

Effets du gypse et de la qualité de l'eau d'irrigation sur les propriétés chimiques d'un Lixisol affecté par la pollution saline-sodique

**Nongma ZONGO^{1,2*}, Désiré Jean Pascal LOMPO³, Juliane DAO⁴, Michel Papaoba SEDOGO¹
et Bismarck Hassan NACRO²**

¹ *Institut de l'Environnement et de Recherches Agricoles (INERA), Département Gestion des Ressources Naturelles et Systèmes de Production, Laboratoire Sol-Eau-Plante (SEP), 01 BP 476 Ouagadougou 01, Burkina Faso*

² *Université Nazi BONI, Institut du Développement Rural, Laboratoire d'Etude et de Recherche sur la Fertilité du Sol, 01 BP 1091 Bobo-Dioulasso 01, Burkina Faso*

³ *Université de Dédougou, Institut des Sciences de l'Environnement et du Développement Rural (ISEDR), Laboratoire d'Etude et de Recherche sur la Fertilité du Sol, BP 176 Dédougou, Burkina Faso*

⁴ *Universität Kassel, Faculty of Organic Agricultural Science, Organic Plant Production and Agroecosystems Research in the Tropics and Subtropics Laboratory, Steinstr. 19, D-37213, Witzenhausen, Allemagne*

(Reçu le 25 Août 2021 ; Accepté le 19 Octobre 2021)

* Correspondance, courriel : arnozo2000@gmail.com

Résumé

L'objectif de cette étude est de contribuer à l'amélioration des propriétés chimiques d'un Lixisol affecté par la pollution saline-sodique au moyen du gypse et de l'eau propre. Un dispositif en split-split-plot avec quatre répétitions a été utilisé. Les facteurs étudiés sont : le niveau de dégradation du sol, la qualité de l'eau d'irrigation et la dose d'apport de gypse. Les échantillons de sol ont été prélevés à la récolte. Les analyses chimiques ont été faites selon les méthodes standards. L'analyse des données a été faite en utilisant le modèle linéaire à effets mixte. Les résultats ont montré que l'eau propre comparativement à l'eau usée a réduit le sodium échangeable de 59,14 % et de 41,83 % respectivement dans les sols moyennement et fortement dégradés, le pH de 0,7 unité dans les sols faiblement et moyennement dégradés ainsi que le P-Olsen (17,60 %) des sols moyennement dégradés. L'application du gypse a diminué le sodium échangeable des sols fortement dégradés de 50 % et le pH de 0,65 à 1,12 unité dans les sols faiblement et fortement dégradés. L'application du gypse aux parcelles irriguées par les eaux usées a induit les fortes hausses du P-Olsen et les fortes réductions du pH, du K-total et du K⁺ échangeable des sols faiblement et moyennement dégradés. L'apport du gypse est efficace pour réduire l'alcalinité et améliorer le phosphore disponible du sol.

Mots-clés : *eau propre, gypse, dégradation du sol, sol alcalin.*

Abstract

Effects of gypsum and the quality of irrigation water on a Lixisol affected by a saline-sodic pollution

This study aims at improving the chemical properties of an affected Lixisol by saline-sodic pollution using the gypsum and clean water. A split-split-plot experimental design with four replications was used. The study factors were : soil degradation level, irrigation water quality and gypsum rate. The soil samples were taken during the harvesting. The chemical analyses were done according to standard methods. Data analysis was done using the linear mixed effects model. The results showed that the clean water used comparatively to wastewater reduced soil exchangeable sodium by 59.14 % and 41.83 % respectively in medium and highly degraded soils, soil pH by 0.7 unit in low and medium degraded soils and Olsen-P by 17.60 % in medium degraded soils. Gypsum application decreased soil exchangeable sodium on highly degraded soils by 50 % and pH by 0.65 to 1.12 unit in medium and highly degraded soils. Gypsum to wastewater irrigated plots induced the large increases of Olsen-P and the large reductions of soil pH, soil total K and exchangeable K^+ of low and medium degraded soils. Gypsum application is effective to reduce the soil alkalinity and to improve the soil available phosphorus.

Keywords : *clean water, gypsum, Soil degradation, alkaline soil.*

1. Introduction

L'alcalinisation des sols est un processus chimique de dégradation du sol par l'accumulation de sels solubles ou de sodium échangeable [1, 2]. Le dépôt et l'accumulation des sels de sodium échangeable proviennent de la roche mère pour les sols sodiques et des mauvaises pratiques agricoles issus des apports de fertilisants et de l'irrigation par les eaux polluées dans les sols salinisés et sodiques affectés. L'eau d'irrigation constitue la principale source de contamination du sol en sels solubles et sodium échangeable qui affecte plus de 20 % des terres irriguées dans le monde [1]. Cette situation tend à se détériorer avec l'évolution des surfaces irriguées surtout dans les villes d'Afrique Sub-saharienne où l'agriculture utilise intensivement des fertilisants incontrôlés appliqués sur des champs irrigués avec les eaux usées urbaines [3 - 5]. Ce processus de dégradation du sol est accentué par les conditions climatiques telles que les faibles précipitations qui réduisent le drainage, la forte évapotranspiration, les fortes remontées capillaires de nappe dans les zones arides et semi-arides et les faibles remontées capillaires de nappe pour les zones à forte pluviosité [6]. L'alcalinisation est également favorisée par des argiles de type kaolinite et les mauvaises pratiques agricoles. Elle entraîne la dispersion des argiles et des matières organiques du sol qui induit la déstructuration du sol ; réduisant la perméabilité et l'infiltration de l'eau. En corollaire, le sol devient assez dur et les difficultés de germination, de croissance et de développement ainsi que des baisses de rendements des plantes apparaissent [7, 8]. De même, la respiration, les activités enzymatiques, les biomasses et les communautés microbiennes des sols affectés subissent des modifications à la baisse [9, 10]. La plupart des plantes cultivées est sensible aux teneurs en sels et sodium échangeables par opposition à d'autres qui sont tolérantes ou halophiles. Pour les espèces sensibles, la plupart des stades du cycle sont atteints. Le taux de germination et l'émergence des plantules sont réduits, la croissance des tiges, les biomasses fraîches et sèches, la surface foliaire ainsi que les rendements grains et biomasses subissent également des réductions [11]. Trois stress ont été mis en avant pour expliquer ces effets négatifs chez les espèces sensibles à la suite d'apport graduel de sel de sodium : les stress osmotiques, ioniques et oxydatifs [11]. Cependant, la sévérité de ces stress dépend de plusieurs facteurs dont l'espèce, la lumière, l'humidité, la concentration ionique, etc. Quant à la réhabilitation des propriétés des sols salins

