



**HAL**  
open science

**Evaluation in situ et en conditions contrôlées de la  
phytodésalinisation des Vertisols irrigués. Cas d'étude  
du périmètre rizicole de Kollo (Niger) dans la vallée du  
fleuve Niger**

Maman Nassirou Ado

► **To cite this version:**

Maman Nassirou Ado. Evaluation in situ et en conditions contrôlées de la phytodésalinisation des Vertisols irrigués. Cas d'étude du périmètre rizicole de Kollo (Niger) dans la vallée du fleuve Niger. Milieux et Changements globaux. Agrocampus Ouest, 2017. Français. NNT : 2017NSARD082 . tel-01661339

**HAL Id: tel-01661339**

**<https://theses.hal.science/tel-01661339>**

Submitted on 11 Dec 2017

**HAL** is a multi-disciplinary open access archive for the deposit and dissemination of scientific research documents, whether they are published or not. The documents may come from teaching and research institutions in France or abroad, or from public or private research centers.

L'archive ouverte pluridisciplinaire **HAL**, est destinée au dépôt et à la diffusion de documents scientifiques de niveau recherche, publiés ou non, émanant des établissements d'enseignement et de recherche français ou étrangers, des laboratoires publics ou privés.

UNIVERSITE

BRETAGNE

LOIRE

AGRO  
CAMPUS

OUEST

**Maman Nassirou ADO • 24 mai 2017**

Thèse AGROCAMPUS OUEST  
sous le label de l'Université européenne de Bretagne  
pour obtenir le grade de  
**DOCTEUR D'AGROCAMPUS OUEST**  
Spécialité Sciences de l'environnement

ÉCOLE DOCTORALE • Vie - Agro - Santé (VAS)

LABORATOIRE D'ACCUEIL • UMR Sol, Agro et  
hydrosystème, Spatialisation (SAS)

THESE EN COTUTELLE : Université Abdou Moumouni  
de Niamey, Niger

**Évaluation in situ et en  
conditions contrôlées de  
la phytodésalinisation des  
Vertisols irrigués.  
Cas d'étude du périmètre  
rizicole de Kollo (Niger) dans  
la vallée du fleuve Niger**

**Jean-Marie KARIMOU AMBOUTA**

Professeur, Université Abdou Moumouni de Niamey / *président*

**Pascal BOIVIN**

Professeur, HEPIA de Genève / *rapporteur*

**Patricia GARNIER**

Directrice de Recherche, INRA, Thiverval-Grignon / *rapporteur*

**Isabelle COUSIN**

Directrice de Recherche, INRA, Orléans / *examinatrice*

**Issifou ADAM**

Chargé de Recherche, INRAN / *examinateur*

**Yadji GUERO**

Professeur, Université Abdou Moumouni de Niamey /  
*directeur de thèse*

**Christian WALTER**

Professeur, AGROCAMPUS OUEST, UMR INRA/AO SAS /  
*directeur de thèse*

**Didier MICHOT**

Maître de Conférences, AGROCAMPUS OUEST  
UMR INRA/AO SAS / *co-encadrant*



THESE en cotutelle entre

N° ordre : 2017-14

N° Série : D-82

UNIVERSITE ABDOU MOUMOUNI de Niamey (Niger)

et

AGROCAMPUS OUEST de Rennes (France)

Sous le sceau de l'Université de Bretagne Loire

pour obtenir le diplôme de :

DOCTEUR DE L'INSTITUT SUPERIEUR DES SCIENCES AGRONOMIQUES,

AGRO-ALIMENTAIRES, HORTICOLES ET DU PAYSAGE

Spécialité : « Sciences de l'Environnement »

Ecole Doctorale : « Vie Agro Santé »

présentée par : **Maman Nassirou ADO**

**Evaluation *in situ* et en conditions contrôlées de la  
phytodésalinisation des Vertisols irrigués. Cas d'étude du périmètre  
rizicole de Kollo (Niger) dans la vallée du fleuve Niger**

Soutenue le 24 mai 2017 devant le jury composé de :

Président : Jean-Marie Karimou Ambouta, Professeur, Université Abdou Moumouni de Niamey

Rapporteurs : Pascal Boivin, Professeur, HEPIA de Genève (Suisse)

Patricia Garnier, Directrice de Recherche, INRA, Thiverval-Grignon (France)

Examineurs :

Isabelle Cousin, Directrice de Recherche, INRA, Orléans (France)

Issifou Adam, Chargé de Recherche, INRAN (Niger)

Didier Michot, Maître de Conférences, Agrocampus Ouest Rennes (Co-directeur thèse)

Yadji Guéro, Professeur, Université Abdou Moumouni de Niamey (Directeur thèse)

Christian Walter, Professeur, Agrocampus Ouest Rennes (Directeur thèse)

## Avant-propos

Cette thèse est le fruit d'une collaboration entre la Faculté d'Agronomie de l'Université Abdou Moumouni de Niamey (Niger) et l'Unité Mixte de Recherche Sol Agronomie Spatialisation d'Agrocampus Ouest de Rennes (France). Elle a été encadrée par Guéro Yadj, Christian Walter et Didier Michot.

La thèse a bénéficié également des conseils d'un comité de pilotage composé de Daniel Cluzeau (Université Rennes 1), Joaquin Jimenez-Martinez (Swiss Federal Institute of Aquatic Science and Technology, Switzerland), Vincent Hallaire (INRA/Agrocampus Ouest de Rennes), Marco Wopereis (Africa Rice Center/Benin), Oumarou Malan Issa (Directeur de Recherche détaché à l'IRD au Niger) et Laurent Barbiero (Chercheur à l'IRD Toulouse/France).

Le travail a été financé par la coopération française au Niger et l'Union Economie Monétaire Ouest Africaine (UEMOA) pour les séjours en France. Cette thèse a également bénéficié du financement de l'Université Abdou Moumouni de Niamey et d'Agrocampus Ouest de Rennes respectivement pour les travaux expérimentaux sur le terrain au Niger et au laboratoire sur les colonnes du sol.

## Remerciements

Cette thèse est le résultat d'un effort individuel mais surtout d'un travail collectif. C'est l'occasion de remercier tous ceux qui, par leur collaboration, ont contribué à ce projet.

Je tiens tout d'abord à témoigner ma plus vive reconnaissance à mes trois encadrants : Guéro Yadj, Christian Walter et Didier Michot. Je te remercie Professeur Guero Yadj pour m'avoir initié à la recherche et accordé une confiance à mes engagements de mener à bien ce projet. Tu étais toujours disponible pour moi et tes conseils pertinents étaient énormes pour l'aboutissement de ce travail. Un grand Merci à Professeur Christian Walter qui m'a encadré selon une organisation rigoureuse et productive. J'ai eu ta confiance depuis mon master d'*Ingénierie Environnementale* et tes critiques constructives m'ont toujours motivé à approfondir mes connaissances. J'ai beaucoup profité de tes expériences pour améliorer la qualité scientifique de ce travail. Merci beaucoup pour l'aide que tu m'as apporté au quotidien tout au long de mes séjours à Rennes. Je te remercie Didier Michot pour avoir accepté de partager ton bureau avec moi et impliqué pleinement dans l'encadrement de cette thèse. Merci d'avoir porté une attention critique mais toujours encourageante à mes travaux. Tes remarques et suggestions ont été toujours pertinentes pour la qualité scientifique de ce travail. Je garderai des très bons souvenirs de ta convivialité au bureau et celle de ta famille quand vous invitez souvent.

J'adresse mes remerciements aux membres du jury qui me font l'honneur de juger ce travail. Je remercie Pascal Boivin et Patricia Garnier pour avoir accepté la tâche de rapporteurs. Je suis reconnaissant à Professeur Jean-Marie Karim Ambouta pour avoir bien voulu présidé le jury de cette thèse. Merci également pour tes conseils que j'ai eu à bénéficier au quotidien à la Faculté d'Agronomie de l'Université Abdou Moumouni de Niamey. Mes plus vifs remerciements vont à Issifou Adam et Isabelle Cousin qui ont accepté de participer au jury de ce mémoire. Issifou Adam, tu m'as accueilli et installé à Rennes pour le master, merci pour ce soutien que je garderai en bon souvenir.

C'est fut un grand plaisir pour moi de séjourner à l'UMR SAS d'Agrocnpaus Ouest de Rennes où une forte ambiance sociale régnait au sein du personnel. J'ai trouvé dans cette unité un environnement professionnel agréable, compétent et où les collègues sont accueillants et ouverts à partager leurs expériences professionnelles. Une mention spéciale à Gilles Dutin, le jeune retraité, sans toi, je n'aurais pas été en mesure d'installer le dispositif au laboratoire aussi génial que pratique. Je garderai en très bons souvenirs le temps que nous avons passé ensemble sur les colonnes manipulant le latex, la silicone et plein d'autres outils pour installer et suivre le dispositif. Merci beaucoup pour ton efficacité, ta curiosité et m'avoir appris un peu le sens pratique. J'ai également eu le plaisir de travailler avec Yannick Hamon dont j'admire l'ingéniosité et l'habileté à dompter les capteurs, les centrales d'acquisitions et les balances, j'ai beaucoup apprécié ta disponibilité et merci pour ce coup de main. Je remercie Séverine Renault qui s'occupait quotidiennement de toutes mes démarches administratives de manière efficace. Merci pour ta collaboration et la convivialité que tu prouves à mon l'égard. Merci à Zahra Thomas pour m'avoir aidé dans la partie modélisation,

tes explications m'ont beaucoup aidé à finaliser cette partie. Merci également à Pascal Pichelin qui m'a beaucoup aidé dans l'informatique notamment la programmation avec le logiciel Python et la cartographie avec Arcgis pour le traitement de mes données. Je remercie tous les autres collègues chercheurs, techniciens, secrétaires, doctorants...avec qui j'ai eu à partager des très bons moments.

J'exprime ma gratitude envers le personnel de la Faculté d'Agronomie de l'Université Abdou Moumouni de Niamey. Je remercie particulièrement Dr. Nomao Dan Lamso pour m'avoir initié à la pédologie depuis mon cycle d'Ingénieur Agronome. Tu m'as soutenu dans mes ambitions et tes conseils étaient précieux pour l'accomplissement de mes projets. Merci à Issaka Moussa, mon voisin de bureau et collègue du café, tu as aussi participé à ce travail notamment par le prélèvement des colonnes sur le terrain et les traitements des données par cartographie. Un grand merci à Boubacar Soubeiga dont sa patience et son investissement étaient énormes pour l'acquisition des données (même en mon absence) tant sur le terrain qu'au laboratoire. Merci beaucoup pour ta collaboration. Je remercie également Touré Amadou qui aussi participé activement pour les activités du terrain. Je suis vraiment reconnaissant de tes engagements. Je remercie également les chauffeurs de la Faculté d'Agronomie notamment Omar Sambo, Saley Amadou, Issoufou Biro pour m'avoir aidé dans le déplacement et même participer aux activités du terrain (sondages, irrigation.....). Merci à mes amis doctorants et promotionnels avec qui j'ai partagé des très bons souvenirs.

Je voudrais aussi dire merci aux agriculteurs du périmètre irrigué de Kollo notamment Abdoulaye, Ousseini pour avoir participé aux activités du terrain depuis la constructive des parcelles expérimentales jusqu'à la dernière récolte des cultures. Je suis très reconnaissant de votre sympathie. Je remercie également le personnel de la coopérative de Séberi notamment le Président de la dite coopérative pour avoir collaboré par la sensibilisation des agriculteurs de notre passage dans le périmètre.

Je ne saurai bien sûr oublier ma famille. Je remercie très sincèrement mes parents pour leur soutien, pour m'avoir toujours encouragé à persévérer dans mes projets mais aussi pour m'avoir appris à être patient et le sens de convivialité. Je souhaite remercier très sincèrement mes frères notamment Abdoulaye et Yacouba pour m'avoir beaucoup soutenu et entretenu ma famille pendant mon absence. Je remercie très chaleureusement ma femme Barira pour toute la patience et l'amour qu'elle a fait preuve durant toutes ces années d'absence. Merci également à toi pour m'avoir donné le précieux cadeau de ma fille Anissa qui m'apporte toujours le bonheur depuis sa naissance ce mercredi 31 août 2016.

## Résumé

Les apports d'eau pour la désalinisation des sols, par lavage de surface et/ou lixiviation des sels, sont peu efficaces dans le cas des Vertisols, du fait de leur très faible conductivité hydraulique à saturation ( $< 3.10^{-8}$  m/s) qui limite la mobilisation des sels. L'objectif général de ce travail est de comprendre et d'évaluer le rôle de cultures, à fort développement racinaire et susceptibles de se développer en milieu salin et saturé, sur le processus de phytodésalinisation des Vertisols.

L'étude est réalisée sur le périmètre irrigué de Kollo (Niger) dans la vallée du fleuve Niger et couple deux expérimentations : i) la première *in situ* teste la capacité de *Echinochloa stagnina* à dessaler les Vertisols durant 3 saisons culturales (15 mois) en comparaison avec la culture de riz (*Oriza sativa*) et avec la simple submersion du sol nu, ii) la deuxième, en conditions contrôlées au laboratoire sur des colonnes du sol, étudie l'effet de *E. stagnina* sur les propriétés hydro-structurales des Vertisols durant deux saisons culturales (11 mois) et vise à analyser et modéliser la dynamique de désalinisation induite par la plante.

Les résultats acquis montrent que la structure des Vertisols est améliorée par les racines de *E. stagnina*. La porosité du sol croît progressivement sur le sol cultivé avec *E. stagnina*, alors qu'elle demeure quasiment stable sur le sol nu. La macroporosité totale est plus élevée sur le sol cultivé avec *E. stagnina* (6 à 10 %) que sur le sol nu (2 à 4 %).

La salinité des Vertisols décroît significativement avec le temps du développement des cultures. A la fin de l'expérimentation *in situ*, le stock initial en sels de la couche 0-60 cm a baissé de 33 à 36 % sous la culture *E. stagnina* et seulement de 3 % pour la culture de riz et le sol nu submergé. Toutefois, les périodes d'inter-cultures non irriguées présentent un risque de retour de la salinité par des remontées capillaires des sels induites par l'évaporation. Au laboratoire, le stock du sel, initialement homogène entre les colonnes, a baissé de 65 à 87 % sous la culture de *E. stagnina* et de 34 à 45 % sur le sol nu submergé. La réduction de la salinité des Vertisols par la culture de *E. stagnina* s'explique, par ordre d'importance, par : j) la lixiviation des sels qui est favorisée par l'effet des racines sur la structure du sol et jj) l'accumulation des sels dans la biomasse de la plante.

En outre, la culture de *E. stagnina* produit entre 39 et 51 t/ha de biomasse sèche de fourrage après 15 mois de suivi *in situ*, présentant ainsi un intérêt économique pour les agriculteurs.

De nouvelles pistes de recherche sont envisagées pour : i) mieux comprendre l'interaction entre les différents processus (fissuration, précipitation des sels, géochimie) intervenants pendant la période d'inter-culture ii) identifier et intégrer d'autres cultures tolérantes à la salinité pour la phytodésalinisation des sols à l'échelle de la vallée du fleuve Niger.

**Mots clés :** *Vertisols, Salinité, Phytodésalinisation, Echinochloa stagnina, Niger, Irrigation*

## Abstract

Conventional approaches to reclaim soil salinity by water ponding and flushing are not effective in the case of Vertisols, because of their very low saturated hydraulic conductivity ( $< 3.10^{-8}$  m/s) which limits salt removal. The general objective of this study was to understand and to evaluate the role of crops, characterized by heavy root development and susceptible to growth in saline and flooded conditions, on phytodesalinization process of Vertisols.

The study was conducted in the irrigated perimeter of Kollo (Niger) in Niger River valley and coupled two experimental approaches: i) a field study to test the capacity of *Echinochloa stagnina* crop to reclaim Vertisols salinity during tree cropping seasons (15 months) in comparison with rice (*Oriza sativa*) crop and ponded bare soil and ii) a laboratory experimentation on soil columns to study the effect of *E. stagnina* roots on hydro-structural properties of Vertisols during two cropping seasons (11 months). In both conditions, the aims were to analyze and model phytodesalinization processes of Vertisols induced by *E. stagnina* crop.

The results showed that Vertisols soil structure was improved by *E. stagnina* roots. The soil porosity progressively increased under soil cultivated with *E. stagnina* whereas it remained stable under bare soil. The soil macroporosity was higher on soil cultivated with *E. stagnina* (6-10%) than bare soil (2-4%).

The soil salinity of Vertisols significantly decreased with time of crop development. At the end of field study, the initial salt stock of 0-60 cm layer decreased by 33 to 36% under the *E. stagnina* crop and only by 3% under rice crop and ponded bare soil. However, capillary rise of salt during the intercropping period is a risk of salinity return after treatment. In laboratory study, salt stock, which was initially homogeneous between the columns, decreased by 65 to 87% under soil cultivated with *E. stagnina* and by 34 to 45% under ponded bare soil. The soil salinity reduction of Vertisols by *E. stagnina* crop was mainly explained by: j) salt leaching (major process), which was promoted by improved soil structure tied to root development and jj) salt accumulation in plants biomass. In addition, *E. stagnina* crops produced between 39 and 51 t/ha of dry forage biomass after 15 months of field growth, which was sufficiently high to have an economic interest for farmers.

Future research must be performed to: i) understand the interactions between the different processes (cracking, salt precipitation, geochemistry) involved during the intercropping season and ii) identify and test at larger scale other salt-tolerant crops able to foster phytodesalinization and saline soil reclamation.

**Keywords:** *Vertisols, Soil Salinity, Phytodesalinization, Echinochloa stagnina, Niger*



## SOMMAIRE

<b>INTRODUCTION GENERALE.....</b>	<b>1</b>
<b>PARTIE I : ETAT DE L'ART ET METHODOLOGIE GENERALE.....</b>	<b>7</b>
Chapitre 1 : Réhabilitation des sols argileux salés irrigués : revue des processus, méthodes et applicabilité.....	8
Chapitre 2 : Méthodologie générale de l'étude .....	43
<b>PARTIE II : APPROCHE EXPERIMENTALE <i>IN SITU</i> DE PHYTODESALINISATION DES VERTISOLS.....</b>	<b>77</b>
Chapitre 3 : Dynamiques hydrique et saline des Vertisols irrigués sous cultures de <i>E. stagnina</i> et de riz ( <i>Oriza sativa</i> ) dans la vallée du fleuve Niger.....	79
<b>PARTIE III: SUIVI EN CONDITIONS CONTROLEES DES PROPRIETES HYDRO-STRUCTURALES ET DE LA PHYTODESALINISATION DES VERTISOLS PAR APPROCHE EXPERIMENTALE SUR COLONNE.....</b>	<b>119</b>
Chapitre 4 : Etude expérimentale de l'évolution de la structure et des propriétés hydrauliques des Vertisols salés cultivés avec <i>E. stagnina</i> .....	120
Chapitre 5 : Suivi en conditions contrôlées et modélisation de la phytodésalinisation des Vertisols salés par <i>E. stagnina</i> .....	150
Chapitre 6 : Conclusion générale et perspectives.....	191
<b>REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES .....</b>	<b>212</b>
<b>ANNEXES .....</b>	<b>236</b>

## Introduction générale

Les terres irriguées contribuent pour environ 34 % à la production agricole mondiale et jusqu'à 60 % pour le riz et 40 % pour le blé, alors qu'elles ne représentent que 24 % des terres cultivées (Umali, 1993 ; Foley et *al.*, 2011). Les terres équipées pour l'irrigation à l'échelle du monde occupent 307,6 millions d'hectares dont 69% sont localisées en Asie, 17 % en Amérique, 8 % en Europe, 4 % en Afrique et 2 % en Océanie (Siebert et *al.*, 2013). En Afrique, seuls 12,5 millions d'hectares sont irrigués sur un total de 202 millions d'ha de terres cultivées, soit 6,2 %. La proportion de terres irriguées en Afrique subsaharienne est encore plus réduite, puisque seuls 5,2 millions d'hectares sont irrigués, soit 3,3 % des terres cultivées (Faurès et Sonou, 2000). Au Niger, les superficies équipées pour l'irrigation occupent 99 894 ha soit 0,67 % de la superficie cultivée dont 87 864 ha sont réellement irrigués (FAO, 2015). En 2005, l'agriculture irriguée procurait 14 % du PIB agricole au Niger et 90 % des recettes d'exportation de l'ensemble des productions végétales (FAO, 2005). La riziculture, concentrée dans la vallée du fleuve Niger, occupe environ 13 543 ha par an (FAO, 2015).

Cependant, l'irrigation peut conduire à la salinisation des sols particulièrement dans les zones arides et semi-arides qui sont caractérisées par une évaporation élevée (Bertrand et *al.*, 1993 ; Boivin, 1993 ; Cheverry et Robert, 1998 ; Favre et *al.*, 1997 ; Mhiri et *al.*, 1998 ; Ndiaye et *al.*, 2008). La salinisation (*sensu lato*) est le processus d'accumulation des sels dans le sol sous l'influence d'apport d'eau salée, de l'aridité du climat ou de conditions hydrologiques particulières (lixiviation insuffisante, proximité de la nappe) (Marlet et Job, 2006 ; Olivier, 2014). Elle est appelée salinisation (*sensu stricto*), si elle passe par la voie neutre, ou alcalinisation si elle est accompagnée par une augmentation du pH du sol (Tabet, 1999). On estime que 10 à 30 % des superficies irriguées du globe sont affectées par la salinité ou l'alcalinité, soit environ 76 millions d'hectares des terres irriguées dont 69 % de terres affectées sont situées en Asie, 19 % en Afrique et 5 % en Europe (Ghassemi et *al.*, 1995 ; Marlet, 2004). Cette salinisation des sols conduit à l'abandon des terres agricoles et provoque une baisse de la production agricole. Chaque année, environ 1,5 millions d'hectare de terres irriguées cultivées sont affectés par la salinisation (Foley et *al.*, 2005) provoquant une baisse d'environ 10 % de la production alimentaire mondiale (Kadu et *al.*, 2003 ; Martet et Job, 2006).

En Afrique de l'Ouest, la dégradation des sols par la salinisation et/ou l'alcalinisation est observée dans les périmètres irrigués au bord des grandes vallées, notamment le fleuve Sénégal au Sénégal (Bertrand et *al.*, 1993 ; Boivin, 1993 ; Ceuppens et *al.*, 1997 ; Ndiaye et *al.*, 2008), le fleuve Niger au Mali et au Niger (Bariéro, 1995 ; Condom, 2000 ; Guéro, 1987 ; 2000 ; Marlet et *al.*, 1996). Au Niger, plusieurs études ont été conduites dans la vallée du fleuve Niger pour caractériser les processus de salinisation ou d'alcalinisation des sols quant à leurs origine et au types de sels concernés (Barbiéro, 1995 ; Guéro, 2000 ; Marlet et *al.*, 1996) ainsi que leur distribution spatiale (Adam, 2011 ; Michot et *al.*, 2013). Ces études ont rapporté que les phénomènes de salinisation et d'alcalinisation sont surtout accélérés par les irrigations qui provoquent non seulement la remontée des eaux de la nappe, mais aussi la dissolution des minéraux salés du sol.

### **Risque de salinisation des sols argileux**

Les sols argileux, notamment les Vertisols, sont particulièrement exposés au processus de salinisation liée à l'irrigation, car ils sont de plus en plus irrigués compte tenu de leur fertilité élevée et de leur forte capacité de rétention en eau (Armstrong et *al.*, 1996 ; Greve et *al.*, 2010 ; Ney, 1987 ; Virmani et *al.*, 1982). En outre, le phénomène de retrait-gonflement des sols argileux augmente le risque d'accumulation de sels dans le sol, car l'apport d'eau provoque le gonflement du sol et génère une conductivité hydraulique à saturation très faible limitant ainsi la lixiviation des solutés (Adam et *al.*, 2012 ; Armstrong et *al.*, 1996). Dans la vallée du fleuve Niger, l'irrigation des Vertisols accélère le processus de salinisation par la dissolution des minéraux riches en sels, notamment l'hexahydrate et l'epsomite, présents naturellement dans le sol, et recharge la nappe phréatique en solutés salés. Les sels, dominés par les sulfates de magnésium, s'accumulent dans le profil du sol sous l'effet de la remontée des eaux de nappe et de l'évaporation (Ducloux et *al.*, 1994 ; Adam, 2011). Cette salinisation conduit à l'abandon de certaines parcelles rizicoles dans les périmètres irrigués, car la croissance et le développement des cultures de riz sont très limités compte tenu de i) la pression osmotique élevée du sol qui limite l'alimentation en eau et ii) de la toxicité des solutés salés qui inhibe la croissance de plantes (Hanana et *al.*, 2011 ; Munns et Tester, 2008). Les enjeux économiques et environnementaux des terres irriguées sont cruciaux pour assurer la sécurité alimentaire mondiale de façon générale, mais plus encore dans les zones arides et semi-arides comme le Niger où la pluie devient de plus en plus irrégulière dans l'espace et

dans le temps (Mahamane et *al.*, 2005). Ces enjeux ont suscité le développement de diverses approches pour gérer et/ou récupérer les sols irrigués salés.

### **Approches conventionnelles de remédiation des sols salés**

Les approches classiques de traitement des sols salés sont surtout fondées sur i) l'amendement chimique notamment par le gypse ( $\text{CaSO}_4$ ), considéré comme source de calcium, pour améliorer les propriétés physiques des sols et réduire la salinité et/ou l'alcalinité des sols (Gharaibeh et *al.*, 2014 ; Qadir et *al.*, 2007 ; Reading et *al.*, 2012a), ii) le drainage pour évacuer l'excès d'eau et de sels du sol ou iii) les apports d'eau, associés ou non au travail du sol, pour le lavage de surface ou la lixiviation des sels dans la zone racinaire (Adam et *al.*, 2012 ; Armstrong et *al.*, 1996b ; Tanton et *al.*, 1995). Cependant, la mise en œuvre et l'efficacité de ces approches sont souvent limitées par : j) les coûts élevés liés à la mobilisation de l'eau ou aux produits chimiques qui sont aussi utilisés par les industries (Ahmad et *al.*, 1990 ; Kumar et Abrol, 1984 ; Qadir et *al.*, 2001), jj) l'inadaptation de ces techniques dans certains contextes notamment dans les zones arides et semi arides où la disponibilité en eau est limitée (Boivin, 1993 ; Marlet et *al.*, 2005) ou dans le cas de sols argileux caractérisés par une conductivité hydraulique à saturation très faible, limitant ainsi la dissolution et la lixiviation (ou le lavage) des sels par des apports d'eau (Adam et *al.*, 2012 ; Ruy et Cabidoche, 1998 ; Tanton et *al.*, 1995). Par exemple, l'installation de tuyaux de drainage en subsurface (1,5-1,6 m de profondeur) dans un sol sableux, a permis de réduire de 36 % le stock initial de sel et de baisser la conductivité électrique du sol de 66 % dans la couche 0-30 cm (Gupta, 2006). Par contre, dans les Vertisols salés de la vallée du fleuve Niger, 6 cycles successifs d'apport d'eau/vidange mobilisant 1105 mm d'eau ont permis de réduire de seulement 18 % le stock initial de sel dans la couche de 0-40 cm, car la conductivité hydraulique à saturation du sol de l'ordre de  $2.10^{-8}$  m/s était insuffisante pour mobiliser et favoriser la lixiviation et/ou le lavage de surface d'une quantité significative de sels (Adam et *al.*, 2012).

### **Approches biologiques par phytodésalinisation**

Les approches biologiques par phytodésalinisation sont de plus en plus développées comme solutions alternatives face aux limites des techniques classiques. Elles sont basées sur l'utilisation de plantes tolérantes aux sels ou halophytes, pour réduire la salinité et/ou l'alcalinité des sols et assurer la production agricole (Ninerola et *al.*, 2017 ; Qadir et *al.*,

2007 ; Rabhi et *al.*, 2010a,b). La phytodésalinisation est fondée sur 4 principaux processus (Qadir et *al.*, 2007) dont : i) le rôle des racines à améliorer les propriétés physiques du sol et favoriser la lixiviation des sels, ii) la pression partielle de CO<sub>2</sub>, due à la respiration des racines et à l'activité microbienne, qui augmente la dissolution de la calcite et la libération du calcium (Ca<sup>2+</sup>), (iii) le prélèvement et l'accumulation des sels par la biomasse des plantes et iv) la libération des protons H<sup>+</sup> qui baissent le pH du sol. Ces approches ont été testées dans plusieurs contextes et ont permis de réduire significativement la salinité des sols à un niveau tolérable pour le développement des cultures (Ammari et *al.*, 2008 ; Ashraf et *al.*, 2012 ; Han et *al.*, 2013 ; Farah, 2009 ; Jlassi et *al.*, 2013 ; Rabhi et *al.*, 2009). Dans la vallée du fleuve Niger, la phytodésalinisation des sols a été peu testée alors que les approches classiques ont montré que les apports d'eau pour le lavage ou la lixiviation de sels sont peu efficaces notamment dans le cas des sols argileux à l'image des Vertisols du périmètre irrigué de Kollo. Une étude préalable (Barbiero, 1994 ; Barbiero et *al.*, 2001) a montré que la graminée fourragère *Echinochloa stagnina*, cultivée pendant un an sur un sol limono-argileux alcalin de la vallée du fleuve Niger, a permis de réduire d'environ 60 % l'alcalinité de ce sol. Cette réduction de l'alcalinité du sol par la plante serait liée principalement à i) la lixiviation de sels qui serait favorisée par la quantité d'eau apportée pendant la saison culturale et ii) au prélèvement des sels par la biomasse de la plante.

### **Objectifs et démarche de la thèse**

Pour assurer la production agricole dans le périmètre irrigué de Kollo (Niger) et répondre aux besoins alimentaires de la population riveraine, il est important de remédier à la salinité des sols par des techniques efficaces et adaptées au contexte local. Ainsi, ces techniques doivent tenir compte de la disponibilité en eau limitée dans la zone, des sols argileux moins filtrants à l'état saturé et des pratiques culturales locales de la population.

L'objectif général de cette étude est de comprendre et d'évaluer le rôle de cultures, à fort développement racinaire et susceptibles de se développer en milieu salin et saturé, sur le processus de phytodésalinisation des Vertisols. Il s'agit plus spécifiquement de comprendre : (i) quelle est la capacité de la culture de *E. stagnina* à réduire la salinité des Vertisols par comparaison avec la culture de riz et la simple submersion ? (ii) quel est le rôle du système racinaire de *E. stagnina* sur la structure et les propriétés hydrodynamiques des Vertisols ? (iii) comment les modifications des propriétés hydro-structurales des Vertisols par les racines de *E. stagnina* peuvent influencer l'évolution de la salinité de ces sols ? (iv) quels sont les

principaux processus qui peuvent expliquer la réduction de la salinité des Vertisols par les cultures de riz et de *E. stagnina* ?

La culture fourragère de *Echinochloa stagnina* est connue comme une plante à fort développement racinaire et susceptible de croître en milieu salin et saturé. Le traitement avec cette plante est comparé avec celui de la culture de riz (*Oriza sativa*) qui est la culture couramment pratiquée dans le périmètre irrigué de Kollo et avec un sol nu submergé.

La thèse couple une expérimentation *in situ* dans des parcelles avec une expérimentation au laboratoire sur des colonnes de sol. L'expérimentation sur le terrain est conduite pour étudier la dynamique de la salinité des Vertisols cultivés avec *E. stagnina* et le riz (*Oriza sativa*) en prenant en compte l'effet de la fluctuation de la nappe et des remontées capillaires de sels notamment pendant la période d'inter-culture. Quant à l'expérimentation au laboratoire, elle est conduite pour compléter la précédente en étudiant non seulement les modifications des propriétés hydro-structurales du sol qui peuvent être induites par le système racinaire de *E. stagnina*, mais aussi les processus de désalinisation des Vertisols provoqués par les prélèvements d'éléments par la plante et leurs stockage dans sa biomasse. Cette expérimentation va servir de support à une approche de modélisation numérique pour simuler l'influence de la culture de *E. stagnina* sur la désalinisation des Vertisols.

Outre l'introduction générale, le document est structuré en 6 chapitres dont :

- les chapitres I et II, regroupés dans la première partie de la thèse, passent en revue respectivement l'état de l'art et la méthodologie générale. Le chapitre I dresse l'état des connaissances sur le processus de salinisation des sols argileux irrigués, ainsi que les différentes approches de remédiation des sols salés dont les approches classiques et la phytodésalinisation. Le chapitre II présente la zone d'étude et décrit les différents dispositifs expérimentaux ainsi que les protocoles d'échantillonnage et les traitements de données ;

- le chapitre III, qui correspond à la deuxième partie de l'étude expérimentale, porte sur l'approche expérimentale *in situ* pour la phytodésalinisation des Vertisols. Ce chapitre teste l'effet de la culture irriguée de *E. stagnina* sur l'évolution des propriétés hydriques et la réduction de la salinité des Vertisols par comparaison avec la culture de riz et la simple submersion ;

- les chapitres IV et V, qui composent la troisième partie de l'étude expérimentale, détaillent les résultats de l'expérimentation au laboratoire sur les colonnes de sol. Le chapitre IV présente l'influence de la culture irriguée de *E. stagnina* sur les propriétés

hydrodynamiques et la structure des Vertisols salés. Quant au chapitre V, il porte sur le suivi en conditions contrôlées et la modélisation du processus de désalinisation des Vertisols par la culture de *E. stagnina*

- le chapitre VI fait la synthèse générale des résultats acquis et donne les perspectives non seulement sur l'applicabilité des résultats de la présente étude, mais aussi sur les perspectives de recherches futures pour une gestion efficace de la salinité des sols dans la vallée du fleuve Niger, afin de lutter contre la pauvreté et l'insécurité alimentaire de la population.

## PARTIE I : ETAT DE L'ART ET METHODOLOGIE GENERALE

### **Introduction de la partie I**

Cette première partie est consacrée à i) une revue bibliographique portant sur la réhabilitation des sols argileux salés sous irrigation. Il s'agira de faire l'état des connaissances sur les processus, les méthodes et l'applicabilité des différentes approches utilisées pour le traitement des sols argileux salés sous irrigation.

Le deuxième point de cette partie (chapitre 2) donne une présentation générale de l'approche méthodologique de la thèse. Il porte essentiellement sur la présentation de la zone d'étude et la description générale des dispositifs expérimentaux tant *in situ* dans des parcelles du périmètre irrigué qu'au laboratoire sur des colonnes du sol. Les méthodes d'échantillonnage et le protocole des mesures de chaque expérimentation seront également expliqués.



## Chapitre 1 : Réhabilitation des sols argileux salés irrigués : revue des processus, méthodes et applicabilité

## **Introduction**

La salinisation du sol est la contrainte majeure des terres irriguées particulièrement dans les zones arides et semi-arides (Marlet, 1996 ; Samba, 1998). Les sols argileux, notamment les Vertisols, sont particulièrement exposés au processus de salinisation dû à l'irrigation, car ils sont de plus en plus irrigués compte tenu de leur fertilité élevée et de leur forte capacité de rétention en eau (Greve et *al.*, 2010).

Plusieurs approches sont développées pour récupérer les sols salés dont i) les approches classiques par apport d'eau pour le lavage ou la lixiviation des sels ou par amendement chimique notamment le gypse, ii) les approches biologiques par phytodésalinisation via l'utilisation des plantes tolérantes à la salinité ou les halophytes.

Ce chapitre présente l'état des connaissances sur : (i) les processus de salinisation /alcalinisation des sols argileux par irrigation ainsi que les effets des sels sur les propriétés physiques du sol (ii) les différentes approches classiques de traitement des sols salés, (iii) l'historique et les processus de la phytodésalinisation et (iv) l'applicabilité de la phytodésalinisation dans le cas des sols argileux. Il se terminera par des propositions de recherche relatives au processus de la phytodésalinisation des Vertisols salés notamment dans les zones arides et semi arides et la modélisation de cette approche dans le contexte des Vertisols riches en sels sulfatés magnésiens.

### **1.1 Caractéristiques des sols argileux**

#### **1.1.1 Définition et distribution spatiale des sols argileux génériques et des Vertisols**

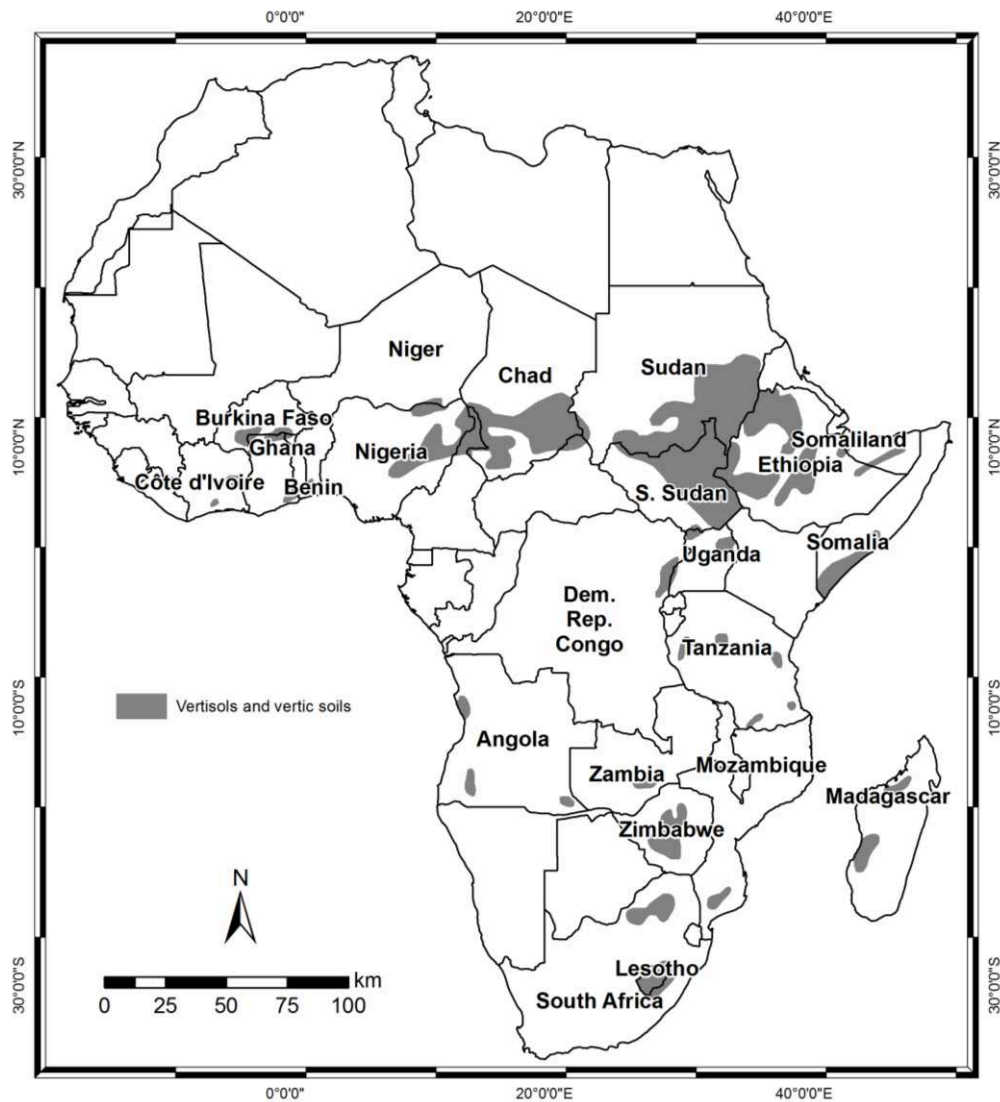
Les sols argileux sont classés comme des sols contenant au moins 35% d'argile selon le triangle des textures du GEPPA (Verheye et Ameryckx, 1984 ; Forges et *al.*, 2008).

