayak, P. (2002). Aluminum: impacts and disease. Environmental research, vol. 89, no 2, p. 101-115.

Ndoye F., Kane A., Diedhiou A.G., Bakhoun N., Fall D., Sadio O., Sy M.O., Noba K., Diouf D. (2015). Effects of dual inoculation with arbuscular mycorrhizal fungi and Rhizobia on *Acacia senegal* (L.) Willd. Seedling growth and soil enzyme activities in Senegal. International Journal of Biosciences 6: 36–48.

Nishijo M., Nakagawa H., Morikawa Y., et al. (1999). Mortality of inhabitants in an area polluted by cadmium: 15 year follow up. Occupational and environmental medicine. 52: 181–184

Nisbet M., Verneaux J. (1970). Composantes chimiques des eaux courantes. Discussion et proposition de classes en tant que base d'interprétation des analyses chimiques. Annales de Limnologie 6: 16-90.

Nittrouer C.A., DeMaster D.J. (1986). Sedimentary processes on the Amazon continental shelf: past, present and future research. Cont. Shelf Res., 6: 5-30.

OMS (Organisation mondiale de la santé). (2012). Directives OMS pour l'utilisation sans risque des eaux usées, des excréta et des eaux ménagères, Volume IV: Utilisation des excréta et des eaux ménagères en agriculture: 1-22.

OMS (Organisation mondiale de la santé). (2013). Directives OMS pour l'utilisation sans risque des eaux usées, des excréta et des eaux ménagères, Volume II. Chap. 8: Aspects environnementaux: 121-146.

Ondoa Z. A. (2022). Intensification des pluies et impacts sur l'érosion hydrique des sols et la qualité des eaux sous six systèmes cultureux à Saint-Lambert-de-Lauzon. Mémoire de Maître ès Sciences. Université du Québec, Centre Eau Terre Environnement.

Orgiazzi A., Bardgett R.D., Barrios E., Behan-Pelletier V., Briones M.J.I., et al. (2016). Global Soil Biodiversity Atlas. European Commission, Publications Office of the European Union, Luxembourg. 176 pp <https://doi.org/10.2788/799182>.

Othmani M.A., Souissi F., da Sylva E.F., Coynel A. (2015). Accumulation trends of metal contamination in sediments of the former Pb–Zn mining district of Touiref (NW Tunisia). *Journal of African Earth Sciences*, vol. 111: 231-243

Pacyna J.M., Sundseth K., Pacyna E.G. (2016). Sources and Fluxes of Harmful Metals. Environmental Determinants of Human Health. Sous la dir. de J. M. Pacyna et E. G. Pacyna. *Molecular and Integrative Toxicology*. Cham, CH: Springer International Publishing: 1-25.
Doi : 10.1007/978-3-319-43142-0_1

Painchaud J. (1997). La qualité de l'eau des rivières du Québec. *Nat. Can.* 121: 38-43.

Panneerselvam P., Mitra D., Mohanty B., Mondal R., Shadangi S. (2022). Soil pollution and their impact on soil microorganisms, Chapter: 5 In book: *Environmental Pollution: A Life Threat*; Editors: Drs. Anand Prakash, S. K. Shrivastava, Jagadiswari Rao and Rajasekhar Rao, Korada, Edition: AZRA-2022-EPLT Book Publisher: AZRA India.

Panneerselvam P., Sharma L., Nayak A.K., Senapati A., Bhutia J.T., Prabhukarthikeyan S. R., et al. (2020). Development of microbial consortium for plant growth promotion, nutrient and disease management in rice horticulture based cropping system in Sikkim. *NRRI Research Bulletin No. 28*, ICAR-National Rice Research Institute, Cuttack-753006, Odisha, India, 36p.

Pansu M., Gautheyrou J., (2003). *L'analyse du sol : minéralogique, organique et minérale*. Ed. Springer.

Patel K. , Chikhlekar S. , Ramteke S. , Sahu B. , Dahariya N., Sharma R. (2015) Micronutrient Status in Soil of Central India. *American Journal of Plant Sciences*, **6**: 3025-3037. DOI: 10.4236/ajps.2015.619297.

Payment P., Robertson S. (2004). The microbiology of piped distribution systems and public health. In: *Safe piped water: Managing microbial water quality in piped distribution systems*. Ainsworth R, (Ed.). London UK, Iwa Publishing: 1-18

Peralta-Videa J.R., Lopez M.L., Narayan M., Saupe G., Gardea-Torresdey J., (2009). The biochemistry of environmental heavy metal uptake by plants: implications for the food chain. *The International Journal of Biochemistry & Cell Biology*, 41(8-9): 1665-1677.

Pérez-Mayán L., Ramil M., Cela R., Rodríguez I. (2020). Multiresidue procedure to assess the occurrence and dissipation of fungicides and insecticides in vineyard soils from Northwest Spain. *Chemosphere*; 261: 127696

Perrono P. (1999). Les micropolluants métalliques des boues de stations d'épuration urbaine et l'épandage agricole. *Mém. D.U.E.S.S., D.E.P., Univ. Picardie, Amiens*.
<https://www.u-picardie.fr/beauchamp/duce/perrono/perrono.htm>

Phillips J.M., Hayman D.S. (1970). Improved procedures for clearing roots and staining parasitic and vesicular-arbuscular mycorrhizal fungi for rapid assessment of infection. *Transactions of the British Mycological Society*. 55: 158–161.