ou alcalins, plusieurs techniques sont préconisées. Parmi ces techniques, il y a les amendements chimiques et le drainage qui consistent en la lixiviation des sels et donc à la réduction de la dispersion des argiles et des matières organiques du sol. Pour les amendements chimiques, il y a le procédé de libération du calcium du sol par l'amélioration de la dissolution des calcites qui est indiqué pour les sols calcaires salins sodiques. Pour ces sols, l'application de l'acide sulfurique comme amendement est le plus recommandé. Aussi, il y a le procédé par apport du calcium au moyen du gypse recommandé pour les autres sols salins sodiques. La lixiviation des sels au moyen du drainage par apport d'eau consiste en la percolation par l'application d'un excès d'eau par rapport à la quantité totale utilisée par la culture et à la demande de l'évapotranspiration pendant la saison de croissance [7]. Elle peut se faire aussi par l'irrigation d'un excès d'eau par rapport à la demande évaporative. Pour les sols salins et sodiques affectés, l'application du gypse comme amendement le plus efficace est recommandée [2, 12] à cause de sa solubilité modérée. Ces amendements améliorent les propriétés physiques, chimiques et microbiologiques du sol ainsi que le rendement et la qualité des produits de certaines cultures [13 - 15]. Leur application raisonnée en fonction des besoins du sol alcalinisé limite la dispersion des particules, réduit la formation des croûtes, accroît le taux d'infiltration et améliore la circulation de l'eau de même que l'émergence des semis [12]. Ces derniers auteurs ont aussi trouvé que l'amendement du gypse réduit l'érosion du sol ainsi que les pertes par ruissellement des nutriments ; en particulier le phosphore du sol. Malgré une forte tendance à l'augmentation des surfaces en sols affectés par l'alcalinisation et la sodification avec l'augmentation des terres irriguées par les eaux usées urbaines et, le revers des changements climatiques, on note une absence de travaux sur l'application du gypse pour la remédiation des sols salins et sodiques affectés dans les villes d'Afrique Sub-saharienne. L'objectif de cette étude est de réduire l'alcalinité du sol et d'améliorer ses propriétés chimiques en utilisant le gypse et l'eau propre comme procédés de lixiviation du sodium échangeable du sol d'un site maraicher urbain affecté par la pollution saline-sodique.

2. Matériel et méthodes

2-1. Site d'étude

L'étude a été conduite à Ouagadougou au Burkina Faso ; sur le site maraicher de Kossodo ($12^{\circ} 25' 44,277''$ N et $1^{\circ} 28' 22,394''$ O ; 300 m altitude). Le site a été aménagé pour bénéficier des eaux usées prétraitées par lagunage dans la station de traitement des eaux usées urbaines et industrielles (STEP). Ce système de traitement conçu pour traiter 66 % en volume et 72 % en charge de polluants des eaux usées d'origine industrielles (brasserie, abattoir et cimenterie, huilerie, fer, acier, usines de tôles) est un lagunage à microphyte constitué de trois bassins anaérobies reliés de manière parallèle à deux bassins facultatifs. Ces bassins facultatifs sont reliés à trois bassins de maturation qui fonctionnent en parallèle. Le périmètre agricole aménagé couvre une superficie de 35 ha. La caractérisation initiale du site (*Tableau 1*) a été faite par [5]. Le sol classé de Lixisol [16] s'est avéré très tôt pollué en sels de sodium ; affectant ainsi la productivité des cultures. Cela a occasionné l'abandon du site par les producteurs bénéficiaires.

Tableau 1 : Caractéristiques chimiques initiales des sols du site maraicher de Kossodo de l'horizon 0-20 cm (Mars 2013)

| Paramètres | Unité | Sols fortement dégradés | | Sols moyennement dégradés | | Sols faiblement dégradés | |
|-------------------|---------------------|-------------------------|-----------------|---------------------------|-----------------|--------------------------|-----------------|
| | | Moyenne | Erreur standard | Moyenne | Erreur standard | Moyenne | Erreur standard |
| pH _{eau} | — | 8.44 | 0.05 | 8.16 | 0.03 | 7.32 | 0.11 |
| EC | μS.cm ⁻¹ | 596.93 | 31.49 | 502.06 | 16.67 | 292.41 | 46.61 |
| PSE | % | 25.75 | 0.97 | 24.71 | 0.58 | 11.59 | 1.21 |

PSE = Pourcentage de sodium échangeable ; EC = Conductivité électrique.

Source : Dao et al. [5]

2-2. Dispositif expérimental et pratique culturale

Le dispositif expérimental était un split-split plot avec quatre répétitions implanté en 2015. Le premier facteur était le niveau de dégradation des sols (SDL) qui comporte trois niveaux classés en fonction du pH du sol [5] : Faible ($6 < \text{pH} \leq 7$), Moyen ($7 < \text{pH} \leq 8$) et Fort ($\text{pH} > 8$). Le deuxième facteur était la dose d'apport de gypse avec deux niveaux : 0 t ha⁻¹ et la dose requise de gypse (12 t ha⁻¹ pour les sols fortement dégradés ou 8 t ha⁻¹ pour les sols moyennement dégradés ou 4 t ha⁻¹ pour les sols faiblement dégradés). La dose requise de gypse a été déterminée suivant la formule de la FAO [2] et reprise par [17]. Le gypse en granules fins de diamètre inférieur à 1 mm avec une pureté de 85 % a été utilisé. Le troisième facteur était la qualité de l'eau d'irrigation avec deux niveaux : eaux usées prétraitées et eau propre. L'eau propre provenait du système de distribution de l'Office National de l'Eau et de l'Assainissement (ONEA). Elle a été utilisée pendant la campagne sèche (Octobre 2015 à Avril 2016) pour la production des épinards. Elle a servi de moyen de lixiviation des sels de sodium. L'eau usée prétraitée était issue des canaux aménagés à ciel ouvert du système d'irrigation du site et elle a été recyclée au moyen du lagunage dans la station de traitement et d'épuration d'eaux usées (STEP) de Kossodo. Les caractéristiques chimiques de l'eau usée et de l'eau propre sont présentées dans le **Tableau 2**. L'expérimentation a été conduite sous culture de maïs (*Zea mays L.*) en 2016 au cours de la saison pluvieuse (Juin à Octobre). Sur toutes les parcelles, un labour d'environ 15 cm de profondeur suivi de l'application de fumier de bovins (10,24 t ha⁻¹) a été réalisé. Les engrais NPK-SB (14-23-14-6-1) à raison de 150 kg ha⁻¹ et l'urée (46 % N) à la dose de 100 kg ha⁻¹ ont été appliqués sur toutes les parcelles. Le NPK-SB a été appliqué au 16^{em} jour après le semis. L'urée a été appliquée en deux tranches égales au 23^{em} et au 40^{em} jour après le semis. Le traitement des plants au 44^{em} jour après le semis avec l'insecticide D-Cis a permis de maîtriser l'attaque des chenilles défoliatrices et foreuses des tiges de maïs. Les résultats présentés ici concernent les propriétés chimiques du sol.

Tableau 2 : Caractéristiques chimiques des eaux usées prétraitées et de l'eau propre utilisées

| Paramètres | Unité | Eau propre | | Eaux usées prétraitées | |
|------------------|--------------------|------------|-----------------|------------------------|-----------------|
| | | Moyenne | Erreur standard | Moyenne | Erreur standard |
| pH | - | 8,71 | 0,32 | 9,01 | 0,14 |
| EC | μs | 285,83 | 73,02 | 2277,50 | 26,58 |
| SAR | - | 0,73 | 0,11 | 8,89 | 0,06 |
| Total N | mg L ⁻¹ | 1,77 | 0,73 | 6,49 | 1,35 |
| Total P | | 0,43 | 0,15 | 18,05 | 0,71 |
| Total K | | 10,38 | 3,07 | 51,93 | 1,17 |
| Mg ⁺⁺ | | 4,50 | 1,32 | 4,25 | 2,02 |
| Ca ⁺⁺ | | 27,50 | 9,18 | 266,67 | 5,46 |
| Na ⁺ | | 15,75 | 4,40 | 514,00 | 18,57 |
| Cl ⁻ | | 14,50 | 5,38 | 13,25 | 7,43 |
| Total COD | | 22,25 | 9,20 | 868,00 | 16,15 |

Source : Dao et al. [5]

2-3. Paramètres suivis

Un échantillon composite de sol formé de cinq points de prélèvement à la profondeur de 0-10 cm a été réalisé à la récolte pour chaque traitement. Les paramètres chimiques mesurés sont : le carbone total (C-total), l'azote total (N-total), le phosphore total (P-total) et le phosphore disponible (P-Olsen), le potassium total (K-total), la Capacité d'échange Cationique effective (CEC effective), le rapport de la concentration en calcium échangeable sur la concentration en magnésium échangeable (rapport $[Ca^{2+}] / [Mg^{2+}]$) et la somme des bases échangeables (SB) à savoir le sodium échangeable (Na^+ échangeable), le calcium échangeable (Ca^{2+} échangeable), le magnésium échangeable (Mg^{2+} échangeable) et le potassium échangeable (K^+ échangeable).