Les Vertisols sont définis comme des solums argileux majoritairement smectitiques (de 35 à 90% d'argiles dont plus 80% d'argiles gonflantes) et caractérisés par un phénomène de retrait-gonflement suivant l'alternance des phases de dessiccation et d'humectation (FAO, 2006 ; Baize et Girard, 2008). En période humide, le gonflement non isotrope de la masse argileuse crée des pressions et des mouvements internes responsables des faces de glissement et de la ré-homogénéisation perpétuelle des solums (pédo-turbation). À la surface apparaît souvent une alternance de micro-monticules et de micro-dépressions, dite « micro-relief gilgai ». En période de dessèchement, on observe la formation de larges et profondes fentes de retrait et la manifestation d'une organisation structurale grossière et anguleuse très fortement exprimée.

Les Vertisols sont formés principalement dans les zones climatiques tropicales semi-arides à subhumides et sous climat méditerranéen où les précipitations moyennes annuelles varient de 500 à 1000 mm, le trait essentiel étant l'alternance de saisons nettement contrastées sèches et humides (Dudal, 1967 ; Wilding et *al.*, 1983 ; FAO, 2006). Les Vertisols représentent 2,5% des terres dans le monde pour environ 335 millions d'ha, dont plus de 200 millions d'ha sont situés dans les zones tropicales et subtropicales (Dudal, 1967 ; FAO, 2006) notamment en Australie (70,5 Mha), Inde (70 Mha), Soudan (40 Mha), Tchad (16,5Mha) et Ethiopie (10Mha) (Virmani et *al.*, 1982 ; Coulombe et *al.*, 1996 ; Pal et *al.*, 2012).

La distribution spatiale des Vertisols et des sols vertiques en Afrique subtropicale (Figure 1.1) révèle surtout leur localisation au Soudan, Tchad, Ethiopie, Nigeria et Niger (Kanwar et Virmani, 1986 ; Adam, 2011). Les Vertisols ont généralement un fort potentiel productif notamment pour les cultures irriguées, car ils sont caractérisés par une forte rétention en eau et une fertilité chimique élevée (Ney, 1987 ; Marlet, 2004 ; Ndiaye et *al.*, 2008). Dans les zones arides et semi arides de l'Afrique, les Vertisols sont généralement cultivés en sorgho, mil et maïs dans la partie haute du paysage (plateau, glacis) et en riz dans les bas-fonds (Kanwar et Virmani, 1986).

Cependant, les Vertisols sont contraignants pour la mise en culture : ils sont lourds et plastiques à l'état humide alors qu'ils deviennent très durs à l'état sec (Kanwar et Virmani, 1986 ; Balpande et *al.*, 1996 ; Spaargaren, 2001 ; Naseri et Rycroft, 2002). L'engorgement des Vertisols dans les zones basses exige le choix de cultures adaptées et leur faible capacité de drainage interne les expose à la salinisation (Kanwar, 1982 ; Virman et *al.*, 1982 ; Jaillard et Cabidoche, 1984 ; Ney, 1987 ; Wallender et *al.*, 2006).



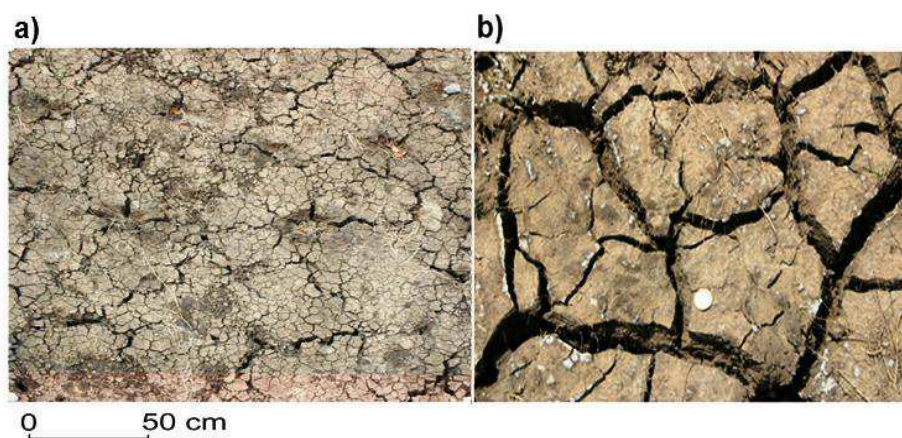
**Figure 1.1 :** Distribution spatiale des Vertisols et de sols vertiques en Afrique tropicale et subtropicale (Kanwar et Vrmani, 1986 adapté de Dudal, 1967).

## 1.1.2 Propriétés hydro structurales des sols argileux

### 1.1.2.1 Retrait-gonflement

Le retrait-gonflement est un phénomène caractéristique des sols argileux notamment les sols riches en argiles gonflantes (smectites) tels que les Vertisols. A l'état sec, ils se rétractent et donnent des espaces poreux inter-agrégats alors qu'à l'état humide, ils se gonflent et réduisent le volume poral (Bouma, 1980 ; Cabidoche et Ney, 1987 ; Hallaire, 1988 ; Coulombe et *al.*, 1996 ; Favre et *al.*, 1997 ; Pal et *al.*, 2012).

Plusieurs études ont montré que la taille des fissures varie entre 1 et 12 cm de large avec une profondeur comprise entre 10 et 80 cm (De Vos et Virgo, 1969 ; Tanton et *al.*, 1988a) et jusqu'à 135 cm de profondeur dans certains cas (Zein el Albedine et Robinson, 1971). Récemment, Adam (2011) a distingué deux réseaux de fissures au sein des Vertisols de la vallée du fleuve Niger : (a) un réseau de très nombreuses fissures, fines, peu écartées (moins de 2 cm) et peu profondes et (b) un réseau de fissures larges (2 à 10 cm) peu nombreuses et plus profondes (Figure 1.2). Cependant, en absence de cultures, les fissures ont tendance à être hexagonales alors que sur les sols cultivés, les fissures sont plus intenses et se développent parallèlement aux lignes de cultures sous l'effet des racines (Virmani et *al.*, 1982 ; Shabtai et *al.*, 2014) .



**Figure 1.2 :** Photographie des fissures fines (a) et des fissures larges (b) des Vertisols dans la vallée du fleuve Niger au Niger.

Lors de la réhumectation des sols, les fissures se referment rapidement, entre 1 et 4,5 h de temps après une submersion (Favre et *al.*, 1997 ; Greve et *al.*, 2010 ; Adam, 2011) et généralement dans le sens vertical et ascendant (Bouma et Loveday, 1988), même si par ailleurs, Fabre et *al.* (1997) ont rapporté avoir observé des fissures en profondeur qui sont restées partiellement ouvertes après 24 h d'apport d'eau. La fermeture des fissures est la résultante de l'augmentation du volume de massif argileux du sol, appelé gonflement du sol. Le gonflement des sols argileux est considéré comme un processus local, rapide et variable dans le temps (Favre et *al.*, 1997 ; Greve et *al.*, 2010). Il est apprécié selon trois indicateurs (Hallberg, 1977 ; Nowamooz, 2007 ; Zemenu et *al.*, 2009) :

- *La pression de gonflement* définie comme étant l'état de contrainte à exercer pour maintenir le volume du sol constant pendant l'imbibition sans distorsion jusqu'à sa saturation complète.

- *Le potentiel de gonflement* qui est la déformation maximale que provoque l'imbibition du sol soumis à un état de contrainte nulle ou quasi-nulle jusqu'à sa saturation complète.
- *L'indice de gonflement* qui traduit l'importance de la déformation par imbibition du sol.

#### 1.1.2.2 Infiltration et conductivité hydraulique

Le retrait-gonflement des sols argileux, notamment des Vertisols, distingue 3 compartiments de porosité (matricielle, structurale et macro-fissurale) dont les vitesses de transfert d'eau diffèrent et les échanges entre eux sont fortement limités (Ruy et Cabidoche, 1998 ; Cabidoche et *al.*, 2000). Lorsque les sols ne sont pas saturés, la macroporosité fissurale est responsable de l'infiltration rapide de l'eau, jusqu'à 34 à 45 mm/h (Bouma, 1980 ; Favre et *al.*, 1997 ; Greve et *al.*, 2010 ) alors qu'à saturation, l'eau se déplace très lentement, de l'ordre de  $0,2$  à  $8,3 \cdot 10^{-3}$  mm/h, dans la microporosité matricielle (Jaillard et Cabidoche, 1984 ; Ney, 1987) ou préférentiellement par la porosité structurale créée par l'activité biologique des racines et/ou de la pédofaune (Blanchart et *al.*, 2004). La vitesse d'infiltration des Vertisols dépend ainsi fortement de l'état structural des sols. Le test d'infiltration effectué par Virmani et *al.* (1982) a montré une infiltration initiale rapide (34 et 45 mm/h) pendant que le sol est fissuré, mais qui a baissé drastiquement à 4 mm/h après 1 à 2 h et à 0,2 mm/h après 144 h suite au gonflement du sol (Tableau 1.1). La conductivité hydraulique à saturation des Vertisols est très faible et varie selon le contexte (Tableau 1.2) (Ney, 1987 ; Kadu et *al.*, 1993 ; Garnier, 1996 ; Wallender et *al.*, 2006 ; Adam et *al.*, 2012). Ainsi, la mise en culture de ces sols argileux par irrigation les expose à la dégradation notamment par la salinisation et/ou l'alcalinisation à cause du faible drainage interne (Cook et *al.*, 1992 ; Boivin, 1993 ; Ducloux et *al.*, 1994 ; Marlet, 2004).

**Tableau 1.1** : Test d'infiltration des Vertisols à l'ICRISAT centre Patancheru (Inde) (Virmani et al., 1982).

Temps après apport d'eau (h)	Infiltration (mm/h)
0-0,5	76
0,5-1,0	34
1,0-2,0	4
> 144	0,21±0.1

**Tableau 1.2:** Conductivité hydraulique à saturation des Vertisols dans différents contextes.

Conductivité hydraulique à saturation des Vertisols (mm/h)	Zone	Sources
1,0-5,0	Inde	Balpande et al. (1996)
1-2,8	Antigua	Borden et Warketin, 1974
1,5	Australie	Talsma et Van der Lelij, 1976
5,4-7,2x10 <sup>-2</sup>	Niger	Adam et al. (2012)
0,2-8,3x10 <sup>-3</sup>	Guadeloupe	Ritchie et al. (1972) et Ruy et Cabidoche (1998)

### 1.1.3 Modélisation du transfert d'eau et des sels dans les sols argileux

Le mouvement d'eau et des sels dans les sols argileux, notamment de type gonflants, est gouverné par des mécanismes complexes car la teneur en eau, les sels dissous ainsi que la phase solide du sol changent dans l'espace et dans le temps sous l'effet du phénomène de retrait-gonflement. Ces mécanismes complexes incitent au développement de l'approche de modélisation pour étudier l'infiltration d'eau et le transfert des solutés dans les sols argileux (Valles, 1985).

Le phénomène d'écoulement préférentiel est un des processus largement modélisé dans le cas des sols argileux gonflants (Gerke et van Genuchten, 1993 ; Hendrickx et Flury, 2001 ; Simunek et al., 2003 ; Jarvis, 2007 ; Rayhani et al., 2008 ; Coppola et al., 2009). Ce phénomène est généralement étudié avec des modèles qui intègrent le module « double-porosité » ou « double-perméabilité » pour distinguer le mouvement de l'eau et de sels dans la microporosité liée à la matrice du sol et dans la macroporosité créée par la fissuration du sol ou l'activité biologique (Wallach et al., 1998 ; Gerke, 2006 ; Coppola et al., 2012 ; Stewart et al., 2016 ; Djabelkhir et al., 2017). Cependant, la majorité de ces modèles considèrent que les

propriétés hydrauliques sont constantes dans les compartiments de la matrice du sol et de la macroporosité fissurale, alors qu'elles changent dans l'espace et dans le temps au sein des différents compartiments suite à l'évolution du retrait-gonflement du sol (Garnier et *al.*, 1998 ; Coppolo et *al.*, 2012 ; Stewart et *al.*, 2016). Coppolo et *al.* (2012, 2015) ont développé un modèle qui tient compte des variations spatio-temporelles des propriétés hydrauliques du sol (teneur en eau volumique, conductivité hydraulique) dans les compartiments de la matrice du sol et de la macroporosité proportionnellement au changement du volume du sol par le retrait-gonflement du sol. Mais ce modèle considère que la porosité globale, et donc l'épaisseur de la couche, est constante. Récemment, Stewart et *al.* (2016) ont complété ce dernier modèle en estimant à la fois les variations des propriétés hydrauliques et les variations de la porosité totale du sol au niveau des différents compartiments. Un autre phénomène qui influence également les flux d'eau et des solutés dans les sols argileux irrigués est le piégeage de l'air entre la couche saturée de surface et la nappe (Hammecker et *al.*, 2003 ; Boivin et *al.*, 1998). En se basant sur une étude expérimentale et numérique par modélisation, Hammecker et *al.* (2003) ont montré que, dans les sols argileux irrigués par immersion, l'air piégé entre la surface inondée et la nappe, bloque l'infiltration de l'eau et le transfert des solutés, exposant ainsi les sols à l'accumulation des solutés salés dans les couches de surface. Ce phénomène de piégeage de l'air dans les sols argileux irrigués a été également rapporté par plusieurs autres auteurs (Grismmer et *al.*, 1994 ; Latifi et *al.*, 1994).

## **1.2 Classification et investigation des sols salés**

### **1.2.1 Classifications des sols salés**

La classification de l'US Salinity Laboratory Staff (1954) distingue deux grands groupes de sols salés : les sols salins et les sols alcalins ou sodiques (Tableau 1.3). Les sols salins sont des sols ayant une conductivité électrique de la pâte du sol (CE)  $>4$  dS/m, un Pourcentage du Sodium Exchangeable (ESP)  $< 15$  (Eq. 1.1) ou un Ratio du Sodium Adsorbable (SAR)  $< 13$  (Eq 1.2) et un  $\text{pH} < 8,5$ . Ils contiennent assez de sels solubles pour inhiber la croissance de la plupart des plantes cultivées (Hillel, 2000 ; Munns et Tester, 2008).

Quant aux sols alcalins, associés le plus souvent aux sols sodiques, ce sont des sols ayant une  $\text{CE} < 4$  dS/m, un  $\text{ESP} > 15$  (ou un  $\text{SAR} > 13$ ) et un  $\text{pH} > 8,5$ . Ces sols sont supposés contenir assez de sodium pour provoquer la détérioration de la structure du sol et limiter la croissance de la plupart des plantes cultivées. Les sols ayant à la fois une  $\text{CE} > 4$  dS/m, un  $\text{ESP} > 15$  et un  $\text{pH} > 8,5$  sont appelés les sols salsodiques.



Toutefois, le seuil de l'ESP>15 pour classer les sols alcalins selon USS (1954) ne fait pas toujours l'unanimité entre les auteurs. En effet, McIntyre (1979) rapporte que ce seuil est trop élevé pour les sols australiens où il a constaté une dégradation des propriétés physiques notamment une baisse de la conductivité hydraulique sur 71 échantillons de sols à partir d'une valeur d'ESP à 5. Plusieurs auteurs ont également indiqué la limite de cette classification (Kadu *et al.*, 2003 ; Balpande *et al.* 1996) après avoir constaté une conductivité hydraulique à saturation très faible (< 1mm/h) et une baisse de rendement de 50% des cultures de coton à partir également d'une valeur d'ESP de 5 dans les Vertisols en Inde.

**Tableau 1.3:** Classification des sols salés (adapté de USDA Salinity Laboratory, 1954).

Type de sols	CE <sup>1</sup> (dS/m)	ESP <sup>2</sup>	SAR <sup>3</sup>	pH
Salin	> 4	< 15	< 13	< 8,5
Sodique	< 4	> 15	> 13	< 8,5
Alcalin	< 4	> 15	> 13	> 8,5
Salsodique	> 4	> 15	> 13	> 8,5

<sup>1</sup>: Conductivité Electrique de l'extrait saturé du sol ; <sup>2</sup> Pourcentage du Sodium Echangeable ; <sup>3</sup> Ratio du Sodium Absorbable

$$SAR = \frac{C_{Na}}{\sqrt{\frac{(C_{Ca} + C_{Mg})}{2}}} \quad \text{Eq. 1}$$

$$ESP = \frac{100 \times C_{Na}}{CEC} \quad \text{Eq. 2}$$

(CEC : la capacité d'échange cations, C : la concentration des solutés correspondants)

### 1.2.2 Méthodes d'investigation des sols salés

Les méthodes d'investigation des sols salés sont variées (Rhoades *et al.*, 1999) :

- (1) la méthode classique qui est basée sur l'échantillonnage du sol à la tarière pour mesurer la conductivité électrique d'extrait de pâte saturée du sol (ou plus généralement sur l'extrait de sol dilué avec un rapport 1/5) et d'autres caractéristiques physico-chimiques du sol, notamment les cations échangeables et le pH (Rhoades *et al.*, 1999). Cette méthode est relativement fiable mais elle est longue et fastidieuse, car elle demande un échantillonnage souvent difficile sur le terrain et ensuite de réaliser les analyses au laboratoire.
- (2) la deuxième méthode est celle qui extrait directement la solution du sol à travers une céramique poreuse pour en mesurer la salinité (CE) ou l'alcalinité (ESP, SAR) (Cheverry, 1983 ; Montoroi, 1996 ; Rhoades *et al.*, 1999). Elle est moins destructive, reste rapide et permet de faire des prélèvements stationnels directs et réguliers de la solution du sol. Néanmoins, cette méthode nécessite que le sol soit à l'état saturé pour pouvoir extraire la solution et est limitée dans le cas des sols très argileux compte tenu de leur forte capacité de rétention en eau (Montoroi, 1996).
- Il existe également des approches non intrusives s'appuyant sur des méthodes géophysiques de surface telles que (i) les prospections électriques en courant continu mesurant la résistivité électrique du sol (Rhoades *et al.*, 1999 ; Michot *et al.*, 2003 ; Adam *et al.*, 2012) ou (ii) les prospections par induction électromagnétique pour mesurer la conductivité électrique apparente du sol généralement à l'aide du conductimètre EM38 de Geonics (Boivin *et al.*, 1988 ; Diaz et Herrero, 1992 ; Dang *et al.*, 2011 ; Berkhal *et al.*, 2014) ou avec le DUALEM-421 (Monteiro Santos *et al.*, 2010 ; Triantafilis et Monteiro Santos, 2013 ; Davies *et al.*, 2015 ; Zare *et al.*, 2015). Cependant, la quantification et l'identification des types de sels par ces approches sont difficiles et nécessitent de les coupler à la méthode classique pour compléter les informations obtenues par ces approches.

D'autres approches sont également utilisées pour caractériser la salinité du sol notamment : (i) la télédétection basée sur des images aérienne ou satellitaire caractérisant la réflectance spectrale des efflorescences salines à la surface du sol (Mougenot, 1993 ; Douaoui *et al.*, 2006 ; Gherina *et al.*, 2008 ; Abbas *et al.*, 2013 ; Hamzeh *et al.*, 2013) ou (ii) l'approche spectrométrique (Mougenot, 1993 ; Farifteh *et al.*, 2008).

## 1.3 Salinisation des sols argileux irrigués

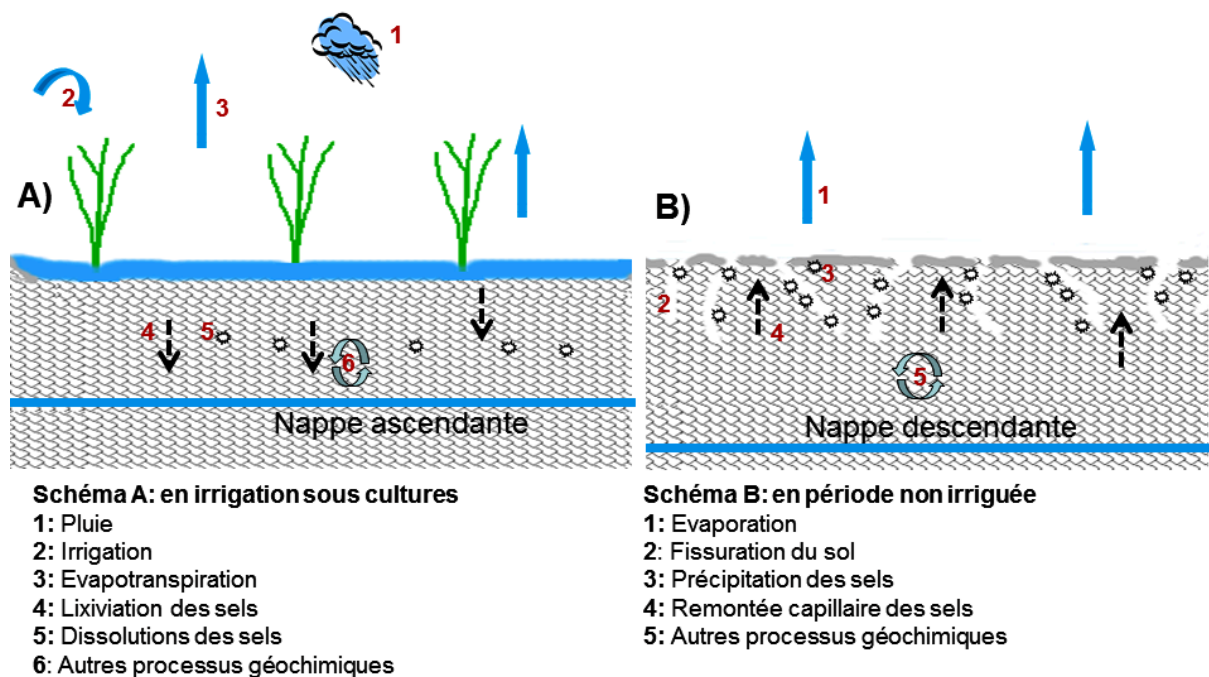
### 1.3.1 Processus de salinisation des sols argileux irrigués

L'irrigation conduit le plus souvent à la concentration de sels dans les horizons de surface du sol notamment dans les zones arides et semi-arides (Bertrand *et al.*, 1993 ; Boivin, 1993 ; Marlet, 1996). Cette salinisation se traduit par les précipitations successives de minéraux salés dans la solution du sol qui modifient sa composition et déterminent différentes voies d'évolution des sols en fonction de l'abondance relative des différents ions majeurs dans la solution initiale (Favre, 2000 ; Marlet, 2006). Les ions majeurs sont le calcium ( $\text{Ca}^{2+}$ ), le magnésium ( $\text{Mg}^{2+}$ ), le sodium ( $\text{Na}^+$ ), le potassium ( $\text{K}^+$ ), le chlorure ( $\text{Cl}^-$ ), le sulfate ( $\text{SO}_4^{2-}$ ) et les carbonates ( $\text{HCO}_3^-$ ,  $\text{CO}_3^{2-}$ ).

Le phénomène de salinisation des sols résulte de l'accumulation de sels apportés, soit par l'eau d'irrigation ou libérés par un processus géochimique dans le sol pendant la saison culturale sous l'effet d'un mauvais drainage (Figure 1.3a), soit par la remontée capillaire des sels pendant la période d'inter-culture sous l'effet de l'évaporation (Figure 1.3b) (Bertrand *et al.*, 1993 ; Mhiri *et al.*, 1998 ; Marlet, 2006). L'importance relative de chacun de ces processus varie selon le contexte notamment les conditions climatiques, le type de sol, le faciès géochimique de la nappe et la qualité de l'eau d'irrigation. L'apport de sels pour une lame d'eau de 1 mm, caractérisée par une conductivité électrique de 1 dS/m, est de l'ordre de 6,4 kg/ha (Abrol *et al.*, 1988). L'application d'une lame d'eau de 100 mm/m<sup>2</sup> (1000 m<sup>3</sup>/ha) contenant 2 g/l de sel apporte 2 tonnes/ha de sels. Un hectare d'une culture de blé irriguée avec cette eau et perdant 600 mm d'eau par évapotranspiration laisse à la fin du cycle végétatif environ 12 tonnes de sels dans le sol (Daoud et Halitim, 1994). Même avec un apport d'eau d'irrigation très peu chargée (68  $\mu\text{S}/\text{cm}$ ), la dose de sels apportés à l'hectare est tout de même en moyenne de l'ordre de 500 kg/ha pour un apport moyen d'environ 1 700 m<sup>3</sup>/ha d'eau par campagne rizicole (Boivin, 1993). Ndiaye *et al.* (2008) ont rapporté que les flux remontants de la nappe sont estimés égaux aux flux verticaux ascendants traversant le sol à 1 m de profondeur au cours de la période de non-culture et peuvent remonter environ 5,5 à 6 t/ha/an de sels.

Les sols argileux sont particulièrement exposés à la salinisation, car ils sont de plus en plus irrigués compte tenu de leur potentiel productif relativement élevé induit par de fortes propriétés de rétention en eau et une fertilité chimique élevée. En outre, l'apport d'eau régulier pendant la saison culturale génère une conductivité hydraulique à saturation des sols

argileux très faible et limite la lixiviation des sels. Les sels se concentrent alors dans les horizons de surface. Pendant la période d'inter-culture, le sol fissuré laisse une partie des sels se déplacer de la matrice du sol vers la paroi des prismes et se concentrer en surface (Bouma, 1980). L'excès des sels n'est pas sans conséquences sur les propriétés physico-chimiques et la productivité des sols argileux.



**Figure 1.3 :** Processus de salinisation des sols argileux sous l'irrigation pendant les périodes de culture (A) et en absence de l'irrigation pendant les périodes de non cultures (B) (adapté de Adam, 2011).

### 1.3.2 Impact de la salinisation sur les sols argileux

La salinisation provoque la dégradation des propriétés physiques des sols argileux notamment par la détérioration de la structure et la baisse de la conductivité hydraulique (Yousaf *et al.*, 1987 ; Balpande *et al.*, 1996 ; Marlet *et al.*, 1998 ; Zhang et Norton, 2002 ; Shabtai *et al.*, 2014). La dispersion des argiles, processus de libération des plaquettes individuelles des particules argileuses à partir des agrégats du sol, est la principale forme de dégradation de la structure des sols argileux sous l'effet des solutés salés notamment le sodium ( $\text{Na}^+$ ) (Agassi *et al.*, 1981 ; Ilyas *et al.*, 1993 ; Sumner, 1993 ; Pham, 2008). Plusieurs auteurs ont montré que la dispersion des argiles est liée à l'augmentation de l'ESP ou du SAR du sol (Goldberg *et al.*, 1988, 1991 ; Shainberg *et al.*, 1981 ; Halitim *et al.*, 1984 ; Yousaf *et al.*, 1987 ; Cook *et al.*,

1992 ; Kadu et *al.*, 2003). La dispersion des argiles entraîne le colmatage des pores par les particules colloïdales et conduit à la baisse de la conductivité hydraulique du sol. Plusieurs auteurs ont rapporté une corrélation négative significative ( $r = -0,56$  à  $-0,73$ ) entre la conductivité hydraulique et l'ESP des sols argileux (Balpande et *al.*, 1996 ; Kadu et *al.*, 2003) notamment quand le sol est cultivé (Shabtai et *al.*, 2014). A partir d'une étude comparative, Halitim et *al.* (1984) ont estimé que la conductivité hydraulique de sols argileux riches en  $\text{Na}^+$  est au moins 3 fois plus faible que celle des sols argileux riches en  $\text{Ca}^{2+}$ .

Outre le sodium ( $\text{Na}^+$ ), l'excès du magnésium ( $\text{Mg}^{2+}$ ) provoque également la dispersion des argiles et la baisse de la conductivité hydraulique des sols argileux (Rowell et Shainberg, 1979 ; Yousaf et *al.*, 1987 ; Churchman et *al.*, 1993 ; Balpande et *al.*, 1996). Ce constat est confirmé par Zhang et Norton (2002) selon l'étude de test comparatif sur les sols argileux entre le système Na-Mg, plus dispersif et moins filtrant et le système Na-Ca qui est plus stable et filtrant. Selon plusieurs auteurs (Chi et *al.*, 1977 ; Rahman et Rowell, 1979), l'effet spécifique de Mg sur la baisse de la conductivité hydraulique serait expliqué par la sensibilité du Mg à réguler l'accumulation de Na échangeable dans le sol en comparaison au Ca. Pour un SAR compris entre 10 à 25, l'ESP est 3 à 5 fois plus élevé dans le système Na-Mg que dans le système Na-Ca (Rahman et Rowell, 1979). Toutefois, l'effet spécifique du Mg à détériorer les propriétés physiques est surtout observé dans les sols pauvres en calcaire ( $\text{CaCO}_3$ ) car dans les sols riches en calcaire, la présence du magnésium favorise la solubilité du  $\text{CaCO}_3$  pour améliorer la stabilité et la conductivité hydraulique du sol (Alperovitch et *al.*, 1981).

Cependant, le comportement des sols argileux sous l'effet des solutés salés varie selon la teneur et la nature minéralogique des argiles (Frenkel et *al.*, 1978 ; Goldberb et *al.*, 1991). En effet, la conductivité hydraulique à saturation des sols baisse dans les conditions sodiques quand la proportion des argiles augmente (McNeal et *al.*, 1968). La relation est linéaire et significative dans les sols riches en illite alors qu'elle n'est pas significative dans les sols riches en montmorillonite (McIntyre, 1979). Ce constat est confirmé par plusieurs auteurs (Oster et *al.*, 1980 ; Alperovith et *al.*, 1985) qui ont expliqué que l'illite est plus sensible à la sodicité que l'argile montmorillonite. Cependant, récemment Pham (2008) a montré le contraire et a expliqué que la présence d'ions  $\text{K}^+$  dans la structure de l'illite rééquilibre électriquement les feuillets et renforce les liaisons entre les feuillets élémentaires de cette argile. Par ailleurs, d'autres auteurs (McNeal et Coleman, 1966 ; Pham, 2008) ont rapporté qu'en conditions salées, la kaolinite est plus stable que la montmorillonite et l'illite, car les

ions OH renforcent davantage les liaisons des feuillets chez la kaolinite. Quant à l'effet spécifique du magnésium sur la baisse de la conductivité hydraulique, plusieurs auteurs ont montré qu'il est significatif en présence de vermiculite et d'illite mais non en présence de la montmorillonite (Chi et *al.*, 1977 ; Emerson and Chi, 1977 ; Rahman et Rowell, 1979). Récemment, Zhang et Norton (2002) ont signalé qu'en présence de Mg, la smectite est plus sensible à la dispersion avec pour conséquence une baisse de conductivité hydraulique à saturation que l'illite.

Toutefois, le comportement des différents types d'argiles sous l'effet des solutés salés nécessite d'être précisé en intégrant d'autres facteurs entre autres le climat, la concentration et le type des sels.

#### **1.4 Approches de réhabilitation des sols salés**

Plusieurs techniques sont utilisées pour récupérer et gérer les sols affectés dont : i) les approches physiques et hydrauliques basées sur l'apport d'eau, associé ou non au travail du sol, pour le lavage des sels de surface ou la lixiviation des sels ; ii) l'apport d'amendements chimiques tels le gypse ( $\text{CaSO}_4$ ) ou l'acide sulfurique ( $\text{H}_2\text{SO}_4$ ) et iii) les approches biologiques dont l'amendement organique et la phytoremédiation basée sur l'utilisation des plantes tolérantes en sel ou les halophytes pour réduire la salinité dans la zone racinaire et améliorer la production agricole.

##### **1.4.1. Approches physiques et hydrauliques**

La lixiviation (leaching) ou le drainage sont des techniques communément utilisées pour contrôler la concentration des sels dans le sol (Reeve, 1955 ; van Hoorn, 1981 ; Tanton et *al.*, 1995 ; Häefele et *al.*, 1999 ; Qadir et *al.*, 2000 ; Oad et *al.*, 2002 ; Dai et *al.*, 2015). La méthode classique, basée sur le mouvement de l'eau dans et à travers le sol, consiste à appliquer une quantité d'eau relativement importante pour dissoudre et transporter les sels soit verticalement, soit latéralement par un lavage de surface (Hoffman, 1986 ; Tanton et *al.*, 1995 ; Hillel, 2000 ; Qadir et *al.*, 1998, 2000). Cette approche est souvent associée (i) au labour à saturation (puddling) pour augmenter la dissolution et l'exportation des sels (Karimi, 1997 ; Häefele et *al.*, 1999) ; ou (ii) un cycle d'apport d'eau et de vidange pour dissoudre et évacuer les sels notamment dans la couche de surface (flushing) (Tanton et *al.*, 1988a ; Adam et *al.*, 2012) ou (iii) une irrigation goutte à goutte ou par pulvérisation pour diminuer l'intensité

de l'apport d'eau et augmenter la dissolution et la lixiviation des sels (Tanton *et al.*, 1995 ; Sun *et al.*, 2012 ; Dai *et al.*, 2015).

Plusieurs auteurs ont montré l'intérêt de cette technique pour réduire le stock de sels et baisser la salinité ou l'alcalinité des sols (Tableau 1.4). Selon Hoffman (1986), 70% du stock initial de sels est réduit dans un sol à texture moyenne pour un apport d'eau continu et dont la hauteur d'eau apportée à la surface du sol est équivalente à la couche du sol concernée. Sharma et Gupta (2006) ont quant à eux montré que l'installation de tuyaux de drainage en subsurface (1,5-1,6 m de profondeur) dans un sol sableux, a permis de réduire 36% du stock initial de sel et de baisser la conductivité électrique du sol de 66% dans la couche 0-30 cm. Par contre, ces approches hydrauliques sont moins efficaces dans le cas des sols à texture fine notamment les sols argileux qui ont généralement une conductivité hydraulique à saturation très faible limitant ainsi la lixiviation des sels (Armstrong *et al.*, 1996b ; Hillel, 2000 ; Naseri et Rycroft, 2002 ; Sun *et al.*, 2012 ). Récemment, Adam *et al.* (2012) ont estimé que seulement 18 % du stock initial de sel est réduit dans la couche de 0-40 cm d'un Vertisol de la vallée du fleuve Niger en procédant à des cycles successifs d'apport d'eau /vidange (soit 6 cycles pour un apport d'eau total de 1105 mm). Dans le cas des sols à texture fine, notamment les sols argileux, plusieurs auteurs (Miller *et al.*, 1965 ; Oster *et al.*, 1972 ; Hoffman, 1986) ont préconisé un apport d'eau intermittent entre l'état saturé et la période de dessèchement pour favoriser le lavage de sels via l'écoulement préférentiels au niveau des fissures. Toutefois, Favre *et al.* (1997) ont montré que l'apport d'eau sur des sols argileux fissurés entraîne la fermeture rapide des fissures (entre 1 et 4 h) et génère un état saturé en eau de ces sols. Par ailleurs, Häfele *et al.* (1999) ont associé l'apport d'eau/lavage de surface avec le labour à saturation sur les sols argileux au Sénégal et ont montré que cette technique a permis de réduire le stock de sels de 4 fois par rapport à un simple apport d'eau et un lavage classique dans la couche 0-50 cm.

Cependant, l'utilisation de ces approches hydrauliques est fastidieuse dans les zones arides et semi-arides notamment par la disponibilité et la mobilisation de l'eau qui sont limitées dans ce contexte (Marlet *et al.*, 2005). En outre, Laudicina *et al.* (2009) ont montré que l'apport d'eau pour la lixiviation ou le lavage de surface favorise la perte de fertilité du sol avec notamment une diminution de la teneur totale en azote (N), en carbone organique (C) ou de l'activité biologique.

### 1.4.2 Amendement chimique

L'amendement chimique, notamment avec le gypse ( $\text{CaSO}_4$ ), est également une pratique classique utilisée pour récupérer les sols salés (Tableau 1.4). Il est utilisé comme source de calcium ( $\text{Ca}^{2+}$ ) pour améliorer les propriétés physiques et chimiques notamment la macroporosité, la perméabilité et réduire la salinité et/ou l'alcalinité des sols (Loveday, 1976 ; Ilyas et *al.*, 1993 ; Aydemir et Najjar, 2005 ; Qadir et *al.*, 2007 ; Reading et *al.*, 2012a ; Gharaibeh et *al.*, 2014). Il est généralement appliqué dans l'horizon de surface avec une dose variable selon les propriétés du sol, notamment la texture et le niveau de salinité et/ou d'alcalinité du sol (Tableau 1.4). L'application de 32 t/ha de gypse sur les sols sableux salsodiques a permis d'éliminer 60% des sels solubles dans la couche 0-20 cm et d'augmenter significativement la conductivité hydraulique de 5,2 à 7,8 mm/h (Gharaibeh et *al.*, 2009). La CE et le ESP de ces sols sableux diminuent avec la quantité de gypse appliquée, mais la dose optimale serait de 35 t/ha de gypse pour baisser la salinité et la sodicité à un niveau acceptable ( $\text{CE} < 4 \text{ dS/m}$ ,  $\text{ESP} < 10$ ) ; dose au-delà de laquelle, l'effet bénéfique additionnel n'est pas observé (Gharaibeh et *al.*, 2014). L'application de  $10 \text{ t}\cdot\text{ha}^{-1}$  de phospho-gypse sur un sol argileux salsodique permet de baisser l'ESP de 58,8% et de réduire la dispersion des argiles de 90% (Armstrong et Tanton, 1992). Par ailleurs, l'application de 12,5 t/ha de gypse associée à un labour à 45 cm de profondeur sur un sol argileux sodique a diminué l'ESP de 7, 11 et 18 à 6, 9 et 16 respectivement dans les horizons à 0-10, 0-20 et 0-40 cm de profondeur. Cet apport également a augmenté la conductivité hydraulique de 0,25 et 0,08 à 3,5 et 1,8 mm/h respectivement dans les horizons 0-10 et 0-20 cm de profondeur (Loveday, 1976).