Picot A., Narbonne J.F. (2011). L'antimoine, un toxique mythique toujours méconnu. *L'actualité chimique - avril 2011 - n° 351 Maîtrise du risque chimique*: 53-58

- Pieri C.** (1959). Fertilité des terres de savanes. Bilan de 30 ans de recherche et de développement agricoles au sud du Sahara. CIRAD, 444 pp.
- Plenchette C., Perrin R., Duvert P.** (1989). The concept of soil infectivity and a method for its determination as applied to endomycorrhizas. *Canadian Journal of Botany*, 67: 112-115
- Pope C.J., Peters W.A., Howard J.B.** (2000). Thermodynamic driving forces for PAH isomerization and growth during thermal treatment of polluted soils. *Journal of Hazardous Materials*; 79(1-2): 189-208.
- Qian Qu., Zhenyan Zhang., W.J.G.M. Peijnenburg., Wanyue Liu., Tao Lu., Baolan Hu., Jian-Meng et al.** (2020). Rhizosphere microbiome assemble and its impact on plant growth *J. Agric. Food Chem.*, Just Accepted Manuscript • DOI: 10.1021/acs.jafc.0c00073.
- Rabot E., Keller C., Ambrosi J.P., Robert S.** (2017). Revue des méthodes multiparamétriques pour l'estimation de la qualité des sols dans le cadre de l'aménagement du territoire *Étude et Gestion des Sols*. Vol. 24: 59-72.
- Raffa C.M., Chiampo F.** (2021). Bioremediation of Agricultural Soils Polluted with Pesticides : A Review. *Bioengineering*, 8(7), 92: 1-29 DOI:10.3390/bioengineering8070092
- Rafferty J.P.** (2011). *Rivers and Streams*. The Rosen Publishing Group, New York, USA.
- Rainbow Philip S.** (2002). Trace metal concentrations in aquatic invertebrates: why and so What? *Environmental Pollution*, vol. 120, no 3: 497-507.
- Ramade F.** (1998). *Dictionnaire encyclopédique des sciences de l'eau*. Ediscience, 786 p.
- Ramade F.** (2003). *Éléments d'écologie: écologie fondamentale*. 3ème édition, Dunod, Paris, 690 p.
- Ramdani H., Laifa A.** (2017). Physicochemical quality of Wadi Bounamoussa surface waters (Northeast of Algeria). *Journal of Water and Land Development* 35: 183-191.
- Ranjard L.** (2013). Intérêt de la biologie des sols pour les productions agricoles : de la recherche aux agriculteurs. <https://studylibfr.com/doc/3127221/pr%C3%A9sentation-ranjard-l>.
- Rao I. M., Miles J. W., Beebe S. E., Horst W. J.** (2016). Root adaptations to soils with low fertility and aluminum toxicity. *Annals of Botany*, 118(4), 593-605.
- Redon P.O.** (2009). Rôle de champignons mycorhiziens à arbuscules dans le transfert du cadmium (Cd) du sol à la luzerne (*Medicago truncatula*). Thèse de l'Université Henri Poincaré - Nancy 1 en Science des sols 206 p.
- Reggam A., Bouchelaghem E., Houhamdi M.** (2015). Physico-chemical quality of the waters of the Oued Seybouse (Northeastern Algeria): Characterization and Principal Component Analysis. *J. Mater. Environ. Sci.* 6 (5): 1417-1425.
- Reggam A., Bouchelaghem E., Hanane S., Houhamdi M.** (2017). Effects of anthropogenic activities on the quality of surface water of Seybouse River (northeast of the Algeria). *Arab J Geosci.*, 10: 219 DOI 10.1007/s12517-017-3010-4
- Rehman M.U., Afridi M.Z., Parajulia. S., Ullah A., Naseer A., Iqbal W.** (2023). How Rhizosphere Affects Microbes' Population and Availability of nutrients in the soil to Plants; A Review. *Journal of Xi'an Shiyou University, Natural Science* Vol. 19 Issue 04: 785-797, <http://xisdxjxsu.asia>