2-4. Analyses chimiques

Les teneurs en carbone total (C-total) et en azote total (N-total) des échantillons ont été déterminées par voie de combustion sèche selon la méthode de DUMAS à l'aide de l'auto-analyseur C / N Vario MAX (Elementar Analysensysteme GmbH, Langensfeld, Allemagne). Pour la détermination des teneurs en phosphore (P), en potassium (K), en calcium (Ca) et sodium (Na) les échantillons ont été d'abord calcinés puis ensuite extraits suivant la technique du VDLUFA (Methodenbuch Band 3, 1976). Le P-total a été dosé par spectrophotométrie (Hitachi U-2000, Hitachi Ltd, Tokyo, Japon) à 460 nm. Le K-total, le Na et le Ca ont été dosés par photométrie de flamme (BWB-XP Technologies Ltd, BWB Technology UK Ltd, Halstead, Essex, Royaume-Uni). Le phosphore (P) disponible du sol, a été déterminé suivant la méthode Olsen [18]. Le pH eau des sols a été mesuré en utilisant un pH-mètre électrométrique dans une suspension de sol eau au rapport 1 : 2,5. La CEC effective et les bases échangeables des sols (Na^+ échangeable, Ca^{2+} échangeable, Mg^{2+} échangeable et K^+ échangeable) ont été déterminées par la méthode du chlorure de cobalt-hexamine [19].

2-5. Analyse statistique des données

Le modèle linéaire à effets mixtes estimé par la méthode de la vraisemblance maximale a été utilisé pour déterminer l'influence du niveau de dégradation du sol, de la dose d'apport de gypse et de la qualité de l'eau d'irrigation utilisée durant la saison sèche ainsi que leurs interactions sur les paramètres suivis. Le logiciel d'analyse statistique R version 4.0.2 [20] combiné à R Studio version 1.3.1093. Les champs des producteurs ont été considérés comme les effets aléatoires du modèle linéaire mixte. Les valeurs de p pour les t-tests utilisés ont été obtenues par approximation de la méthode de Satterthwaite et de la fonction LmerTest. Sur le modèle ajusté, un test d'analyse des variances ANOVA à trois facteurs a été réalisé pour déterminer l'effet de chaque facteur étudié ainsi que leurs interactions. Pour illustrer l'effet des niveaux des facteurs et des interactions sur les variables évaluées, les moyennes ajustées Lsmeans ont été calculées. La fonction emmeans a été utilisée [21]. Les comparaisons par paire de ces moyennes ont été faites par la méthode de Tukey grâce au package multcompView [22]. La séparation des moyennes statistiquement significatives a été faite au seuil de 5 % de probabilité.

3. Résultats

3-1. Variations des propriétés chimiques du sol suivant le niveau de dégradation du sol

L'application des traitements a induit une augmentation du pH des sols faiblement dégradés passant de < 7 à 7,81 soit une augmentation de 0,8 unité (*Tableaux 3 et 4*). Par contre, pour les sols moyennement et fortement dégradés, les valeurs du pH sont restées dans leurs intervalles de caractérisation. En effet, elles

ont passé de l'intervalle]7 ; 8 [à la valeur de 8,06 dans les sols moyennement dégradés et de l'intervalle > 8 à la valeur de 8,34. Presque toutes les caractéristiques chimiques du sol notamment le P-total, le K-total, le P-Olsen, le Ca^{2+} échangeable et la somme des bases échangeables (SB) ont augmenté avec le niveau de dégradation du sol. Par rapport aux sols faiblement dégradés, le P-total et le P-Olsen ont augmenté respectivement de 21,14 % et de 35,29 % dans les sols moyennement dégradés et de 41,73 % et de 23,53 % dans les sols fortement dégradés. Les teneurs en K-total du sol ont augmenté de 26,98 % dans les sols fortement dégradés comme dans les sols moyennement dégradés comparativement aux teneurs observées sur les sols faiblement dégradés (*Tableaux 3 et 4*). La concentration en Ca^{2+} échangeable des sols moyennement dégradés a augmenté de 56,58 % comparativement aux sols faiblement dégradés. Celle des sols fortement dégradés vaut 2,2 fois les valeurs observées dans les sols faiblement dégradés. La hausse de la SB et du rapport $[\text{Ca}^{2+}] / [\text{Mg}^{2+}]$ observée dans les sols moyennement dégradés par rapport aux sols faiblement dégradés équivaut respectivement à 23,33 % et 32,97 %. Dans les sols fortement dégradés, une hausse de plus de 50 % de la SB (50,20 %) et du rapport $[\text{Ca}^{2+}] / [\text{Mg}^{2+}]$ (75,68 %) a été enregistrée (*Tableaux 5 et 6*). Par contre, le C-total et le N-total sont similaires quel que soit le niveau de dégradation du sol (*Tableaux 3 et 4*).

3-2. Variations des propriétés chimiques du sol suivant la qualité de l'eau d'irrigation et son interaction avec le niveau de dégradation du sol

L'irrigation des parcelles avec l'eau propre par rapport aux eaux usées réduit le pH et la concentration en Na^+ échangeable du sol (*Tableaux 3 et 4*). En effet, l'eau propre a abaissé le pH du sol de 0,71 unité (passant de 8,17 à 7,46), de 0,68 unité (passant de 8,40 à 7,72) et de 0,41 unité (passant de 8,54 à 8,13) respectivement dans les sols faiblement, moyennement et fortement dégradés. La concentration en Na^+ échangeable du sol a été réduite de 59,14 % et de 41,83 % respectivement dans les sols moyennement et fortement dégradés avec l'utilisation de l'eau propre par rapport aux eaux usées prétraitées (*Tableaux 5 et 6*). L'utilisation de l'eau propre par rapport aux eaux usées a entraîné une baisse du P-Olsen (*Tableaux 3 et 4*) et de la SB (*Tableaux 5 et 6*) du sol. Le P-Olsen a diminué de 17,6 % dans les sols moyennement dégradés et la SB de 10,5 % dans les sols faiblement dégradés suite à l'irrigation des parcelles à l'eau propre comparativement à l'irrigation avec les eaux usées prétraitées.