D'autres produits chimiques tels que l'acide sulfurique ( $\text{H}_2\text{SO}_4$ ), le chlorure de calcium ( $\text{CaCl}_2$ ) sont aussi appliqués pour traiter les sols salés notamment les sols sodiques riches en calcaire (Shainberg et *al.*, 1982 ; Qadir et *al.*, 2007 ; Gharaibeh et *al.*, 2014).

Les principales contraintes liées à l'utilisation des amendements chimiques sont : (i) la disponibilité limitée des produits, qui sont également utilisés par les industries, induisant un coût d'utilisation pour les agriculteurs de plus en plus dispendieux (Kumar et Abrol, 1984 ; Ahmad et *al.*, 1990) et (ii) le risque de contamination du sol liée aux impuretés que peuvent contenir ces produits chimiques appliqués (Qadir et *al.*, 2007 ; Tayibia et *al.*, 2009 ; Gharaibeh et *al.*, 2014).



### 1.4.3. Amendement organique

L'amendement organique est aussi appliqué sur les sols salés afin d'améliorer la structure du sol, d'augmenter la conductivité hydraulique et de favoriser la lixiviation des sels (Lax et *al.*, 1994 ; Tejada et *al.*, 2006 ; Wong et *al.*, 2009 ; Prapagar et *al.*, 2012 ; Abdel-Fattah, 2012). En effet, la matière organique stimule l'activité biologique (faune du sol et développement racinaire) qui favorise l'agrégation du sol et l'infiltration de l'eau dans le sol. En outre, l'apport de matière organique augmente la fertilité chimique du sol qui favorise la croissance et le développement des cultures et améliore leur résistance au stress salin (Rahman et *al.*, 1996 ; Tejada et *al.*, 2006 ; Wong et *al.*, 2009). L'amendement organique est apporté tantôt sous forme de résidus de cultures ou de paillage (Hussain et *al.*, 2001) tantôt sous forme de fumier ou de compost (Abdel-Fattah, 2012 ; Wang et *al.*, 2014 ; Meena et *al.*, 2016) ou encore, peut être associé avec un amendement chimique (Hussain et *al.*, 2001 ; Meena et *al.*, 2016). L'apport de 10 t.ha<sup>-1</sup> de fumier sur un sol sablo-argileux sodique a permis de baisser significativement la conductivité électrique du sol de 29 % et le SAR de 50 % (Hussain et *al.*, 2001). Lashari et *al.* (2013) ont montré par ailleurs que l'application de 10 t.ha<sup>-1</sup> de compost a permis de réduire de 60% le stock initial de sel dans le sol. Récemment Wang et *al.* (2014) ont montré que l'application du compost de déchets verts sur un sol limono-sableux salé a réduit la densité apparente, la CE et l'ESP respectivement de 11, 87 et 71 % et a augmenté la porosité totale et la teneur en carbone organique de 25 et 96% dans la couche de 0-25 cm. Plusieurs autres auteurs ont également confirmé l'effet positif d'amendement organique à réduire la salinité ou la sodicité des sols salés (Tejada et *al.*, 2006 ; Abdel-Fattah, 2012 ; Meena et *al.*, 2016).

Cependant, cette technique est limitée par la disponibilité de la matière organique notamment au Niger pour une mise en œuvre effective à grande échelle. En outre, l'apport de matière organique peut aussi être source des maladies parasitaires chez les cultures.

**Tableau 1.4:** Performances globales d'expérimentations visant à dessaler les sols par différents traitements. *Ponding* : apport d'eau pour la lixiviation des sels, *puddling* : apport d'eau associé au labour à saturation, *flushing* : lavage de surface par vidange

Traitement	Sols	Profondeur (cm)	Désalinisation				Source
			Critère	Initial	Final	Réduction (%)	
Ponding <sup>a</sup> + flushing	Argileux	0-76	Sels (eq.)	1058	163	85	Tanton et al. (1988a)
Ponding + flushing	Vertisols	0-10 0-40	Sels (t.ha <sup>-1</sup> )	11,2 60,4	4,0 11,4	35,7 18,9	Adam et al. (2012)
Ponding+ flushing	Argileux	0-10	Sels (mmol.100g <sup>-1</sup> )	71,3	27,4	61,6	Häefele et al. (1999)
Puddling <sup>b</sup> + flushing		0-50		289,7	244,8	15,5	
		0-10 0-50		59,4 282,1	20,5 204,4	65,5 27,5	
Subdrainage	Sableux		CE (dS.m <sup>-1</sup> )	8,1	4,6	43	Sharma et Gupta (2006)
Ponding Puddling Pulvérisation d'eau	Argilo-sableux	0-40	Sels (t.ha <sup>-1</sup> )	64,2	26,4 2,8 1,8	59 91 94	Dai et al. (2015)
Gypse	Sablo-argileux	Colonnes 0-10 cm	CE (dS.m <sup>-1</sup> )	54,4	2,3	95,8	Gharaibeh et al. (2009)
Phospho-gypse	Argileux	Colonnes 0-20 cm	ESP	19,5	8,0	59,0	Armstrong et Tanton (1992)

## 1.4.4 Approches biologiques par phytodésalinisation

### 1.4.4.1 Historique

L'utilisation des plantes tolérantes et/ou des halophytes pour la réhabilitation des sols salés et la production agricole est une pratique ancienne. L'historique de cette approche a été détaillé par Qadir et Oster (2002) qui ont rapporté que les premières études remontaient aux années 1920 et 1930. Ces dernières étaient basées sur une série d'expérimentations conduites par Kelley et Brown (1934) puis par Kelley (1937) pour récupérer les sols sablo-limoneux alcalins en Californie (Tableau 1.5). La première phase consistait à comparer l'effet de l'apport de gypse avec une série de successions culturales (Tableau 1.5). Les résultats ont montré que l'utilisation des cultures de *Hordem vulgare* et *Medicago sativa* avait permis de réduire significativement l'ESP du sol de 65 à 6 % dans la couche 0-30 cm, soit un effet comparable à celui d'un amendement de gypse (réduction de ESP de 70 à 5 %). Par ailleurs, le rendement d'une culture de coton après traitement est aussi comparable entre les deux approches : 2,10 et 1,82 t/ha respectivement pour le traitement avec le gypse et la succession culturale. La 2<sup>e</sup> phase de l'expérimentation est basée également sur le système de culture (tableau 5) et a confirmé l'effet positif de la succession culturale à réduire significativement l'ESP de 57 à 1 %. Par ailleurs, ces mêmes approches ont été développées sur des sols alcalins en Hongrie (deSigmond, 1924) et dans plusieurs autres Etats des États-Unis tels que le Nevada (Knight, 1935) ou dans l'Oregon (Wursten and Powers, 1934).

**Tableau 1.5** : Etudes expérimentales d'utilisation des cultures pour récupérer les sols alcalins (Kelley, 1937 ; Kelley et Brown, 1934), adapté de Qadir et Oster (2002).

	Traitements		Effet
1 <sup>e</sup> phase : 1920 et 1921 (Kelley et Brown 1934)	Gypse : 22 t/ha et 15t/ha respectivement en 1920 et en 1921	1 an de jachère puis cultures coton	- Baisse ESP : de 70 à 5 % dans 0-30 cm et 49 à 10 % dans 0-120cm - Rendement de coton : 2,10 t/ha
	Cultures de <i>Hordem vulgare</i> (2 ans) puis de <i>Medicago sativa</i> (5 ans)	1 an de jachère puis cultures coton	-Baisse ESP : de 65 à 6 % dans 0-30 cm et de 52 à 27 % dans 0-120 cm -Rendement de coton : 1,82 t/ha
2 <sup>e</sup> phase : (Kelley, 1937)	Succession culturale : gazon (2ans)-orge (1an)-luzerne (4ans)-avoine (1an).		Baisse ESP de 57 à 1 % dans 0-30cm ou de 73 à 6 % dans 120cm

L'orientation de la recherche vers ces approches biologiques par phytodésalinisation a été marquée à partir des années 1980 compte tenu de la limite des approches classiques entre autres le coût élevé des produits chimiques notamment le gypse qui est aussi utilisé par les industries (Kumar et Abrol, 1984 ; Ahmad *et al.*, 1990), la disponibilité et la mobilisation de l'eau limitées dans les zones arides et semi-arides (Qadir et Oster, 2004 ; Marlet *et al.*, 2005). Du coup, la phytodésalinisation est de plus en plus développée comme approche alternative pour adapter les techniques de récupération des sols selon le contexte. Elle est surtout basée sur le système de culture par l'utilisation des plantes tolérantes au sel et/ou des halophytes ayant généralement un intérêt économique et étant susceptibles de contribuer à la réduction de la salinité ou de l'alcalinité du sol (Panta *et al.*, 2014).

D'autres approches biologiques se sont également développées notamment l'amélioration génétique pour la sélection des variétés résistantes à la salinité (Flowers et Yeo, 1981 ; Faiyue *et al.*, 2012 ; Ahmed *et al.*, 2013).

#### *1.4.4.2 Mécanismes de tolérance à la salinité chez les plantes*

La salinité du sol limite la croissance et le développement des plantes par deux principaux mécanismes dont (i) l'augmentation de la pression osmotique qui limite l'alimentation hydrique des plantes et (ii) la toxicité des solutés salés qui perturbent le métabolisme et inhibent la croissance des plantes (Neumann, 1997 ; Winicov 1998 ; Sultana *et al.*, 1999 ; Munns, 2002 ; Munns et Tester, 2008 ; Hanana *et al.*, 2011). Ainsi, la croissance et le développement des plantes sont limités soit par une phase rapide d'inhibition de la croissance des jeunes feuilles ou soit par une phase lente d'accélération de la senescence des feuilles matures ou âgées (Neumann, 1997 ; Munns et Tester, 2008).

Cependant, certaines plantes notamment les plantes tolérantes et les halophytes (Figure 1.4) sont capables de développer des mécanismes spécifiques pour s'adapter au stress salin. Plusieurs auteurs ont étudié ces mécanismes (Flowers *et al.*, 1977 ; Greenway et Munns, 1980 ; Pasternak, 1987 ; Maas, 1990 ; Glenn *et al.*, 1999 ; Munns et Tester, 2008 ; Yadav *et al.*, 2011 ; Roy *et al.*, 2014) et ont distingué deux principaux mécanismes (Tableau 1.5) : la compartimentation vacuolaire et l'ajustement osmotique.

##### *a. Compartimentation vacuolaire*

C'est le mécanisme qui permet aux plantes de procéder à i) l'évacuation des ions toxiques en excès, du cytoplasme vers la vacuole, afin d'éviter leur effet toxique ou ii) l'exclusion de ces

ions toxiques vers le compartiment apoplasmique pour limiter leur entrée et maintenir la concentration ionique dans une gamme de valeurs compatibles avec le métabolisme cellulaire normal. Grâce à ce mécanisme de compartimentation vacuolaire, la cellule parvient à maintenir une faible concentration des solutés salés dans le cytoplasme et augmenter parallèlement la pression osmotique qui va favoriser l'absorption de l'eau et donc améliorer la turgescence des cellules. Le mécanisme d'expulsion des ions toxiques est le mécanisme prédominant chez la plupart des plantes notamment à travers les racines (Watson *et al.*, 2001 ; Husain *et al.*, 2004). On estime qu'environ 98% des sels de la solution du sol est exclue chez la plupart des plantes notamment les glycophytes (Munns, 2005).

#### *b. Ajustement osmotique*

Pour lutter contre le stress salin, les plantes procèdent également à l'ajustement osmotique. Il se traduit par (i) la régulation de la concentration ionique dans les différents compartiments cellulaires telle que l'augmentation de la concentration en potassium dans le cytoplasme et (ii) la synthèse et l'accumulation de solutés organiques osmo-protecteurs notamment les acides organiques ; les carbohydrates ; les acides aminés tels que les sucres, la proline, les bêtaïnes (Flowers *et al.*, 1977 ; Taji *et al.*, 2002 ; Munns et Tester, 2008). Selon Greenway et Sims (1974) entre 20 et 40% des sucres sont mobilisés pour l'ajustement osmotique chez beaucoup de plantes.

D'autres mécanismes sont aussi mis en œuvre par les plantes pour s'adapter au stress salin notamment la production d'antioxydants sous forme d'oxygènes actives tels que le peroxyde d'oxygène ( $H_2O_2$ ), les radicaux superoxydes ( $O_2^-$ ) et hydroxyl (OH) (Hernández *et al.*, 2001 ; Apel et Hirt, 2004 ; Hanana *et al.*, 2011).

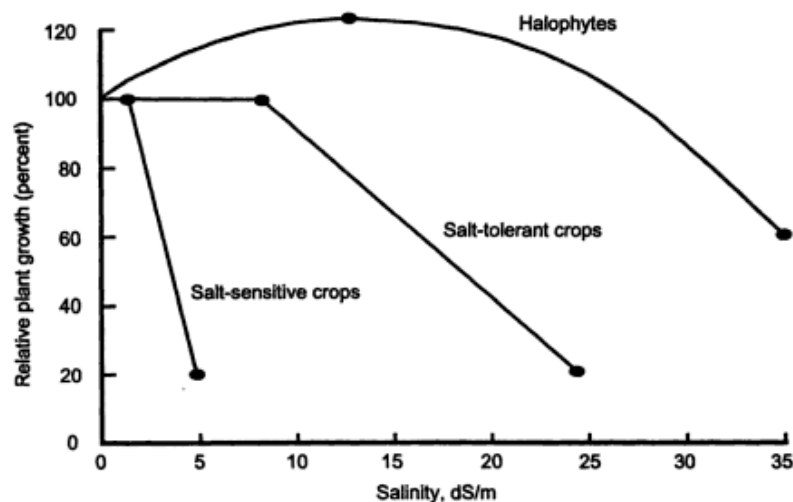
Chez les halophytes, la compartimentation vacuolaire est le principal mécanisme de détoxification du sel (Shepherd et Bowling, 1973 ; Borsani *et al.*, 2003 ; Flowers et Colmer, 2008) tandis que les glycophytes (majorité des plantes sensibles) ont recours au mécanisme d'exclusion du sel des parties aériennes vers les racines (Munns, 2002). Par ailleurs, les halophytes peuvent accumuler et stocker les sels dans la partie aérienne (Flowers *et al.*, 1977) alors que les glycophytes limitent le mouvement des sels vers la partie aérienne en contrôlant l'influx xylémique d'ions (Hasegawa *et al.*, 2000).

La classification de Yensen et Biel (2006) distinguent 3 catégories de plantes : (i) les plantes exclusives qui excluent les sels notamment à travers les racines, se sont surtout les glycophytes ; (ii) les plantes accumulatrices qui accumulent les sels dans leur tissus végétaux,

se sont surtout les halophytes et (iii) les plantes conductrices qui transfèrent les sels à travers les racines et les tissus vers la partie superficielle notamment en surface des feuilles.

Toutefois, la tolérance des plantes à la salinité peut varier au cours du cycle végétatif. Elle augmente chez beaucoup de plantes avec l'âge ou la maturité des plantes (Pasternak, 1987 ; Maas, 1990). Plusieurs autres facteurs peuvent également influencer la tolérance à la salinité chez les plantes notamment les conditions climatiques (température, évaporation potentiel), la fertilité du sol (disponibilité des éléments nutritifs) et les propriétés physiques du sol (porosité, aération, régime hydrique) (Maas, 1993 ; Hillel, 2000).

En se basant sur le niveau de tolérance à la salinité, Greeway et Munns (1980) ont constaté que la croissance des plantes sensibles baissait fortement à partir d'une CE de 3-4 dS/m (baisse de 80% par rapport à la croissance potentielle) alors que les halophytes pouvaient assurer une croissance jusqu'à environ 120% de la croissance potentielle pour une valeur de CE de 11-12 dS/m, avant de chuter à 60% pour une CE de 35 dS/m (Figure 1.4).

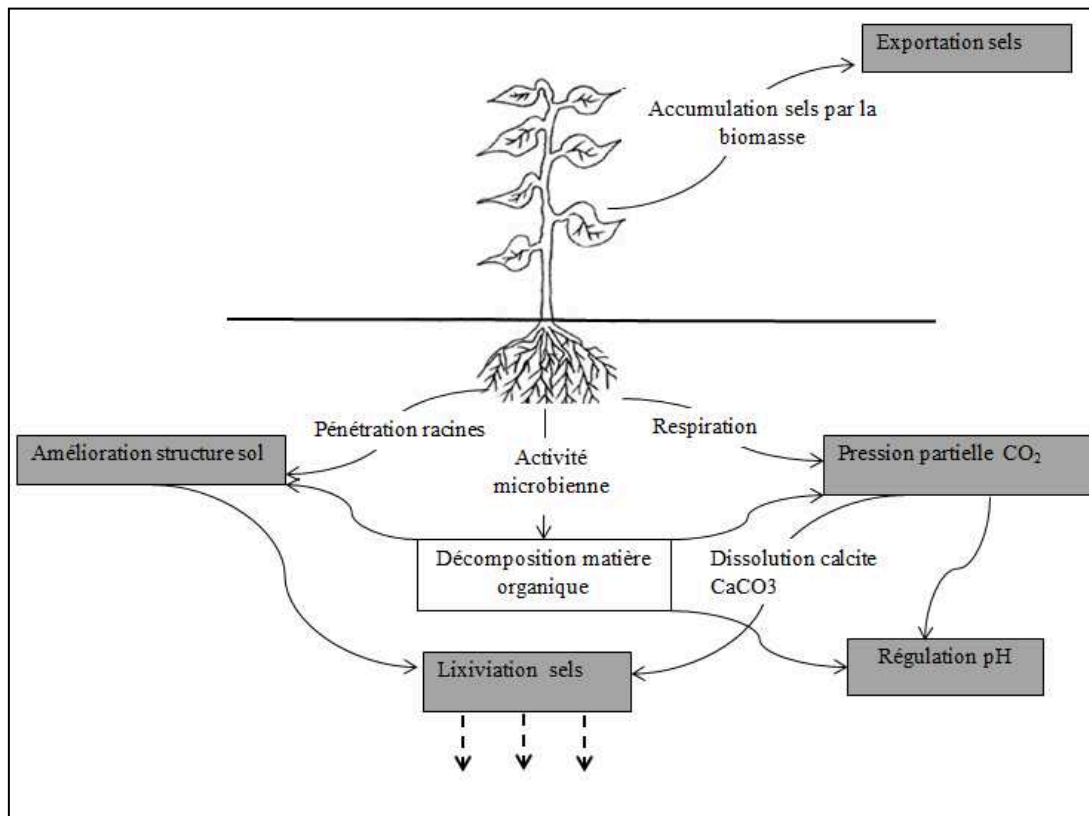


**Figure 1.4 :** Croissance et développement des plantes sensibles aux sels, tolérantes et halophytes en fonction de la salinité du sol (Hillel, 2000 adapté de Greenway et Munns, 1980).

#### 1.4.4.3 Processus de phytodésalinisation des sols salés

Plusieurs processus interviennent dans la phytodésalinisation par les plantes tolérantes ou halophytes (Figure 1-5). Selon Qadir et al. (2007), ces processus sont essentiellement basés sur 4 principes : i) le rôle des racines pour améliorer les propriétés physiques du sol et favoriser la lixiviation des sels, ii) la pression partielle du CO<sub>2</sub>, due à la respiration des racines et à l'activité microbienne, qui augmente la dissolution de la calcite et la libération du calcium (Ca<sup>2+</sup>), (iii) le prélèvement et l'accumulation des sels par la biomasse des plantes et iv) la

libération des protons  $H^+$  par les racines et les organismes du sol qui baisse le pH du sol (Figure 1.4). Ces auteurs ont largement développé ces processus, mais la suite de cette synthèse bibliographique discutera davantage de deux processus pour lesquels les avis sont souvent divergents selon les auteurs : i) le rôle des racines pour améliorer la structure du sol et favoriser la lixiviation des sels et ii) le prélèvement des sels par la biomasse des plantes pour contribuer à la désalinisation des sols.



**Figure 1.5 :** Processus de phytodésalinisation des sols salés (Adapté de Jesus et *al.*, 2015 et Qadir et Oster, 2002).

*a. Rôle des racines sur les propriétés physiques du sol et la lixiviation des sels*

Les racines améliorent les propriétés physiques du sol notamment la structure et la conductivité hydraulique et favorisent la lixiviation des sels selon deux principaux processus : i) la pénétration mécanique des racines qui crée de la macroporosité et ouvre des voies préférentielles d'écoulement de l'eau (Perfect et *al.*, 1990 ; Ilyas et *al.*, 1993 ; Robertson et *al.*, 1994 ; Angers et Caron ,1998 ; Akhter et *al.*, 2003) et ii) l'augmentation de la matière organique par les racines qui stimule l'activité biologique et favorise l'agrégation du sol (Perfect et *al.*, 1990 ; Tiessen et *al.*, 1998 ; Blanchart et *al.*, 2000 ; Chevalier et *al.*, 2001). En

outre, les racines éliminent l'air piégé dans les macropores et contribuent à l'alternance du cycle réhumectation/dessiccation des sols (Cabidoche et al., 2000). Plusieurs auteurs ont étudié l'aptitude du système racinaire des cultures à améliorer les propriétés physiques du sol. Akhter et al. (2003, 2004) ont testé la culture fourragère de *Leptochloa fusca* sur un sol sablo-argileux salsodique pendant 5 ans et ont constaté une augmentation de l'indice de stabilité structurale initiale de 3,4 fois et de la porosité totale initiale de 15 % dans la couche du sol 0-20 cm. Les auteurs ont relevé également une augmentation significative de la conductivité hydraulique (de 0,035 à 55,6 mm/jour) et une baisse significative de la CE (de 22 à 2 dS/m) et du SAR (de 185 à 20) dans la couche de 0-20 cm du sol. Par ailleurs, Tan et Kang (2009) ont montré que la culture du blé sur un sol limoneux salin pendant 3 ans a réduit significativement la densité apparente (de 1,71 à 1,44) dans la couche 0-20 cm et la CE (de 6,0 à 2,8 dS.m<sup>-1</sup>) dans la couche 0-40 cm. Les cultures de *Medicago sativa* et *Sesbania bisponosa*, testées sur un sol limoneux salsodique pendant un an, ont augmenté significativement la conductivité hydraulique du sol, dans un rapport double au sol sans culture (Ilyas et al., 1993). Les plantes légumineuses de *Prosopis juliflora* et *Dalbergia sissoo* cultivées pendant 9 ans pour récupérer les sols sodiques ont augmenté la porosité totale de 16 et 13% respectivement et l'infiltration du sol de 0,066 à 0,166 cm.h<sup>-1</sup> (Mishra et al., 2002 ; Mishra et Sharma, 2003).

#### *b. Prélèvement des sels par les plantes et désalinisation des sols*

Il est rapporté dans la littérature que certaines plantes notamment les halophytes sont capables d'accumuler les sels dans leur tissu pour s'adapter au stress salin (Flowers et al., 1977 ; Glenn et al., 1999 ; Munns et Tester, 2008 ; Yadav et al., 2011). Cependant, l'importance relative de ce processus pour contribuer à la désalinisation des sols salés est discutée entre les auteurs. Un premier groupe considère que les sels accumulés par la biomasse des plantes est négligeable pour contribuer à la désalinisation des sols (Barrett-Lennard, 2002 ; Qadir et al., 2000, 2003, 2007 ; Yan et al., 2016). Selon ces auteurs, l'activité racinaire, qui favorise la lixiviation des sels, est le principal processus de désalinisation. Pendant une expérimentation de phytodésalinisation, Qadir et al. (2003) ont estimé la quantité de sodium (Na) prélevée par la biomasse de *Medicago sativa* à 1,4 % du Na total éliminé dans l'horizon de surface du sol contre 98,6 % de Na lixivié. Par ailleurs, Qadir et al. (2000) ont évalué la capacité d'exportation de sel par la biomasse de *Leptochloa fusca* en fonction de différents teneurs en sel dans la biomasse et de différents niveaux de salinité de l'eau d'irrigation (Tableau 1.6). Les auteurs ont estimé que, pour un apport d'eau de 8x10<sup>6</sup> litres (caractérisée par une CE

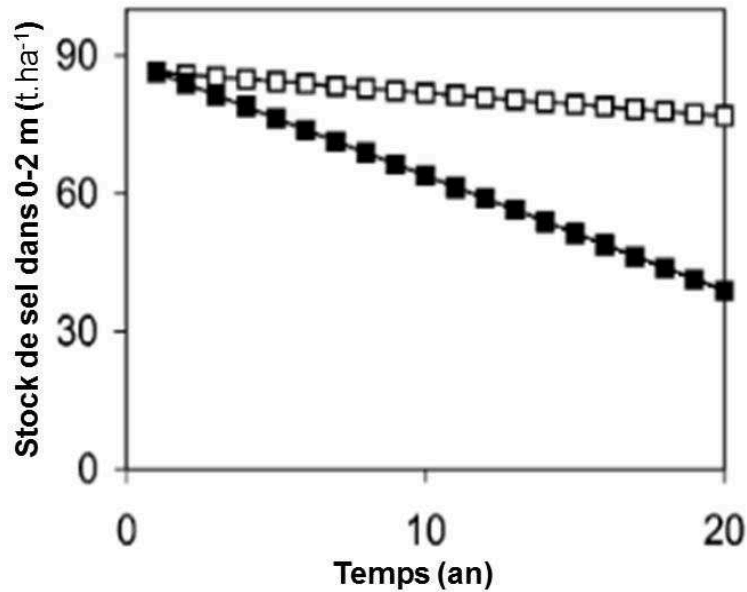


faible, 0,5 dS.m<sup>-1</sup>) et pour une production de 30 t/ha de matière sèche contenant 80 g/kg de sels, la quantité de sel exportée par la biomasse ne représente que 92 % de la quantité de sels additionnelle apportée par l'eau d'irrigation. Ils ont rapporté que cette capacité d'exportation des sels par la biomasse est négligeable pour réduire le stock de sels dans le sol et ont conclu que le rôle de cette plante (*Leptochloa fusca*), est principalement lié à la lixiviation des sels qui est favorisée par le système racinaire. Barrett-Lennard (2002) a prédit le temps d'épuisement du stock de sel par la biomasse des halophytes contenant 25% de sel dans la biomasse et ayant une productivité annuelle d'environ 10 t.ha<sup>-1</sup> (Figure 1.6). L'auteur a montré qu'en conditions non irriguées, il faudrait environ 20 années consécutives de production pour éliminer, par la biomasse de ces cultures, la moitié du stock de sel initial (86 Mg ha<sup>-1</sup>) présent dans la couche 0-200 cm des sols sableux. En outre, une partie des sels accumulés dans la biomasse est restituée au sol par les résidus des cultures laissés dans la parcelle (Qadir et al., 2007).

**Tableau 1.6 :** Evaluation de la quantité de sels exportée par la biomasse aérienne de *Leptochloa fusca* en fonction de : (a) des différents niveaux de salinité de l'eau d'irrigation (0,5, 1,0 et 2,0 dS.m<sup>-1</sup>), (b) du rendement en biomasse sèche et (c) de la teneur en sel de la biomasse 40 et 80 g.kg<sup>-1</sup>) (Qadir et al., 2000 adapté de Malik et al., 1986).

Biomasse sèche (t.ha <sup>-1</sup> )	CE (dS.m <sup>-1</sup> )		
	0,5	1,0	2,0
	<b>Sel éliminé (t.ha<sup>-1</sup>) par la biomasse contenant 40 g.kg<sup>-1</sup> de sel</b>		
20	0,8 (30,8)	0,8 (15,4)	0,8 (7,7)
25	1,0 (38,5)	1,0 (19,4)	1,0 (9,6)
30	1,2 (46,2)	1,2 (23,1)	1,2 (11,5)
	<b>Sel éliminé (t.ha<sup>-1</sup>) par la biomasse contenant 80 g.kg<sup>-1</sup> de sel</b>		
20	1,6 (61,5)	1,6 (30,8)	1,6 (15,4)
25	2,0 (76,9)	2,0 (38,5)	2,0 (19,2)
30	2,4 (92,3)	2,4 (46,2)	2,4 (23,1)
	<b>Sel apporté (t.ha<sup>-1</sup>) par l'eau d'irrigation (8x10<sup>6</sup> litres)</b>		
	2,6	5,2	10,4

*Les valeurs entre parenthèses indiquent le pourcentage de sel éliminé par rapport à la quantité de sel apportée par l'eau d'irrigation*



**Figure 1.6 :** Prédiction du temps d'épuisement du stock de sel dans le sol sableux par la biomasse des halophytes contenant 25% de sels dans leur biomasse et ayant une production entre 2 t.ha-1 (□) et 10 t.ha-1 (■). Il est considéré que la biomasse est retirée complètement du site pour qu'il y n'ait pas de restitution de sel par la biomasse (adapté de Barrett-Lennard, 2002).

Le second groupe d'auteurs prône que les plantes tolérantes en sels ou les halophytes sont susceptibles d'accumuler les sels dans la biomasse pour contribuer significativement à la réduction du stock de sels et à la baisse de la salinité des sols (Tableau 1.7). Ammari et al. (2008) ont testé la capacité de dessalement des cultures de betterave fourragère (*Beta vulgaris*) et d'orge (*Hordeum vulgare*) en conditions contrôlées sans drainage libre (lixiviation) sur un sol limoneux. Les auteurs ont estimé que 12% de la quantité de sodium initiale dans la couche 0-10 cm est exportée par les cultures et que la conductivité électrique du sol a baissé significativement de 70 et 60% respectivement pour la betterave et l'orge. Selon Rabhi et al. (2009), *Sesuvium portulacastrum*, *Arthrocnemum indicum* et *Suaeda fruticosa* ont prélevé respectivement 26, 8 et 8 % de la quantité de Na initialement présente dans le sol après 170 jours de culture en condition de non drainage (sans lixiviation) dans un sol argilo-limoneux et ont réduit respectivement la CE de 52, 47 et 37 %.

Par ailleurs, Zorrig et al. (2012) ont estimé la capacité de phytodésalinisation de *Tecticornia indica*, *Suaeda fruticosa* et *Sesuvium portulacastrum* par l'accumulation de 0,99, 0,26 et 0,36 t/ha de Na dans la biomasse et la réduction de la CE par rapport au sol témoin de 29, 35 et 45% respectivement. Récemment, Zhao et al. (2013) ont montré que la quantité de sel apportée par l'eau d'irrigation (0,98 t.ha<sup>-1</sup>.an<sup>-1</sup>) est significativement inférieure à la quantité de

sel exportée par la biomasse de *Salicornia europaea*, de *Suaeda salsa* et d'*Atriplex aucheri* respectivement de 7,6, 5,2 et 4,8 t/ha/an. D'autres auteurs (Zhao et al., 1991, 2003, 2005 ; Neves et al., 2007 ; Ravindran et al., 2007 ; Diaz et al., 2013) ont également rapporté la capacité des plantes à accumuler les sels dans leur biomasse et à contribuer au dessalement des sols (Tableau 1.7). Barbiero et al. (2001) ont montré que *E. stagnina*, cultivé pendant un an, a permis de réduire l'alcalinité du sol de 60%. Ils ont estimé que cette réduction est liée à 15 % à l'accumulation des sels dans la biomasse et à 85 % à la lixiviation des sels.

**Tableau 1.7 :** Productivité des plantes tolérantes au sel ou halophytes et leur capacité d'accumulation en sels dans la biomasse (adapté de Jesus et al., 2015).

Plantes	Biomasse sèche t.ha <sup>-1</sup> .an <sup>-1</sup>	Teneur en sels g.kg <sup>-1</sup>	Sel éliminé kg.ha <sup>-1</sup> .an <sup>-1</sup>	Source
<i>Suaeda salsa</i>	7,7	155 (Na)	2300 (NaCl)	Zhao et al. (2005)
<i>Kalidium folium</i>	8,7	168 (Na)	2800 (NaCl)	
<i>Atriplex aucheri</i>	27,0	282,2 (TDS)	7619,0 (TDS)	Zhao et al. (2013)
<i>Suaeda salsa</i>	18,8	279,7 (TDS)	5258,0 (TDS)	
<i>Salicornia europaea</i>	11,4	423,5 (TDS)	4828,0 (TDS)	
<i>Sesuvium portulacastrum</i>	33 <sup>a</sup>	163 (Na)	5376 (Na)	Rabhi et al. (2009)
<i>Arthrocnemum indicum</i> ,	13,5 <sup>a</sup>	113(Na)	1527 (Na)	
<i>Suaeda fructicosa</i>	9,8 <sup>a</sup>	176 (Na)	1726 (Na)	
<i>Suaeda maritima</i>	8,2 <sup>a</sup>	184 (TDS)	1512 (TDS)	Ravindran et al. (2007)
<i>Sesuvium portulacastrum</i>	9,7 <sup>a</sup>	147 (TDS)	1422 (TDS)	
<i>Clerodendron inerme</i>	12,6 <sup>a</sup>	94 (TDS)	1189 (TDS)	
<i>Ipomoea pes-caprae</i>	13,3 <sup>a</sup>	81 (TDS)	1078 (TDS)	
<i>Heliotropium curassavicum</i>	13,7 <sup>a</sup>	71 (TDS)	976 (TDS)	
<i>Sesuvium portulacastrum</i>	14,0	149,1	2087,4 (Na)	Zorrig et al. (2012)
<i>Suaeda fructicosa</i>	4,6	176,5	811,6 (Na)	
<i>Tecticornia indica</i>	4,2	112,1	470,8 (Na)	
<i>Lotus corniculatus</i>			200 (TDS)	Aydemir et Sünger (2011)
<i>Atriplex halimus</i>	8,4	304 (Na)	3192 (Na)	Gharaibeh et al. (2011)
<i>Typha angustifolia</i>	3,2	370 (TDS)	1200 (TDS)	Boonsaner et Hawker (2012)
<i>Acanthus ebracteatus</i>	3,9	620 (TDS)	2400 (TDS)	

TDS : Sels totaux dissous

<sup>a</sup> : biomasse estimée à partir de la teneur en sel et de la quantité totale de sel exportée

En résumé, l'importance relative de chacun de ces processus peut varier en fonction du contexte notamment de la nature et du type de salinisation, du type de plante et des caractéristiques du sol (fertilité, texture). Pour une même espèce et dans un même milieu, la capacité à accumuler les sels dans la biomasse peut varier en fonction de la saison. Rabhi et al. (2010a) et Zorrig et al. (2012) ont montré que, dans le contexte semi-aride en Tunisie, les halophytes *T. indica* et *S. fructicosa* accumulent plus de sodium en hiver qu'en été, car la photosynthèse pour la production de biomasse est plus active en hiver qu'en été. Certaines plantes ont une forte capacité d'accumulation en sels, mais leur niveau de production en biomasse est faible alors que d'autres plantes accumulent peu de sels mais sont productives en biomasse (Tableau 1.7). Par exemple, *Salicornia europaea* ayant une teneur en sels plus élevée ( $423,5 \text{ g.kg}^{-1}$ ) que celle de *Atriplex aucheri* ( $282,2 \text{ g.kg}^{-1}$ ), a exporté moins de sels dans la biomasse ( $4828 \text{ kg.ha}^{-1}\text{.an}^{-1}$ ) que cette dernière ( $7619 \text{ kg.ha}^{-1}\text{.an}^{-1}$ ) car la production en biomasse sèche de *Salicornia europaea* de  $11,4 \text{ t.ha}^{-1}\text{.an}^{-1}$ , est inférieure à celle de *Atriplex aucheri* de  $27 \text{ t.ha}^{-1}\text{.an}^{-1}$  (Zhao et al., 2013). Par ailleurs, la majorité des études ont évalué la capacité des plantes dans un contexte de salinité de type chlorure de sodium (NaCl), mais très peu d'études ont porté sur la phytodésalinisation dans un contexte de sels sulfatés magnésiens ( $\text{MgSO}_4$ ). Sachant que les mécanismes et la capacité de fixation du sodium par les plantes ne seront pas forcément les mêmes que pour ceux du magnésium, quelle sera l'efficacité des plantes tolérantes ou des halophytes dans ce contexte ? En outre, les sols à texture grossière notamment les sols sableux sont plus favorables au développement racinaire des plantes que les sols à texture fine notamment les sols argileux ; la comparaison de l'efficacité du système racinaire des plantes sera difficile entre ces deux milieux.

En conclusion, pour gérer efficacement la salinité et/ou l'alcalinité des sols par la phytodésalinisation, le choix de l'espèce en fonction du contexte est fondamental. Il est également nécessaire de conduire la phytodésalinisation par les plantes selon une approche systémique pour prendre en compte tous les processus intervenant au niveau de la plante. La contribution et l'interaction des différents processus est nécessaire pour le fonctionnement efficace du système.

#### 1.4.4.4 Application de phytodésalinisation dans le cas des sols argileux

La phytodésalinisation est aussi développée dans le contexte des sols argileux. Plusieurs auteurs ont testé et montré l'efficacité des plantes à réduire la salinité et/ou l'alcalinité des sols argileux (Helalia et al., 1992 ; Ghaly, 2002 ; van Asten et al., 2004). Ghaly (2002) a testé *Phragmites communis* et *Panicum repens* sur des sols argileux salsodiques en Egypte. L'auteur a montré une réduction significative de la CE sous *P. communis* et *P. repens* tant dans l'horizon de surface 0-25 cm (92 et 93% respectivement) que dans la couche profonde 100-125 cm (49 et 53 % respectivement). Par ailleurs, Helalia et al. (1992) ont testé *Echinochloa stagnina* sur un sol argileux salsodique pendant 2 ans et ont montré une réduction significative de la CE de 84 % dans la couche 0-15 cm et de 47 % dans la couche 90-105 cm. Les auteurs ont expliqué ces résultats par le rôle des racines de la plante à améliorer la structure du sol et à favoriser la lixiviation des sels même dans les couches profondes. L'importance des racines des cultures à améliorer les propriétés physiques des sols argileux a été également confirmée par d'autres auteurs (Blanchart et al., 2000 ; Cabidoche et al., 2000).