- Rejsek F.** (2002). Analyse des eaux. Aspects réglementaires et techniques. Ed. Centre Régional de documentation pédagogique d'Aquitaine 360 p.
- Rezak S.**, (2014). Hydrologie algérienne : Synthèse des apports de crues sur SIG. Thèse de Doctorat Es-Sciences, Université des Sciences et de la Technologie Mohamed Boudiaf d'Oran 154 p.
- Richardson A.E., Barea J.M., McNeill A.M., Prigent-Combaret C.** (2009). Acquisition of phosphorus and nitrogen in the rhizosphere and plant growth promotion by microorganisms. *Plant and Soil*, 321: 305-339
- Robert M.** (1996). Le sol: interface dans l'environnement, ressource pour le développement. Ed Masson Paris 244 p.
- Robert M., Juste C.** (1997). Stocks et flux d'éléments traces dans les sols du territoire In "Aspects sanitaires et environnementaux de l'épandage agricole des boues d'épuration urbaines, ADEME Journées techniques des 5 et 6 juin 1997", ADEME éd., 320 p.
- Rodier J.** (1996). L'analyse de l'eau : eaux naturelles, eaux résiduaires et eaux de mer. 8^{ème} Ed. Dunod, Paris : 1383 p.
- Rodier J., Legub B., Merlet N.** (2009). L'analyse de l'eau 9^{ème} édition. Ed. Dunod Paris. 1526 p.
- Rouabhia A., Djabri L., Hadji R., Baali F., Fehdi C., Hani A.** (2012). Geochemical characterization of groundwater from shallow aquifer surrounding Fetzara Lake N. E. Algeria. *Arab. J. Geosci.* 5: 1-13.
- Rousk, J., Baath E., Brookes P.C., Lauber C.L., Lozupone C., Caporaso J.G. et al.** (2010). Soil bacterial and fungal communities across a pH gradient in an arable soil. *The ISME journal* 4: 1340-1351.
- Ruellan A.** (2010). Chapitre 1. Le sol : un milieu original, p. 15-28 In Des sols et des hommes, un lien menacé, 105 p. DOI : 10.4000/books.ird.editions8293
- Rudnick R.L., Gao S.** (2003) The Composition of the Continental Crust. In: Holland, H.D. and Turekian, K.K., Eds., Treatise on Geochemistry, Vol. 3. The Crust, Elsevier-Pergamon, Oxford, 1-64. <http://dx.doi.org/10.1016/b0-08-043751-6/03016-4>
- Saal I., Bouchelouche D., Hamache C., Arab A.** (2020). Evaluation of the surface water quality in the Kebir-Rhumel catchment area (Northeast Algeria) using biotic indices and physico-chemical analyses. *Environ Sci Pollut Res.*, 27: 43423
- Sahli L., Afri-Mehennaoui F.Z., El Hade El Okki M., Blaise C., Mehennaoui S.** (2011). Spatial and seasonal variations and ecotoxicological significance of sediment trace metal concentrations in Kebir-Rhumel basin (Northeast of Algeria). *Water Sci. Technol.*, 64, 1759-1766.
- Salvarredy-Aranguren M.M.** (2008). « Contamination en métaux lourds des eaux de surface et des sédiments du Val de Milluni (Andes Boliviennes) par des déchets miniers. Approches géochimique, minéralogique et hydrochimique ». Thèse de doctorat, Université Paul Sabatier-Toulouse III Thèse de doctorat, 489 p.
- Samai I.** (2017). Etude des relations sol-végétation de la chênaie d'Ouled Bechih (SoukAhras) « dynamique de la matière organique ». Thèse de doctorat : Biologie Végétale. Université Badji Mokhtar Annaba, 164 p

- Schneider A.R.** (2016). Comportement et mobilité des éléments traces métalliques dans des sols environnant une usine de seconde fusion du plomb. Approches expérimentales et modélisation Docteur de l'université de Reims Champagne-Ardenne 208 p.
- Selosse M.A.** (2008). Les champignons qui nourrissent les racines des plantes chap 9:1-7 In Mycorhizes-Aux-origines-des-plantes-Francis-Halle.pdf Ed. Fayard 682 p.
<https://www.soin-de-la-terre.org/wp-content/uploads/>
- Sevrin-Reyssac J., De la noûe J., Proulx D.** (1995). Le recyclage du lisier de porc par lagunage. Ed. Technique et Documentation Lavoisier Paris. 118 p.
- Shaltami O.R., Hamed N.M., Fares F.F., Errishi H., Oshebi F.M.E., Maceda E.** (2020). Soil pollution a review. 13: Virtual Conference on Environment and Health At: Hvaneri, Iceland
- Shiklomanov I.A., Rodda J.C.** (2003). World Water Resources at the Beginning of the 21st Century. Cambridge University Press, 25 p. Cambridge.
- Sharma S., Watson R.S., O'Reilly C.** (2019). Widespread loss of lake ice around the Northern Hemisphere in a warming world. *Nat Clim Change* 9: 227-231
- Shu X., Zhang K., Zhang Q., Wang W.** (2019). Ecophysiological responses of *Jatropha curcas* L. seedlings to simulated acid rain under different soil types. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 185: 109705.S96.
- Simard R.R., Cluis D., Gangbazo G., Beauchemin S.** (1995). Phosphorus status of forest and agricultural soils from a watershed of high animal density. *Journal of Environmental Quality* 24: 1010-1017
- Smith S.E., Read D.J.** (2008). Mycorrhizal Symbiosis, 2nd edition. Academic Press, Toronto, Canada, 605 p.
- Smith S.E., Smith F.A.** (2012). Fresh perspectives on the roles of arbuscular mycorrhizal fungi in plant nutrition and growth. *Mycologia* 104:1-13. Doi: 10.3852/11-229
- Smouni A., Ater M., Auguy F., Laplaze L., El Mzibri M., Berhada F., et al.** (2010). Évaluation de la contamination par les éléments-traces métalliques dans une zone minière du Maroc oriental. *Cahiers Agricultures* 19 : 273-9. DOI: 10.1684/agr.2010.0413
- Soltner, D.** (1981). Les bases de la production végétale 1ère Ed : coll.sci et Tec Agri, 352p.
- Sudoma M., Pestalova N., Bilkova Z., Sedlacek P., Hofman J.** (2021). Ageing effect on conazole fungicide bioaccumulation in arable soils. *Chemosphere*; 262: 127612.
- Sylvain Z.A., Wall D.H.** (2011). Linking soil biodiversity and vegetation: implications for a changing planet. *American Journal of Botany*, 98(3): 517-527.
- Tate R. L.** (1995). Soil microbiology. John Wiley & Sons, Inc. New Jersey. USA: 398 p.
- Tembo L., Namebo M., Chanda R., Kafwa K., Munyinda K.** (2019): Genotypic Variation for Response to Phosphorus Fertilization in Common Bean Mutants. *Crops*, 4(1): 11-16.
- Tessier E., Garnier C., Mullot J.U., Lenoble V., Arnaud M., Raynaud M., Mounier S.** (2011). « Study of the spatial and historical distribution of sediment inorganic contamination in the Toulon bay (France) ». *Marine pollution bulletin*, vol. 62, no 10: 2075-2086