3-3. Variations des propriétés chimiques du sol sous l'influence de l'apport du gypse et de ses interactions avec le niveau de dégradation et la qualité de l'eau d'irrigation

Les parcelles amendées avec le gypse comparativement à celles non amendées montrent une baisse du pH du sol (*Tableaux 3 et 4*). Le pH du sol a été réduit de 0,65 unité, 1,02 unité et de 1,12 unité respectivement dans les sols faiblement, moyennement et fortement dégradés. Aussi, le pH du sol a baissé quel que soit la qualité de l'eau d'irrigation. Cette baisse a été plus importante avec l'utilisation des eaux usées. Des réductions de 0,75 unité dans les sols faiblement dégradés, de 1,39 unité dans les sols moyennement dégradés et de 1,25 unité dans les sols fortement dégradés ont été observées avec l'amendement du gypse aux parcelles irriguées par les eaux usées contre respectivement 0,55 unité, 0,65 unité et 1,02 unité de réduction du pH avec l'amendement des mêmes doses de gypse aux parcelles irriguées à l'eau propre. L'apport du gypse a baissé la concentration du sol en Na^+ échangeable uniquement dans les sols fortement dégradés (*Tableaux 5 et 6*). Avec l'irrigation des champs par les eaux usées, l'apport du gypse a baissé la concentration en Na^+ échangeable de 55,6 % dans les sols moyennement dégradés et de 48,8 % dans les sols fortement dégradés. Quant aux parcelles irriguées par l'eau propre, l'apport du gypse a entraîné une baisse de 52,89 % sur la concentration en Na^+ échangeable uniquement dans les sols fortement dégradés. L'apport du gypse a augmenté le P-Olsen, la SB, le Ca^{2+} échangeable, le

rapport $[Ca^{2+}] / [Mg^{2+}]$, le P-total et la CEC effective du sol comparativement au non-apport de gypse. L'augmentation des P (P-total et P-Olsen) a été plus élevée dans les sols fortement dégradés (**Tableaux 3 et 4**). La hausse du P-Olsen croît avec l'élévation de l'alcalinité et du niveau de dégradation du sol. L'apport du gypse aux parcelles irriguées par les eaux usées a augmenté le P-Olsen de 40,74 % dans les sols faiblement dégradés, 32,41 % dans les sols moyennement dégradés et de 66,27 % dans les sols fortement dégradés. Par contre, l'application du gypse aux parcelles irriguées à l'eau propre a induit des hausses du P-Olsen de 23,08 % et de 37,65 % respectivement dans les sols faiblement et fortement dégradés. Avec l'application du gypse aux parcelles irriguées par l'eau propre, le P-total a augmenté de 27,08 % dans les sols fortement dégradés et de 14,56 % dans les sols faiblement dégradés. En revanche, l'application des mêmes doses de gypse aux parcelles irriguées par les eaux usées a induit une hausse légère de 4,0 % dans les sols faiblement dégradés contre une baisse de 14,76 % dans les sols moyennement dégradés. De même, la CEC effective, la SB et le rapport $[Ca^{2+}] / [Mg^{2+}]$ ont augmenté avec la hausse du niveau de dégradation du sol (**Tableaux 5 et 6**). La CEC effective du sol n'a augmenté avec l'application du gypse que dans les sols fortement dégradés. Cette augmentation a été de 21,57 % avec l'apport du gypse aux parcelles irriguées par les eaux usées et de 31,84 % avec l'amendement de la même dose de gypse aux parcelles irriguées à l'eau propre. Les faibles hausses de la SB suite à l'application du gypse ont été observées dans les sols faiblement dégradés et dans les sols moyennement dégradés avec l'utilisation des eaux usées (16,10 % et 9,64 %) comme avec l'utilisation de l'eau propre (19,69 % et 20,18 %). Dans les sols fortement dégradés, des hausses de 44,81 % et de 31,44 % suite à l'application du gypse ont été enregistrées sur la SB avec l'utilisation respective des eaux usées et de l'eau propre.

Dans ces sols fortement dégradés, le rapport $[Ca^{2+}] / [Mg^{2+}]$ a augmenté de 2,38 unités et de 2,09 unités par l'application du gypse aux parcelles irriguées respectivement par les eaux usées et par l'eau propre. La hausse de 1,37 unité sur le rapport $[Ca^{2+}] / [Mg^{2+}]$ à la suite de l'amendement du gypse dans les sols moyennement dégradés a été observée avec l'utilisation de l'eau propre. Dans les sols faiblement dégradés, l'application du gypse a augmenté le rapport $[Ca^{2+}] / [Mg^{2+}]$ de 0,97 unité sur les parcelles irriguées par les eaux usées et de 1,16 unité sur celles irriguées par l'eau propre. Par contre, l'apport du gypse a entraîné des baisses sur le K du sol (K-total et K^+ échangeable). La baisse du K^+ échangeable a été plus élevée avec l'accroissement de l'alcalinité du sol. En effet, les fortes baisses du K^+ échangeable avec l'application du gypse ont été observées dans les sols modérément alcalins (faiblement et moyennement dégradés) irriguées par les eaux usées. Elles ont été de 24,0 %, 22,38 % et 18,08 % respectivement dans les sols faiblement, moyennement et fortement dégradés (**Tableaux 3 et 4**). Pour le K-total du sol, les baisses ont accru avec la hausse du niveau de dégradation (l'alcalinité) quelle que la qualité de l'eau d'irrigation. Sur les parcelles irriguées par les eaux usées et amendées de gypse, le K-total a subi des réductions respectives de 41,48 % dans les sols faiblement dégradés, de 57,81 % dans les moyennement dégradés et de 45,85 % dans les sols fortement dégradés. Sur les parcelles irriguées à l'eau propre et amendées de gypse, les baisses du K-total ont été de 34,67 % dans les sols faiblement dégradés, de 37,55 % dans les sols moyennement dégradés et de 42,66 % dans les sols fortement dégradés (**Tableaux 5 et 6**). L'apport du gypse n'a pas modifié significativement les teneurs en C-total et N-total du sol.

Tableau 3 : Valeurs *F* et niveau de signification à partir de l'ANOVA à trois facteurs comparant le pH, le carbone total (C-total), les nutriments totaux (N-total, P-total et K-total) et le P disponible (P-Olsen) du sol

| Source de variation | df | pH | C-total | N-total | P-total | K-total | P-Olsen |
|---------------------|----|--------------------|--------------------|--------------------|--------------------|--------------------|--------------------|
| NDS | 2 | 6,39* | 0,90 ^{ns} | 0,74 ^{ns} | 5,23* | 3,46* | 6,37* |
| Qual | 1 | 74,26*** | 5,38* | 6,10* | 0,03 ^{ns} | 4,01 ^{ns} | 5,80* |
| Gyp | 1 | 460,25*** | 0,00 ^{ns} | 0,60 ^{ns} | 1,73 ^{ns} | 250,6*** | 59,47*** |
| NDS x Qual | 2 | 2,75 ^{ns} | 0,79 ^{ns} | 0,65 ^{ns} | 1,83 ^{ns} | 0,43 ^{ns} | 1,08 ^{ns} |
| NDS x Gyp | 2 | 7,09** | 1,67 ^{ns} | 1,74 ^{ns} | 5,94** | 1,80 ^{ns} | 3,06 ^{ns} |
| Qual x Gyp | 1 | 9,73** | 0,19 ^{ns} | 0,80 ^{ns} | 0,84 ^{ns} | 6,52* | 6,01* |
| NDS x Qual x Gyp | 2 | 3,64* | 5,31* | 4,89* | 0,01 ^{ns} | 1,84 ^{ns} | 0,21 ^{ns} |

*NDS = Niveau de dégradation du sol ; Qual = Qualité de l'eau d'irrigation ; Gyp = Dose d'apport de gypse ; ns = non significatif ; * = P < 0,05 ; ** = P < 0,01 ; *** = P < 0,001.*