Cependant, les sols argileux peuvent être contraignants pour le développement racinaire des cultures et peuvent, de ce fait, limiter l'efficacité de certaines plantes à la phytodésalinisation. Tarcy et al. (2013) ont montré que le développement racinaire de la culture de tomate (longueur de densité racinaire, diamètre et volume des racinaires) est plus élevé sur sol sableux que sur sol argileux pour une densité du sol moyenne (1,2-1,4 g.cm<sup>-3</sup>), mais la situation tend à être inverse pour une densité élevée (1,5-1,6 g.cm<sup>-3</sup>). Nasso et al. (2015) ont montré que la production en biomasse aérienne de *Panicum virgatum* est plus élevée sur sol sableux que sur sol limono-argileux. Par contre, Salgado et Cautin (2008) ont rapporté qu'en conditions d'irrigation par goutte à goutte, le sol argileux produit 25% plus de racines de *Persea americana* que le sol sableux ; montrant ainsi l'intérêt de diminuer l'intensité de l'apport d'eau pour favoriser le développement des racines des cultures sur les sols argileux.

En outre, les racines des cultures favorisent davantage la fissuration des sols argileux pendant la période du dessèchement (Virmani et al., 1982 ; Shabtai et al., 2014) et court-circuitent l'échange entre la matrice du sol et la porosité structurale (Bouma, 1980). L'apport d'eau, pendant cette période de fissuration, permet des écoulements préférentiels à travers les fissures et de lixivier les sels se trouvant sur les parois des prismes (Tanton et al., 1988b ; Favre et al., 1997 ; Greve et al., 2010).

#### 1.4.5 Efficacité comparée des différentes approches

Plusieurs études sont conduites pour comparer l'effet des plantes avec celui d'apports d'eau et/ou d'amendements chimique (notamment le gypse) pour la réduction de la salinité du sol (CE) et/ou de l'alcalinité du sol (SAR) (Tableau 1.8). Il résulte du tableau 1.8 qu'une grande diversité de plantes sont utilisées dont quelques espèces plus fréquemment telles que *Leptochloa fusca*, *Sevuvium portilacastrum*. Le choix des espèces est basé sur leur adaptation au contexte (leur capacité de tolérance à la salinité et de production) et l'intérêt économique qu'apporte la production de ces espèces (fourrage, huile végétale, biogaz...). Ainsi, les plantes locales sont le plus souvent utilisées. Les études sont conduites tantôt en milieu réel *in situ* tantôt en milieu contrôlé au laboratoire sous différents types de sol. Elles ont montré que les cultures sont efficaces à réduire la salinité et/ou l'alcalinité des sols autant ou plus que les traitements par apports d'eau pour la lixiviation (et/ou drainage) ou par amendement de gypse. Cependant, l'efficacité des plantes varie selon le contexte notamment le type des plantes, la nature de la salinisation (CE ou SAR). Par exemple, l'étude de Qadir et *al.* (1996a) a montré que *L. fusca* est plus efficace à réduire la CE (-30,8%) d'un sol salsodique dans la couche 0-30 cm que l'apport de gypse (-18,1 %) alors que l'effet de cette plante est moins efficace que le gypse à réduire le SAR (-33,6 et -53,9 % respectivement pour *L. fusca* et gypse). Il en est de même pour l'étude de Qadir et *al.* (1996b) où *Sesbania aculeate* a réduit la CE de -20% et le gypse de -6% alors qu'elle a baissé le SAR de -31% alors que le gypse l'a baissé de -54%. Par contre, Ghaly (2002) a trouvé que l'effet du traitement biologique (*Phragmites communis* et *Panicum repens*) est quasiment similaire à celui par apports d'eau ou par amendement de gypse tant pour la réduction de la CE (entre -90 et -93%) que pour la réduction du SAR (entre -50 et -56%).

Toutefois, l'efficacité d'un apport d'eau ou d'un amendement chimique tend à se limiter à la couche de surface par rapport à l'effet des cultures qui s'étend même dans les couches profondes. Par exemple, Helalia et *al.* (1992) ont montré que *E. stagnina* a réduit la CE des sols argileux de -84% dans l'horizon de surface (0-15 cm) alors que l'apport d'eau pour la lixiviation et de gypse ont réduit respectivement la CE dans la même couche de -88 et -87%. Par contre, dans la couche profonde (90-105 cm), *E. stagnina* a réduit la CE de -47% alors que les traitements par apport d'eau et de gypse ont diminué respectivement la CE de seulement -26 et -24 %.

**Tableau 1.8:** Efficacité comparée de différentes plantes pour la récupération de sols salés par phytodésalinisation

Traitement	Sols	CE <sub>i</sub> dS.m <sup>-1</sup>	CE <sub>f</sub> dS.m <sup>-1</sup>	Réduction CE (%)	SAR <sub>i</sub>	SAR <sub>f</sub>	Réduction SAR <sub>i</sub> (%)	Source
Gypse	Sablo-argileux,	9,4	7,7	18,1	61,2	28,2	53,9	Qadir et al. (1996a)
<i>Sebania aculeata</i>	0-30 cm	9,1	5,6	38,5	54,8	33,5	39,9	
<i>Leptochloa fusca</i>	<i>in situ</i> , 5 mois	9,1	6,3	30,8	55,6	36,9	33,6	
<i>Echinochloa colona</i>		9,3	7,0	25,5	57,1	42,6	25,4	
<i>Eleunise coracana</i>		8,9	8,0	10,1	58,6	48,1	17,9	
Gypse	Sablo-argileux,	7,2	6,8	6	53,3	24,7	54	Qadir et al. (1996b)
<i>Sesbania aculeata</i>	0-30 cm	5,5	4,4	20	43,5	30,1	31	
<i>Leptochloa fusca</i>	<i>in situ</i> , 12 mois	5,3	4,9	8	44,7	32,5	27	
<i>Sorghum bicolor</i>		6,4	6,0	6	55,1	40,0	27	
Ponding	Argileux,	25,4	2,1	91,7	24,5	11,4	53,1	Ghaly (2002)
Gypse	0-25 cm		2,5	90,2		12,1	50,6	
<i>Phragmites communis</i>	<i>in situ</i> , 24 mois		2	92,1		11,9	51,4	
<i>Panicum repens</i>			1,8	92,9		10,8	55,9	
<i>Suaeda maritima</i>		4,9	1,3	72	15,6	2,8	82	Ravindran et al. (2007)
<i>Sesuvium portulacastrum</i>	0-40 cm	4,9	2,5	50	15,7	3,9	75	
<i>Clerodendron inerme</i>	<i>in situ</i> , 4 mois	4,8	2,6	45	15,5	4,5	71	
<i>Ipomoea pes-caprae</i>		4,7	3,1	35	15,6	5,1	67	
<i>Heliotropium curassavicum</i>		4,8	3,6	26	15,3	7,6	50	
Gypse	Argileux	6,1	4,9	19,7	15,2	5,1	66,4	Abd Elrahman et al. (2012)
Acid citric	0-60 cm		5,2	14,8		9,1	40,1	
Fumier	<i>in situ</i> , 5 mois		5,1	16,4		7,9	48,0	
Compost			5,1	16,5		8,2	46,1	
<i>Atriplex hallimus</i>	Limoneux,	84	5,46	93,6				Al-Nasir (2009)
<i>A. numularia</i>	0-30 cm		4,04	95,2				
<i>Tamarix asphylla</i>	<i>in situ</i> , 24 mois		6,3	92,5				
<i>Sesuvium portulacastrum</i>	Limono-argileux,	19	9,1	52				Rabhi et al. (2009)
<i>Arthrocnemum indicum</i>	pots sous serre		10,1	47				
<i>Suaeda fruticosa</i>	5,7 mois		12,0	37				
Ponding	Sol argileux,	27,1	5,4	80,1	33	27,5	16,7	Helalia et al. (1992)
Gypse	0-45 cm		6,3	76,8		23,4	29,1	
<i>Echinochloa stagnina</i>	<i>in situ</i> , 24 mois		4,7	82,6		24,1	27,0	

#### 1.4.6 Modélisation du processus de phytodésalinisation

L'approche de modélisation est utilisée par plusieurs auteurs pour l'étude du transfert d'eau et de sels à l'échelle du système eau-sol notamment dans les sols irrigués (Smets et *al.*, 1997). Ainsi, plusieurs modèles de transport ont été développés tels que LEACHM (Hutson et Wagenet, 1992) ; HYDRUS (Simunek et *al.*, 2008), PASTIS (Lafolie, 1991). Ces modèles sont principalement basés sur deux principes : (i) la description du transfert hydrique par la résolution de l'équation classique de Richards et (ii) l'analyse du mouvement des solutés par l'équation de convection-dispersion (Condom, 2000 ; Coquet et *al.*, 2004). Ces modèles de transport sont souvent couplés avec des modèles géochimiques notamment GYPSOL (Marlet et *al.*, 1996 ; Condom et *al.*, 1999), PREEQ-C (Parkhurst et Appelo, 2013); SALTMOD (Oosterbaan, 2001 ; Srinivasulu et *al.*, 2004 ; Yao et *al.*, 2014) pour évaluer et prédire la salinisation des sols irrigués.

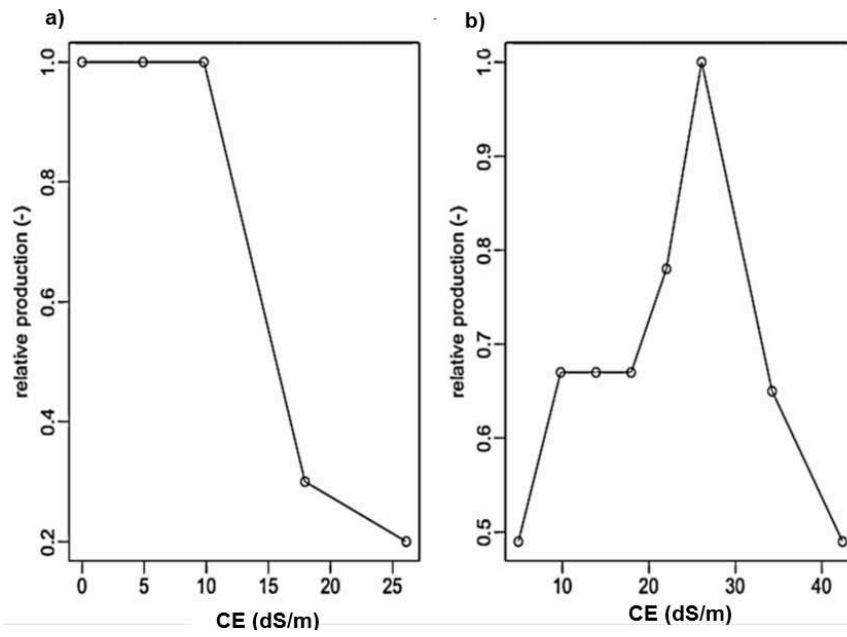
Certains de ces modèles tels que LEACHM (Hutson et Wagenet, 1992), UNSATCHEM (Suarez, 2001), HYDRUS (Reading et *al.*, 2012b) ont été testés pour modéliser le processus de récupération des sols salés par amendement de gypse notamment dans le cas des sols sodiques. Récemment, Wang et *al.* (2016) ont utilisé cette approche pour simuler la dynamique du calcium ( $\text{Ca}^{2+}$ ) et du sodium ( $\text{Na}^+$ ) dans des sols argileux sodiques traités avec du gypse en utilisant le modèle HYDRUS-1D. Les résultats observés et simulés ont indiqué simultanément, d'une part, l'augmentation significative du  $\text{Ca}^{2+}$  et de la conductivité hydraulique du sol et d'autre part, une baisse significative du  $\text{Na}^+$ , du SAR, de la CE, et du pH du sol. Cependant, ces modèles ne tiennent pas compte de la croissance et du développement de la plante pour estimer la production des cultures et le rôle de ces cultures dans les modifications des propriétés hydro-structurales du sol.

La modélisation est largement développée pour la production des cultures conventionnelles. Ainsi, il existe plusieurs modèles de cultures conventionnelles tels que APSIM (Keating et *al.*, 2003), DSSAT (Jones et *al.*, 2003), STICS (Brisson et *al.*, 2003) pour simuler la production agricole. Ces modèles intègrent généralement le système sol-plante-atmosphère comme un continuum et où le développement des cultures est fonction du prélèvement d'eau et en solutés par les racines et d'autres variables environnementales notamment l'intensité lumineuse, l'évaporation (Vermue et *al.*, 2013). Par ailleurs, quelques études ont porté sur les modèles conceptuels de la modélisation de phytoremédiation des sols contaminés par les métaux (Guala et *al.*, 2011, 2013 ; Richter et *al.*, 2016) mettant en évidence l'interaction sol-



plante pour la phyto-extraction des métaux par les plantes. Ces travaux ont montré l'intérêt de la modélisation à évaluer et expliquer le processus d'extraction des métaux par les plantes et la remédiation du sol. Cependant, cette approche de modélisation est très peu appliquée dans le cas de la phytodésalinisation des sols par les plantes tolérantes ou les halophytes alors que cette dernière est de plus en plus utilisée comme approche alternative pour la récupération des sols affectés par la salinisation. Vermue et *al.* (2013) ont testé le modèle SWAP (Kroes et *al.*, 2009) pour simuler la production en biomasse des plantes halophytes *Kochia scopacia*, *Crambe maritima*, *Salicornia dolichostachya* sous l'effet de la salinité. Les résultats ont confirmé les travaux de Maas et Hoffman (1977) où les auteurs ont montré que le niveau de tolérance à la salinité de ces cultures à assurer la production est relativement élevé et est variable entre les espèces. Par exemple, ils ont montré que la production en biomasse de *Crambe maritima* est stable jusqu'à une valeur de CE du sol de 9,8 dS/m avant de chuter et devenir très faible à 26 dS/m. Par contre, la production en biomasse de *Salicornia dolichostachya* a augmenté jusqu'à une valeur de CE de 26,1 dS/m avant de chuter à ce seuil et devenir très faible de 45 dS/m (Figure 1.7).

Il est nécessaire de développer davantage l'approche de la modélisation pour évaluer et expliquer la phytodésalinisation des sols, car les transferts d'eau et de solutés au sein du système eau-sol-plante sont gouvernés par plusieurs interactions et processus d'ordre climatique, géochimique et physiologique.



**Figure 1.7 :** Simulation avec le modèle SWAP de la production relative en biomasse des cultures de *Crambe maritima* (a) et *Salicornia dolichostachya* en fonction de la salinité du sol (adapté de Maas et Hoffman, 1977 et Vermue et *al.*, 2013).

## Conclusion et perspectives

Les enjeux économiques et environnementaux de la salinisation des sols irrigués ont conduit au développement de diverses approches dont des approches par apport d'eau pour le lavage et/ou la lixiviation des sels, par amendement chimique (notamment le gypse) et des approches biologiques par amendement organique (fumier, compost, paillage) et par phytodésalinisation. Cette dernière se développe comme alternative aux approches classiques qui sont limitées dans certains contextes par : i) la disponibilité en eau limitée dans les zones arides et semi-arides ; ii) le coût des amendements chimiques notamment le gypse en raison de leur utilisation par les industries ; iii) la faible efficacité des apports d'eau pour le lavage et/ou la lixiviation des sels dans le cas des sols argileux. De nombreuses expérimentations tant en milieu réel *in situ* qu'au laboratoire ont confirmé l'efficacité de la phytodésalinisation à récupérer les sols salés et des plantes performantes ont été identifiées en fonction du contexte. Cependant, si les principes de la phytodésalinisation sont connus, l'importance relative des différents processus intervenants dans la remédiation est encore discutée notamment l'importance des prélèvements de sels par la biomasse des cultures.

Dans le cas des sols argileux et notamment des Vertisols, l'efficacité et les processus de phytodésalinisation ne sont pas encore bien distingués en raison de leurs propriétés hydro-structurales et fonctionnement particuliers : j) leur fissuration à l'état sec court-circuite les échanges d'eau et de solutés entre la matrice du sol et la porosité structurale ; jj) le gonflement du sol à l'état saturé limite non seulement le développement des racines en profondeur mais génère aussi une conductivité hydraulique très faible réduisant la lixiviation des sels. Par ailleurs, l'approche de modélisation, assez développée en phytoremédiation des sols pollués, reste peu testée dans le cas de la phytodésalinisation des sols. Pourtant, les deux approches sont basées sur l'étude des transferts au sein du système eau-sol-plante gouvernés par des interactions d'ordres climatique, géochimique et physiologique.

## Chapitre 2 : Méthodologie générale de l'étude

## **Introduction**

Ce chapitre donne une présentation générale de l'approche méthodologique de la thèse. Il porte essentiellement sur la présentation de la zone d'étude et la description générale des dispositifs expérimentaux tant *in situ* dans des parcelles du périmètre irrigué, qu'au laboratoire sur des colonnes du sol. Les méthodes d'échantillonnage et le protocole des mesures de chaque expérimentation seront également expliqués. Le chapitre présente également la méthodologie de la modélisation du processus de la désalinisation des Vertisols.

### **2.1 Présentation de la zone d'étude**

#### **2.1.1 Bref aperçu du bassin versant du fleuve Niger**

Le fleuve Niger prend sa source dans la dorsale guinéenne (massif de Fouta Djallon) à 270 km de la côte atlantique et traverse la Guinée, le Mali, le Niger et le Nigeria sur une distance de 4200 km (Guéro, 1987 ; Olivry, 2002). Mais par ses affluents, son bassin versant intéresse aussi le Tchad, le Cameroun, le Bénin, le Burkina Faso et la Cote d'Ivoire. Le bassin du fleuve Niger est constitué de la vallée du fleuve et d'un ensemble de sous-bassins et d'écosystèmes complexes couvrant une superficie d'environ 2 millions de km<sup>2</sup> (Figure 2.1) (Guéro, 2000 ; IRD et UNECO, 2012 ; FAO, 2015). Il est subdivisé en 5 entités : i) le Niger supérieur situé de la dorsale guinéenne, ii) le delta intérieur du Niger, iii) le Niger moyen, iv) le Niger inférieur et le bassin de la Bénoué et v) le delta maritime du Niger (Figure 2.1).

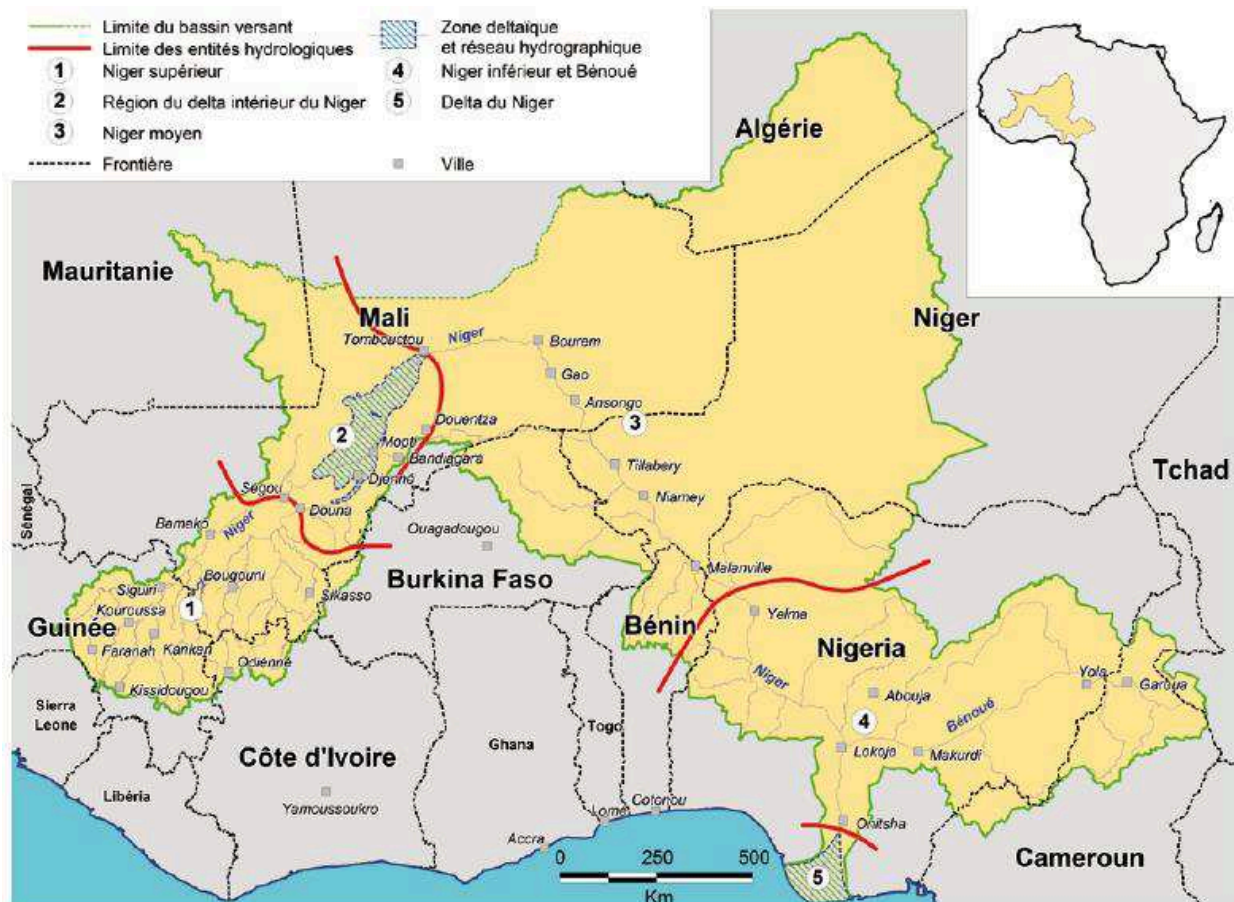
Le bassin du Niger est composé principalement de Ferrallitols et d'Oxydisols, de Ferruginosols et de Fluvisols hydromorphes selon la classification du Référentiel Pédologique 2008 (Afe, 2008). Des cuirasses ferrugineuses peuvent se rencontrer en surface ou à faible profondeur sur l'ensemble des deux premiers types de sols. Quelques rares domaines de Brunisols ou d'argiles noires tropicales (Vertisols) se rencontrent également (Olivry, 2002).

**Les Ferrallitols et les Oxydisols** sont observés sur l'extrême ouest du bassin guinéen du Niger, au sud du bassin du Bani, au nord du Bénin et sur la majeure partie du bassin du Niger au Nigeria, y compris le bassin de la Bénoué.

**Les Ferruginosols lessivés** sont localisés sur le nord du bassin du Bani, en périphérie du delta intérieur au Mali, dans l'est du Burkina Faso et dans toute la partie nord des bassins du Niger et de la Bénoué au Nigeria et au Cameroun. Les Ferruginosols peu ou non lessivés

caractéristiques d'une saison humide courte couvrent plus au nord une large bande depuis Mopti jusqu'à Niamey et Maradi.

**Les Fluvisols hydromorphes**, liés à la présence d'une nappe temporaire ou permanente plus ou moins proche de la surface, se rencontrent dans des conditions particulières du milieu (cuvettes, lits des cours d'eau, basses plaines argileuses...). Ils représentent la presque totalité des sols du delta intérieur du Niger.



**Figure 2.1 :** Bassin-versant du fleuve Niger depuis la dorsale guinéenne jusqu'au delta maritime nigérian (Adapté de IRD et UNESCO, 2012)

## 2.1.2 Présentation du secteur d'étude au sein du moyen Niger

La zone d'étude est localisée dans la partie nigérienne du fleuve Niger, appelée communément moyen Niger. Le fleuve traverse le Niger dans l'extrémité ouest, entre les méridiens 0° et 3° E et les parallèles 13° et 15° N, sur une distance d'environ 550 km.

### 2.1.2.1 Contexte hydrographique

Le moyen Niger reçoit, sur sa rive droite, plusieurs petits affluents qui s'assèchent périodiquement après les saisons de pluies notamment le Goroual, le Dargol, la Sirba, le Diamangou, la Tapoa et le Mekrou (Guéro, 2000). Son bassin versant à Niamey est d'environ 700 000 km<sup>2</sup>, soit 47 % du bassin global (Mossi Maïga, 2005). La période de crue au Niger est décalée par rapport à la saison des pluies locale en raison de la crue engendrée par les précipitations sur la haute vallée du fleuve en Guinée tropicale et en zone soudanaise au Mali. A Niamey, son débit moyen est de 1020 m<sup>3</sup>/s. Le débit maximum est observé au mois de janvier (1850 m<sup>3</sup>/s) alors que la période d'étiage est enregistrée entre mai et juillet (moins de 50 m<sup>3</sup>/s) en fonction du retard dans la saison des pluies sahéliennes. Cependant, la saison des pluies au Niger entre août et septembre confère au fleuve Niger une crue locale due aux apports d'eau par les petits cours d'eau temporaires et les grands affluents.

### 2.1.2.2 Contexte géologique du moyen Niger

La plus grande partie du moyen Niger s'étend dans la zone du «Liptako» située dans l'extrémité orientale du craton ouest africain qui est répartie sur le Burkina Faso, le Mali et le Niger. Géologiquement, il s'agit d'une ancienne pénéplaine, en pente douce vers le sud-est, dont l'altitude varie entre 200 et 250 m au-dessus du niveau de la mer. Des collines latéritiques tabulaires à pentes raides émergent de cette plaine. Le contrôle lithologique du modelé du paysage s'exprime par les formations granitiques omniprésentes dans les plaines et les plateaux formés par la ferralitisation de ces granites ou des schistes (Machens, 1973 ; Guéro, 2000).

La région d'étude appartient à l'extrémité occidentale du bassin des *Iullimendens* où le socle apparaît en faveur du creusement de la vallée du fleuve. Il correspond à une série volcano-sédimentaire formée essentiellement par i) les roches métamorphisées *birrimiennes*, datant du *Protérozoïque Inférieur* et constituées principalement de schistes argileux, de roches basiques (amphibolites, andésites et gabbros) et surtout de granites calco-alcalins ; ii) les schistes

argileux de l'*Infracambrien* et iii) le *Continental Terminal*, d'âge Tertiaire, qui représente l'essentiel des affleurements au sein du bassin des *Iullimendens* (Guéro, 2000).

Les dépôts du *Continental Terminal* sont formés en milieu lacustre et proviennent de la destruction des Ferrallitols développés sur des matériaux granitiques au cours du Tertiaire. Le *Continental Terminal* est constitué de grès argileux au sein duquel s'intercalent des oolithes ferrugineuses d'épaisseur variable (15 à 50 cm) (Radier, 1957 ; Guéro, 2000).

### *2.1.2.3 Irrigation dans le moyen Niger*

#### *a. Politique des aménagements hydro-agricoles au Niger*

Les premiers aménagements hydro-agricoles modernes au Niger sont construits pendant la période coloniale avec la création des périmètres irrigués de Koutoukale en 1934 et celui de Say en 1945 (MDA, 2005 ; FOA, 2015). Dès l'indépendance, on assiste à une augmentation considérable des aménagements hydro-agricoles sous gestion étatique (51 périmètres irrigués entre 1964 et 1990) destinés, en majorité, à la riziculture. Trois facteurs ont contribué au développement rapide de l'irrigation : i) les sécheresses successives de 1972 à 1973, puis de 1983 à 1984 ; ii) les rendements élevés obtenus rapidement en riziculture irriguée et en cultures maraîchères et iii) l'engagement de l'Etat, des organisations paysannes et de plusieurs bailleurs de fonds. Cependant, l'Etat s'est désengagé à partir de 1991 et a confié les responsabilités aux organisations paysannes avec l'appui de l'Office National des aménagements Hydro Agricoles (ONAHA). Toutefois, les politiques agricoles nationales de ces dernières années, notamment l'initiative 3N « Les Nigériens Nourrissent Les Nigériens », devraient permettre le développement de l'irrigation dans la vallée du fleuve Niger. Ces politiques sont orientées entre autres vers la réhabilitation des aménagements hydro-agricoles existants, la création de nouveaux aménagements et la construction de grands ouvrages hydro-agricoles notamment le barrage de Kandagi.

#### *b. Ressource en eau et potentiel en terres irrigables*

Les ressources en eau renouvelables superficielles au Niger sont estimées à 32,5 Milliards de m<sup>3</sup> par an, mais seulement environ 1% de ces ressources est utilisé. Le fleuve Niger et ses affluents de la rive droite constituent la principale source d'eau de surface avec un volume annuel de 29 milliards de m<sup>3</sup> (MDA, 2005 ; FAO, 2015).



Le potentiel en terres irrigables, évalué en fonction du potentiel agronomique du sol (approximé par la texture fine notamment le pourcentage d'argile, la fertilité) et de la disponibilité en eau, est estimé à 270 000 ha soit 1,8 % de la superficie cultivée, dont 142 450 ha sont situés dans la vallée du fleuve Niger (FAO, 2015). Dans la vallée du fleuve Niger, le potentiel en terres irrigables est constitué de sols développés dans des terrasses filtrantes (110 000 ha), localisés en position topographique élevée et ne convenant qu'à la polyculture (cultures maraichères et fruitières). Les terres de cuvettes, plus argileuses et plus faciles à irriguer, sont plus adaptées à la riziculture mais ne couvrent que 24 000 ha (MDA, 2005). Les superficies équipées pour l'irrigation sont estimées à 99 890 ha, soit 0,6 % de la superficie cultivée, dont 87 870 ha réellement irrigués et 13 740 ha équipés en maîtrise totale de l'eau d'irrigation sous forme d'aménagements hydro-agricoles modernes (FAO, 2015). Ces derniers sont répartis sur 66 périmètres, dont 36 périmètres situés au bord du fleuve Niger occupent une superficie d'environ 12 370 ha (Mossi Maïga, 2005). Les cultures irriguées récoltées occupent 17 750 ha dont 13 543 ha sont exploités pour la culture de riz (FAO, 2015).

Plusieurs contraintes limitent le développement de l'irrigation au Niger en général et en particulier dans la vallée du fleuve Niger. Il s'agit entre autres de l'insuffisance des moyens financiers et matériels pour la mobilisation de l'eau et de l'insuffisance d'encadrement des agriculteurs pour la maîtrise des techniques d'irrigation. L'ensablement du fleuve Niger rend de plus en plus difficile l'alimentation en eau des périmètres particulièrement pendant les périodes d'étiages. Des inondations sont par ailleurs observées dans certains périmètres notamment pendant la période de crue de la saison de pluie. En outre, la salinisation ou l'alcalinisation des sols sont observées dans certains périmètres tels que Sona, Kollo et conduisent souvent à l'abandon de certaines parcelles suite à la baisse importante du rendement des cultures notamment du riz.

## **2.2 Présentation du périmètre irrigué de Kollo**

### **2.2.1 Localisation et contexte climatique**

Le périmètre irrigué de Kollo est situé à 50 km au sud-est de Niamey (13°16'31''N et 2°21'25''E). Il est installé sur la terrasse T4 du fleuve Niger, communément appelée cuvette (Figure 2.2).

Le climat de la zone appartient à la zone tropicale sèche de type soudano-sahélien. Il est caractérisé par une moyenne pluviométrique annuelle de 510 mm/an (avec un écart-type de  $\pm 100$  mm) sur les 6 dernières années (2010-2015) (Service nationale de la météorologie au

Niger). Les pluies sont irrégulièrement réparties dans l'espace et dans le temps : elles sont maximales en août (150 mm) et minimales en mai (20 mm) ou en octobre (22 mm), correspondant respectivement au début et à la fin de la saison des pluies. La température moyenne mensuelle est de 36°C en période de forte chaleur (avril) avec des valeurs maximales qui peuvent atteindre 47°C. En saison fraîche, les températures moyennes mensuelles sont de 25°C entre décembre et janvier. Ainsi, les conditions climatiques de la zone distinguent deux saisons : une saison sèche (SS) d'octobre à juin et une saison humide (SH) de juillet à septembre.



**Figure 2.2** : Photographie aérienne datée de 2015 présentant les terrasses T2, T3 et T4 de la vallée du fleuve Niger. Le périmètre irrigué de Kollo, le secteur d'étude, est localisé sur la terrasse T4 communément appelée cuvette Niger (adapté de Google Earth, 2015).

### **2.2.2 Contexte géologique local**

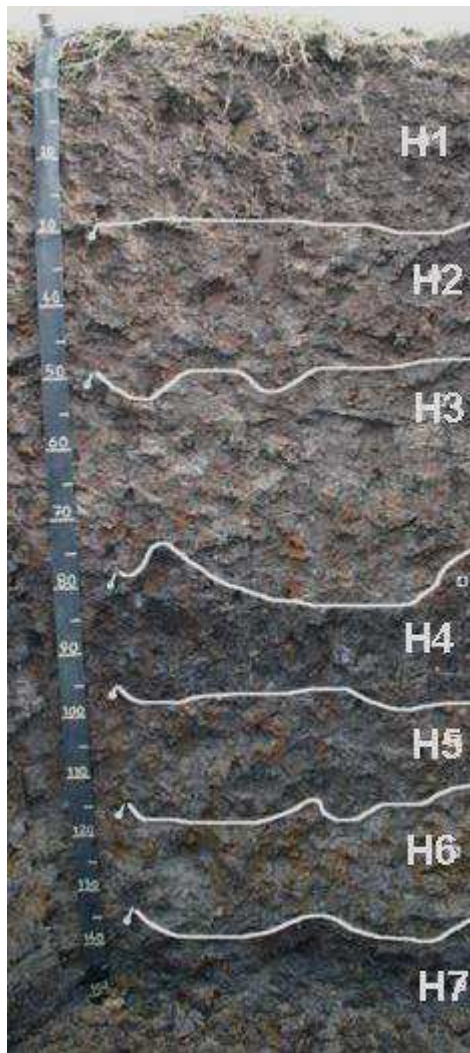
Le secteur du périmètre irrigué de Kollo est marqué par l'absence d'affleurement rocheux et un paysage relativement plat. La géologie locale du secteur est dominée par les formations quaternaires et quelques jupes sableuses qui s'adosent sur les grès ferrugineux du Continental Terminal. Le glacis, riche en loupes d'érosion, est issu du Continental Terminal, d'où le caractère ferrugineux des sols. La terrasse T4, caractérisée par une texture fine (teneur en argile >70%) reposant sur un lit de graviers, est dominée par une couleur grise dans les horizons superficiels et intermédiaires (Guéro, 2000 ; Adam, 2011).

### **2.2.3 Organisation des sols dans le périmètre**

La présentation des caractéristiques pédologiques du sol dans le secteur d'étude est basée essentiellement sur l'étude récente des sols du périmètre irrigué de Kollo par Adam (2011) dans le cadre de sa thèse.

#### *2.2.3.1 Description morphologique*

Le périmètre irrigué de Kollo est constitué d'alluvions fluviales argileuses sur lesquelles se sont développés des sols présentant des caractères vertiques. Adam (2011) distingue deux types de sols selon la classification de FAO (2006) : les Vertisols non salés et les Vertisols salés. Dans tous les cas, les sols sont caractérisés par la présence constante en surface d'horizons très argileux, sans éléments grossiers, de couleur noire ou gris foncé à l'état humide et de couleur gris très clair à l'état sec (Figure 2.3). Ces horizons argileux reposent sur des horizons sableux ou sablo-graveleux correspondant à un niveau de terrasse fluviale. L'épaisseur de la couche argileuse est variable dans l'espace et croît de l'intérieur du périmètre (100 cm) vers la digue (180 cm). La description du profil pédologique, après une submersion récente, situé à environ 100 m du site de la présente thèse (Figure 2.3) se résume comme suit (Adam, 2011) :



**Figure 2.3 :** Photographie du profil de sol ouvert sur le site d'étude (Adam, 2011)

**H1 : 0-30 cm :** horizon frais à texture argileuse (75%, d'argile) de couleur gris foncé (10YR4/1) et à structure polyédrique sub-anguleuse centimétrique. Présence de fines taches d'oxydoréduction (10YR5/8) autour des racines. Racine abondantes et dirigées verticalement ; présence de macroporosité et de fissuration ; précipitations de cristaux blanc.

**H2 : 30-50 cm :** horizon frais à texture argileuse (80%, d'argile) et structure polyédrique de couleur grise (10YR5/1), nombreuses taches aux concentrations rouge brique (2.5YR4/4), abondantes, soit 30 à 35% de la surface ; quelques taches vert jaune (2.5Y6/6) relativement fines et éparses.

**H3 : 50-80 cm :** horizon frais à texture argileuse (84%) et structure polyédrique, de couleur dominante gris clair (10YR6/1) avec une seconde couleur de matrice (10YR3/1) ; nombreuses taches d'oxydoréduction avec 2 couleurs dominantes : la première rouge brique (2.5YR4/4), la seconde vert olive jaune (2.5Y6/6) ; présence de faces de glissement (slickenside) ; présence de nombreux cristaux de sel ; racines de 16 à 32 par  $\text{dm}^2$  verticales.

**H4 : 80-90 cm :** horizon frais à texture argileuse (74%) de couleur noir foncé (2.5Y2/1) ; nombreuses taches d'oxydoréduction (2.5YR4/4) et (2.5Y6/6) contigües au niveau de la matrice, structure polyédrique sub-anguleuse ; très nombreux cristaux de sels ; racines présentes, mais moins nombreuses (8 à 16 par  $\text{dm}^2$ ).

**H5 : 90-110 cm :** horizon frais à texture argileuse (77%) de couleur gris foncé (10YR5/1) ; taches d'oxydoréduction : les taches prépondérantes sont de couleur vert olive jaune (2.5Y6/6) et les minoritaires sont de couleur 2.5YR4/4 ; présence de très nombreux cristaux de sels bien cristallisés et de taches ou nodules tendres noirs. Présence de racines (8 à 16 par  $\text{dm}^2$ ). Structure polyédrique anguleuse centimétrique.

**H6 : 110-135 cm :** horizon humide à texture argileuse légèrement gris (2.5Y7/1) avec nombreuses grosses taches (10YR5/8) brun jaunâtre ; présence de taches et concentrations noires (2.5Y2/1) ; nombreux cristaux de sels ; peu de racines (moins de 8 par  $\text{dm}^2$ ) ; présence de macropores ; structure massive.

**H7 : 135 - >150 cm :** horizon de couleur noire à texture argileuse, présence de racines plutôt horizontales (Adam, 2011).

Le profil pédologique est marqué par des efflorescences salines en surface et des taches d'oxydoréduction du fer et des sels précipités en profondeur (Adam, 2011 ; Guéro, 2000).