- Thirion-Merle V.** (2014). Spectrométrie de fluorescence X. Document disponible sur <https://hal.science/hal-01393984/document> consulté le 14/01/2023
- Thornton I., Ramsey M., Atkinson A.** (1995). Metals in the global environment: facts and misconceptions. Ontario: ICME, 103 p.
- Toccalino P.L., Norman J.E.** (2006). Health-based screening levels to evaluate US Geological Survey groundwater quality data. *Risk Analysis*, 26: 1339–1348.
- Tohouri P., Soro G., Ahoussi K.E., Adja M.G., Aké G.E., Biémi, J.** (2017). Pollution par les éléments traces métalliques des eaux de surface en période de hautes eaux de la région de Bonoua (Sud-Est de la Côte d'Ivoire). *Larhyss Journal*. 29: 23-43.
- Tremel-Schaub A., Feix I.** (2005). Contamination des sols - transferts des sols vers les plantes. Les Ulis, FR : EDP Sciences. 413 p.
- UNEP (United Nations Environmental Program)** (2010). Principales conclusions scientifiques concernant le plomb, 2010 disponible sur: https://wedocs.unep.org/bitstream/handle/20.500.11822/22871/Key_Scientific_Findings_Lead_FR. Consulté le 15/10/2023.
- USEPA (United States Environmental Protection Agency).** (2006). Environmental Protection Agency of Ground Water and Drinking Water Standards and Risk Management Division. Distribution System Indicators of Drinking Water Quality. Pennsylvania Ave., NW Washington DC.
- USEPA (United States Environmental Protection Agency).** (2012). Guidelines for Water Reuse. Office of Wastewater Management, Office of Water Washington, D.C.
- USSL (U.S. Salinity Laboratory)** (1954). Diagnosis and improvement of saline and alkali soils. Edition Madison, New York, 160 p.
- Van Nostrand D.** (1964). International Encyclopedia of Chemical Science. Van Nostrand: New York, 1331 p.
- Varjani S., Kumar G., Rene E.R.** (2019). Developments in biochar application for pesticide remediation: current knowledge and future research directions. *Journal of Environmental Management*, 232: 505-513.
- Verma F., Singh S., Dhaliwal S.S., Kumar V., Kumar R., Singh J., Parkash C.** (2021). Appraisal of pollution of potentially toxic elements in different soils collected around the industrial area. *Heliyon*, 7(10), e08122. <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2021.e08122>.
- Victor R., Onomivbori O.** (1996). The effects of urban perturbations on the benthic macro invertebrates of a southern Nigerian stream. In: *Perspectives in Tropical Limnology*. : 223-238. Schiemer F. Boland T (Eds). SPB Academic Publishing: Amsterdam, the Netherlands
- Vilain M.** (1987). La production végétale, vol.1. les composantes de la production. Ed. GB BILLIER, Paris 416 p.
- Walling D.E.** (1988). Erosion and sediment yield research - Some recent perspectives, *Journal of Hydrology*, 100: 113-141.
- Walter C., Bispo A., Chenu C., Langlais A., Schwartz C.C.** (2015). Les services écosystémiques des sols: du concept à sa valorisation. *Cahiers Demeter*, 15: 53-68

Weil R.R., Brady N.C. (2016). The nature and properties of soils. 15th edition. Ed. Columbus: Pearson, England, 1089 p.

Weissenhorn I., Leyval C., Berthelin J., (1993). Cd-tolerant arbuscular mycorrhizal (AM) fungi from heavy-metal polluted soils. *Plant and Soil* 157: 247-256.

WHO (World Health Organization). (2011). Guidelines for Drinking Water Quality. 4th Edition World Health Organization, Geneva, Switzerland.
http://apps.who.int/iris/bitstream/10665/44584/1/9789241548151_eng.pdf

WHO (Organisation mondiale de la Santé). (1990). Environmental Health Criteria 107: Barium. International Programme on Chemical Safety, Geneva. 121 pp.

Wu Q.S., Zou Y.N. (2017). Arbuscular Mycorrhizal Fungi and Tolerance of Drought Stress in Plants. In: *Arbuscular Mycorrhizas and Stress Tolerance of Plants: 25–41.* Q.S., Wu (Eds.). Springer, Singapour.

Xiao R., Bai J., Wang J., Lu Q., Zhao Q., Cui B., Liu X. (2014). Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in wetland soils under different land uses in a coastal estuary: Toxic levels, sources and relationships with soil organic matter and water-stable aggregates. *Chemosphere* 110: 8-16

Zeghib-Zouita N. (2022). Origine, caractérisation et impacts de la pollution sur les oueds Mekerra (Wilaya de Sidi Bel Abbés) et El Gourzi (Wilaya de Batna) et leurs environnements : Approches et perspectives de protection et de conservation. Thèse de doctorat, université Djilali Liabès Sidi Bel Abbès, 178 p.

Zella L. (2015). Irrigation, eau, sol et plante. OPU 02 2015, 388 p.

Zerahn B., Kofoed-Enevoldsen A., Jensen B.V., et al. (1999). Pulmonary damage after modest exposure to zinc chloride smoke. *Respiratory medicine*.93: 885–890.

Zgheib S., (2009). Flux et sources des polluants prioritaires dans les eaux urbaines en lien avec l'usage du territoire. Thèse de doctorat, Ecole Nationale des ponts et chaussées France. 349 p.

Zhang K.F., Li X.W., Zhang D.X., et al. (2006) Spatial-Temporal Dynamic Change of Land Resource Degradation in China. *Environ. Sci.* 27: 1244–1251.