Tableau 4 : Valeurs moyennes (écart type) du pH, du carbone total (C-total), des nutriments totaux (N-total, P-total et K-total) et du P disponible (P-Olsen) du sol à la profondeur 0-10 cm suivant les traitements appliqués dans les sols faiblement dégradés, moyennement dégradés et fortement dégradés

| NDS | Qual | Gyp | pH | C-total | N-total | P-total | K-total | P-Olsen |
|--------|---------------------------|---------|--------------------|----------------|-------------|------------|------------|------------|
| | | | g kg ⁻¹ | | | | | |
| Faible | EUR | Sans Gr | 8,54 (0,25)a | 13,70 (4,80) | 1,34 (0,48) | 398 (143)b | 270 (49)a | 81 (21)b |
| | | Gr | 7,79 (0,08)b | 11,55 (3,68) | 1,10 (0,36) | 414 (156)a | 158 (38)b | 114 (32)a |
| | EP | Sans Gr | 7,74 (0,36)b | 12,12 (4,22) | 1,20 (0,45) | 309 (93)b | 199 (41)a | 65 (6)b |
| | | Gr | 7,19 (0,25)c | 13,93 (3,26) | 1,36 (0,34) | 354 (99)a | 130 (38)b | 80 (18)a |
| | Moyenne NDS Niveau Faible | | 7,81 (0,55)B | 12,82 (3,75) | 1,25 (0,38) | 369 (120)B | 189 (66)B | 85 (27)B |
| | Probabilité Qual | | 0,002 | 0,773 | 0,681 | 0,201 | 0,136 | 0,18 |
| | Probabilité Gyp | | < 0,001 | 0,889 | 0,728 | 0,336 | < 0,001 | < 0,001 |
| Moyen | EUR | Sans Gr | 9,10 (0,40)a | 11,10 (1,83)b | 1,11 (0,13) | 454 (58)a | 377 (125)a | 108 (26)b |
| | | Gr | 7,71 (0,28)bc | 11,91 (1,34)ab | 1,12 (0,14) | 387 (76)b | 159 (52)b | 143 (14)a |
| | EP | Sans Gr | 8,05 (0,43)b | 15,97 (3,97)a | 1,57 (0,41) | 498 (145)a | 261 (62)a | 101 (13)b |
| | | Gr | 7,40 (0,15)c | 12,77 (3,94)ab | 1,24 (0,39) | 448 (84)a | 163 (40)b | 106 (9)b |
| | Moyenne NDS Niveau Moyen | | 8,06 (0,72)AB | 12,93 (3,30) | 1,26 (0,33) | 447 (96)AB | 240 (115)A | 115 (23)A |
| | Probabilité Qual | | 0,04 | 0,145 | 0,142 | 0,29 | 0,496 | 0,042 |
| | Probabilité Gyp | | < 0,001 | 0,472 | 0,169 | 0,164 | < 0,001 | 0,050 |
| Fort | EUR | Sans Gr | 9,17 (0,47)a | 9,85 (2,23) | 0,99 (0,25) | 473 (69)b | 325 (48)a | 83 (20)b |
| | | Gr | 7,92 (0,06)b | 10,33 (3,04) | 0,97 (0,27) | 555 (90)ab | 176 (36)b | 138 (62)a |
| | EP | Sans Gr | 8,64 (0,41)a | 10,78 (2,52) | 1,08 (0,25) | 469 (141)b | 293 (54)a | 85 (12)b |
| | | Gr | 7,63 (0,24)b | 12,65 (4,18) | 1,25 (0,45) | 596 (185)a | 168 (25)b | 117 (11)a |
| | Moyenne NDS Niveau Fort | | 8,34 (0,69)A | 10,90 (2,97) | 1,07 (0,31) | 523 (129)A | 240 (81)A | 105 (38)AB |
| | Probabilité Qual | | 0,215 | 0,108 | 0,063 | 0,997 | 0,615 | 0,918 |
| | Probabilité Gyp | | < 0,001 | 0,311 | 0,553 | 0,004 | < 0,001 | < 0,001 |

NDS = Niveau de dégradation du sol ; Qual = Qualité de l'eau d'irrigation ; Gyp = Dose d'apport de gypse ; EUR = eaux usées prétraitées ; EP = eau propre ; Sans Gr = 0 t ha⁻¹ de gypse (Sans gypse) ; Gr = Dose requise de gypse.

Dans les sols faiblement dégradés, moyennement dégradés ou fortement dégradés, les traitements suivis de la même lettre minuscule dans la même colonne ne sont pas statistiquement différents au seuil de 5 % de probabilité. Dans la même colonne, les traitements suivis de la même lettre capitale dans la même colonne ne sont pas statistiquement différents au seuil de 5 % de probabilité.

Tableau 5 : Valeurs *F* et niveau de signification à partir de l'ANOVA à trois facteurs comparant les éléments échangeables Na^+ , K^+ et Ca^{2+} , la CEC effective, la somme des bases échangeables (SB) et le rapport $[\text{Ca}^{2+}] / [\text{Mg}^{2+}]$ du sol

| Source de variation | df | Na^+ échan. | K^+ échan. | Ca^{2+} échan. | CEC effective | SB | $[\text{Ca}^{2+}] / [\text{Mg}^{2+}]$ |
|---------------------|----|----------------------|----------------------|-------------------------|--------------------|----------------------|---------------------------------------|
| NDS | 2 | 0,67 ^{ns} | 0,59 ^{ns} | 23,53 ^{***} | 2,15 ^{ns} | 17,50 ^{**} | 47,87 ^{***} |
| Qual | 1 | 32,67 ^{***} | 0,64 ^{ns} | 0,65 ^{ns} | 0,32 ^{ns} | 4,31 [*] | 0,96 ^{ns} |
| Gyp | 1 | 35,73 ^{***} | 51,29 ^{***} | 74,31 ^{***} | 5,33 [*] | 58,62 ^{***} | 157,17 ^{***} |
| NDS x Qual | 2 | 1,42 ^{ns} | 0,14 ^{ns} | 1,21 ^{ns} | 1,46 ^{ns} | 1,22 ^{ns} | 0,32 ^{ns} |
| NDS x Gyp | 2 | 3,39 [*] | 0,05 ^{ns} | 6,25 ^{**} | 7,28 ^{**} | 8,81 ^{***} | 3,49 [*] |
| Qual x Gyp | 1 | 3,88 ^{ns} | 5,90 [*] | 0,61 ^{ns} | 2,87 ^{ns} | 0,02 ^{ns} | 0,46 ^{ns} |
| NDS x Qual x Gyp | 2 | 4,17 [*] | 0,79 ^{ns} | 0,64 ^{ns} | 0,05 ^{ns} | 0,97 ^{ns} | 2,26 ^{ns} |

NDS = Niveau de dégradation du sol ; Qual = Qualité de l'eau d'irrigation ; Gyp = Dose d'apport de gypse ; ns = non significatif ; * = $P < 0,05$; ** = $P < 0,01$; *** = $P < 0,001$.

Tableau 6 : Valeurs moyennes (écart type) des éléments échangeables Na^+ , K^+ et Ca^{2+} , de la CEC effective, des bases échangeables et du rapport $[Ca^{2+}] / [Mg^{2+}]$ du sol à la profondeur 0-10 cm suivant les traitements appliqués dans les sols faiblement dégradés, moyennement dégradés et fortement dégradés