### 2.2.3.2 Compositions physico-chimique et minéralogique

Les tableaux 2.1 et 2.2 résument la composition physico-chimique du sol du profil décrit précédemment (Adam, 2011). La teneur en matière organique est comprise entre 9 et 18 g.kg<sup>-1</sup> avec un rapport C/N compris entre 10,4 et 12,9. Les valeurs de pH eau (comprises entre 4 et 5) indiquant un sol acide, diminuent avec la profondeur. Compte tenu de la dominance de la kaolinite dans le sol, la capacité d'échange cationique (CEC) est faible et est homogène dans le profil du sol (de l'ordre de 20 cmol+/kg). Le magnésium et le calcium sont les cations échangeables dominants dans le sol. Ils augmentent avec la profondeur et varient respectivement de 4 à 37 cmol.kg<sup>-1</sup> et de 24 à 30 cmol.kg<sup>-1</sup> pour le magnésium et le calcium.

La teneur en argile est toujours supérieure à 75 % sur l'ensemble du profil. Les argiles minéralogiques sont constituées principalement de kaolinite, de smectite et d'illite avec une dominance de la kaolinite en surface et de la smectite en profondeur (Guéro, 1987 ; Adam, 2011). Les sels sont principalement constitués de minéraux riches en sulfates de calcium et de magnésium avec notamment du gypse, de l'hexahydrate et de l'epsomite (Ducloux et al., 1994 ; Adam, 2011).

La nappe phréatique, fluctuant entre -135 à -150 cm en avril-juin et entre -150 à -60 cm en juin-août par rapport à la surface du sol, est caractérisée par un faciès géochimique de type sulfaté magnésien (Adam, 2011).

**Tableau 2.1** : Composition granulométrique du profil pédologique du site d'étude, teneurs en carbone organique (C), azote total (N), matière organique (MO) et conductivité électrique 1/5 (CE) (adapté de Adam, 2011).

Prof. Cm	A	Lf	Lg	Sf	Sg	<i>g.kg<sup>-1</sup></i>				CE 1/5 <i>dS.m<sup>-1</sup></i>	CE* <i>dS.m<sup>-1</sup></i>
						C	N	C/N	MO		
0-30	749	164	60	25	2	10,1	0,89	11,8	17,6	2,3	13,4
30-50	801	128	54	13	4	7,06	0,68	10,4	12,2	3,1	17,9
50-78	837	111	42	8	2	5,01	0,57	8,9	8,7	4,1	24,8
78-95	740	169	66	20	5	9,8	0,78	12,9	16,9	5,1	29,5
95-110	768	112	98	18	4	6,3	0,56	11,2	10,9	5,0	29,2

CE\* : conductivité équivalente de l'extrait pâte saturée, en adaptant la conversion décrite par Slavish et Petterson (1993) pour des sols très argileux (facteur  $f = 5,8$  d'où  $CE^* = CE_{1/5} \times 5,8$ )

**Tableau 2.2 :** Caractérisation chimique des horizons du profil pédologique du site d'étude : pH eau et pH KCl, CEC et cations échangeables (Ca, Mg, Na, K, Fe, Fe, Mn, Al) à la cobaltihexamine ; ESP est le Pourcentage de Sodium Exchangeable et V est le taux de saturation (adapté de Adam, 2011).

Prof. cm	Type hrz	pH H <sub>2</sub> O	pH KCl	Extrait à la cobaltihexamine (cmol+.kg <sup>-1</sup> )								ESP %	V %
				CEC	Ca	Mg	Na	K	Fe	Mn	Al		
0-30	Lav	5,1	4,8	20,8	4,7	24,0	5,7	0,4	*	0,03	0,16	16	168
30-50	SV	4,6	4,2	19,0	4,1	24,8	8,0	0,2	*	0,04	0,39	22	198
50-78	VSa	4,5	4,1	19,7	14,1	25,6	8,2	0,1	*	0,03	0,36	17	246
78-95	SaSg1	4,5	4,3	20,1	32,9	29,2	7,9	0,1	*	0,03	0,43	11	351
95-110	SaSg2	4,6	4,3	19,6	37,4	30,2	6,7	0,2	*	0,03	0,34	9	382

\* valeur inférieure à 0,005 ; + : valeur égale à 0,005

### 2.2.3.3 Propriétés physiques et hydrodynamiques

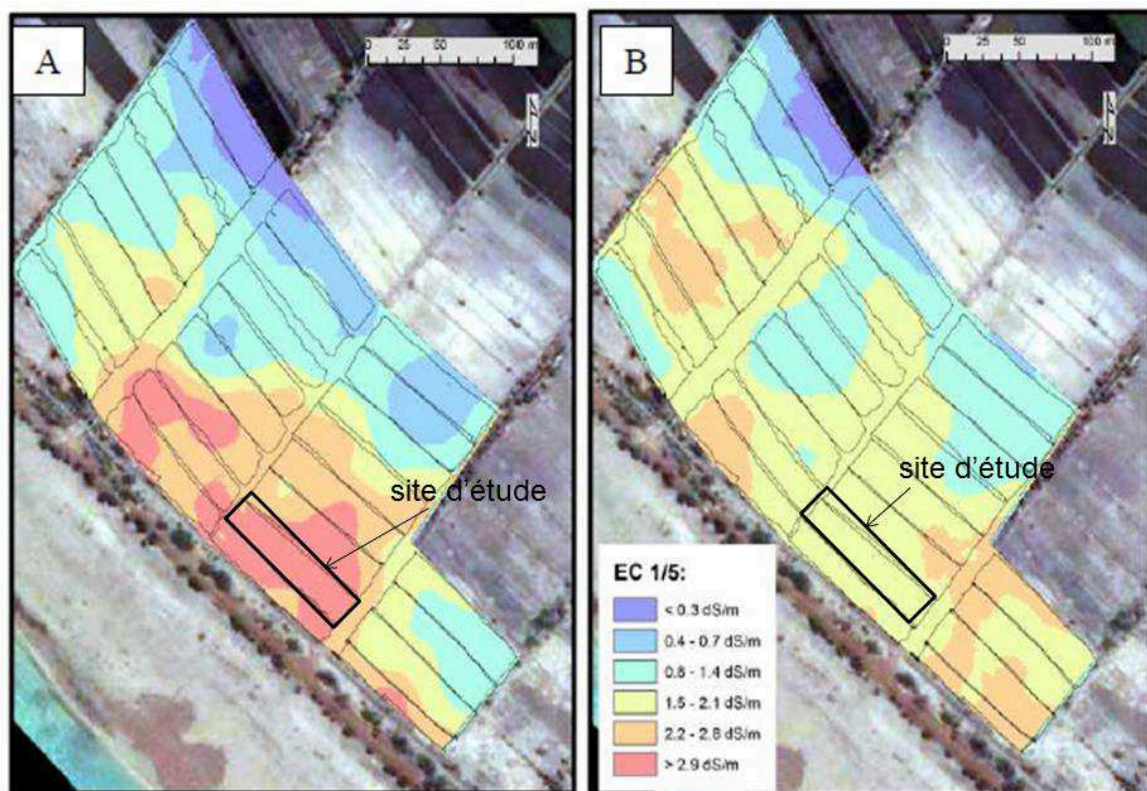
Les masses volumiques apparentes sèches du sol, mesurées dans le profil décrit précédemment, diminuent de la surface vers la profondeur et varient entre 1,30 à 1,42 g.cm<sup>-3</sup> dans les 80 premiers centimètres et entre 1,19 et 1,25 g.cm<sup>-3</sup> dans la couche 80-135 cm.

La capacité de rétention en eau des horizons du sol du site d'étude diminue avec la profondeur du sol. Les courbes de rétention, reliant l'humidité pondérale avec le potentiel matriciel de l'eau, indiquent des teneurs en eau comprises entre de 0,36 et 0,37 g/g à pF 2,5 pour les horizons décrits entre 0 et 80 cm. Ces teneurs diminuent progressivement pour atteindre des valeurs comprises entre 0,23 et 0,30 g/g au point de flétrissement (pF 4.2). Dans les horizons de profondeur (80-135 cm), les teneurs en eau sont comprises entre 0,44 et 0,46 g/g à pF 2,5 et diminuent progressivement pour atteindre des valeurs comprises entre 0,36 et 0,37 g.g<sup>-1</sup> à pF 4,2 (Annexe 1).

La conductivité hydraulique à saturation dans le profil du sol, estimée à partir des paramètres de van Genuchten (1980), est très faible et varie entre 5.10<sup>-9</sup> et 2.10<sup>-8</sup> m/s (Adam, 2011). Les sols sont extrêmement déformables avec des coefficients de retrait volumique de l'ordre de 0,24. Leur volume diminue au fur et à mesure de la perte d'eau lors d'une phase de dessèchement entraînant l'apparition de fissures et de fentes de retrait.

#### 2.2.3.4 Répartition spatiale de la salinité du sol dans le périmètre

La cartographie de la salinité du sol dans le périmètre, mesurée par la conductivité électrique de l'extrait du sol dilué au rapport 1/5 ( $CE_{1/5}$ ), indique un gradient décroissant de la salinité de la digue vers l'intérieur du périmètre (Figure 2.4). Ainsi, il existe une partie non salée, constituée de parcelles régulièrement irriguées qui sont exploitées pour la riziculture (environ 2/3 de la superficie du périmètre) et une partie salée située à proximité de la digue qui est très peu cultivée ou souvent abandonnée, occupant environ 1/3 de la superficie du périmètre. Dans la partie salée, où est localisé le site de la présente étude, la conductivité électrique de l'extrait du sol dilué au rapport 1/5 ( $CE_{1/5}$ ) augmente de la surface vers la profondeur avec des valeurs comprises entre 2,1 et 5,1 dS/m (Tableau 2.1). La  $CE_{1/5}$  rapportée à la conductivité électrique de la pâte saturée, en utilisant le facteur de conversion de 5,8 pour les sols argileux selon les recommandations de Slavish et Petterson (1993), est estimée entre 13 et 29 dS/m. Les sols sont ainsi qualifiés de salins selon la classification de US Salinity Laboratory Staff (1954). Par contre, les sols dans l'ensemble du périmètre ne sont pas sodiques ( $SAR < 13$ ), ni alcalins ( $pH < 8,5$ ). Dans la zone à proximité du site d'étude, le stock de sel est estimé entre 55 et 80 t/ha dans les 60 premiers centimètres du sol (Adam, 2011).



**Figure 2.4 :** Cartographie de la conductivité électrique d'extrait de sol dilué au rapport 1/5 aux profondeurs de 0-10 (A) et 10-20 cm (B) dans le périmètre irrigué de Kollo (Adam, 2011).

#### **2.2.4 Production agricole et fonctionnement du périmètre**

Le périmètre irrigué de Kollo est aménagé depuis 1984 pour la riziculture intensive sur une superficie d'environ 335 ha. La culture de riz est pratiquée dans des casiers rizicoles de 0,25 ha selon un calendrier cultural de deux campagnes par an : une première campagne en saison sèche entre janvier et mai et une deuxième campagne en saison des pluies entre juin et novembre.

Le périmètre est subdivisé en six Groupements Mutualistes de Producteurs (GMP) avec à l'origine 1100 attributaires issus de 14 villages (Guéro, 2000 ; Adam, 2011). Depuis le désengagement de l'Etat, le périmètre est géré par une coopérative qui implique les producteurs dans le fonctionnement du périmètre. Le fondement de cette coopérative repose sur l'utilisation d'un bien commun (l'eau) et des moyens d'exhaure que sont les stations de pompage et de drainage. Le périmètre étant collectif, l'équité de la distribution de l'eau reste un problème fondamental. L'eau d'irrigation est pompée dans le fleuve Niger à partir de la station de pompage et descend par gravité à travers le canal principal pour alimenter les parcelles via les canaux secondaires et tertiaires. Le réseau de drainage, constitué par des rigoles peu profondes (20 à 30 cm) à ciel ouvert, évacue les eaux de vidange des parcelles, l'excédent d'irrigation et le ruissellement en saison des pluies.

Pour installer les cultures, les parcelles sont préalablement submergées, labourées avec des charrues attelées sur environ 20 cm de profondeur et planées. Les plants de riz sont préalablement cultivés en pépinières et repiqués dans les parcelles submergées après le labour et le planage. Les autres opérations culturales consistent en un désherbage qui est effectué le plus souvent par sarclage manuel et en des apports d'engrais minéraux qui sont réalisés 3 fois par campagne. Le rendement en grain paddy, proche de celui des autres périmètres dans la vallée du fleuve Niger, dépend essentiellement du respect du calendrier cultural et tourne autour de 5 t/ha par campagne pour la saison sèche et 6,5 t/ha par campagne pour la saison de pluie (PPAAO, 2015).

Cependant, quelques parcelles dans le périmètre dont la parcelle de la présente étude sont abandonnées à cause de la salinité du sol trop élevée.



### 2.3 Présentation des dispositifs expérimentaux

L'étude expérimentale, conduite sur les Vertisols salés du périmètre irrigué de Kollo, est composée de deux dispositifs : un dispositif *in situ* installé dans les parcelles du périmètre irrigué de Kollo et un dispositif au laboratoire sur des colonnes de sol prélevées sur le Vertisols salés du périmètre (Figure 2.5). L'expérimentation sur le terrain est conduite pour étudier la dynamique de la salinité des Vertisols en présence des cultures de *E. stagnina* et de riz (*Oriza sativa*) en tenant compte également de la fluctuation de la nappe et des remontées capillaires pendant la période d'inter-culture. Quant à l'expérimentation au laboratoire sur les colonnes du sol, elle est réalisée pour compléter la précédente en intégrant non seulement les processus de désalinisation des Vertisols par la culture de *E. stagnina* mais aussi le suivi des propriétés hydro-structurales du sol susceptibles d'être modifiées par le système racinaire de la culture. Pour le suivi, on distingue des paramètres communs pour les deux types d'expérimentation et des paramètres spécifiques liés à chaque type d'expérimentation (Figure 2.5).

	Expérimentation <i>in situ</i> : conditions naturelles	Expérimentation au laboratoire : conditions contrôlées
Objectifs	Etudier le processus de la désalinisation de Vertisols par <i>E. stagnina</i> en comparaison avec le riz ( <i>Oriza sativa</i> ) et le sol nu	Etudier les modifications des propriétés hydro-structurales de Vertisols induites par <i>E. stagnina</i> et le processus de désalinisation associé à ces modifications.
Dispositif expérimental	4 traitements dans 4 parcelles : - Sol nu : témoin -> PT - Riz ( <i>Oriza sativa</i> ) -> PR - <i>E. stagnina</i> saisonnier -> PE s - <i>E. stagnina</i> permanent -> PEp	3 traitements sur 9 colonnes : - Sol nu : témoin -> CT - <i>E. stagnina</i> saisonnier -> CE s - <i>E. stagnina</i> permanent -> CEp
Suivi temporel régulier	Mesures hebdomadaires : - Croissance cultures : Riz et <i>E. stagnina</i> - Nappe phréatique - Potentiel hydrique du sol - Salinité de la solution du sol	- Croissance culture <i>E. stagnina</i> : hebdomadaire - Potentiel hydrique du sol : chaque 10 mn - Salinité solution du sol : chaque 2 semaine - Résistivité électrique apparente : 2 fois/semaine - Stock de sel et bilan de sels : hebdomadaire - Bilan d'eau : journalier
Mesures et évaluation périodiques	- Rendement et racines cultures : fin de chaque saison - CE <sub>1/5</sub> du sol : début et fin de chaque saison - Stock du sel : début et fin de chaque saison - Bilan sels : fin de chaque saison - Sels dans la biomasse cultures : fin chaque saison - Résistivité électrique apparente : état initial et fin de chaque saison - Densité apparente : fin de chaque saison	- Rendement et racines cultures : fin de chaque saison - CE <sub>1/5</sub> du sol : état initial et fin de chaque saison - Sels dans la biomasse cultures : fin chaque saison - Densité apparente : état initial et fin de chaque saison - Macroporosité : fin expérimentation - Conductivité hydraulique : fin expérimentation
Modélisation		Transfert de l'eau et des solutés : processus de désalinisation de Vertisols sur les différentes colonnes

**Figure 2.5 :** Organigramme synthétique de l'expérimentation *in situ* dans les parcelles et de l'expérimentation au laboratoire sur les colonnes du sol.

### 2.3.1 Expérimentation *in situ*

L'expérimentation est conduite dans un casier rizicole (100 m x 25 m) dans le périmètre irrigué de Kollo, situé à 50 km au sud-est de Niamey (Cf. § 2.2).

#### 2.3.1.1 Dispositif expérimental

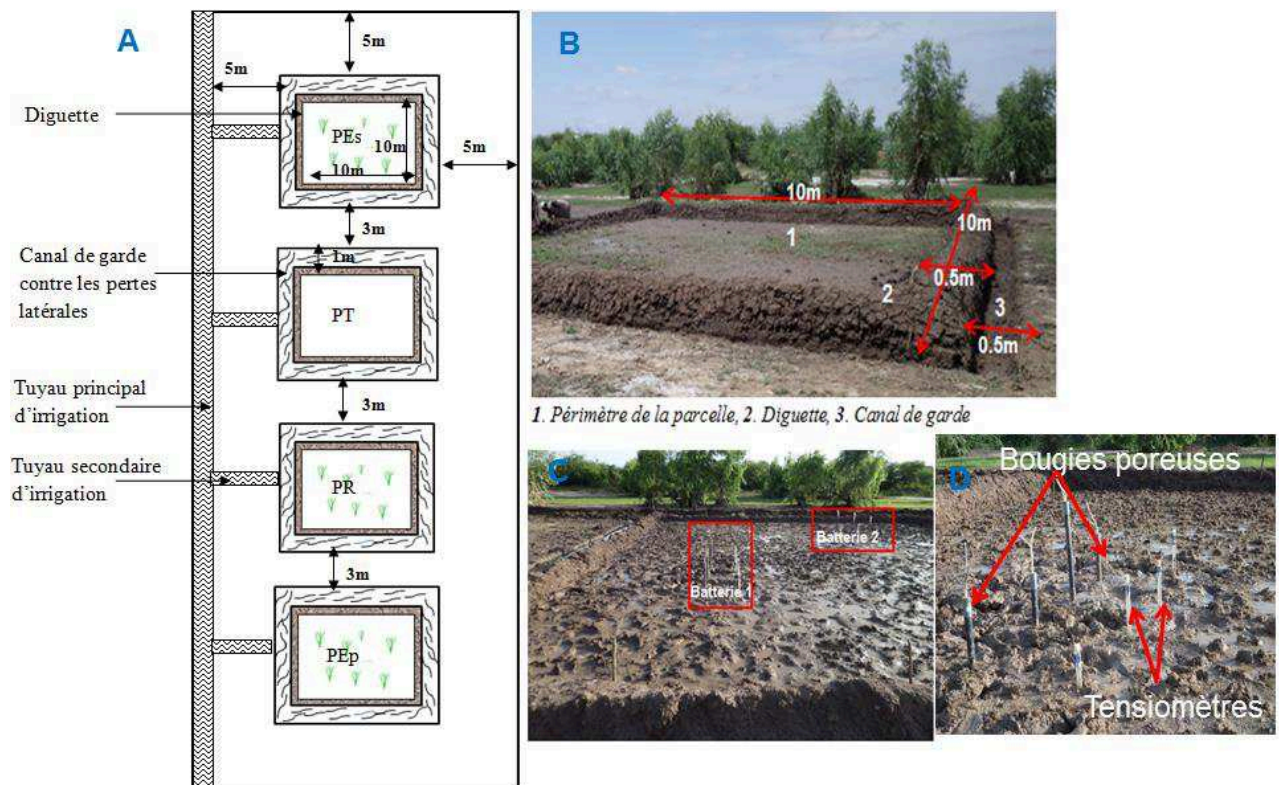
Le dispositif expérimental est composé de 4 traitements répartis sur 4 parcelles de dimensions 10 m x 10 m (Figure 2.6a) dont : (i) une parcelle nue irriguée considérée comme témoin (PT), une parcelle cultivée avec le riz *Oriza sativa* (PR) selon un calendrier cultural de deux campagnes par an, (iii) une parcelle cultivée avec *Echinochloa stagnina*, dit saisonnier (PEs), qui suit le même calendrier cultural que celui du riz et (iv) une parcelle cultivée avec *E. stagnina*, dit permanent (PEp), qui subit une récolte échelonnée dans le temps sans jamais être détruit et repiqué.

Les parcelles sont délimitées par des diguettes en terre (environ 50 cm de hauteur et 50 cm de largeur) autour desquelles sont creusés des canaux (50 cm de largeur et 40 cm de profondeur), qui sont en permanence remplis d'eau pour limiter les transferts latéraux d'eau hors de la parcelle (Figure 2.6b).

Un réseau californien de canaux est installé pour irriguer les parcelles. Il s'agit d'un tuyau en PVC (75 mm de diamètre) installé à environ 40 cm de profondeur le long des parcelles et qui est dérivé au niveau de chaque parcelle par un tuyau secondaire (Figure 2.6a). A chaque irrigation, la borne du tuyau principal est rallongée avec un tuyau roulant flexible pour pomper l'eau depuis le fleuve grâce à une motopompe.

Des bougies à céramique poreuse (type SDEC, 32 mm de diamètre) et des tensiomètres (type SDEC, 22 mm de diamètre) sont installés à 20, 30, 60 et 80 cm de profondeur selon 2 répétitions par parcelle pour respectivement prélever la solution du sol et suivre le potentiel hydrique du sol. Cependant, à 80 cm de profondeur, les bougies poreuses n'ont pas pu être installées car le sol trop compact provoquait la brisure de la céramique poreuse des bougies au moment de la pose (Figure 2.6c et 2.6d). Les capteurs sont installés selon un espacement de 50 cm x 50 cm pour constituer une batterie par répétition.

Pour le suivi de la nappe phréatique, un piézomètre est installé dans chaque parcelle jusqu'à la profondeur de la terrasse graveleuse (environ 140 cm).



**Figure 2.6 :** Schéma du dispositif expérimental (A) et photographie de la parcelle expérimentale (B, C et D). PT est la parcelle nue considéré comme témoin, PR est la parcelle cultivée avec le riz (*Oriza sativa*), PEs est la parcelle cultivée avec *E. stagnina* saisonnier et PEp est la parcelle cultivée avec *E. stagnina* permanent.

### 2.3.1.2 Echantillonnage du sol

Pour mieux répartir l'échantillonnage du sol dans l'espace et dans le temps et limiter la perturbation du sol, chaque parcelle est subdivisée en mailles de 2 m x 2 m (Figure 2.7). Les échantillons du sol sont prélevés avec une gouge (3 cm) sur 4 profondeurs respectivement à 0-10, 10-20, 20-40 et 40-60 cm au début et à la fin de chaque saison culturale. A partir de ces prélèvements, un échantillon composite est constitué par profondeur et par ligne du maillage à chaque date de mesure. L'échantillonnage concerne une maille sur deux (1/2) suivant un décalage d'environ 60 cm entre deux dates de mesures dans la même maille. 20 échantillons du sol sont prélevés par parcelle et par date de mesure, soit 80 échantillons sur les 4 parcelles à chaque date. Cependant, l'échantillonnage n'a pas été effectué au début de la troisième saison culturale car la période a coïncidé avec la saison de pluie où les parcelles étaient submergées en permanence, ce qui pouvait influencer les résultats d'analyse sur les échantillons du sol.

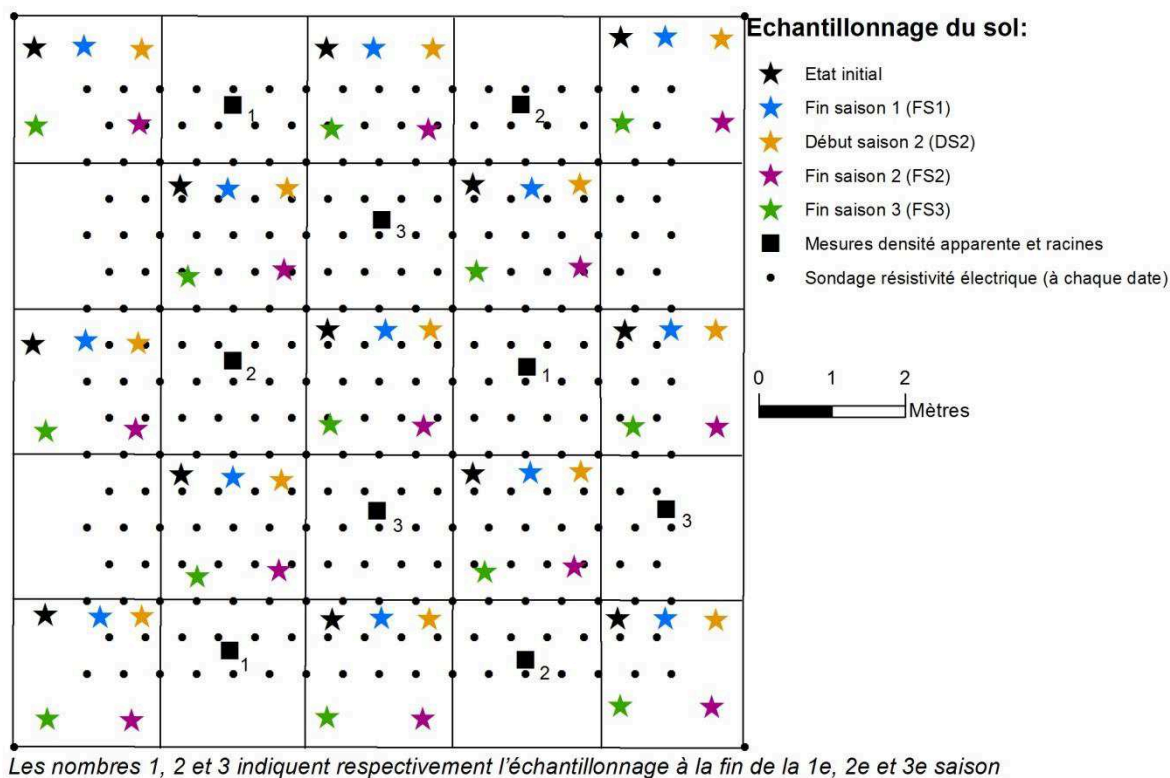
Les échantillons prélevés sont analysés pour caractériser la salinité du sol à chaque date de mesure. Cette partie sera détaillée ultérieurement au chapitre III (§ 3.1.5).

Par ailleurs, des échantillons du sol non déstructurés sont prélevés à l'état saturé du sol avec des cylindres en inox (98 cm<sup>3</sup>) à la fin de chaque saison culturale pour mesurer la densité apparente du sol. Les échantillons sont prélevés à 0-5, 20-25 et 40-45 cm de profondeur selon 3 répétitions par profondeur et par parcelle à chaque date de mesure. Les points du prélèvement sont localisés sur une maille (2 m x 2 m) par répétition et par date (Figure 2.7).

Des blocs de sol sont également prélevés avec un bac métallique (20 x 20 x 20 cm) à la fin de chaque saison culturale pour caractériser les racines des cultures dans les parcelles cultivées. Les blocs sont prélevés à 0-20 cm de profondeur selon 3 répétitions par parcelle et par date (Figure 2.7). Le traitement et la quantification des racines seront détaillés au chapitre III (§ 3.1.2).

#### *2.3.1.3 Mesures géophysiques de la résistivité électrique du sol*

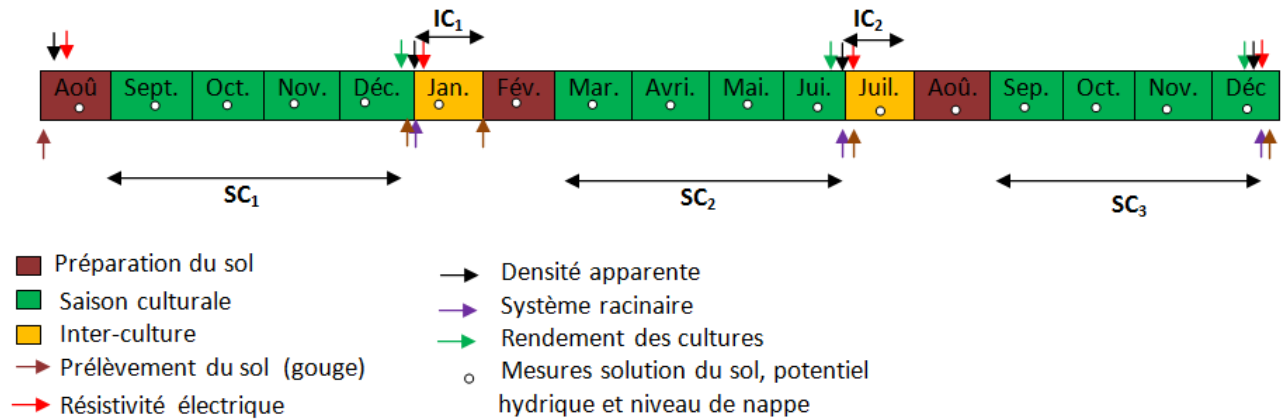
La résistivité électrique apparente du sol est mesurée à l'état initial et à la fin de chaque saison culturale pour le suivi de la salinité du sol dans l'espace et dans le temps. Les mesures sont effectuées avec un résistivimètre SYSCAL R1<sup>+</sup> et un quadripôle d'électrodes en configuration Wenner suivant le même protocole que Adam et *al.* (2012). A chaque emplacement, la mesure est effectuée avec les écartements de 10 et 30 cm des électrodes selon un maillage triangulaire de 0,50 m d'espacement entre les sommets du triangle. Les mesures sont effectuées sur une surface de 8 m x 8 m dans chaque parcelle, en imputant 1m de marge de chaque côté pour limiter les effets de bordure, soit 281 points de mesures dans chaque parcelle (Figure 2.7).



**Figure 2.7 :** Distribution spatiale des points d'échantillonnage du sol dans chacune des 4 parcelles étudiées pour le suivi de la salinité du sol, de la densité apparente et de l'enracinement des cultures

#### 2.3.1.4 Calendrier de l'expérimentation in situ

L'expérimentation est conduite pendant 3 saisons culturales, respectivement d'août à décembre 2014 (SC1), de février à juin 2015 (SC2) et d'août à décembre 2015 (SC3) (Figure 2.8). Les périodes d'inter-cultures IC1 et IC2, d'une durée d'un mois, sont observées respectivement à la fin de SC1 et SC2. Durant ces périodes d'inter-cultures, l'apport d'eau est arrêté dans les parcelles PEs, PR et PT alors que la parcelle PEp continue d'être irriguée. La préparation du sol, l'installation et le suivi des cultures seront détaillés dans le chapitre III (§ 3.1.2). L'échantillonnage du sol et les mesures sont répartis suivant le calendrier des saisons culturales.



**Figure 2.8** : Calendrier de suivi de l'expérimentation *in situ* pour les 3 saisons culturales SC1 à SC3 séparées par les périodes d'inter-culture IC1 et IC2.

## 2.3.2 Expérimentation au laboratoire

### 2.3.2.1 Prélèvement et préparation des colonnes

Les colonnes de sol sont prélevées sur le même site que l'expérimentation de terrain située dans le périmètre irrigué de Kollo. Les sols sont des Vertisols acides, riches en sels sulfaté magnésiens (Cf. § 2.2.2). Les colonnes sont prélevées à la capacité au champ au moyen d'un tube en PVC (16 cm de diamètre et 25 cm de hauteur) par la méthode classique de carottage en exerçant manuellement une pression pour enfoncer le tube dans le sol (Figure 2.9). Au total, 9 colonnes ont été prélevées puis expédiées à Agrocampus Ouest à Rennes (France). Les colonnes ont été emballées avec du film alimentaire et du papier d'aluminium afin de limiter le dessèchement du sol.



**Figure 2.9** : Photographie du procédé de prélèvement des colonnes du sol *in situ*

Au laboratoire, le sol contenu dans la couche de surface 0-19 cm de chaque colonne est retiré puis émietté en petits agrégats (environ 1 cm de diamètre). L'ensemble des terres retirées de toutes les colonnes est ensuite mélangé pour avoir un sol relativement homogène notamment en termes de texture et de salinité. Les colonnes pour l'expérimentation sont alors reconstituées selon deux parties (i) une couche remaniée (0-19 cm) en surface à partir du sol concassé et introduit pour atteindre une masse volumique de  $1,4 \text{ g/cm}^3$  et (ii) une couche non remaniée (19-25 cm) à la base de la colonne qui a conservé quasiment la structure initiale du sol d'origine (Figure 2.10). L'objectif de cette étape de préparation est d'une part de limiter les hétérogénéités d'état initial entre les différentes colonnes et d'autre part, de simuler le travail du sol notamment le labour qui est pratiqué par les agriculteurs dans le périmètre avant l'installation des cultures.

Le fond de chaque colonne est posé sur une couche de gravier (d'environ 3 cm d'épaisseur) contenue dans un tube en PVC (de mêmes dimensions que le tube de la colonne) pour maintenir le sol en place tout en favorisant son drainage. La base de la colonne expérimentale est fermée avec une plaque étanche en PVC. Celle-ci est connectée à un flacon par l'intermédiaire d'un tuyau en silicone pour récupérer l'eau drainée au fond de la colonne (Figure 2.10). Un tube PVC d'environ 10 cm de hauteur (de même diamètre que celui des colonnes) rallonge la partie supérieure de la colonne pour permettre l'apport d'eau au-dessus du sol.

#### 2.3.2.2 Dispositif expérimental au laboratoire

Le dispositif expérimental est composé de 3 traitements : i) un sol nu irrigué considéré comme témoin (CT), ii) un sol cultivé avec *E. stagnina* saisonnier (CEs) pour une récolte systématique suivant le calendrier cultural du riz en 2 campagnes par an et iii) un sol cultivé avec *E. stagnina* permanent (CEp) suivant une récolte échelonnée dans le temps (à chaque stage de montaison) en laissant des souches d'environ 10 cm de hauteur pour qu'elles se régénèrent à la suite de l'irrigation. Il était prévu initialement d'installer également au laboratoire le même dispositif que celui de l'expérimentation *in situ* composé de 4 traitements en intégrant le traitement avec la culture de riz. Mais compte tenu des difficultés rencontrées pour maîtriser les conditions artificielles nécessaires à la croissance et au développement de la culture de riz (lumière, température, humidité), le dispositif au laboratoire n'est composé que de ces 3 traitements (CT, CEs, et CEp).



Les différents traitements (CT, CEs et CEp) sont répétés chacun sur 3 colonnes de sols équipées selon deux dispositifs : i) un premier dispositif fortement équipé est composé de 2 répétitions de chaque traitement pour le suivi continu des propriétés hydro-structurales du sol et de la salinité du sol et ii) un deuxième dispositif (moins équipé) est composé d'une répétition de chaque traitement destinée à caractériser la structure et la salinité du sol à la fin de la première saison culturale.

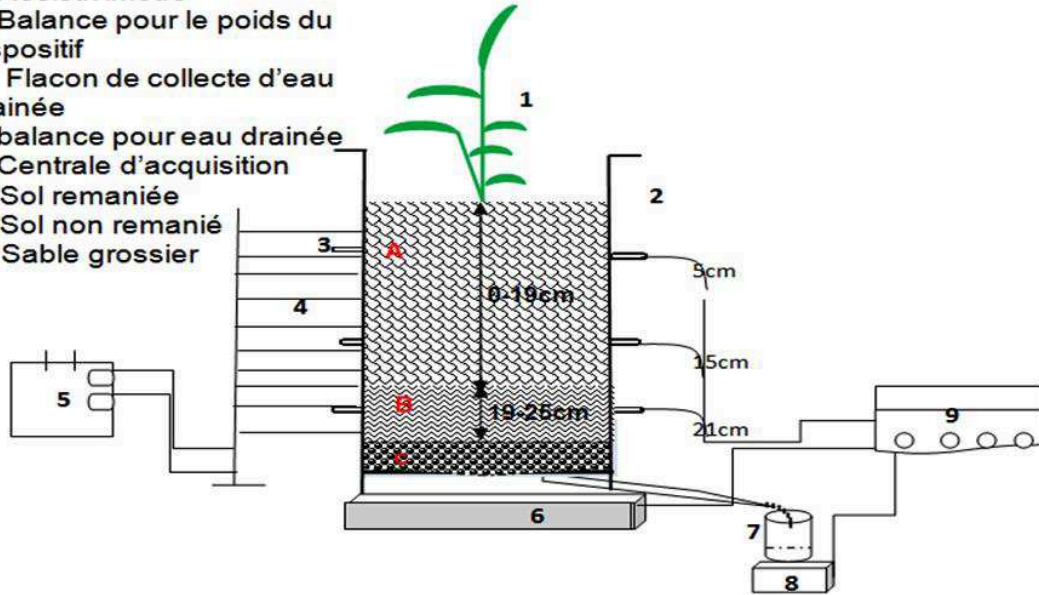
Les colonnes du premier dispositif sont équipées à la verticale avec i) 3 tensiomètres et 3 bougies poreuses, installés au cœur du sol aux profondeurs de 5, 15, et 21 cm par rapport à la surface du sol pour respectivement prélever la solution du sol et suivre le potentiel hydrique du sol et ii) 10 électrodes espacées de 2 cm à partir de la profondeur de 3 cm du sol pour un suivi diachronique du profil vertical de la résistivité électrique du sols (Figure 2.10). Les tensiomètres sont reliés à des boîtiers de capteurs tensimétriques qui sont eux-mêmes connectés à deux centrales d'acquisition automatique des données (type *Almemo 5690-2*). Le dispositif de chaque colonne est placé sur une balance (type *Precia Molen i40* avec une précision de 2 g) reliée également à une centrale d'acquisition pour enregistrer en continu les variations de masse du dispositif. Il est conçu également pour récupérer et enregistrer automatiquement les eaux drainées aux fonds des colonnes grâce aux balances (type *Mettler Toledo* à une précision 0,1 g) pesant l'eau drainée dans les flacons et qui sont reliées aux centrales. Les centrales sont programmées pour enregistrer les données chaque 10 mn et la solution du sol est prélevée avec les bougies poreuses tous les 15 jours.

Les colonnes du deuxième dispositif sont essentiellement équipées pour irriguer et récupérer les eaux drainées selon le même protocole que précédemment. Ces colonnes ne sont pas équipées avec des balances.