Ziane H., Hamza-Meddad A, Beddiar A. Gianinazzi S. (2017). Effects of arbuscular mycorrhizal fungi and fertilization levels on industrial tomato growth and production. *Int. J. Agric. Biol.*, 19: 341–347

Ziouch O.R, Laskri H., Chenaker H., Ledjedel N.E., Daifallah T., Ounissi M. (2020). Transport of nutrients from the Seybouse River to Annaba Bay (Algeria, SW Mediterranean). *Marine Pollution Bulletin* 156: 111231. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2020.111231>

WEBOGRAPHIE

- Web 1. <https://www.cieau.com/le-cieau/>
- Web 2. <http://eduterre.ens-lyon.fr/thematiques/hydro/cycleau/modeliser>
- Web 3. <https://sbvne.fr/gestion-des-rivieres/>
- Web 4. <https://www.eaufrance.fr/leau-et-les-milieus-aquatiques>
- Web 5. <https://www.aquaportail.com/definition-14353-pollution-de-l-eau.html>)
- Web 6. <https://professionnels.ofb.fr/fr/node/646>
- Web 7. <https://www.depechedekabylie.com/kabylie/loued-illoula-en-proie-a-une-pollution-croissante/>
- Web 8. La pollution sonore, un fléau sous les mers." L'actualité " de janvier-février. par Morissette L. (2021). <https://lactualite.com/environnement/la-pollution-sonore-un-fleau-sous-les-mers/>
- Web 9. <https://www.ecologie.gouv.fr/risques-lies-au-plomb-et-autres-risques-sanitaires>,
- Web 10. available at <https://byjus.com/biology/causes-of-soil-pollution/>).
- Web 11. <https://www.shutterstock.com/fr/image-vector/french-periodic-table-elements-illustration-vector-320383106>
- Web 12. https://www.plateforme-sca.fr/point_sur/la-speciation-des-elements-traces-metalliques
- Web 13. https://www.notreplanete.info/environnement/metaux_lourds.php
- Web 14. <https://www.senat.fr/rap/100-261/100-261.html>
- Web 15. <https://biologyreader.com/rhizosphere.html>
- Web 16. <https://microbiologynote.com/fr/rhizosph%C3%A8re/#rhizosphere-effect-definition>"
- Web 17. <https://www.terre-net.fr/soja/article/177703/inoculum-pour-le-soja-produits-et-recommandations>
- Web 18. <https://www.terresinovia.fr/-/inoculation-du-chanvre-mycorhization>.
- Web 19. <https://www.gissol.fr/thematiques/les-elements-majeurs-totaux-des-sols-305>
- Web. 20. Problème environnemental lié au phosphore dans les sols du N.-B. (Le Nouveau-Brunswick) [En ligne]. Disponible sur: https://www2.gnb.ca/content/gnb/fr/ministeres/10/agriculture/content/terres_et_environnement/durabilite_environnement/phosphore.html#:~:text=Les%20processus%20d'%C3%A9rosion%20du,celles%20ci%20en%20ont%20besoin..

ANNEXES

ANNEXES.

Annexe 1. Protocole de dosage de l'ion ammonium

Méthode de Nessler

Réactifs

-Réactif de Nessler :

-Bichlorure de mercure..... 13,55 g

-Iodure de potassium..... 36 g

-eau distillée..... 1000 ml

-Placer le bichlorure de mercure pur très finement pulvérisé, dans une fiole jaugée de 1 litre.

-Ajouter environ 100 ml d'eau distillée puis l'iodure de potassium.

-Agiter jusqu'à dissolution et compléter à 1 litre.

-Solution mère étalon à 1g/l d'azote :

-chlorure d'ammonium..... 3,82 g

-eau distillée..... 1000 ml

-Solution fille étalon à 0,010 g/l d'azote :

Amener à l'aide d'eau distillée 10 ml de solution mère à 1000 ml dans une fiole jaugée.

Etablissement de la courbe d'étalonnage

Dans une série de fioles jaugée de 50 ml numérotées, introduire successivement en agitant près chaque addition :

Numéro des fioles	T	I	II	III	IV	V	VI
Solution étalon d'azote 0.010 g/l (ml)	0	0.2	0.5	1	2	4	6
Eau distillée	50	49.8	49.5	49	48	46	44
Correspondance en mg d'azote	0	0.002	0.005	0.01	0.02	0.04	0.06
Réactif de Nessler (ml)	2	2	2	2	2	2	2

Laisser au repos pendant 10 mn. Effectuer les lectures au spectromètre à la longueur d'onde de 425 nm. Construire la courbe d'étalonnage.

Mode opératoire

Ajuster le volume du distillat à 250 ml et introduire 50 ml de distillat dans une fiole jaugée. Ajouter 2 ml de réactif de Nessler et mélanger. Préparer un témoin à partir d'eau distillé. Laisser au repos 10 mn. Effectuer les lectures au spectrophotomètre à la longueur d'onde de 425 nm en tenant compte de la valeur lue pour le témoin. Se reporter à la courbe d'étalonnage.

Expression des résultats

La courbe donne la teneur en azote ammoniacal exprimée en milligrammes dans la prise d'essai de distillat.