| NDS | Qual | Gyp | Na ⁺ échan. | K ⁺ échan. | Ca ²⁺ échan. | CEC effective | SB | [Ca ²⁺] / [Mg ²⁺] | |
|--------|---------------------------|---------|---------------------------|-----------------------|-------------------------|---------------|----------------|-------------------------------------------|--------------|
| | | | Cmol (+) kg ⁻¹ | | | % | | | |
| Faible | EUR | Sans Gr | 1,35 (0,40)a | 3,5 (0,70)a | 11,17 (5,65)b | 81,2 (6,8) | 28,89 (9,55)bc | 1,36 (0,42)b | |
| | | Gr | 0,92 (0,21)b | 2,66 (0,74)b | 15,97 (7,20)a | 75,6 (14,9) | 33,54 (8,33)a | 2,33 (0,31)a | |
| | EP | Sans Gr | 0,88 (0,31)a | 2,91 (0,31)b | 7,38 (2,24)b | 68,6 (16,8) | 25,44 (7,71)c | 1,27 (0,06)b | |
| | | Gr | 0,79 (0,44)b | 2,69 (0,30)b | 12,94 (3,52)a | 72,4 (16,8) | 30,45 (7,23)b | 2,43 (0,27)a | |
| | Moyenne NDS Niveau Faible | | | 0,98 (0,39) | 2,94 (0,60) | 11,86 (5,53) | 74,5 (13,8) | 29,58 (7,97)B | 1,85 (0,61)A |
| | Probabilité Qual | | | 0,146 | 0,386 | 0,221 | 0,363 | 0,039 | 0,99 |
| | Probabilité Gyp | | | 0,08 | 0,011 | < 0,001 | 0,817 | < 0,001 | < 0,001 |
| Moyen | EUR | Sans Gr | 2,88 (1,75)a | 3,53 (1,11)a | 15,99 (3,62)b | 83,3 (20,2) | 36,40 (4,65) | 2,10 (0,69)b | |
| | | Gr | 1,28 (0,75)a | 2,74 (0,68)b | 20,76 (8,47)ab | 77,7 (15,6) | 39,91 (8,55) | 2,74 (0,79)ab | |
| | EP | Sans Gr | 0,82 (0,40)b | 3,29 (0,65)a | 14,79 (1,66)b | 85,9 (11,7) | 31,61 (1,32)b | 1,82 (0,11)b | |
| | | Gr | 0,88 (0,32)b | 2,85 (0,23)b | 22,74 (2,77)a | 89,6 (14,4) | 37,99 (5,41)a | 3,19 (0,29)a | |
| | Moyenne NDS Niveau Moyen | | | 1,46 (1,23) | 3,10 (0,74) | 18,57 (5,53) | 84,1 (14,8) | 36,48 (5,93)B | 2,46 (0,74)B |
| | Probabilité Qual | | | 0,017 | 0,958 | 0,885 | 0,314 | 0,241 | 0,815 |
| | Probabilité Gyp | | | 0,142 | 0,002 | 0,009 | 0,879 | 0,072 | 0,001 |
| Fort | EUR | Sans Gr | 2,03 (0,86)a | 3,54 (0,65)a | 15,41 (2,33)b | 80,2 (8,9)b | 36,24 (4,23)b | 1,94 (0,13)b | |
| | | Gr | 1,04 (0,33)b | 2,90 (0,40)b | 38,77 (11,07)a | 97,5 (18,4)a | 52,48 (4,47)a | 4,32 (0,36)a | |
| | EP | Sans Gr | 1,21 (0,40)b | 3,29 (0,30)ab | 15,96 (2,73)b | 71,6 (13,5)b | 38,46 (3,60)b | 2,33 (0,03)b | |
| | | Gr | 0,57 (0,31)c | 2,86 (0,71)b | 35,3 (1,90)a | 94,4 (17,3)a | 50,55 (4,54)a | 4,42 (1,03)a | |
| | Moyenne NDS Niveau Fort | | | 1,21 (0,72) | 3,14 (0,57) | 26,36 (12,29) | 85,9 (17,3) | 44,43 (8,30)A | 3,25 (1,26)C |
| | Probabilité Qual | | | 0,037 | 0,513 | 0,882 | 0,321 | 0,972 | 0,693 |
| | Probabilité Gyp | | | 0,003 | 0,004 | < 0,001 | 0,001 | < 0,001 | < 0,001 |

NDS = Niveau de dégradation du sol ; Qual = Qualité de l'eau d'irrigation ; Gyp = Dose d'apport de gypse ; EUR = eaux usées prétraitées ; EP = eau propre ; Sans Gr = 0 t ha⁻¹ de gypse (Sans gypse) ; Gr = Dose requise de gypse.

Dans les sols faiblement dégradés, moyennement dégradés ou fortement dégradés, les traitements suivis de la même lettre minuscule dans la même colonne ne sont pas statistiquement différents au seuil de 5 % de probabilité. Dans la même colonne, les traitements suivis de la même lettre capitale dans la même colonne ne sont pas statistiquement différents au seuil de 5 % de probabilité.

4. Discussion

4-1. Influence du niveau de dégradation sur les caractéristiques chimiques du sol

L'augmentation du pH constatée avec l'augmentation du niveau de dégradation du sol est due à l'accumulation de Na^+ échangeable provenant des eaux usées (**Tableau 2**). En effet, la mise en culture irriguée induit une hausse des pH qui passent d'acides à neutres autour de 7,4 [5]. En générale, l'accumulation de Na^+ échangeable provoque la formation de carbonate et de bicarbonate de Na à l'origine de l'augmentation du pH [23]. De plus, le manque d'aération et la faible concentration en CO_2 dans les sols alcalins/sodiques induisent l'augmentation du pH à des valeurs parfois supérieures à 8,5 en raison de la présence de CaCO_3 [24]. Ces augmentations du pH et de la concentration en Na^+ échangeable du sol corroborent les résultats trouvés par [4, 5] sur le même site d'étude. Cela montre une alcalinisation du sol du site. La hausse du P-total, du K-total, du P-Olsen et du Ca^{2+} échangeable dans les sols moyennement et fortement dégradés comparativement aux sols faiblement dégradés corroborent les résultats de [5]. L'augmentation du P-total, du K-total, du P-Olsen et du Ca^{2+} échangeable dans ces sols résulte de trois processus majeurs. Il s'agit des accumulations de ces éléments contenus dans les eaux usées grâce aux irrigations [1] et également du remplacement des cations (K^+ et Ca^{2+}) et des ions phosphates du complexe d'échange par les ions Na^+ à la suite des irrigations avec les eaux usées prétraitées [25]. La limitation des pertes par ruissellement ou par lessivage du P, du K et des cations dans ces sols modérément à fortement dégradés (alcalinisés) pourrait également justifier nos résultats obtenus. Particulièrement pour le P disponible du sol, la hausse du P-Olsen obtenue est inattendue car la disponibilité du P est réduite par la salinité du sol à cause des effets de la force ionique et aussi du fait que sa concentration dans la solution du sol est fortement contrôlée par les processus de sorption et la faible solubilité des minéraux Ca-P [15]. Nous convenons avec [26] que l'élévation du pH, les faibles niveaux d'électrolytes et l'alcalinité du sol ont conduit à la formation d'ions phosphates. Avec le rapport $[\text{Ca}^{2+}] / [\text{Mg}^{2+}]$ de la solution du sol supérieur à 1 dans les trois niveaux de dégradation, une alcalinisation du sol du site ne peut pas être liée au Mg^{2+} échangeable.

4-2. Effets de la qualité de l'eau d'irrigation et de son interaction avec le niveau de dégradation sur les propriétés chimiques du sol