Les conditions de croissance et du développement de la culture sont simulées artificiellement dans la salle de l'expérimentation : i) les lampes horticoles à 8 tubes néons (54\*8 watt), fixées à environ 70 cm au-dessus des cultures, sont programmées pour un cycle d'éclairage de 12/24 h avec une intensité lumineuse moyenne de 1200 lux et ii) la température de la salle est maintenue quasiment constante pendant la journée (30°C) et pendant la nuit (20°C) grâce un radiateur autorégulateur. Ces conditions sont considérées proches des conditions climatiques réelles dans la zone de la vallée du fleuve Niger notamment en saison des pluies.

a)

1. Plante
  2. Tensiomètres
  3. Bougies poreuses
  4. Electrodes géophysiques
  5. Resistivimètre
  6. Balance pour le poids du dispositif
  7. Flacon de collecte d'eau drainée
  8. balance pour eau drainée
  9. Centrale d'acquisition
- A. Sol remaniée  
B. Sol non remanié  
C. Sable grossier



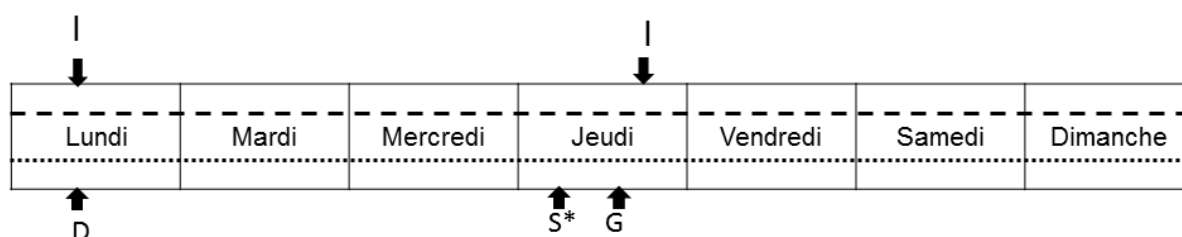
**Figure 2.10 :** Schéma d'une colonne équipée (a) et photographie du dispositif expérimental au laboratoire (b)

### 2.3.2.3 Protocole de mesures et d'échantillonnage

L'expérimentation au laboratoire a été conduite pendant 11 mois durant deux saisons culturales respectivement d'avril à septembre 2015 et de décembre 2015 à mars 2016. Le suivi de l'expérimentation est mis en œuvre d'une part avec des mesures automatiques, quasi-continues c'est-à-dire réalisées régulièrement à un pas de temps de 10 mn et d'autre part avec des mesures manuelles effectuées ponctuellement dans le temps. La figure 2.11 résume le suivi hebdomadaire de l'expérimentation où : i) les mesures automatiques et quasi-continues regroupent l'enregistrement du potentiel hydrique du sol, les variations de la masse du dispositif et de l'eau drainée et ii) les mesures manuelles concernent le suivi de la quantité d'eau apportée par irrigation 2 fois par semaine, les mesures géophysiques de la résistivité électrique du sol, la récupération et la mesure du volume et de la masse de l'eau drainée dans les flacons chaque semaine. Enfin, la solution du sol est prélevée à partir des bougies poreuses dans les colonnes tous les 15 jours.

A la fin de chaque saison culturale, les colonnes sont subdivisées en 3 tranches horizontales respectivement à 0-8, 8-18 et 18-25 cm (Figure 2.12). Chaque tranche est coupée verticalement en deux parties égales dont la première moitié est destinée à caractériser la salinité du sol et les biomasses racinaires des cultures et la deuxième moitié est utilisée pour déterminer la densité apparente et la macroporosité du sol (Figure 2.12). La subdivision du sol a concerné les colonnes du dispositif non instrumenté à la fin de la première saison culturale et les colonnes du dispositif plus équipé à la fin de la deuxième saison culturale.

L'échantillonnage et les différentes mesures seront détaillés davantage ultérieurement dans le chapitre V et le chapitre VI.



I: Irrigation

D: Récupération de l'eau drainée

G: mesure géophysique de la résistivité électrique du sol

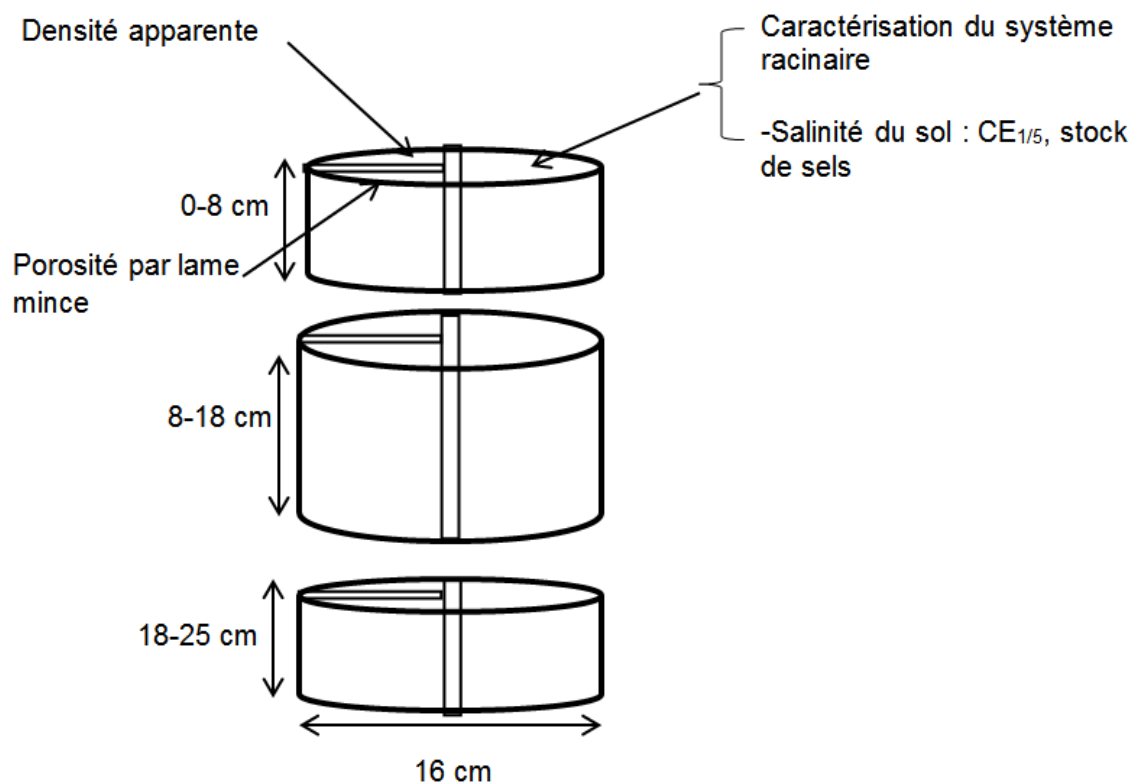
S: prélèvement de la solution du sol

\*: indique le prélèvement est effectué tous les 15 jours

..... mesure quasi-continue de la masse d'eau selon une fréquence des 10 mns

- - - mesure quasi-continue de la masse d'eau drainée selon une fréquence de 10 mns

**Figure 2.11** : Calendrier hebdomadaire pour le suivi de l'expérimentation au laboratoire



**Figure 2.12 :** Coupe schématique de la subdivision de la colonne du sol pour les différents échantillonnages

## 2.4 Matériel végétal

Le matériel végétal est composé des cultures de riz (*Oryza sativa*) et de *Echinochloa stagnina*.

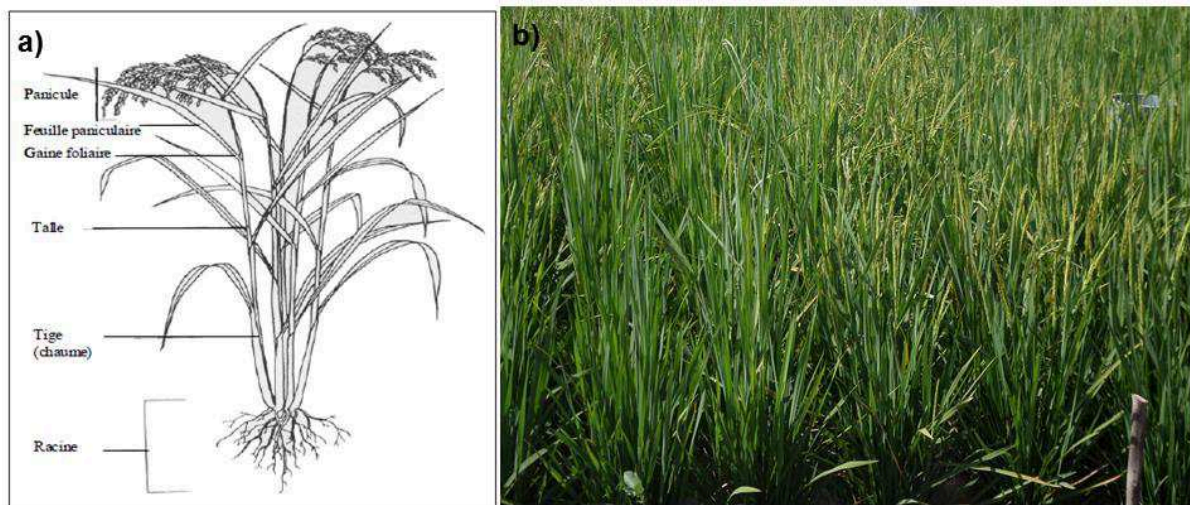
### 2.4.1 Culture de riz (*Oryza sativa*)

Le riz (*Oryza sativa*) est une graminée semi-aquatique annuelle d'origine tropicale (Figure 2.13). Il est caractérisé par un système racinaire fasciculé dont le maximum des racines est concentré dans la couche de 0-40 cm (Wopereis et *al.*, 2008).

C'est une plante de climat chaud, cultivée toute l'année dans les régions tropicales et subtropicales. La gamme de températures que la plante de riz requiert s'étend de 13-14°C minimum à 38-40°C maximum avec un optimum à 25-30°C (Wopereis et *al.*, 2008). Le riz est très exigeant en eau, la quantité minimale nécessaire à son développement est de 1200 à 1500 mm par an. Il peut être cultivé sur presque tous les types de sol, avec des textures très fines ou grossières et un pH variant entre 4 et 8. Toutefois, le riz préfère un sol argileux ou

argilo-limoneux, relativement riche en matière organique avec un pH compris entre 6 et 7 (Vergara, 1984 ; Wopereis et *al.*, 2008). La culture du riz est relativement tolérante à la salinité du sol et peut assurer un rendement en grain paddy à 50, 80 et 100 % du rendement potentiel pour une conductivité électrique du sol respectivement de 7, 5 et 3 dS/m (Maas et Grattan, 1999).

Le mode de plantation se fait par semis direct ou par repiquage. Au Niger, particulièrement dans le périmètre irrigué de Kollo, le repiquage est pratiqué après une phase de pépinière d'environ 3 semaines pour économiser la semence et réduire la durée du cycle de production.



**Figure 2.13** : Schéma d'un pied de riz (*Oriza sativa*) (a) et photographie de la culture de riz au champ (b) (schéma adapté de Wopereis et *al.*, 2008).

#### 2.4.2 *Echinochloa stagnina*

*Echinochloa stagnina*, communément appelé « bourgou » au Niger et au Mali, est une graminée semi-aquatique vivace (Figure 2.14), caractérisée par un métabolisme photosynthétique en C4 et un optimum thermique nettement au-dessus de 30°C (François et *al.*, 1989 ; Brink, 2006 ; Heuzé et *al.*, 2013). La plante de *E. stagnina* peut atteindre 2,5 m de hauteur, voire plus (jusqu'à 10 m) si elle flotte dans l'eau (Brink, 2006). Le système racinaire est de type fasciculé pouvant rapidement coloniser le profil de sol et créer des voies préférentielles de circulation de l'eau.

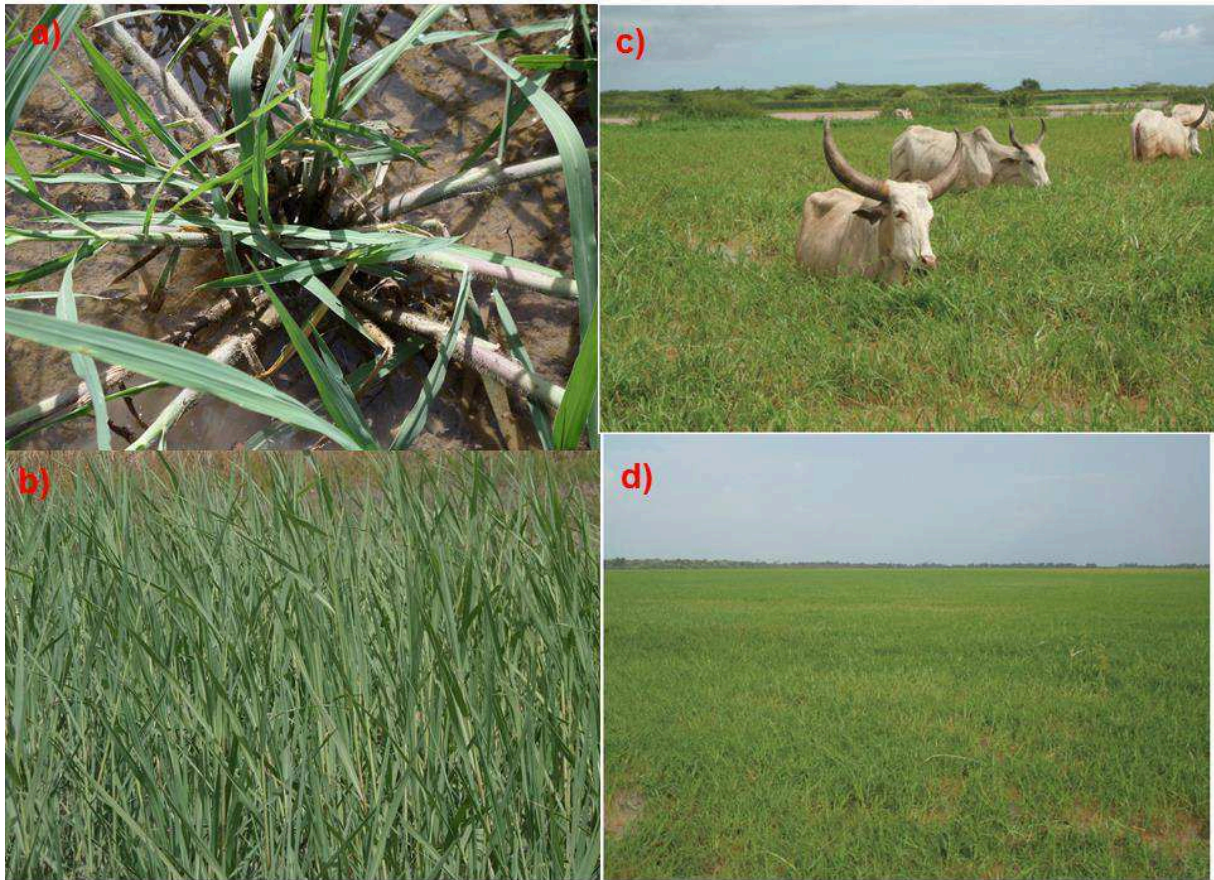
Barbiero (1995) a observé des racines de *E. stagnina* jusqu'à 130 cm de profondeur dans les sols limono-argileux de la vallée du fleuve Niger et a estimé sa biomasse racinaire entre 35 et 40% de la masse totale fraîche de la plante. Mais le système racinaire semble plus se développer sur les sols sableux que sur les sols argileux (Barbiero, 1995). *E. stagnina* est

susceptible de se développer sur les sols salins et/ou alcalins mais le seuil de tolérance à la salinité et à l'alcalinité n'est pas encore connu.

Le bourgou est rencontré en Afrique, à Madagascar, en Asie tropicale et en Australie. En Afrique de l'ouest, les peuplements les plus importants se situent sous les climats arides et semi-arides de type sahélien. On observe le bourgou fréquemment sur les bords des grands lacs et surtout sur les plaines inondables des grands fleuves à crue saisonnière telles que le fleuve Niger, le fleuve Sénégal (Laine, 1987 ; François et *al.*, 1989 ; Charancle, 1994 ; Brink, 2006). Dans la zone du périmètre irrigué de Kollo, *E. stagnina* se développe naturellement au bord du fleuve Niger, mais il se cultive rarement dans certaines parcelles inondables au bord du fleuve.

Les savanes herbeuses à *Echinochloa stagnina* ("bourgoutières") constituent d'importants pâturages de saison sèche pour les troupeaux d'éleveurs d'Afrique de l'Ouest. Au Tchad et en Egypte, on sème *Echinochloa stagnina* pour améliorer les pâturages. Le bourgou se cultive par submersion, ce qui permet de constituer une lame d'eau en surface du sol et de favoriser la lixiviation des solutés en profondeur. L'exploitation du fourrage de *E. stagnina* en milieu cultivé peut se faire soit par fauchage pour le fourrage vert ou le foin après séchage, soit par pâturage direct (Figure 2.14) (Charancle, 1994 ; Barbiero, 1995). La productivité du fourrage en milieu naturel est estimée entre 20 à 30 t/ha de matière sèche dans la vallée du fleuve Niger mais le rendement peut atteindre 40 t/ha de matière sèche notamment sur les sols argileux au Mali (Rivas et *al.*, 1987 ; Barbiero, 1995 ; Touraoua, 2009). Le fourrage d'*E. stagnina* est marqué pour une qualité nutritive très élevée (François et *al.*, 1989 ; Charancle, 1994).

En Afrique tropicale, les grains d'*Echinochloa stagnina* sont traditionnellement collectés comme céréale, en particulier en période de disette. Les tiges et les rhizomes sucrés sont utilisés dans la production de boissons alcoolisées ou non pour la confiserie et la fabrication de liqueurs (Brink, 2006).



**Figure 2.14 :** Photographies de la culture de *E. stagnina*. a et b sont des photos des plants de *E. stagnina* dans la parcelle expérimentale du périmètre irrigué de Kollo ; c et d sont des photos des prairies inondables à *E. stagnina* dans le delta de fleuve Tana au Kenya (adapté de Léauthaud, 2013).

## 2.5 Modélisation du transfert d'eau et des sels

La modélisation concerne uniquement les données de l'expérimentation au laboratoire sur les colonnes du sol en utilisant le modèle HYDRUS-1D (Simunek et *al.*, 2008). Il s'agit de simuler le processus de désalinisation du sol sur les différentes colonnes notamment l'évolution de la conductivité électrique du sol et du stock de sel. Dans ce chapitre, il sera présenté l'approche globale de cette modélisation. La méthodologie de cette modélisation notamment le paramétrage du modèle sera présentée ultérieurement dans le chapitre V (§ 5.1.6).

### 2.5.1 Description du modèle HYDRUS-1D

Le modèle HYDRUS-1D décrit le transfert d'eau et des solutés dans les milieux poreux. Il résout numériquement l'équation de Richards (Eq. 2.1) pour l'écoulement d'eau en conditions saturées ou non saturées et l'équation de convection-dispersion (Eq. 2.2) pour le transfert des solutés (Coquet et *al.*, 2004 ; Simunek et *al.*, 2005).

$$\frac{\partial \theta}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial z} \left[ K \left( \frac{\partial h}{\partial z} + 1 \right) \right] - S \quad \text{Eq. 2.1}$$

avec  $\theta$  la teneur en eau volumique ( $\text{cm}^3/\text{cm}^3$ ),  $h$  la pression capillaire de l'eau (cm),  $K$  la conductivité hydraulique (cm/jour),  $z$  la profondeur orientée positivement vers le haut (cm),  $t$  le temps (jour) et  $S$  le terme puits d'extraction racinaire ( $\text{cm}^3/\text{cm}^3/\text{jour}$ ) selon le modèle de Feddes et *al.* (1978).

Cette forme d'équation de Richards considère que la phase gazeuse (l'air) joue un rôle insignifiant dans le processus d'écoulement de l'eau et que les flux d'eau générés par les gradients thermiques sont négligeables (Simunek et *al.*, 2008).

L'équation de convection-dispersion pour le transfert des solutés se présente comme suit :

$$\frac{\partial \theta C}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial t} \left[ \theta D(\theta, \nu) \frac{\partial C}{\partial z} - \nu \theta C \right] - \Gamma(C) \quad \text{Eq. 2.2}$$

avec  $t$  le temps (jour),  $z$  la profondeur du sol orientée positivement vers le haut (cm),  $\theta$  l'humidité volumique ( $\text{cm}^3/\text{cm}^3$ ),  $\nu$  la vitesse de l'eau (cm/jour),  $C$  la concentration du soluté ( $\text{g}/\text{cm}^3$ ),  $\Gamma$  le terme puits/source produit par les processus géochimiques (précipitation, dissolution, échanges cationiques) ( $\text{g}/\text{cm}^3/\text{jour}$ ) et  $D$  le coefficient de dispersion ( $\text{cm}^2/\text{jour}$ ) qui est défini par l'Eq. 2.3 :

$$D = \lambda \nu \quad \text{Eq. 2.3}$$

où  $\lambda$  est la dispersivité (cm). Cette dernière est considérée comme une constante du matériau indépendamment du flux d'eau. Étant donné que  $\nu$  est obtenu à partir de la solution numérique du modèle d'écoulement d'eau (le flux d'eau  $q$  divisé par  $\theta$ ), la dispersivité est le seul paramètre nécessaire pour résoudre l'équation de transport de soluté.

Dans cette modélisation, on considère que la réactivité des solutés salés est négligeable, de même que les phénomènes de la dissolution et de précipitation de sels sont négligeables.



## 2.5.2 Fonctions du transfert d'eau et des solutés

Dans le modèle HYDRUS-1D, les propriétés hydrauliques du sol sont définies par les fonctions analytiques de van Genuchten (1980) (Eq. 2.3a et b et Eq. 2.4) :

$$\theta(h) = \theta_r + \frac{\theta_s - \theta_r}{\left[1 + (\alpha h)^n\right]^m} \quad h < 0 \quad \text{Eq. 2.3a}$$

$$\theta(h) = \theta_s \quad h \geq 0 \quad \text{Eq. 2.3b}$$

$$K(h) = K_s S_e^l \left[1 - (1 - S_e^{1/m})^m\right]^2 \quad \text{Eq. 2.4}$$

où  $\theta_r$  est la teneur en eau résiduelle ( $\text{cm}^3/\text{cm}^3$ );  $\theta_s$  est la teneur en eau à saturation ( $\text{cm}^3/\text{cm}^3$ );  $m$ ,  $\alpha$  et  $n$  sont des paramètres empiriques avec  $m = 1 - 1/n$ ;  $K_s$  est la conductivité hydraulique à saturation ( $\text{cm}/\text{jour}$ ),  $l$  est le paramètre de connectivité des pores qui est considéré égal à 0,5 pour de nombreux sols (Mualam, 1976) et  $S_e$  est la saturation effective définie par :

$$S_e = \frac{\theta - \theta_r}{\theta_s - \theta_r} \quad \text{Eq. 2.5}$$

Pour définir les modèles d'écoulement d'eau et de transport des solutés, le module simple-porosité est utilisé pendant les deux saisons culturales alors que le module double-porosité (Gerke et van Genuchten, 1993) est choisi pendant la période d'inter-culture. Ce dernier module est choisi pour tenir compte de la porosité créée par la fissuration du sol pendant la période d'inter-culture.

## 2.5.3 Prélèvement d'eau et des solutés par la plante

Le terme puit  $S$  est défini comme le volume d'eau prélevé par les racines de la plante. Feddes et al. (1978) définissent  $S$  comme suit :

$$S(h) = \alpha(h) S_p \quad \text{Eq. 2.6}$$

où  $\alpha(h)$  est la fonction de prélèvement d'eau par la plante dû au stress hydrique en fonction du potentiel matriciel de l'eau dans le sol ( $0 < \alpha \leq 1$ ) et qui est défini par Feddes et al. (1978) selon l'Ep 2.7;  $S_p$  ( $\text{cm}^3/\text{cm}^3/\text{jour}$ ) est le taux potentiel de prélèvement d'eau par les racines de la plante.

$$\alpha(h) = \begin{cases} 0, & h > h_1 \text{ ou } h \leq h_4 \\ \frac{h - h_1}{h_2 - h_1}, & h_2 < h \leq h_1 \\ 1, & h_3 < h \leq h_2 \\ \frac{h - h_4}{h_3 - h_4}, & h_4 < h \leq h_3 \end{cases} \quad \text{Eq. 2.7}$$

où  $h_1$ ,  $h_2$ ,  $h_3$  et  $h_4$  sont les paramètres de seuil. Le prélèvement d'eau par les racines est considéré nul près de la saturation ( $h > h_1$ ) ou quand le potentiel matriciel est au point de flétrissement ( $h < h_4$ ). Il est supposé optimal quand le potentiel matriciel est compris entre  $h_2$  et  $h_3$  alors que quand le potentiel matriciel est compris entre  $h_3$  et  $h_4$  (ou entre  $h_1$  et  $h_2$ ), le prélèvement d'eau par les racines diminue (ou augmente) linéairement avec le potentiel matriciel.

Pour tenir compte du stress lié à la pression osmotique, van Genuchten (1987) modifie l'Eq. 2.6 par l'Eq. 2.8 :

$$S(h, h_\varphi) = \alpha(h, h_\varphi) S_p \quad \text{Eq. 2.8}$$

où  $h_\varphi$  (cm/jour) est la pression osmotique (cm).

Par ailleurs, van Genuchten (1987) propose une fonction alternative sous forme de l'Eq.2.9 pour définir le prélèvement d'eau par la plante lié au stress salin :

$$\alpha_\varphi = \frac{1}{1 + \left( \frac{h_\varphi}{h\varphi 50} \right)^p} \quad \text{Eq. 2.9}$$

où  $p$  représente une constante expérimental. L'exposant  $p$  est approximativement égal à 3 seulement pour les données du stress de la salinité (van Guenuchten, 1987). Le paramètre  $h_{\varphi 50}$  indique le potentiel matriciel pour lequel le prélèvement d'eau par les racines est réduit de 50 % en conditions du stress hydrique négligeable.

Dans Hydrus, la fonction de Maas (1990) propose des valeurs de seuil et de pente liés à la tolérance à la salinité pour plusieurs plantes. Dans le cas de la présente étude, il est choisi une plante fourragère, considérée comme proche de la plante de *E. stagnina*, qui présente des valeurs 11,5 et 3,8 dS/m respectivement pour le seuil et la pente liés à la tolérance de salinité selon la fonction de Maas (1990).

## 2.6 Traitements statistiques des données

L'analyse de l'évolution de la salinité au cours du temps repose sur l'adaptation d'un modèle linéaire mixte (Martinez, 2006), mise en œuvre avec le package "lme4" du logiciel R version 1.1-12 (Bates et al., 2016). Le modèle est testé sur l'évolution de la conductivité électrique et du stock de sel dans le sol à la fois dans les différentes parcelles pour l'expérimentation *in situ* et sur les différentes colonnes pour l'expérimentation de laboratoire. Le modèle linéaire mixte est une extension mathématique du modèle linéaire classique qui prend en compte à la fois l'effet fixe ( $\alpha, \beta$ ), qui traduit le temps, et les effets aléatoires liés à chaque traitement ( $\alpha_i$ ). L'objectif est de décrire la relation entre la réponse de la variable  $y_{ij}$  et la variable prédictive  $x_{ij}$  avec les données de mesures répétées qui sont liées à chaque traitement (Eq. 2.10).

$$Y_{i,j} = \alpha + (\alpha_i + \beta)x_{i,j} + \varepsilon_{i,j} \quad \text{Eq. 2.10}$$

où les effets aléatoires ( $\alpha_i$ ) liés à chaque traitement suivent des distributions normales avec une moyenne nulle et une variance constante, et  $\varepsilon_{i,j}$  est la distribution réelle des erreurs.

Le modèle linéaire mixte est recommandé pour réduire le biais des estimations basées sur des mesures répétées, puisque les effets aléatoires peuvent tenir compte des corrélations entre les observations (Zuur et al., 2009).

Le test de corrélation de Person ( $p < 0,05$ ) est également effectué entre les différents paramètres, tant avec les données de l'expérimentation *in situ* qu'avec les données de l'expérimentation au laboratoire. Il s'agit de mettre en relation l'évolution de la salinité du sol, les caractéristiques agronomiques des cultures et les propriétés hydro-structurales du sol.

## Conclusion

Le périmètre irrigué de Kollo, qui sert de support à la présente étude, est situé sur la terrasse de T4 de la vallée du fleuve Niger. Il est localisé sur des alluvions fluviatiles argileuses sur lesquels se sont développés des Vertisols. Cependant, la salinité élevée du sol ( $CE > 4$  dS/m), dans une partie du périmètre notamment à proximité de la digue de protection, conduit à l'abandon de certaines parcelles pour la production agricole.

L'étude expérimentale de cette thèse est conduite sur les Vertisols salés du périmètre irrigué de Kollo selon deux dispositifs : i) un dispositif *in situ* installé dans les parcelles du périmètre et ii) un dispositif au laboratoire sur les colonnes du sol prélevées sur le même site du précédent dispositif. L'expérimentation sur le terrain est conduite pour étudier la dynamique de la salinité des Vertisols en présence des cultures de *E. stagnina* et de riz (*Oriza sativa*) en tenant compte également de la fluctuation de nappe et des remontées capillaires des sels pendant la période d'inter-culture. Quant à l'expérimentation au laboratoire sur les colonnes du sol, elle est réalisée pour compléter la précédente en intégrant non seulement les processus de désalinisation des Vertisols par la culture de *E. stagnina* mais aussi les modifications des propriétés hydro-structurales du sol que peut induire le système racinaire de la culture. La modélisation numérique est testée avec les données de l'expérimentation au laboratoire pour simuler le processus de désalinisation de Vertisols dans le périmètre.

L'expérimentation *in situ* sera détaillée dans la première partie composée du chapitre III qui est une extension d'un article scientifique publié dans le journal « *Agricultural Water Management* » (Ado et al., 2016) présenté en Annexe 2.1. L'expérimentation au laboratoire sera détaillée dans la deuxième partie constituée des chapitres IV et V.

## Synthèse de la partie I

Cette première partie, consacrée à la revue bibliographique et à la méthodologie générale, est résumé comme suit :

- **la phytodésalinisation des sols salés** : plusieurs études ont montré l'intérêt de l'approche biologique par phytodésalinisation pour récupérer les sols salés. Ces études, effectuées en conditions naturelles ou au laboratoire, indiquent la réduction de la salinité ou de l'alcalinité des sols en utilisant les plantes tolérantes ou les halophytes. Cependant, si les principaux processus de la phytodésalinisation sont connus, l'importance relative de ces différents processus est encore discutée entre les auteurs notamment l'importance relative des prélèvements de sels par la biomasse des cultures. En outre, l'efficacité et les processus de phytodésalinisation dans le cas des sols argileux notamment des Vertisols, ne sont pas encore bien distingués en raison de leurs propriétés hydro-structurales particulières. Cette thèse va tenter d'apporter des nouvelles connaissances relatives à l'efficacité et aux processus de la phytodésalinisation dans le cas des Vertisols salés irrigués.

- **fort potentiel en terres irrigables et salinisation des sols dans le moyen Niger** : la vallée du fleuve Niger, qui traverse le Niger sur une distance de 550 km, présente au pays un fort potentiel de ressources en eau et en terres irrigables. Mais ce potentiel est très peu exploité pour l'agriculture irriguée alors que la pluie devient de plus en plus irrégulière dans l'espace et dans le temps pour la production agricole. Le périmètre irrigué de Kollo, situé dans la vallée du fleuve Niger à 50 km au sud-est de Niamey (13°16'31''N et 2°21'25''E), est un des aménagements hydro-agricoles exploités pour la riziculture. Il est caractérisé par des alluvions fluviales argileuses sur lesquels se sont développés des Vertisols. Cependant, la salinité élevée du sol dans une partie du périmètre notamment à proximité de la digue de protection, conduit à l'abandon de certaines parcelles pour la production agricole. Cette thèse est basée sur cette partie salée du périmètre pour tester la remédiation des Vertisols salés par la phytodésalinisation.

PARTIE II : APPROCHE EXPERIMENTALE *IN SITU* DE  
PHYTODESALINISATION DES VERTISOLS

## Introduction

La remédiation de la salinité des sols dans le périmètre irrigué de Kollo (Niger) est cruciale pour assurer la production agricole et lutter contre l'insécurité alimentaire de la population riveraine. La première partie de cette thèse est basée sur une approche expérimentale *in situ* pour i) suivre l'évolution des propriétés hydriques de Vertisols cultivés d'une part avec *E. stagnina*, d'autre part avec le riz (*O. sativa*), ii) tester le potentiel de la culture de *E. stagnina* à réduire la salinité des Vertisols et iii) comparer le potentiel de désalinisation des deux systèmes de culture (*E. stagnina* et *Oriza sativa*) avec celui d'une simple submersion. Cette étude cherche à vérifier les hypothèses suivantes : i) la fluctuation de la nappe influence la salinité des Vertisols irrigués, ii) les cultures irriguées de riz (*Oriza sativa*) et de *E. stagnina* sont capables de se développer sur les Vertisols salés dans le périmètre et iii) la culture irriguée de *E. stagnina* favorise la réduction du stock de sel et de la salinité des Vertisols par comparaison avec la culture de riz et un simple apport d'eau. Le dispositif expérimental de l'étude, installé dans une parcelle rizicole du périmètre (100 m x 25 m), est conçu pour s'adapter aux pratiques culturelles locales dans le périmètre notamment le calendrier cultural, le travail du sol, l'apport d'eau, la fertilisation. Les plantes pilotes en occurrence *E. stagnina* et le riz sont des cultures locales et ayant un intérêt économique pour la population riveraine. L'expérimentation est conduite durant 15 mois pour 3 saisons culturelles successives suivant le calendrier cultural de riz.

Après 8 mois de suivi correspondant à 2 saisons culturelles, la capacité de phytodésalinisation des Vertisols par la culture de *E. stagnina* a été évaluée en comparaison avec la culture de riz et la simple submersion. Les principaux résultats de cette première phase ont été publiés sous forme d'un article scientifique dans le journal « *Agricultural Water Management* » (Annexe 2.1\*). Les résultats globaux de l'expérimentation pour 15 mois, intégrant les trois saisons culturelles, sont présentés dans le chapitre 3 qui traite à la fois de l'évolution des propriétés hydriques des Vertisols et des processus de phytodésalinisation des Vertisols par les cultures.

\* Ado, M.N., Guero, Y., Michot, D., Soubeiga, B., Kiese, T. S., Walter, C., 2016. Phytodesalinization of irrigated saline Vertisols in the Niger Valley by *Echinochloa stagnina*. *Agricultural Water Management* 177, 229-240.

Chapitre 3 : Dynamiques hydrique et saline des Vertisols irrigués sous cultures de *E. stagnina* et de riz (*Oriza sativa*) dans la vallée du fleuve Niger



## Introduction

L'irrigation modifie le régime hydrologique des sols et conduit souvent à leur dégradation, notamment par engorgement en eau et par salinisation (Boivin et *al.*, 1998 ; Favre, 2000 ; Houk et *al.*, 2006). Dans les périmètres irrigués de la vallée du fleuve Niger, plusieurs études ont montré que l'irrigation accélère les processus de salinisation des sols notamment par la dissolution des minéraux salés et la remontée des eaux de nappe (Guéro, 1987 ; Barbiero, 1995 ; Marlet et *al.*, 1996 ; Guéro, 2000 ; Adam, 2011). Les Vertisols sont particulièrement exposés au processus de dégradation par salinisation secondaire induit par l'irrigation, compte tenu de leur capacité de drainage interne très faible. Dans le périmètre irrigué de Kollo, l'irrigation de Vertisols pour la riziculture provoque la remontée de la nappe phréatique riche en sels sulfatés magnésiens et laisse les sels se concentrer dans les horizons de surface sous l'effet de l'évaporation notamment pendant la période de non culture (Ducloux et *al.*, 1994 ; Guero, 2000 ; Adam, 2011). Cette salinisation a conduit à l'abandon des parcelles dans le périmètre compte tenu de la baisse de productivité des sols concernés (Adam, 2011). Pour récupérer les sols affectés par la salinité et améliorer la production agricole dans le périmètre, il est nécessaire d'adopter des systèmes des cultures susceptibles de i) limiter la remontée de la nappe phréatique, ii) améliorer l'infiltration des sols et iii) favoriser la lixiviation des sels. De nouvelles approches biologiques de désalinisation sont basées sur les cultures à fort développement racinaire et susceptibles de se développer en milieu saturé et salé (Walter et *al.*, 2005 ; Qadir et *al.*, 2007 ; Ravindran et *al.*, 2007). L'objectif de ce chapitre est d'analyser le régime hydrologique et la capacité de désalinisation de Vertisols salés par la culture irriguée de *E. stagnina* par comparaison avec les pratiques traditionnelles réalisées dans le périmètre en l'occurrence la culture du riz et la submersion sur sol nu.