Droite de régression

$$[\text{NH}_4^+] = 0.269[\text{D.O}] + 0.0016$$

Coefficient de corrélation $R=0.97$

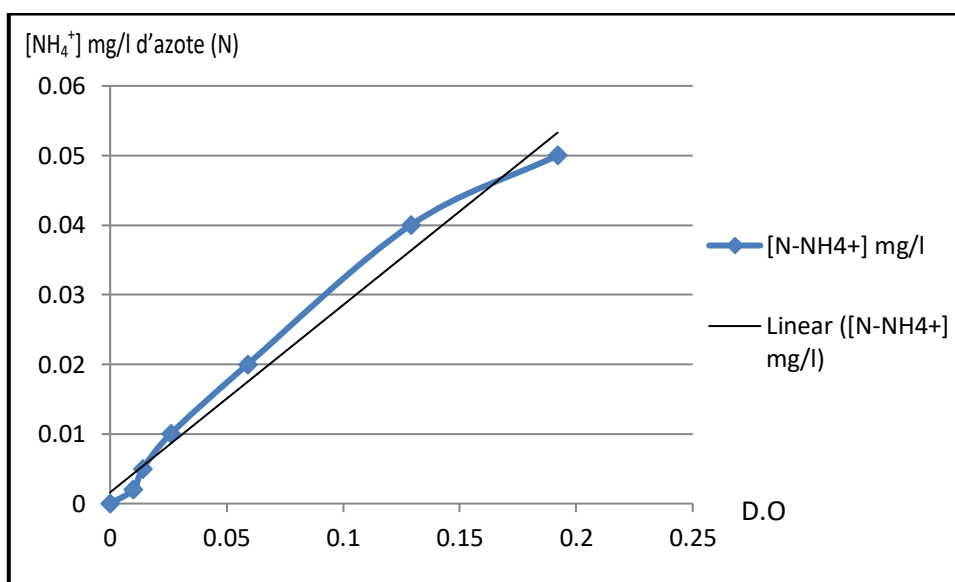


Figure 1. Courbe d'étalonnage pour le dosage de l'ion ammonium.

Annexe 2. Protocole de dosage de l'ion nitrite

Méthode au réactif de zambelli

Réactifs

- Ammoniaque pure (d=0,925)
- Réactif de Zambelli :
- Acide chlorhydrique pur (d=1,19)..... 260 ml
- Acide sulfanilique..... 5 g
- Phénol cristallisé..... 7,5 g
- Chlorure d'ammonium..... 135 g
- Eau distillé (exempte d'ion NO₂⁻)..... 625 ml
- Solution mère étalon de NO₂⁻ à 0,23 g/l :
- Nitrite de sodium..... 0,345 g
- Eau fraîchement distillée..... 1000 ml

Solution fille étalon d'ion NO₂⁻ à 0,0023 g/l :

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

Etablissement de la courbe d'étalonnage

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

Numéro des fioles	T	I	II	III	IV	V
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 de NO ₂ ⁻	0	0.046	0.23	0.46	0.69	0.92

Mode opératoire

Prélever 50 ml d'eau à analyser, ajouter 2ml de réactif de zambelli. Agiter et laisser au repos 10 minutes. Ajouter ensuite 2ml d'ammoniaque pure, effectuer la lecture au spectrophotomètre 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.

Expression des résultats

Pour une prise d'essai de 50 ml, la courbe donne directement la teneur en NO_2^- , exprimée en milligrammes par litre d'eau. Cette valeur multipliée par 0,305 donne la teneur en azote nitreux, exprimée en milligrammes par litre d'eau.

Droite de régression

$$[\text{NO}_2^-] = 2.407[\text{D.O}] + 0.0129$$

Coefficient de corrélation $R=0.99$

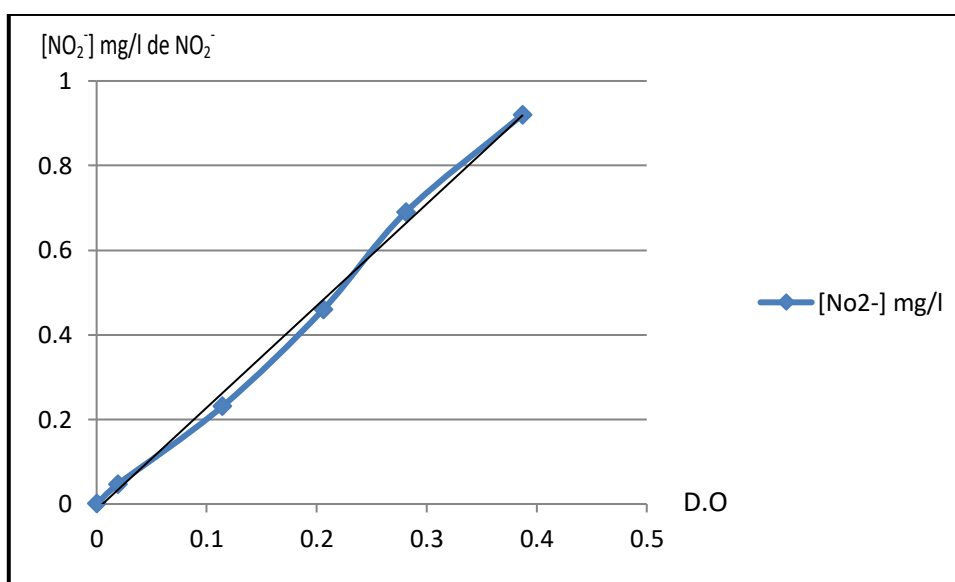


Figure 93 . Courbe d'étalonnage pour le dosage de l'ion nitrite.

Annexe 3. Protocole de Dosages de l'ion nitrate (NO₃⁻)

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.....q.s.p. 1 000 ml

Faire dissoudre les sels dans l'eau. Laisser refroidir et compléter à 1 000 ml.

A conserver dans un flacon en polyéthylène.