La baisse du pH des sols alcalins/sodiques est généralement liée à celle de la concentration en Na^+ échangeable [23]. L'utilisation de l'eau propre par rapport à l'irrigation continue des cultures avec les eaux usées prétraitées a induit une baisse de la concentration en Na^+ échangeable du sol en fonction du niveau de dégradation. Cette baisse de la concentration du Na^+ échangeable résulte du lessivage des ions Na^+ du complexe d'échange du sol par l'apport d'eau propre et de leur remplacement par les ions Ca^{2+} [27]. En effet, l'eau propre contient moins d'électrolytes et son apport au sol dissout les carbonates de calcium (CaCO_3) et libère les ions Ca^{2+} qui remplacent le Na^+ dans les sites d'échange jusqu'à ce que la solution du sol soit en équilibre simultané avec les sites d'échange et la phase solide du CaCO_3 [28]. Par conséquent, il se produit la formation de carbonates et de bicarbonates de Na (NaHCO_3 et Na_2CO_3) qui seront lessivés ou drainés [24]. On peut alors réduire le processus de dégradation de ce sol par alcalinisation en utilisant l'eau propre. La faible réduction de la concentration en Na^+ échangeable des sols fortement dégradés par rapport à celle enregistrée dans les sols moyennement dégradés à la suite de l'irrigation des champs par l'eau propre illustre une faible efficacité de la lixiviation des ions Na^+ des sols à forte alcalinité. Plus le sol est alcalin, plus la baisse du Na^+ échangeable du sol est moindre par le drainage à l'eau d'irrigation. Avec une forte alcalinité du sol, les pores sont réduits à cause de la perte de la structure du sol et donc la conductibilité hydraulique baisse ; entraînant alors une réduction de la vitesse d'infiltration de l'eau et par conséquent, une réduction de l'efficacité du lessivage des ions Na^+ du sol. Aussi, la baisse du pH du sol

résultant de l'irrigation des champs à l'eau propre par rapport aux eaux usées dépend de l'état d'alcalinité du sol. Elle a été non significative dans les sols à alcalinité élevée (sols fortement dégradés) et significative dans les sols à faible et moyenne alcalinités (sols faiblement et moyennement dégradés). Ces résultats montrent une faible efficacité de l'utilisation d'eau propre comme un facteur de remédiation de l'alcalinité du sol dans les sols à forte alcalinité comparativement aux sols à alcalinité faible et moyenne. Cela illustre également un grand défi pour l'agriculture des zones arides et semi-arides d'Afrique Sub-saharienne d'utiliser exclusivement l'eau propre comme moyen de drainage des sels alcalins fortement accumulés dans les sols. D'autre part, nos résultats indiquent que sur les sols à alcalinité modérée (faible et moyenne), la baisse effective de la concentration en Na^+ échangeable due au lessivage d'ions solubles au moyen de l'irrigation à l'eau propre s'accompagne de réductions du P disponible. Cela constitue un risque de pollution de l'environnement et une grande perte de nutriment limitant des rendements des cultures. [5] ont trouvés sur ce site que, l'utilisation de l'eau propre comparativement aux eaux usées n'entraînait aucune variation du P-Olsen. La baisse du P-Olsen dans les sols moyennement dégradés et consécutive à l'irrigation des champs à l'eau propre résulte de plusieurs facteurs dont (i) le faible apport en P de l'eau propre comparativement aux fortes teneurs en P des eaux usées prétraitées (**Tableau 2**), (ii) au mouvement descendant (lixiviation) du P de la surface vers les couches inférieures et (iii) à la conversion du phosphate de Na soluble en composés de phosphate de Ca peu solubles [29]. Quant à la baisse de la somme des cations basiques dans les sols faiblement dégradés, elle peut être attribuée aux faibles concentrations de cations basiques contenus dans l'eau propre par rapport aux fortes concentrations dans les eaux usées prétraitées (**Tableau 2**).

4-3. Influences de l'apport de gypse et des interactions avec la qualité de l'eau d'irrigation et du niveau de dégradation du sol sur les paramètres chimiques du sol

Les baisses du pH et de la concentration en Na^+ échangeable du sol suite à l'apport du gypse comparativement aux champs non amendés de gypse résultent des ions Ca^{2+} libérés par le gypse dissout. L'augmentation de la concentration du sol en Ca^{2+} échangeable consécutive à l'apport du gypse comparativement aux parcelles non amendées de gypse peut être attribuée à une hausse des ions Ca^{2+} de la solution du sol. Cela induit le remplacement des ions Na^+ des colloïdes du sol et leur déplacement vers la solution du sol facilitant alors leur lessivage entraînant la baisse de l'alcalinité et du pH du sol [30, 31]. Le gypse peut alors être utilisé pour réduire le sodium échangeable du sol du site maraîcher de Kossodo ainsi que sa dégradation par alcalinisation. Cependant, la baisse de la concentration en Na^+ échangeable dépend du niveau de dégradation du sol. En effet, dans les sols fortement dégradés, une baisse de 50 % a été observée quelle que soit la qualité de l'eau d'irrigation utilisée. Seul l'apport du gypse dans les parcelles irriguées par les eaux usées prétraitées dans les sols moyennement dégradés a induit une baisse de la concentration en Na^+ échangeable du sol de l'ordre de 55,6 %. Ces résultats s'expliquent du fait que l'effet de réduction de la concentration en Na^+ échangeable du sol par le gypse dépend de la solubilité effective du gypse et de son taux de dissolution [32]. En effet, la solubilité effective et le taux de dissolution du gypse sont améliorés par la présence de sodium échangeable. Cependant, en présence de sodium échangeable, la quantité d'eau nécessaire et un meilleur taux d'infiltration favorisent la libération des ions Ca^{2+} du gypse bien incorporé dans le sol alcalin en récupération [27, 32]. Ces trois facteurs augmentent ainsi l'efficacité du gypse à réduire la concentration en Na^+ échangeable des sols alcalins. Ce qui peut expliquer la forte efficacité de l'apport du gypse dans les sols fortement dégradés. Cela est justifié par les hausses observées sur la concentration en Ca^{2+} échangeable et sur le rapport $[\text{Ca}^{2+}] / [\text{Mg}^{2+}]$. Quant à la baisse du pH induite par l'amendement du gypse par rapport aux parcelles non amendées, elle dépend du niveau d'alcalinité du sol. Plus le sol est alcalin (dégradé), plus la baisse du pH est importante ; ce qui suggère que l'efficacité du gypse dans la réduction du pH des sols alcalins s'accroît avec le niveau d'alcalinité. Malgré de faibles hausses de la concentration en Ca^{2+} échangeable dans les sols faiblement et moyennement dégradés à la

suite de l'apport du gypse par rapport à la non application de gypse, le P disponible et la SB du sol ont été augmentés. La disponibilité du P dépend des apports de P contenu dans l'eau d'irrigation et de l'alcalinité du sol. En effet, l'augmentation du P-Olsen avec l'application du gypse a été plus importante avec l'eau usée qu'avec l'eau propre. Ces augmentations sont réduites dans les sols fortement dégradés. Ce résultat s'oppose aux résultats obtenus au Laboratoire par [33]. Ces auteurs ont indiqué que l'application de doses croissantes de gypse aux alfisols sodiques des plaines Indo-Gangétique réduisent les teneurs en P-Olsen des effluents collectés. Par des expériences de lixiviation au laboratoire en Inde, [34] ont trouvé que l'amendement du gypse aux sols limoneux alcalins réduit le P-Olsen des effluents collectés de 2,74 mg kg⁻¹ au 1^{er} jour à 1,55 mg kg⁻¹ au 30^{ème} jour d'incubation. La formation de composés moins solubles de phosphate de Ca a été avancée pour expliquer ce résultat. Cependant, la précipitation du P en phosphate de Ca est supposée être un facteur majeur de perte de sa disponibilité [25]. Les hausses du P-total et de la CEC effective du sol par l'application du gypse aux sols fortement dégradés seraient liées à la forte augmentation de la concentration en Ca²⁺ échangeable induisant par conséquent à la forte baisse de la concentration en Na⁺ échangeable trouvés dans les sols fortement dégradés. La hausse du P-Olsen observée avec l'apport du gypse est d'un grand intérêt pour l'agriculture. Seuls le K-total et le K⁺ échangeable ont subi des réductions dans le sol suite à l'application du gypse. [5] ont relevé des baisses du K-total avec l'apport du gypse aux champs par rapport aux champs non amendés de gypse. Cette perte est attribuée au déplacement préférentiel des ions K⁺ des colloïdes du sol par les ions Ca²⁺ du gypse dissout [27]. [35] ont trouvé des baisses du K⁺ échangeable induites par l'application du gypse comparativement au traitement contrôle sans application de gypse dans les sols limoneux sodiques des Etats Unis d'Amérique qui ont été de l'ordre de 25 % et de 23,5 % respectivement avec les doses de gypse de 33,6 t ha⁻¹ et de 67,2 t ha⁻¹. Les prélèvements des plantes peuvent également induire les réductions observées sur le K-total et le K⁺ échangeable du sol.