### 3.1 Matériel et méthodes

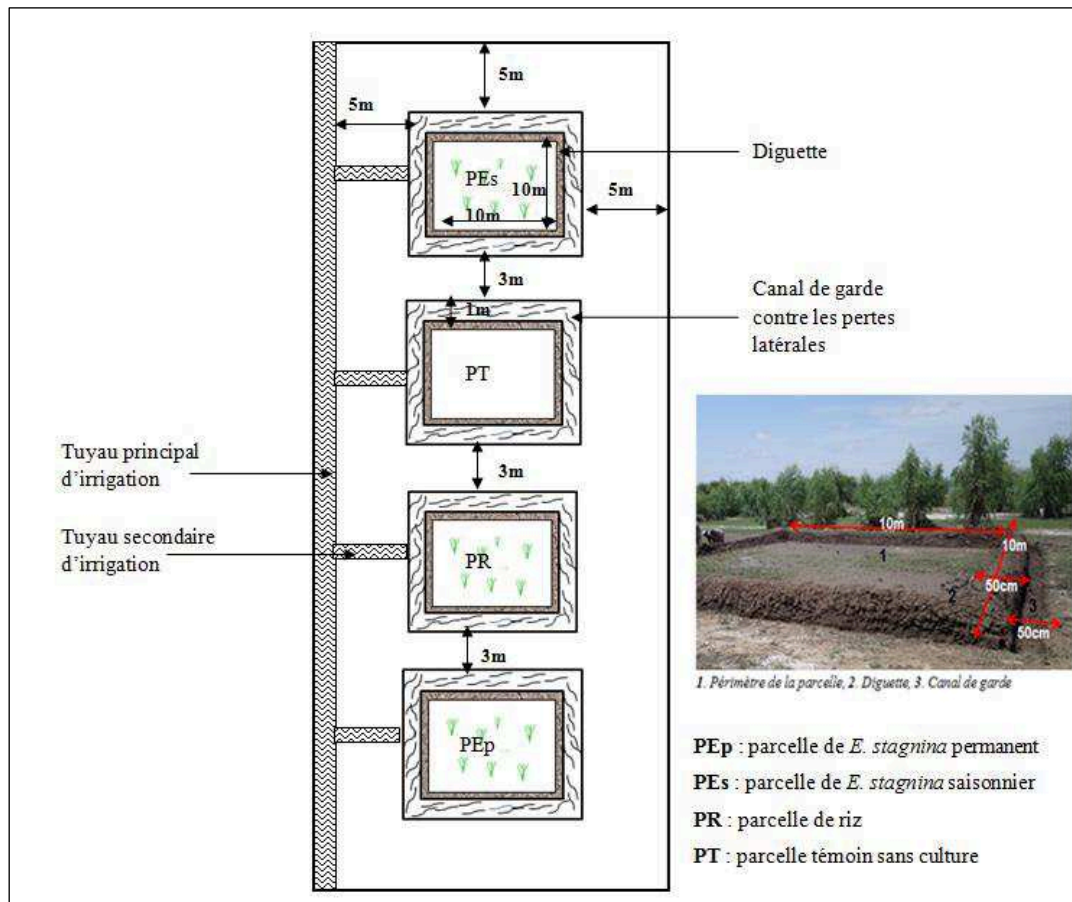
L'étude est conduite dans le périmètre irrigué de Seberi (Kollo/Niger), situé dans la vallée du fleuve Niger à 50 km au sud-est de Niamey (13° 16' 35.32" N, 2° 21' 31.81" E). La description du site est détaillée en chapitre II (section 2.2).

#### 3.1.1 Dispositif expérimental

Le dispositif expérimental est décrit dans le chapitre II (section 2.3.1). Il est composé de 4 traitements répartis sur 4 parcelles (10 m x 10 m) (Figure 3.1) dont : (i) un sol sans culture, mais irrigué (PT), (ii) un sol cultivé avec le riz *Oriza sativa* (PR) selon un calendrier cultural de deux campagnes par an, (iii) un sol cultivé de façon saisonnière avec *Echinochloa stagnina* (PEs), suivant le même calendrier cultural que celui du riz et où la récolte des cultures est systématique à la fin de chaque saison et (iv) un sol cultivé en permanence avec *E. stagnina* (PEp) qui suit une récolte échelonnée dans le temps. Dans ce dernier traitement, la récolte est effectuée à la fin de chaque stade de montaison des cultures en laissant les souches d'environ 5 et 10 cm de hauteur qui se régénèrent à la suite d'apport d'eau.

Le travail du sol et l'irrigation sont uniformes dans toutes les parcelles y compris celle sans culture.

Des bougies à céramique poreuse (type SDEC, 32 mm de diamètre) et des tensiomètres (type SDEC, 22 mm de diamètre) ont été installés à 20, 30, 60 et 80 cm de profondeur pour respectivement prélever la solution du sol et suivre le potentiel hydrique du sol. Si les tensiomètres ont pu être installés aux quatre profondeurs de 20, 30, 60 et 80 cm, les bougies poreuses n'ont pu être implantées qu'aux trois premières profondeurs de 20, 30 et 60 cm du fait de la trop grande compacité du sol au-delà. Ces capteurs sont installés selon 2 répétitions par parcelle suivant un espacement de 50 cm x 50 cm entre deux capteurs. Un piézomètre, crépiné à la base, est installé dans chaque parcelle jusqu'à la profondeur de la terrasse graveleuse pour le suivi de la nappe phréatique (Cf. chapitre II, section 2.3.1).



**Figure 3.1 :** Schéma du dispositif expérimental *in situ* dans le périmètre irrigué de Kollo (Niger)

### 3.1.2 Installation et suivi des cultures

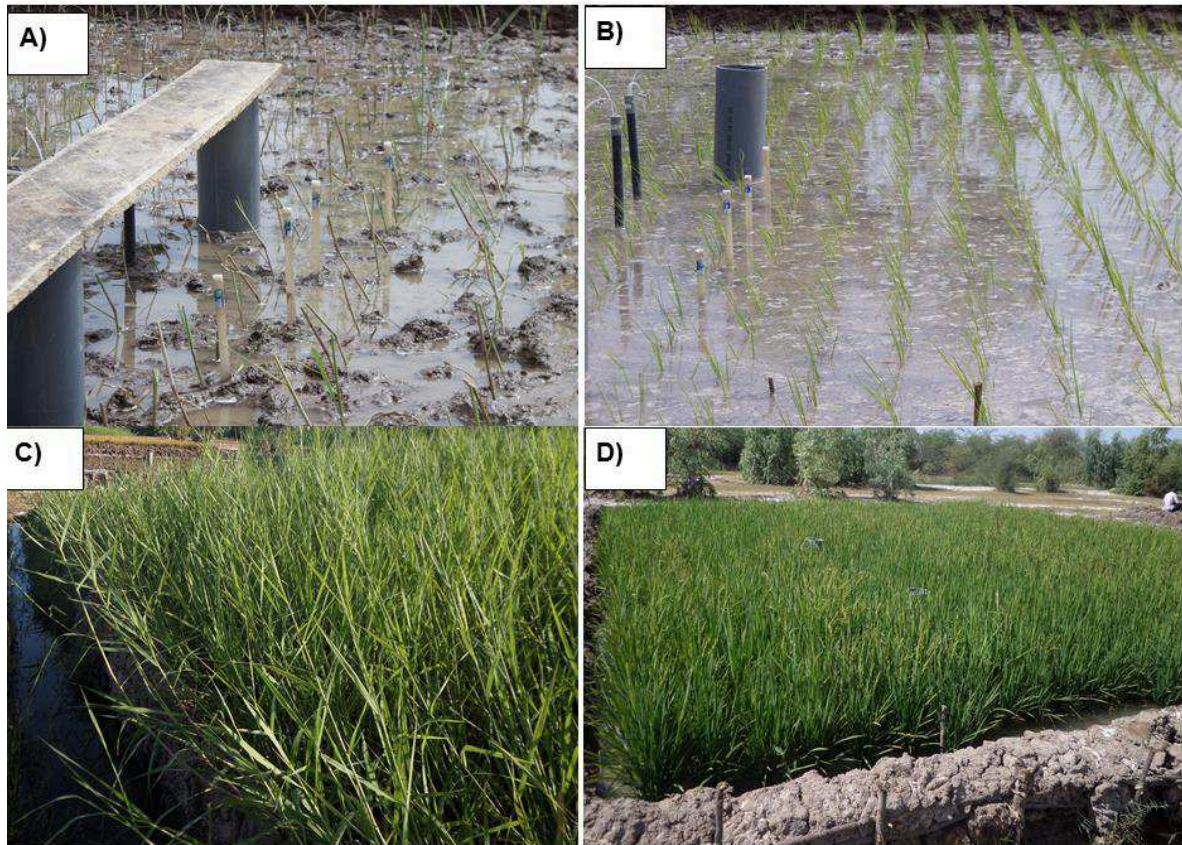
L'étude est conduite au cours de 3 saisons culturales successives suivant le calendrier cultural du riz pratiqué dans le périmètre : respectivement d'août à décembre 2014 pour la 1<sup>o</sup> saison (SC1), de février à juin 2015 pour la 2<sup>o</sup> saison culturale (SC2) et d'août à décembre 2015 pour la troisième saison culturale (SC3) (Cf. chapitre II, § 2.3.1.4).

Pour installer les cultures, les parcelles sont préalablement irriguées, labourées manuellement sur une profondeur d'environ 10 à 15 cm puis planées. Les plants du riz, *O. sativa* (variété « Gambiaka », cycle à 110 jours), préalablement élevés en pépinière pendant 3 semaines, sont repiqués dans PR selon 3 à 4 plants par poquet selon une maille régulière de 20 cm x 20 cm (Figure 3.2). Les boutures de *E. stagnina*, d'environ 15 à 20 cm de hauteur et portant 2 nœuds, sont repiquées respectivement dans PEp et PEs selon un plant de bouture par poquet selon une maille régulière de 30 cm x 30 cm (Figure 3.2).

Ces opérations d'installation de culture sont effectuées au début de chaque saison dans les parcelles cultivées, excepté dans PEp où les souches initiales de cultures sont laissées en permanence dans la parcelle depuis le premier repiquage.

Les parcelles sont irriguées légèrement 2 à 3 jours après le repiquage jusqu'à la reprise des plants. Après la reprise des cultures, l'apport d'eau est effectué 1 ou 2 fois par semaine et à chaque irrigation, une lame d'eau de surface est ajustée à 7 cm de hauteur dans la parcelle. L'eau d'irrigation est pompée directement du fleuve Niger et distribuée dans les parcelles selon un dispositif de réseau californien (Cf. chapitre II, § 2.3.1.2). Cette eau est caractérisée par une salinité très faible (CE : 0,04-0,15 dS.m<sup>-1</sup>) et une alcalinité résiduelle positive (Barbiero, 1995 ; Adam, 2011).

Une fertilisation minérale est réalisée dans les parcelles cultivées 2 fois au cours de chaque saison culturale : i) pour le riz , la dose de fertilisation est de 200 kg/ha d'un engrais NPK (15-15-15) et de 100 kg/ha d'urée (46% d'azote) appliquée en deux fractions égales au début de tallage (2 semaines après repiquage) et au stade de l'initiation paniculaire et (ii) pour *E. stagnina*, la fertilisation correspond à un apport de 300 kg/ha d'un engrais NPK (15-15-15) appliqué deux semaines après le repiquage puis d'un apport de 100 kg/ha d'urée et de 100 kg/ha d'un engrais NPK (15-15-15) appliqué au stade montaison/floraison ou après chaque coupe pour PEp (Touraoua, 2009).



**Figure 3.2 :** Photographies de la culture de *E. stagnina* après repiquage (A) et au stade de montaison (C) et de la culture riz après repiquage (B) et au stage montaison-épiaison (D).

Deux mailles (2 m x 2 m) sont délimitées pour le suivi phénologique des cultures qui est effectué chaque semaine pendant les saisons culturales pour mesurer le nombre de talles et la hauteur des plants. A la fin de chaque saison culturale, les rendements en biomasse aérienne (fraîche et sèche) et en grains de riz sont mesurés dans les différentes parcelles cultivées. La récolte consiste à couper systématiquement les cultures pour peser la biomasse aérienne fraîche et sèche dans PEs et PR. Le rendement en grain de riz est évalué à la fin de chaque saison après battage. Dans PEp, les cultures sont coupées à la fin de chaque stade de montaison en laissant des souches d'environ 5 et 10 cm de hauteur afin qu'elles régénèrent et entament un nouveau cycle de développement à la suite de l'irrigation. Il y a eu 5 coupes dans PEp dont 3 coupes coïncident avec la récolte dans PR et PEs, respectivement à la fin de la première saison (FS1), à la fin de la deuxième saison (FS2) et à la fin de la troisième saison (FS3). Les deux autres coupes, R2\_PEp et R4\_PEp, sont effectuées respectivement à la fin des première et deuxième périodes d'inter-culture observées dans PR et PEs.

Les racines des cultures ont été caractérisées à la fin de chaque saison culturale par le prélèvement des blocs du sol dans la couche 0-20 cm avec un bac métallique (20 cm × 20 cm × 20 cm) (Figure 3.3a). Les échantillons sont trempés dans l'eau et les racines sont séparées de la terre par des lavages successifs (Figure 3.3b). Les racines sont ensuite triées pour les séparer des résidus végétaux (Figure 3.3c et d) et pesées à l'état frais puis à l'état sec après le séchage à l'air libre pendant 48h. L'échantillonnage est répété trois fois par parcelle à chaque date (Figure 2.8).

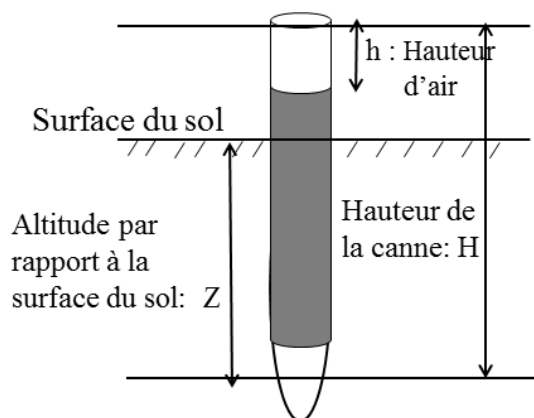


**Figure 3.3 :** Photographies des procédés de prélèvement du bloc de sol (A), de lavage (B) et de tri des racines (C et D).

### 3.1.3 Suivi de la nappe et de l'état hydrique du sol

Pour suivre l'état hydrique du sol, le potentiel hydrique du sol est mesuré chaque semaine à 20, 30, 60 et 80 cm de profondeur à l'aide d'un tensimètre électronique à aiguille hypodermique (type SDEC, SMS 2500S). Il s'agit de mesurer sur le terrain, la dépression créée dans un système étanche à l'air grâce au transfert de l'eau à travers la céramique poreuse des tensiomètres. Le principe des mesures consiste en une lecture directe de la dépression avec le tensimètre. Ce dernier est préalablement étalonné au laboratoire pour déterminer la relation affine entre le potentiel hydrique en cm et la valeur lue en mbar ; le coefficient de détermination étant de l'ordre de 0,99999. Le potentiel total du sol est déduit des mesures effectuées sur le terrain en utilisant l'équation d'étalonnage ; la surface du sol est considérée comme le niveau de référence (Figure 3.4).

Par ailleurs, le niveau statique de la nappe dans les piézomètres est mesuré chaque semaine en utilisant une sonde électrique.



→ **Potentiel corrigé par étalonnage:**  $\Psi_{\text{corrigé}}$

$$\Psi_{\text{corrigé}} = a \times \Psi_{lu} + b$$

→ **Potentiel matriciel:**  $\Psi_m$

$$\Psi_m = \Psi_{\text{corrigé}} + H - h$$

→ **Potentiel total:**  $\Psi_t$

$$\Psi_t = \Psi_m + Z$$

**Figure 3.4 :** Principe de calcul des potentiels matriciel et total. a et b sont respectivement la pente et l'origine à l'ordonnée de l'équation d'étalonnage (adapté de Caubel, 2001).

### 3.1.4 Densité apparente du sol

La densité apparente du sol est déterminée par prélèvement des échantillons de sol non déstructurés et non tassés au moyen des cylindres en inox ( $V=98 \text{ cm}^3$ ) selon la norme NF X31-501 (AFNOR, 1992). Les échantillons sont prélevés à l'état saturé du sol à la fin de chaque saison culturale à 0-5, 20-25 et 40-45 cm de profondeur selon trois répétitions par profondeur et par parcelle (Figure 2.8). Les échantillons sont pesés à l'état humide puis à l'état sec après séchage à l'étuve à  $105^\circ\text{C}$  pendant 48 h. Ainsi, la masse volumique apparente du sol ( $\rho$ ,  $\text{g}/\text{cm}^3$ ) est calculée selon le rapport entre la masse sèche du sol ( $M_s$ , g) et le volume total du cylindre ( $V$ ,  $\text{cm}^3$ ) (Eq. 3.1).

$$\rho = \frac{M_s}{V} \quad \text{Eq. 3.1}$$

### 3.1.5 Suivi de la salinité du sol

#### 3.1.5.1 Mesure de la conductivité électrique du sol

La conductivité électrique du sol est caractérisée au début et à la fin de chaque saison culturale sur des échantillons prélevés à 0-10, 10-20, 20-40 et 40-60 cm selon le protocole détaillé en chapitre II (Cf. § 2.3.1.2). Les échantillons sont analysés au laboratoire pour mesurer la conductivité électrique de l'extrait du sol dilué au rapport 1/5 ( $CE_{1/5}$ ) selon la norme ISO 11265 (AFNOR, 1996). A chaque date de mesure, la conductivité électrique rapportée à la pâte saturée du sol ( $CE$ ) est déduite à l'aide de la relation de Slavish et Petterson (1993) en multipliant la  $CE_{1/5}$  par un facteur de conversion  $f$  selon l'Eq. 3.2 :

$$CE = CE_{1/5} \times f \quad \text{Eq. 3.2}$$

où  $f$  est un facteur de conversion qui est égal à 5.8 pour les sols argileux selon Slavish et Petterson (1993).

#### 3.1.5.2 Mesures géophysiques de la résistivité électrique apparente du sol

La résistivité électrique apparente du sol est mesurée à l'état initial et à la fin de chaque saison culturale pour suivre les évolutions spatiale et temporelle de la salinité du sol dans les parcelles. Elle a été mesurée à l'aide d'un résistivimètre Syscal R1+ (Iris Instrument) avec 4 électrodes en configuration Wenner (Ward, 1990) avec l'espacement entre électrodes de 10 et 30 cm selon le schéma adopté par Adam et *al.* (2012). Le protocole de mesures est décrit en section 2.3.1.3 du chapitre II où les sondages sont effectués selon un maillage triangulaire de



50 cm d'espacement entre les sommets du triangle (Figure 2.8). A chaque date, la conductivité électrique apparente (CEa) du sol est estimée par l'inverse de la résistivité électrique mesurée.

### 3.1.5.3 Calcul du stock de sel dans le sol

Le stock de sel ( $SS$ ,  $g/m^2$ ) est calculé à chaque date dans les couches 0-10, 0-20, 0-40 et 0-60 cm à partir de la masse sèche du sol et de la  $CE_{1/5}$  selon l'Eq. 3.3.

$$SS = \left[ Da \times h \times \left( \frac{Sm}{M} \right) \right] \quad \text{Eq. 3.3}$$

où  $h$  est l'épaisseur de la couche du sol (m),  $Sm$  est la masse du sel dans l'échantillon du sol et  $M$  est la masse sèche du sol de l'échantillon (g).  $Sm$  est estimé à partir de l'Eq. 3.4 proposée par Adam (2011).

$$Sm = 0,65 \times CE_{1/5} - 0,097 \quad \text{Eq. 3.4}$$

Le bilan du sel ( $\Delta SS$ ) est établi à la fin de l'expérimentation par différence entre le stock de sel initial ( $SS_i$ ) et le stock de sel final ( $SS_f$ ) respectivement dans 0-10, 0-20, 0-40 et 0-60 cm selon l'Eq. 3.5

$$\Delta SS = SS_i - SS_f \quad \text{Eq. 3.5}$$

La valeur positive de  $\Delta SS$  indique une perte en sel dans la couche du sol alors que la valeur négative de  $\Delta SS$  traduit une augmentation du sel dans la couche du sol considérée.

### 3.1.5.4 Evaluation du sel prélevé par la biomasse de cultures

La teneur en sel des cultures de *E. stagnina* et de riz est déterminée pour leur biomasse aérienne (feuilles et tiges) à la fin de chaque saison culturale. Il s'agit des analyses foliaires sur la biomasse pour déterminer la teneur en éléments minéraux notamment les cendres, le calcium (Ca), le sodium (Na), le magnésium (Mg), le potassium (K) et le phosphore (P). A chaque date, deux échantillons composites sont prélevés dans chaque parcelle au niveau des mailles délimitées pour l'évaluation des rendements. Les échantillons sont préalablement séchés à l'aire libre et à l'étuve à 60°C puis broyés et tamisé à 1 mm. L'analyse a été effectuée au laboratoire Sciences du Sol de la Faculté d'Agronomie de l'Université Abdou Moumouni de Niamey (Niger). La méthode d'analyse est la calcination à chaud par voie sèche pour déterminer les cendres (Miller, 1998). Les cendres sont ensuite récupérées et mise

en solution avec HNO<sub>3</sub> et HCl pour doser K, Ca, Mg, Na et P par spectrophotométrie avec le spectrophotomètre D3900. La teneur en sel est estimée par la somme des teneurs en K, Ca, Mg, Na et P. La quantité de sel prélevée par la biomasse de cultures est ainsi estimée à partir de la biomasse totale sèche et de la teneur en sel. Cependant, cette teneur en sels n'est pas effective car elle n'inclue pas la concentration d'autres solutés salés tels que le chlorure (Cl), le sulfate (SO<sub>4</sub>), le soufre (S). Une autre analyse plus complète est réalisée à l'Unité de Service Analyses Végétales et Environnementales (USRAVE) de l'INRA de Bordeaux (France) sur la biomasse de *E. stagnina* développée au laboratoire sur les colonnes du sol. (Cf. § 5.2.3.3 du chapitre V).

### 3.1.6 Traitement statistique des données

Le modèle linéaire mixte (Martinez, 2006) est testé avec le package "lme4" du logiciel R (Bates et al., 2016) pour simuler l'évolution temporelle de la conductivité électrique (CE) et du stock de sel (SS) dans le sol dans les différentes parcelles et à différentes profondeurs (Cf chapitre II, § 2.6).

Le test de corrélation de Person ( $p < 0,05$ ) est également effectué avec les différents paramètres pour mettre en relation l'évolution de la salinité du sol, la dynamique de la nappe, les propriétés hydro-structurales du sol et les caractéristiques agronomiques des cultures.

### 3.1.7 Cartographie de la conductivité électrique apparente par krigeage

Les observations de CEa sont notées CEa ( $s_i, a_j$ ), où  $s_i$  représente l'emplacement d'un point d'échantillonnage  $i$  ( $i$  variant de 1 à  $m$ , le nombre de points échantillonnés) et  $a_j$  représente l'espacement des électrodes ( $j$  étant de 10 cm ou 30 cm). Pour chaque campagne, les cartes de conductivité électrique apparente (CEa\*) prédites ont été générées pour chaque écartement par krigeage ordinaire après une analyse de variogramme global en utilisant le module *Geostatistical Analyst* du logiciel Arcgis 10.4 (Esri, 2016). La conductivité électrique apparente ECa\*( $s_0, a_j$ ) a été estimée à n'importe quelle position inconnue  $s_0$  en utilisant l'Eq. 3.7:

$$CEa^*(s_0, a_j) = \sum_{i=1}^l w_i CEa(s_i, a_j) \quad \text{Eq. 3.7}$$

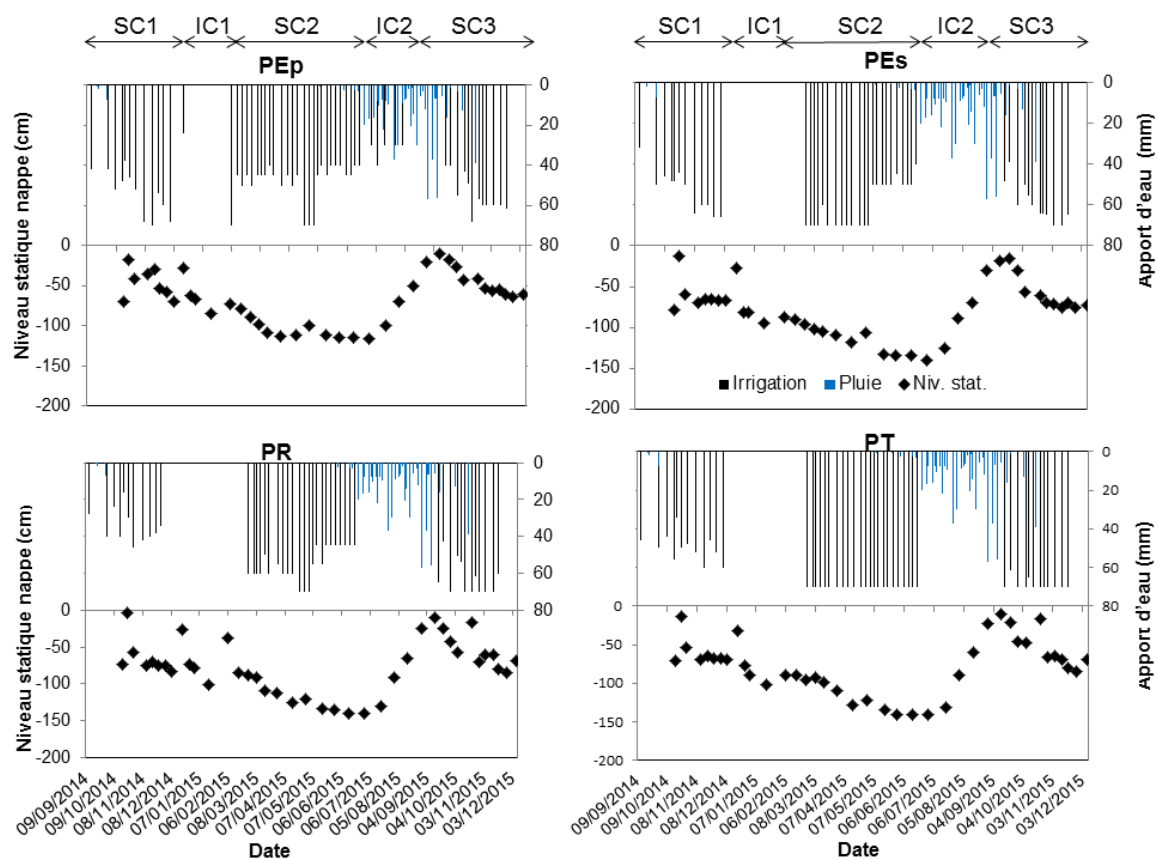
où  $l$  est le nombre des points voisins considérés et  $w_i$  sont les poids de krigeage.

## 3.2 Résultats

### 3.2.1 Dynamiques de la nappe et de l'état hydrique du sol

#### 3.2.1.1 Distribution des apports d'eau et évolution du niveau statique de la nappe

La figure 3.5 présente les apports d'eau et la fluctuation de la nappe dans les différentes parcelles pendant la période de suivi qui va de septembre 2014 au décembre 2015. L'apport d'eau dans les parcelles pendant les saisons culturales provient essentiellement de l'irrigation qui varie entre 40 et 70 mm par date afin de réajuster la lame d'eau à 7 cm de hauteur à la surface des parcelles. La pluie, qui varie de 1 à 60 mm par date, n'est observée que pendant la deuxième période d'inter-culture (IC2) et la troisième saison culturale (SC3). La fréquence et la quantité d'eau apportée par irrigation sont plus élevées au cours de la seconde saison culturale (SC2), qui coïncide avec la saison chaude et sèche de la zone, que pendant les première et troisième saisons culturales qui sont des périodes moins chaudes et pluvieuses. Le cumul d'eau apportée est de 1420, 1447, 1332 et 1672 mm pendant SC2 alors qu'il est de 726, 782, 826 et 899 mm pendant SC3 respectivement dans les parcelles PEp, PEs, PR et PT (Annexe 2.2). La quantité d'eau apportée est plus élevée dans la parcelle nue (PT) que dans les autres parcelles notamment pendant la deuxième saison culturale (SC2).



**Figure 3.5 :** Distribution des apports d'eau par irrigation (barres noires) et par la pluie (barres bleues) et fluctuation du niveau statique de la nappe (Niv. stat., points noirs) dans les différentes parcelles pendant la période de suivi allant de septembre 2014 à décembre 2015. PT est le sol nu sans culture, PR est le sol cultivé avec le riz (*Oriza sativa*), PEs est le sol cultivé avec *E. stagnina* saisonnier et PEp est le sol cultivé avec *E. stagnina* permanent. SC1, SC2 et SC3 représentent respectivement la 1<sup>e</sup>, 2<sup>e</sup> et 3<sup>e</sup> saison culturale. IC1 et IC2 sont respectivement la première et la deuxième période d'inter-culture dans PEs, PR et PT.

La fluctuation de la nappe, qui reflète également les variations liées aux apports d'eau par l'irrigation et par la pluie, permet de distinguer 3 principales périodes :

- i) la période d'octobre 2014 à mars 2015 où le niveau statique est compris entre -40 et -100 cm de profondeur. Pendant cette période, le niveau de la nappe est plus profond dans les parcelles aux mois de décembre et janvier 2015 (-100 cm) qui coïncident avec la première période où l'irrigation est arrêtée, en l'occurrence pendant la période d'inter-culture (IC) de l'expérimentation. Cependant, on observe des remontées ponctuelles de la nappe vers la surface du sol qui coïncident avec la reprise d'irrigation après une période d'assèchement notamment à la fin de la première période d'inter-culture.

- ii) la période de mars à juin 2015 qui coïncide avec la saison sèche dans la zone et où le niveau statique de la nappe est le plus profond. Il est compris entre -100 et -145 cm au cours de cette période, notamment au mois de juin qui coïncide avec la période d'inter-culture dans les parcelles PEs, PR et PT. Toutefois, la nappe est restée moins profonde dans la parcelle PEP (entre -100 et -120 cm), où l'apport d'eau est resté permanent, contrairement aux autres parcelles qui ont connu une période d'inter-culture sans irrigation.

- iii) la période de juin à octobre 2015 qui coïncide avec la saison de pluie et le début de la troisième saison culturale (SC3) où le niveau de la nappe remonte entre -10 et -40 cm dans les parcelles. A partir d'octobre, la nappe a tendance à redescendre pour probablement reprendre un nouveau cycle comme précédemment.

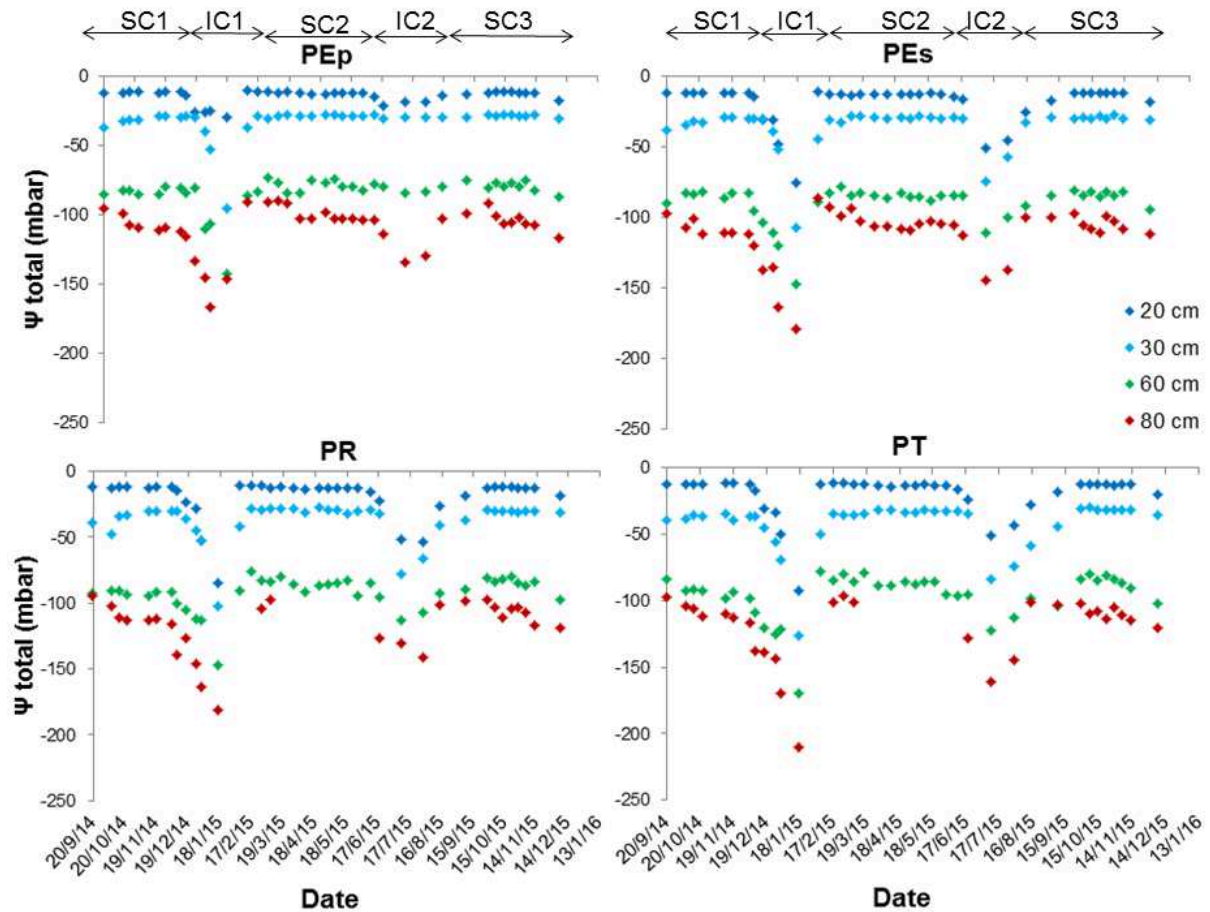
Le niveau statique de la nappe semble être contrôlé non seulement par les variations saisonnières notamment la pluie mais aussi par l'irrigation dans les parcelles. La nappe est relativement moins profonde dans la parcelle permanemment irriguée (PEP) par rapport aux autres parcelles notamment pendant la période d'inter-culture (IC2) qui a coïncidé avec la saison chaude et sèche de la zone.

### *3.2.1.2 Evolution du potentiel total de l'eau dans le sol*

Tout comme le niveau statique de la nappe, le potentiel total, mesuré tous les 15 jours, fluctue au cours du temps dans toutes les parcelles (Figure 3.6). Il résulte des variations du potentiel total que le sol est plus humide en surface qu'en profondeur, traduisant ainsi un profil hydrique descendant dans toutes les parcelles. Pendant les saisons culturales (SC1, SC2 et SC3), le potentiel total est compris entre -10 et -20 mbar à la profondeur de 20 cm dans toutes les parcelles alors qu'il est compris entre -80 et -120 mbar à la profondeur de 80 cm. Cependant, pendant les périodes d'inter-cultures (IC1 et IC2), le potentiel total traduit un dessèchement du sol à toutes les profondeurs et dans toutes les parcelles, excepté dans la parcelle PEP à 20, 30 et 60 cm où le potentiel reste relativement constant notamment pendant la deuxième période d'inter-culture IC2. Il est compris -60 et -100 mbar à 20 cm et entre -150 et -210 mbar à 80 cm pendant les périodes d'inter-cultures dans PEs, PR et PT.

Toutefois, le dessèchement du sol à toutes les profondeurs et dans toutes les parcelles est plus marqué pendant IC1, qui coïncide avec la saison sèche, que pendant IC2 qui correspond au début de la saison de pluie, d'ailleurs le potentiel tend à remonter avant même la fin de cette période d'inter-culture IC2 notamment à 20 cm suite à l'apport d'eau de pluie.

*In fine*, l'état hydrique du sol apparaît contrôlé par l'irrigation notamment pendant les saisons culturales. L'alternance entre la saison sèche et la saison de pluie dans la zone semble également influencer la fluctuation du potentiel hydrique du sol.



**Figure 3.6 :** Evolution temporelle du potentiel total du sol à 20, 30, 60 et 80 cm de profondeur dans les différentes parcelles d'août 2014 à novembre 2015. PT est le sol nu sans culture, PR est le sol cultivé avec le riz (*Oriza sativa*), PEs est le sol cultivé avec *E. stagnina* saisonnier et PEp est le sol cultivé avec *E. stagnina* permanent. SC1, SC2 et SC3 représentent respectivement la 1<sup>e</sup>, 2<sup>e</sup> et 3<sup>e</sup> saison culturale. IC1 et IC2 sont respectivement la première et la deuxième période d'inter-culture dans PEs, PR et PT.

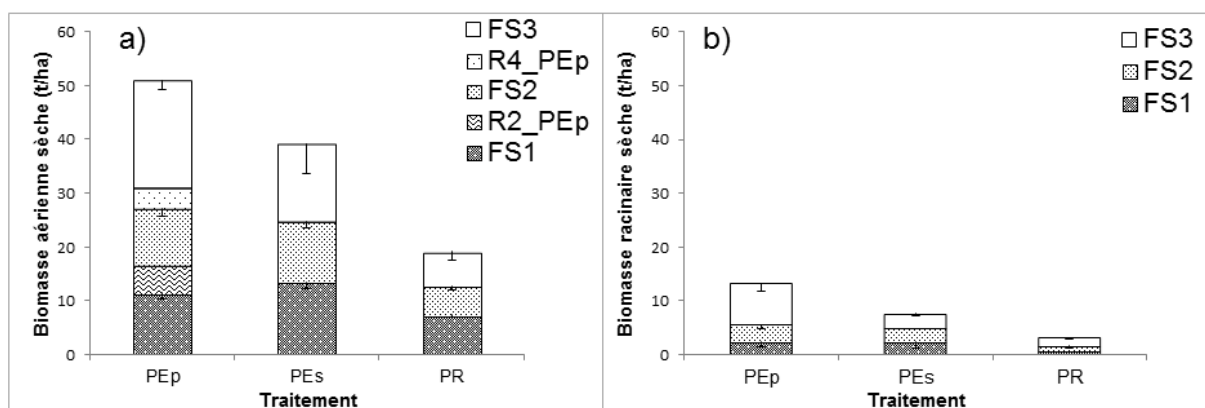
### 3.2.2 Production des cultures

La culture de *E. stagnina* produit entre 20 et 30 talles/poquet pour une hauteur maximale comprise entre 140 et 180 cm alors que la culture de riz (*Oriza sativa*) produit entre 30 et 50 talles pour une hauteur maximale comprise entre 50 et 80 cm (Annexe 2.3). Le nombre de talles est plus élevé en SC2 et SC3 qu'en SC1 pour la culture de *E. stagnina* dans PEp et PEs alors que la tendance inverse est observée pour la culture de riz.

Après 15 mois de suivi, les cultures produisent 51, 39 et 19 t/ha de biomasse aérienne sèche respectivement dans les parcelles PEp, PEs et PR (Figure 3.7a). Le rendement en biomasse sèche est plus élevé en fins des saisons culturales FS1 et FS3, qui coïncident avec la saison de pluie, qu'à la fin de la deuxième saison culturale FS2 qui correspond à la saison sèche du secteur. Dans la parcelle PEp, la biomasse mesurée à la fin de la troisième saison FS3 (20 t/ha) est 2 fois plus élevée que celle produite à la fin de la deuxième FS2 (10 t/ha). Le rendement en grains de riz dans la parcelle PR, relativement stable, est de 5,0, 5,8 et 5,3 t/ha respectivement à FS1, FS2 et FS3.

La biomasse racinaire sèche mesurée à la fin de chaque saison culturale est comprise entre 2 et 7 t/ha pour la culture a de *E. stagnina* et environ 1 t/ha pour la culture de riz (Figure 3.7b). Elle augmente dans le temps pour PEp (de 2 t/ha à FS1 à 7 t/ha à FS3) alors qu'elle est restée quasiment stable dans les parcelles PEs (autour de 2 t/ha) et PR (autour de 1 t/ha).