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

Nitrate de potassium anhydre..... 0,722 g

Eau distillée.....q.s.p. 1 000 ml

Chloroforme (pour conserver)..... 1 ml

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

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

Etablissement de la courbe d'étalonnage

Dans une série de capsule de 60 ml, introduire successivement :

Numéro des capsules	T	I	II	III	IV
Solution étalon d'azote nitrique à 0,005 g/l (ml)	0	1	2	5	10
Eau distillé	10	9	8	5	0
Correspondance en mg/l d'azote nitrique	0	0.5	1	2.5	5
Solution de salicylate de sodium	1	1	1	1	1

Evaporer à sec au bain-marie ou dans une étuve portée à 75-80°C (ne pas surchauffer, ni chauffer trop longtemps). Laisser refroidir. 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 bidistillé puis 15 ml de la solution d'hydroxyde de sodium et de tartrate double de sodium et de potassium qui développe la couleur jaune. Effectuer les lectures au spectromètre à la longueur

d'onde de 420 nm. Soustraire des densités optiques lues pour les étalons, la valeur relevée pour le témoin. Construire la courbe d'étalonnage.

Mode opératoire

Introduire 10 ml d'eau dans une capsule de 60 ml, ajouter 1 ml de solution de salicylate de sodium puis évaporer à sec au bain marie à 75_80°. Laisser refroidir. Reprendre le résidu par 2 ml d'acide sulfurique concentré en ayant soin de l'humecter complètement. Attendre 10 mn, ajouter 15 ml de la solution d'hydroxyde de sodium et de tartrate double de sodium et de potassium qui développe la couleur jaune. Effectuer les lectures au spectrophotomètre à la longueur d'onde 415 et tenir compte de la valeur lue pour le témoin. Se reporter à la courbe d'étalonnage.

Expression des résultats

Pour une prise d'essai de 10 μ l la courbe donne directement la teneur en azote nitrique exprimée en milligrammes par litres d'eau. Pour obtenir la teneur en nitrate (NO₃⁻), multiplier ce résultat par 4,43.

Droite de régression

$$[\text{NO}_3^-] = 4.184[\text{D.O}] + 0.0151$$

Coefficient de corrélation R=0.99

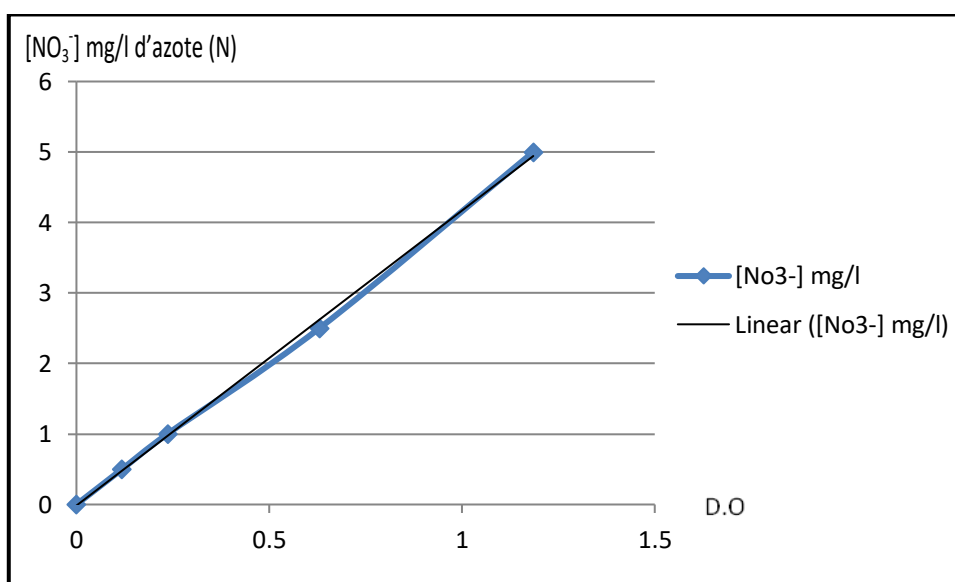


Figure 94. Courbe d'étalonnage pour le dosage de l'ion nitrate.

Annexe 4. Protocole de dosage des orthophosphates

Réactif

-Solution d'acide sulfurique 5 N :

-Acide sulfurique (d=1,84)..... 140 ml

-Eau distillée.....q.s.p. 1 litre

-Solution de molybdate d'ammonium à 4%

-Solution d'acide ascorbique :

-acide ascorbique..... 17,6 g

-eau distillée.....q.s.p. 1 litre

A préparer chaque jour.

-Solution d'émétique :

-tartrate double d'antimoine et de potassium..... 0,274 g

-Eau distillée.....q.s.p. 1 litre

-Réactif :

-acide sulfurique 5 N..... 400 ml

-Solution molybdate d'ammonium..... 120 ml

-Solution d'acide ascorbique..... 240 ml

-Solution d'émétique..... 40 ml

-Solution mère étalon à 0,2 g/l de phosphore :

-Phosphate monopotassique desséché au préalable à l'étuve à 100°C.... 0,877 g

-Eau distilléeq.s.p. 1 litre

-Solution fille étalon à 2mg/l de phosphore :

Diluer au 1/100 la solution précédente avec de l'eau distillée.

Etablissement de la courbe d'étalonnage

Introduire dans une série de fioles jaugées de 25 ml :

Numéro des fioles	T	I	II	III
Solution étalon de phosphore à 2 mg/l (ml)	0	1	2	5
Eau bidistillée (ml)	20	19	18	15
Réactif (ml)	4	4	4	4
Eau distillé q.s.p (ml)	25	25	25	25
Correspondance en mg/l de phosphore	0	0.1	0.2	0.5

Attendre 20 minutes puis effectuer les lectures au spectromètre à la longueur d'onde de 690 nm en cuve de 1 cm. Construire la courbe d'étalonnage.