5. Conclusion

Cette recherche est une contribution à la remédiation des propriétés chimiques d'un Lixisol urbain maraicher affecté par la sodicité de l'eau d'irrigation issu des eaux usées urbaines prétraitées par lagunage au moyen de l'eau propre et du gypse. L'étude révèle que l'utilisation des eaux usées augmente le pH, le carbone, l'azote, le phosphore et les bases du sol intensifiant alors l'alcalinisation. L'irrigation des champs à l'eau propre abaisse le pH et la concentration en Na⁺ échangeable dans les sols à alcalinité modérée entraînant la réduction du processus d'alcalinisation dans ces sols. Cela peut permettre de récupérer des parcelles et de replacer des agriculteurs sur le site. Cette option de réhabilitation du sol représente un grand défi car les besoins en eau saine des ménages urbains sont gravement compromis par les pénuries. De plus, elle induit la baisse du P disponible du sol ; ce qui peut constituer un risque environnemental ou une perte d'un élément limitant des rendements des cultures. L'étude montre que l'application du gypse est plus efficace pour corriger l'alcalinité du sol, augmenter sa richesse en P disponible et maintenir le C-total et le N-total. Le gypse doit cependant être raisonné et suivi d'une bonne fertilisation potassique en raison des pertes occasionnées.

Remerciements

Les travaux de recherche de cette étude ont été financés par le projet Urban Food^{plus} (www.urbanfoodplus.org) dans le cadre de l'initiative GlobE (BMBF, 031A242A), en tant que fonds de participation du Ministère Fédéral Allemand de l'Éducation et de la Recherche (BMBF) et du Ministère Fédéral de la Coopération Économique et du Développement (BMZ). Nous remercions les agriculteurs du site maraicher urbain de Kossodo et les Dr. Zacharia GNANKAMBARY, Mathias B. POUYA, Innocent D. KIBA pour la revue de ce papier

Références

- [1] - M. QADIR, *Water Economics and Policy*, 2 (2016) 1671001 - 8
- [2] - I. P. ABROL, J. S. P. YADAV and F. I. MASSOUD, "Salt-Affected Soils and Their Management", FAO, (1988)
- [3] - A. ABDULKADIR, L. H. DOSSA, J.-P. D. LOMPO, N. ABDU and H. VAN KEULEN, *International Journal of Agricultural Sustainability*, 10 (2012) 289 - 314
- [4] - M. Y. SOU-DAKOURÉ, A. MERMOUD, H. YACOUBA and P. BOIVIN, *Geoderma*, 31 (2013) 200 - 201
- [5] - J. DAO, D. J. LOMPO, K. STENCHLY, V. HAERING, B. MARSCHNER, and A. BUERKERT, *Water Air Soil Pollution*, (2019) 230 - 282
- [6] - S. AHMAD, A. GHAFOR, M. QADIR and M. A. AZIZ, *International Journal of Agriculture & Biology*, 142 (2006) 1560 - 8530
- [7] - J. M. JESUS, A. S. DANKO, A. FIÚZA and M. T. BORGES, *Environmental Science and Pollution Research*, 22 (2015) 6511 - 6525
- [8] - M. M. KWEY, S. KALALA and J. BANZA, *Afrique Science*, 11 (2015) 152 - 160
- [9] - W. XIE, L. WU, J. WANG, Y. ZHANG and Z. OUYANG, *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 48 (12) (2017) 1455 - 1461
- [10] - N. CHOWDHURY, A. S. NAKATANI, R. SETIA and P. MARSCHNER, *Plant and Soil*, 348 (12) (2011) 103 - 113
- [11] - Z. M. A. FATMA, "The Determinants of Salinity Tolerance in Maize (*Zea Mays L.*)", Doctoraat, University of Groningen, Caïro, (2011) 224 p.
- [12] - L. CHEN and W. A. DICK, *Bulletin*, 945 (2011) 1 - 35
- [13] - G. H. KAMEL, E. H. NOUFAL, I. FARID, S. ABDEL-AZIZ and M. ABBAS, *Journal of Soil Science and Agricultural Engineering, Mansoura University*, 7, 389 (2016)
- [14] - S. AHMAD, A. GHAFOR, M. E. AKHTAR and M. Z. KHAN, *Land Degradation and Development*, 27 (3) (2016) 550 - 560
- [15] - N. K. FAGERIA, H. R. GHEYI and A. MOREIRA, *Journal of Plant Nutrition*, 34 (7) (2011) 945 - 962
- [16] - I. W. G. WRB, "World Reference Base for Soil Resources 2014, Update 2015 International Soil Classification System for Naming Soils and Creating Legends for Soil Maps", World Soil Resources, Reports N° 106, Rome, (2015) 190 p.
- [17] - F. RASOULI, P. A. KIANI and N. KARIMIAN, *Geoderma*, 193-194, (2013) 246 - 255
- [18] - S. R. OLSEN, C. V. COLE, S. F. WATANABE and A. L. DEAN, *Circular*, N° 939 (1954) 1 - 19
- [19] - H. CIESIELSKI and T. STERCKEMAN, *Agronomie*, 17 (1) (1997) 1 - 7
- [20] - R CORE TEAM, 3-5-1 (2018) 1 - 2
- [21] - R. V. LENTH, P. BUERKNER, M. HERVE, J. LOVE, H. RIEBL and H. SINGMANN, 1.6.2-1 (2021) 1 - 87
- [22] - S. GRAVES, H. PIEPHO, L. SELZER and S. DORAI-RAJ, 0.1-8 (2019) 1 - 24
- [23] - F. SARANI, A. G. AHANGAR and A. SHABANI, *Archives of Agronomy and Soil Science*, (2015) 1 - 12
- [24] - A. S. AL-BUSAIDI and P. COOKSON, *Agricultural and Marine Science*, 8 (1) (2003) 41 - 46
- [25] - M. JALALI and H. MERRIKHPOUR, *Environmental Geology*, 53 (2008) 1289 - 1298
- [26] - K. R. GUPTA, R. R. SINGH and K. K. TANJI, *Soil Science Society of America Journal*, 54 (1990) 1254 - 1260
- [27] - M. BATARSEH, *Applied and Environmental Soil Science*, 2017 (2017) 1 - 9
- [28] - I. SHAINBERG and J. LETEY, *Hilgardia*, 52 (2) (1984) 1 - 57
- [29] - R. CHHABRA, *Agronomy Journal*, 77 (1985) 699 - 702
- [30] - A. M. GHARAIBEH, J. M. RUSAN, I. N. ELTAIF and F. O. SHUNNAR, *Applied Water Science*, 4 (2014) 223 - 230
- [31] - Y. ZHAO, S. WANG, Y. LI, J. LIU and Y. ZHUO, *Geoderma*, 321 (2018) 52 - 60
- [32] - H. FRENKEL, Z. GERSTL and N. ALPEROVITCH, *Journal of Soil Science*, 40 (1989) 599 - 611
- [33] - R. CHHABRA, I. P. ABROL and M. V. SINGH, *Soil Science*, 132 (5) (1981) 319 - 324
- [34] - M. S. MISRA, N. K. TIWARI and V. S. SAI-PRASAD, *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 38 (7-8) (2007) 1007 - 1028
- [35] - E. SCHULTZ, A. CHATTERJEE, T. DESUTTER and D. FRANZEN, *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 48 (15) (2017) 1792 - 1803