Mode opératoire

Introduire 20 ml d'eau à analyser dans une fiole jaugée de 25 ml. Ajouter 4ml de réactif, compléter le volume à 25 ml avec de l'eau distillé. Attendre 20 minutes puis effectuer les lectures au spectrophotomètre à la longueur d'onde de 690 nm. Tenir compte de la valeur lue pour le témoin. Se reporter à la courbe d'étalonnage.

Expression des résultats

Pour une prise d'essai de 20 ml, la courbe donne la teneur en phosphore, exprimée en milligrammes par litre.

Remarque

La colorisation est stable 24 heures.

Droite de régression

$$[\text{PO}_4^{3-}] = 27.30[\text{D.O}] + 0.1566$$

Coefficient de corrélation $R=0.99$

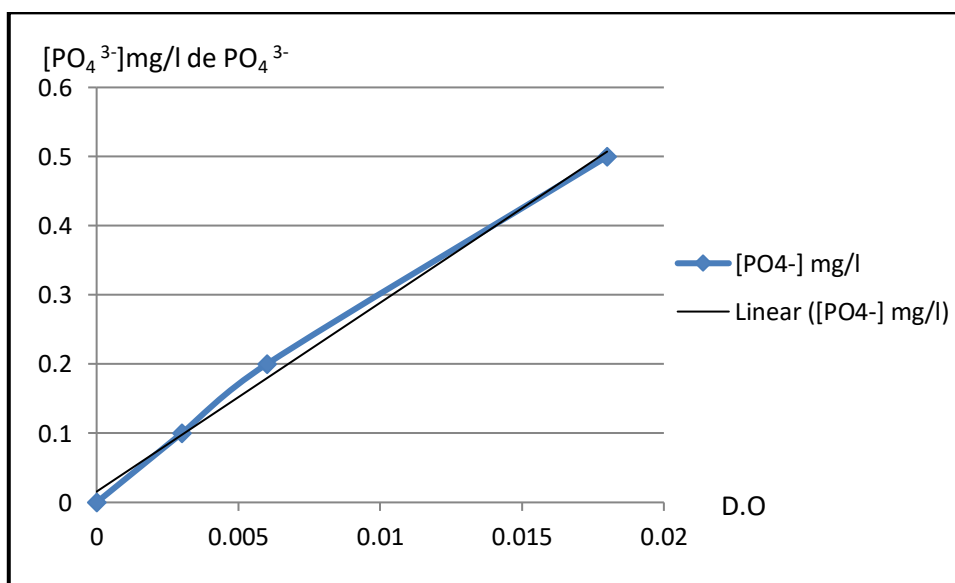


Figure 95. Courbe d'étalonnage pour le dosage des ions phosphores.

θ °C	f ₂₅									
	,0	,1	,2	,3	,4	,5	,6	,7	,8	,9
15	1,256	1,253	1,249	1,246	1,243	1,240	1,237	1,234	1,231	1,228
16	1,225	1,222	1,219	1,216	1,214	1,211	1,208	1,205	1,202	1,199
17	1,196	1,193	1,191	1,188	1,185	1,182	1,179	1,177	1,174	1,171
18	1,168	1,166	1,163	1,160	1,157	1,155	1,152	1,149	1,147	1,144
19	1,141	1,139	1,136	1,134	1,131	1,128	1,126	1,123	1,121	1,118
20	1,116	1,113	1,111	1,108	1,105	1,103	1,101	1,098	1,095	1,093
21	1,091	1,088	1,086	1,083	1,081	1,079	1,076	1,074	1,071	1,069
22	1,067	1,064	1,062	1,060	1,057	1,055	1,053	1,051	1,048	1,046
23	1,044	1,041	1,039	1,037	1,035	1,032	1,030	1,028	1,026	1,024
24	1,021	1,019	1,017	1,015	1,013	1,011	1,008	1,006	1,004	1,002
25	1,000	0,998	0,996	0,994	0,992	0,990	0,987	0,985	0,983	0,981
26	0,979	0,977	0,975	0,973	0,971	0,969	0,967	0,965	0,963	0,961
27	0,959	0,957	0,955	0,953	0,952	0,950	0,948	0,946	0,944	0,942
28	0,940	0,938	0,936	0,934	0,933	0,931	0,929	0,927	0,925	0,923
29	0,921	0,920	0,918	0,916	0,914	0,912	0,911	0,909	0,907	0,905
30	0,903	0,902	0,900	0,898	0,896	0,895	0,893	0,891	0,889	0,888
31	0,886	0,884	0,883	0,881	0,879	0,877	0,876	0,874	0,872	0,871
32	0,869	0,867	0,866	0,864	0,863	0,861	0,859	0,858	0,856	0,854
33	0,853	0,851	0,850	0,848	0,846	0,845	0,843	0,842	0,840	0,839
34	0,837	0,835	0,834	0,832	0,831	0,829	0,828	0,826	0,825	0,823
35	0,822	0,820	0,819	0,817	0,816	0,814	0,813	0,811	0,810	0,808

Figure 96. Facteurs de correction de température, pour la conversion des valeurs de conductivité d'eaux naturelles mesurées à une température différente de 25 C°.

Annexe 5. Composition de la solution de Bleu Trypan

Ingrédient	Quantité
Bleu Trypan	0,05 g
Acide lactique	100 ml
Glycérol	100 ml
Eau distillée	100 ml