La biomasse racinaire sèche à la fin de chaque saison culturale représente entre 15 et 28% de la biomasse totale pour la culture de *E. stagnina* et entre 8 et 19 % pour la culture de riz.

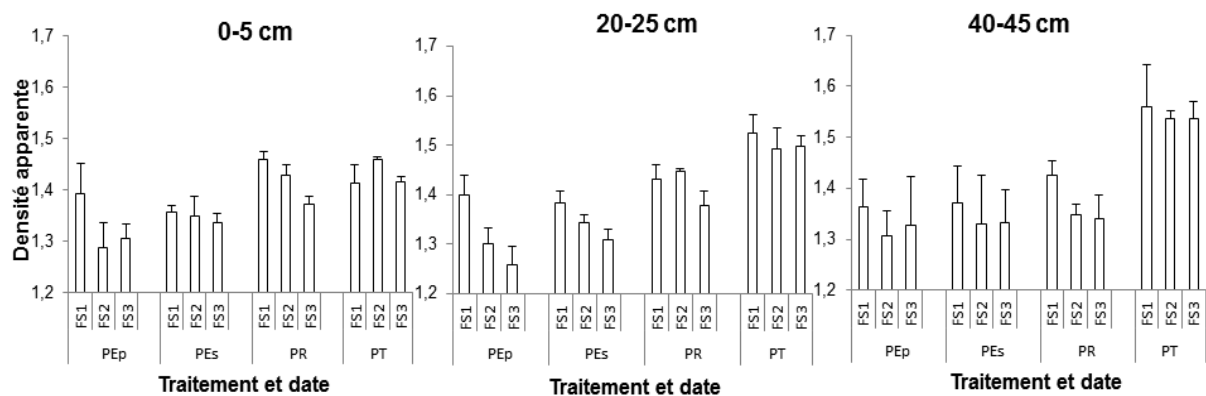


**Figure 3.7 :** Rendement en biomasse aérienne sèche (a) et biomasse racinaire sèche (b) des cultures dans les différentes parcelles cultivées. PR est la parcelle cultivée avec le riz (*Oriza sativa*), PEs est la parcelle cultivée avec *E. stagnina* saisonnier, PEp est la parcelle cultivée avec *E. stagnina* permanent. FS1, FS2 et FS3 représentent respectivement la fin de la première, deuxième et troisième saison culturale, R2\_PEp et R4\_PEp représentent respectivement la deuxième et la quatrième récolte dans PEp. Les barres d'erreurs représentent les écart-types (n=3).

### 3.2.3 Densité apparente du sol

La densité apparente ( $D_a$ ), mesurée à l'état saturé du sol à la fin de chaque saison culturale, est plus élevée dans la parcelle nue (PT) que dans les autres parcelles dans les couches 20-25

et 40-45 cm et à toutes les dates (Figure 3.8). Elle est comprise entre 1,26 et 1,40 dans les parcelles PEp et PE<sub>s</sub> et entre 1,50 et 1,56 dans la parcelle nue PT dans les mêmes couches que précédemment. La densité apparente baisse dans le temps dans toutes les parcelles cultivées avec *E. stagnina* et dans toutes les couches alors qu'elle est restée relativement stable dans la parcelle nue. Aux fins de la deuxième et la troisième saison culturale, le sol apparaît moins dense dans les parcelles cultivées avec *E. stagnina* (PE<sub>s</sub> et PEp) que dans les parcelles de riz et témoin dans les couches 0-5 et 20-25 cm. Dans la couche 0-5 cm, la Da est de 1,29, 1,30, 1,37 et 1,41 respectivement dans PEp, PE<sub>s</sub>, PR et PT à la fin de l'expérimentation (FS3). Dans la couche 40-45 cm, la densité apparente est plus élevée dans la parcelle nue que dans les autres parcelles à toutes les dates. A la fin de l'expérimentation, le profil vertical de la Da est relativement homogène dans les parcelles cultivées avec *E. stagnina* alors qu'il est plus dense en profondeur qu'en surface dans la parcelle nue.



**Figure 3.8 :** Moyenne et écart-type de la densité apparente du sol (Da) à 0-5, 20-25 et 40-45 cm dans les différentes parcelles à la fin de la première (FS1), deuxième (FS2) et troisième (FS3) saison culturale. PT est le sol témoin sans culture, PR est le sol cultivé avec le riz (*Oriza sativa*), PE<sub>s</sub> est le sol cultivé avec *E. stagnina* saisonnier et PEp est le sol cultivé avec *E. stagnina* permanent.

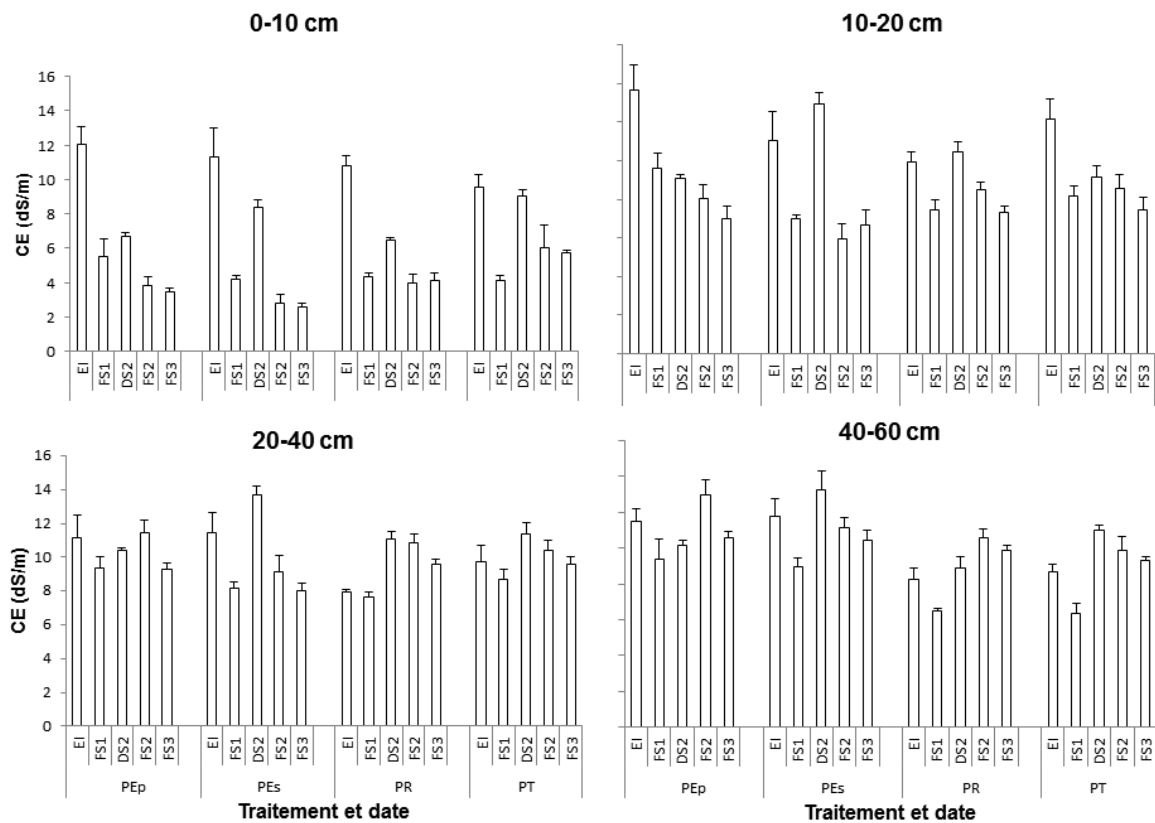
### 3.2.4 Evolution de la salinité du sol

#### 3.2.4.1 Evolution de la conductivité électrique du sol

La conductivité électrique du sol (CE), rapportée à celle d'un extrait de pâte saturée, baisse dans le temps dans toutes les parcelles et dans toutes les couches, excepté dans les parcelles PR et PT dans la couche 40-60 cm où elle a tendance à augmenter (Figure 3.9). La CE,

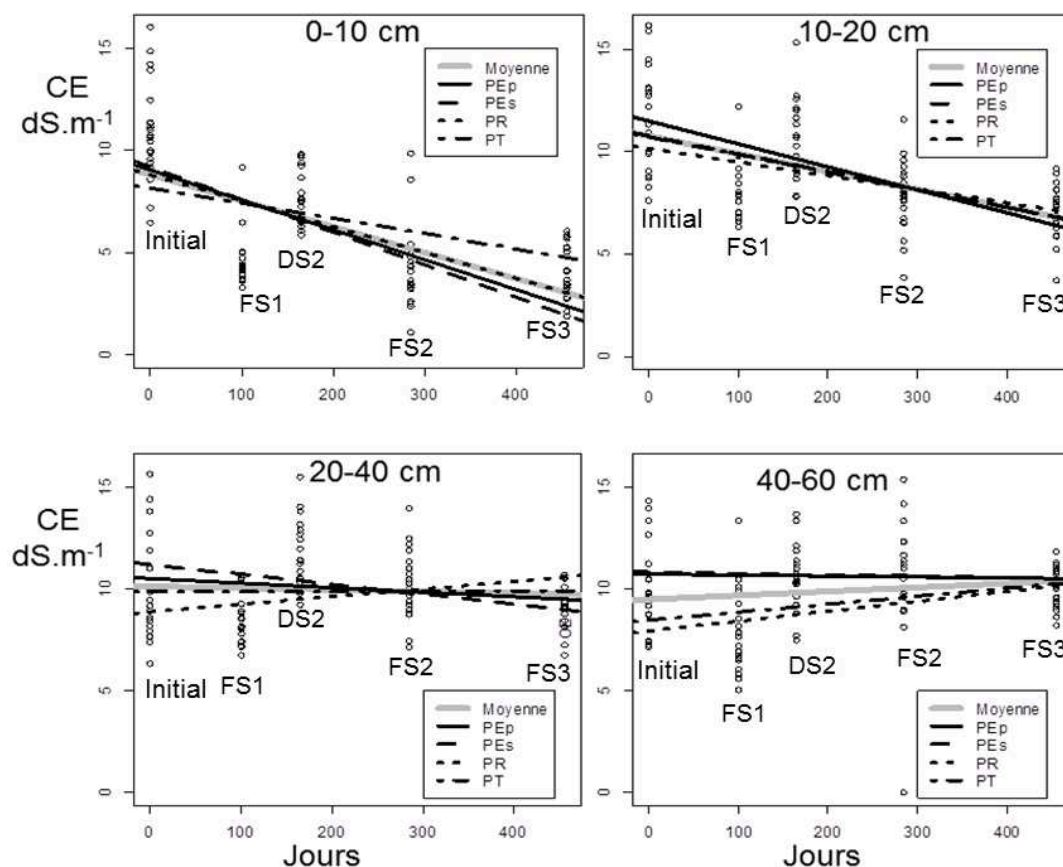


initialement hétérogène entre les parcelles, est comprise entre 8 et 14 dS/m. Dans la couche de surface (0-10 cm) et dans la couche de profondeur (40-60 cm), les valeurs initiales de CE sont plus élevées dans la parcelle PEp (12,1 et 11,5 dS/m respectivement dans 0-10 et 40-60 cm) que dans la parcelle PT (9,6 et 8,7 dS/m respectivement dans 0-10 et 40-60 cm). Après la première saison culturale (FS1), la CE initiale a baissé de 12,0, 11,3, 10,8 et 9,6 dS/m à 5,5, 4,2, 4,4 et 4,2 dS/m respectivement dans PEp, PEs, PR et PT dans la couche 0-10 cm. Cependant, au début de la 2<sup>e</sup> saison culturale (DS2) qui coïncide avec la fin de la première période d'inter-culture, la CE a re-augmenté par rapport à FS1 dans toutes les parcelles et dans toutes les profondeurs excepté dans PEp où la CE est restée plus faible par rapport aux dates précédentes notamment dans la couche 10-20 cm. A la fin de la deuxième saison culturale (FS2) et jusqu'à la fin de l'expérimentation (FS3), la CE est plus élevée dans la parcelle PT que dans les autres parcelles notamment dans la couche 0-10 cm, alors que la situation inverse est observée à l'état initial. La CE initiale a baissé de 71, 77, 65 et 61 % respectivement dans PEp, PEs, PR et PT dans la couche 0-10 cm à FS3. Dans les couches profondes, à 20-40 et 40-60 cm, la CE a baissé dans toutes les parcelles à FS1 mais elle a tendance à augmenter à DS2 et FS2 notamment dans les parcelles PR et PT. A FS3, la CE initiale a baissé de 7 et 11% respectivement dans PEp et PEs dans la couche 40-60 cm, alors qu'elle a augmenté de 19 et 7 % respectivement dans PR et PT à la même profondeur.



**Figure 3.9 :** Evolution de la conductivité électrique à 4 profondeurs du sol (0-10, 10-20, 20-40 et 40-60 cm) dans les différents traitements à différentes dates de l'expérimentation de désalinisation. PT est le sol nu sans culture, PR est le sol cultivé avec le riz (*Oriza sativa*), PEs est le sol cultivé avec *E. stagnina* saisonnier et PEp est le sol cultivé avec *E. stagnina* permanent. EI est l'état initial, FS1, FS2 et FS3 représentent respectivement la fin de la 1<sup>e</sup>, 2<sup>e</sup> et 3<sup>e</sup> saison culturale, DS2 est le début de la 2<sup>e</sup> saison culturale. Les barres d'erreur indiquent les erreurs-standard des moyennes (n=5).

Un modèle linéaire mixte, présentant l'évolution de CE avec le temps, confirme la dynamique de CE et indique une réduction significative ( $p < 0,001$ ) de CE de EI à FS3 dans toutes les parcelles dans les couches 0-10 et 10-20 cm (Figure 3.10). A FS3, le modèle montre que la CE est significativement plus élevée dans PT que dans les autres parcelles dans la couche 0-10 cm. Dans les couches profondes, notamment dans la couche 40-60 cm, le modèle montre que la CE a augmenté avec le temps dans PR et PT alors qu'elle est restée relativement stable dans PEp et PEs.

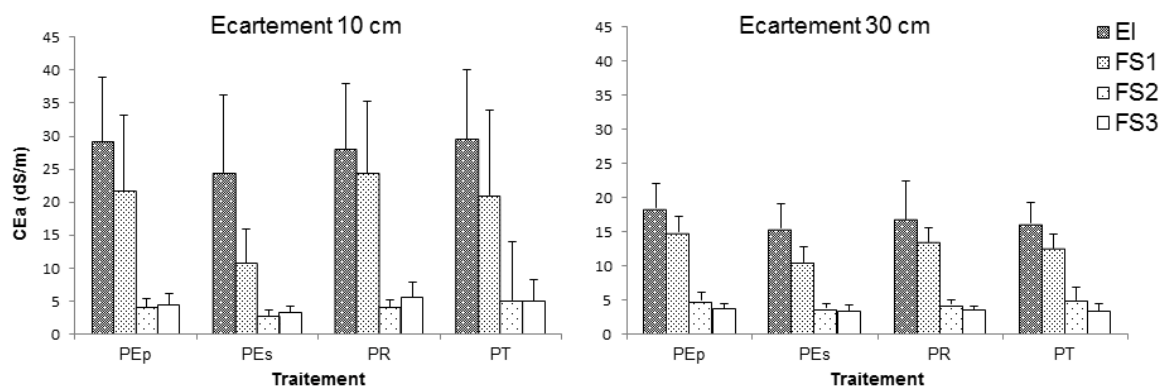


**Figure 3.10 :** Modèle linéaire mixte représentant l'évolution temporelle de la conductivité électrique du sol à 0-10, 10-20, 20-40 et 40-60 cm dans les différentes parcelles. PT est le sol sans culture, PR est le sol cultivé avec le riz (*Oriza sativa*), PEs est le sol cultivé avec *E. stagnina* saisonnier et PEp est le sol cultivé avec *E. stagnina* permanent. EI est l'état initial, FS1, FS2 et FS3 représentent respectivement la fin de la 1<sup>e</sup>, 2<sup>e</sup> et 3<sup>e</sup> saison culturale, DS2 est le début de la 2<sup>e</sup> saison culturale.

### 3.2.4.2 Evolution de la conductivité électrique apparente du sol

La conductivité électrique apparente (CEa), estimée à partir de la résistivité électrique du sol, baisse dans le temps dans toutes les parcelles et pour les deux écartements d'électrodes de 10 et 30 cm (Figure 3.11). Elle est plus élevée avec l'écartement de 10 cm qu'avec l'écartement de 30 cm dans toutes les parcelles notamment à l'état initial. Avec l'écartement d'électrodes de 10 cm, la CEa est initialement plus faible dans PEs (24 dS.m<sup>-1</sup>) que dans les autres parcelles (PEp, PR et PT) où elle est relativement homogène (28-29 dS/m). Par contre, avec l'écartement de 30 cm, la CEa initiale est relativement plus homogène entre les parcelles (16 et 18 dS.m<sup>-1</sup>).

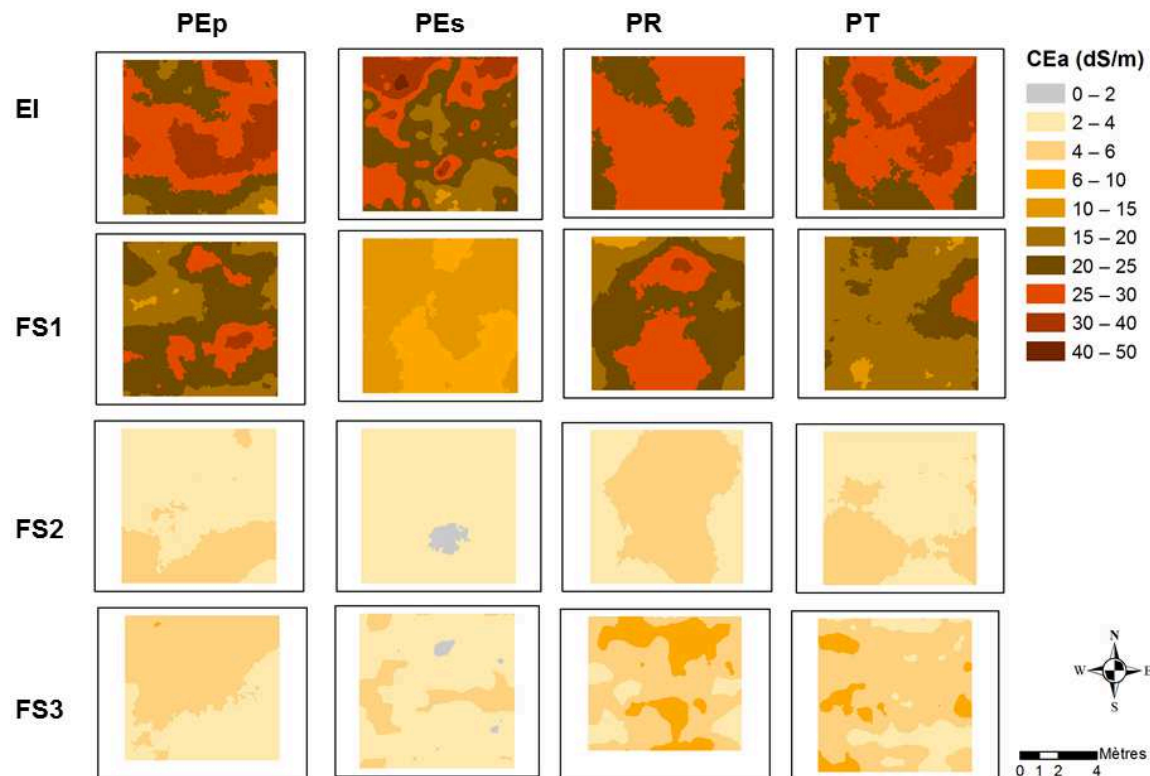
À la fin de chaque saison culturale, la CEa mesurée avec les deux écartements (10 et 30 cm) baisse dans toutes les parcelles, excepté à la fin de l'expérimentation (FS3) où la CEa mesurée avec l'écartement de 10 cm est restée relativement stable par rapport à la fin de la deuxième saison culturale (FS2) dans toutes les parcelles. La réduction de CEa est plus élevée dans la parcelle PEs que dans les autres parcelles notamment concernant les mesures superficielles avec écartement de 10 cm des électrodes. A la fin de la deuxième saison culturale (FS2), la CEa mesurée avec l'écartement de 10 cm a baissé de 86, 88, 85 et 83 % par rapport à sa valeur initiale respectivement dans PEp, PEs, PR et PT. Elle est la plus faible dans la parcelle PEs (2,4 dS/m) et la plus élevée dans PT (5,1 dS/m) par rapport aux autres parcelles. A la fin de l'expérimentation (FS3), la CEa est restée stable par rapport à celle mesurée à la fin de la deuxième saison culturale (FS2) avec les deux écartements des électrodes, mais elle a tendance à augmenter légèrement dans la parcelle PR avec l'écartement de 10 cm et diminuer légèrement dans la parcelle PT avec l'écartement de 30 cm.



**Figure 3.11** : Evolution temporelle de la conductivité électrique apparente du sol mesurée selon deux écartements des électrodes (10 et 30 cm respectivement) dans les différents traitements à différentes dates au cours de l'expérimentation de désalinisation du sol. PT est le sol sans culture, PR est le sol cultivé avec le riz (*Oriza sativa*), PEs est le sol cultivé avec *E. stagnina* saisonnier et PEp est le sol cultivé avec *E. stagnina* permanent. EI est l'état initial, FS1, FS2 et FS3 représentent respectivement la fin de la 1<sup>e</sup>, 2<sup>e</sup> et 3<sup>e</sup> saison culturale. Les barres indiquent les écarts types des moyennes (n=281).

La figure 3.12 présente les distributions spatiale et temporelle de la conductivité électrique apparente (CEa) mesurée avec l'écartement de 10 cm dans les différentes parcelles. A l'état initial, les valeurs de CEa présentent une hétérogénéité spatiale intra-parcellaire mais aussi inter-parcellaire. Elles deviennent de plus en plus faibles et homogènes avec le temps dans toutes les parcelles. La réduction de CEa est plus marquée dans la parcelle PEs que dans les

autres parcelles à la fin de chaque saison culturale. A la fin de la première saison culturale (FS1), la distribution de CEa est dominée par des valeurs comprises entre 6 et 15 dS/m dans la parcelle PEs alors qu'elle est dominée par des valeurs comprises entre 20 et 30 dS/m dans les autres parcelles. A partir de la deuxième saison culturale (FS2), la distribution de CEa est marquée par des valeurs comprises entre 2 et 6 dS/m dans toutes les parcelles. Toutefois, des valeurs de CEa comprises entre 6 et 10 dS/m sont encore observées dans les parcelles de riz (PR) et témoin (PT) à la fin de l'expérimentation (FS3).

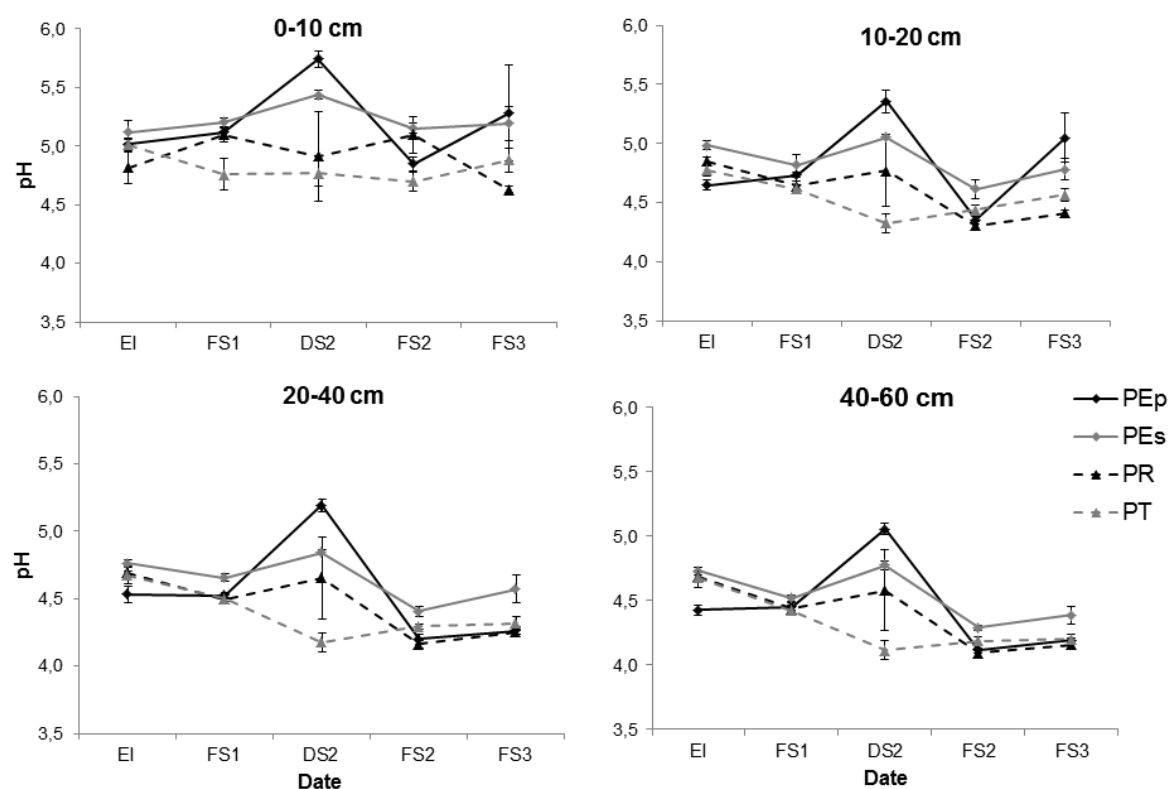


**Figure 3.12 :** Cartographie par krigeage ordinaire de la conductivité électrique apparente du sol (CEa) mesurée avec l'écartement de 10 cm dans les différentes parcelles : (i) à l'état initial (EI) ; (ii) à la fin de la première (FS1) culturale, (iii) à la fin de la deuxième saison (FS2) ; (iv) et à la fin de la troisième (FS3) saison culturale. PT est le sol sans culture, PR est le sol cultivé avec le riz (*Oriza sativa*), PEs est le sol cultivé avec *E. stagnina* saisonnier et PEp est le sol cultivé avec *E. stagnina* permanent.

### 3.2.4.3 Evolution du pH dans le sol

Globalement, le pH du sol est acide ( $\text{pH} < 6$ ) dans toutes les parcelles, dans toutes les couches et à toutes les dates (Figure 4.13). A l'état initial, le pH est relativement homogène entre les parcelles (entre 4,5 et 5) et à toutes les profondeurs. Il tend à s'acidifier avec le temps dans toutes les parcelles et à toutes les profondeurs excepté dans la couche de surface (0-10 cm) où

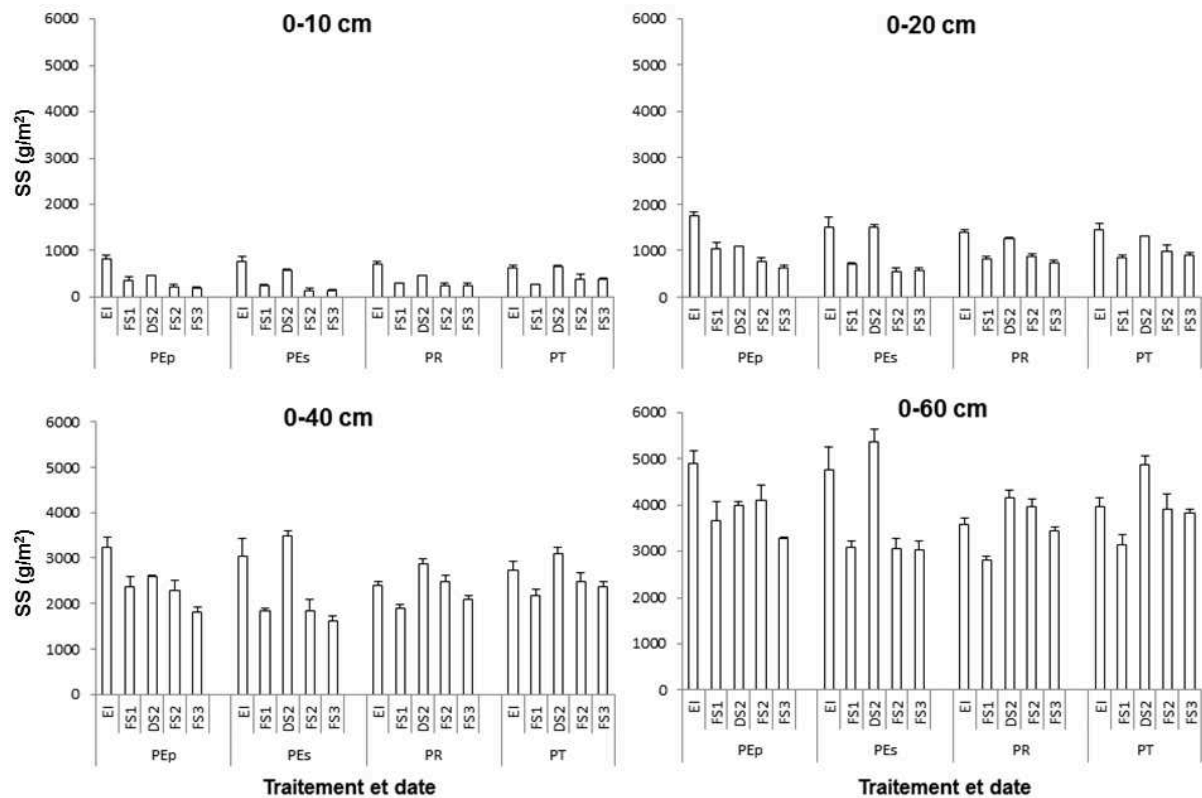
il reste relativement stable dans les parcelles. Cependant, on note une augmentation du pH sous forme de pic au début de la deuxième saison culturale (DS2) dans toutes les parcelles cultivées (PEp, PEs et PR) excepté dans la parcelle de riz (PR) à 0-10 cm où le pH a baissé légèrement par rapport à FS1. Par contre dans la parcelle nue (PT), le pH est devenu plus acide par rapport à FS1 dans toutes les couches excepté dans la couche 0-10 cm où il est resté relativement stable. A la fin de l'expérimentation (FS3), le pH est plus acide dans PR et PT que dans PEp et PEs dans les couches 0-10 et 10-20 cm où ses valeurs ont augmenté par rapport à l'état initial. Dans 20-40 et 40-60 cm, il est plus élevé dans PEs que dans les autres parcelles à FS3.



**Figure 3.13** : Evolution dans le temps du pH dans les couches de sol à 0-10, 10-20, 20-40 et 40-60 cm de profondeur dans les différents traitements à différentes dates de suivi. PT est le sol sans culture, PR est le sol cultivé avec le riz (*Oriza sativa*), PEs est le sol cultivé avec *E. stagnina* saisonnier et PEp est le sol cultivé avec *E. stagnina* permanent. EI est l'état initial, FS1, FS2 et FS3 représentent respectivement la fin de la 1<sup>e</sup>, 2<sup>e</sup> et 3<sup>e</sup> saison culturale, DS2 est le début de la 2<sup>e</sup> saison culturale. Les barres d'erreur indiquent les erreurs standards des moyennes (n=5).

### 3.2.4.4 Evolution du stock de sels

Le stock de sel (SS), initialement hétérogène entre les parcelles, est compris entre 630 et 812  $\text{g/m}^2$  dans la couche 0-10 cm et entre 3976 et 4910  $\text{g/m}^2$  dans la couche 0-60 cm. Il est plus élevé pour les parcelles PEp et PEs que pour les parcelles PR et PT dans toutes les couches (Figure 3.14).



**Figure 3.14 :** Evolution du stock des sels (SS) dans les couches 0-10, 0-20, 0-40 et 0-60cm dans les différents traitements à différentes dates. PT est le sol sans culture, PR est le sol cultivé avec le riz (*Oriza sativa*), PEs est le sol cultivé avec *E. stagnina* saisonnier et PEp est le sol cultivé avec *E. stagnina* permanent. EI est l'état initial, FS1, FS2 et FS3 représentent respectivement la fin de la 1<sup>e</sup>, 2<sup>e</sup> et 3<sup>e</sup> saison culturale, DS2 est le début de la 2<sup>e</sup> saison culturale. Les barres d'erreur indiquent les erreurs standards (n=5).

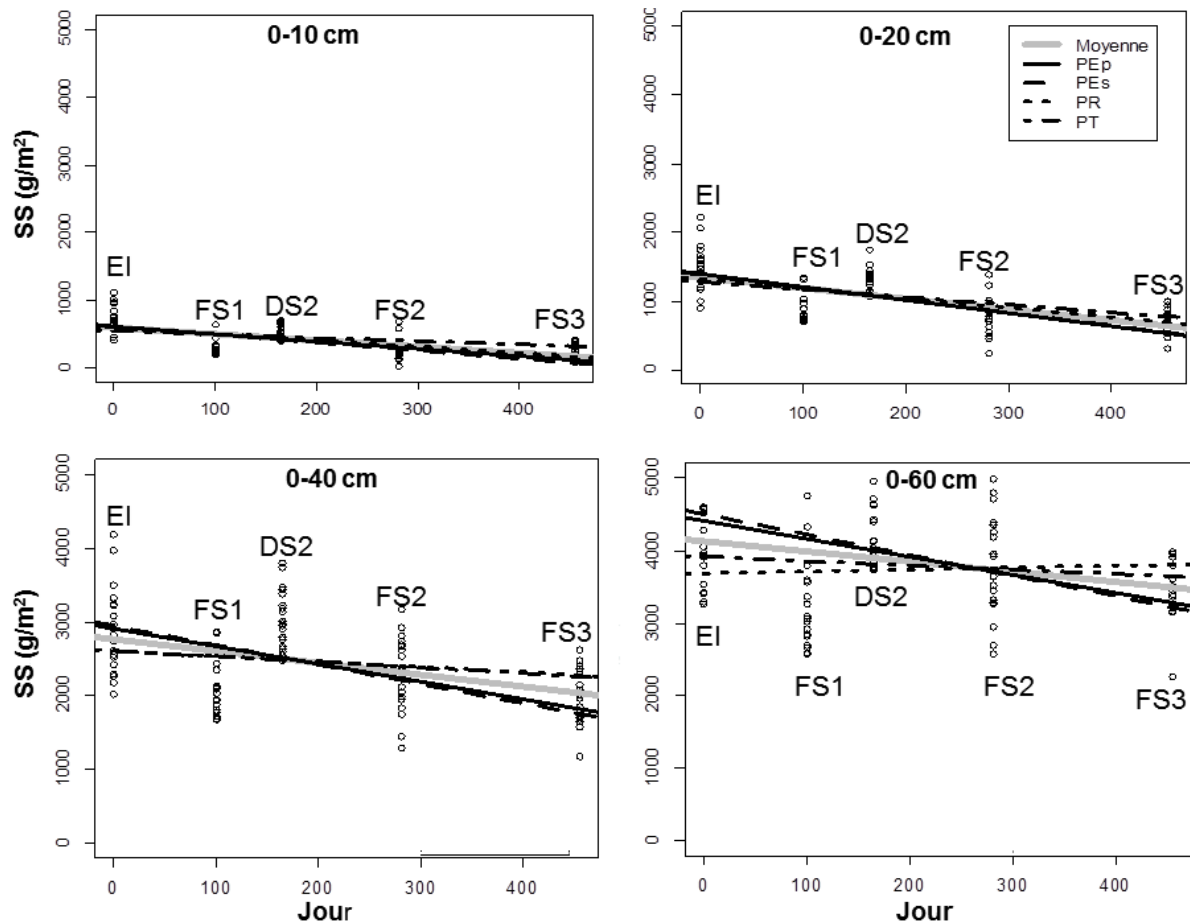
Le stock de sel baisse dans le temps dans toutes les parcelles et dans toutes les couches. La réduction de SS est plus importante dans les parcelles cultivées avec *E. stagnina* que dans les autres parcelles. Cependant, suite à la période d'inter-culture, le stock de sel présente à nouveau des valeurs plus élevées au début de la deuxième saison culturale (DS2) par comparaison avec la fin de la première saison culturale (FS1) dans toutes les parcelles et dans toutes les couches excepté dans la parcelle cultivée avec *E. stagnina* permanent (PEp) dans la couche 0-20 cm où il est resté plus faible qu'aux dates précédentes. Dans la couche 0-10 cm,

le stock de sel devient plus élevé dans la parcelle nue PT (645 g/m<sup>2</sup>) que dans les autres parcelles. Par contre, si l'on s'intéresse aux stocks de sels des couches plus épaisses (0-40 et 0-60 cm), on remarque qu'ils ont respectivement augmenté de 14, 19 et 13 % et de 13, 16 et 22 % dans les parcelles PEs, PR et PT.

A la fin de la deuxième saison culturale (FS2), le SS baisse à nouveau et redevient plus faible par rapport aux dates précédentes dans toutes les parcelles dans les couches 0-10 et 0-20 cm. Dans ces couches (0-10 et 0-20 cm), il présente des valeurs plus faibles dans les parcelles cultivées avec *E. stagnina* (PEp et PEs) que dans la parcelle cultivée avec le riz (PR) et la parcelle nue (PT). A la fin de l'expérimentation (FS3), le stock de sel est plus élevé dans les parcelles de riz et témoin (PR et PT) que dans les parcelles cultivées avec *E. stagnina* (PEp et PEs) dans toutes les couches alors que la situation inverse était observée à l'état initial. A la fin de suivi (FS3), le SS initial dans la couche 0-10 cm a baissé de 77, 83, 65 et 39 % respectivement dans les parcelles PEp, PEs, PR et PT. Par contre, dans la couche 0-60 cm, SS a baissé de 33 et 36 % respectivement dans les parcelles PEp et PEs contre 4 % seulement dans les parcelles PR et PT.

Tout comme pour la conductivité électrique, l'ajustement d'un modèle linéaire mixte montre que le stock de sel diminue significativement ( $p < 0,001$ ) avec le temps dans la majorité des couches des parcelles suivies, excepté dans la couche épaisse 0-60 cm des parcelles de riz et du témoin (PR et PT) où SS est resté relativement stable (Figure 3.15). A la fin de l'expérimentation, le modèle montre que le stock de sel est significativement plus élevé dans la parcelle témoin (PT) que dans les parcelles cultivées avec *E. stagnina* (PEp et PR) dans les toutes les couches.



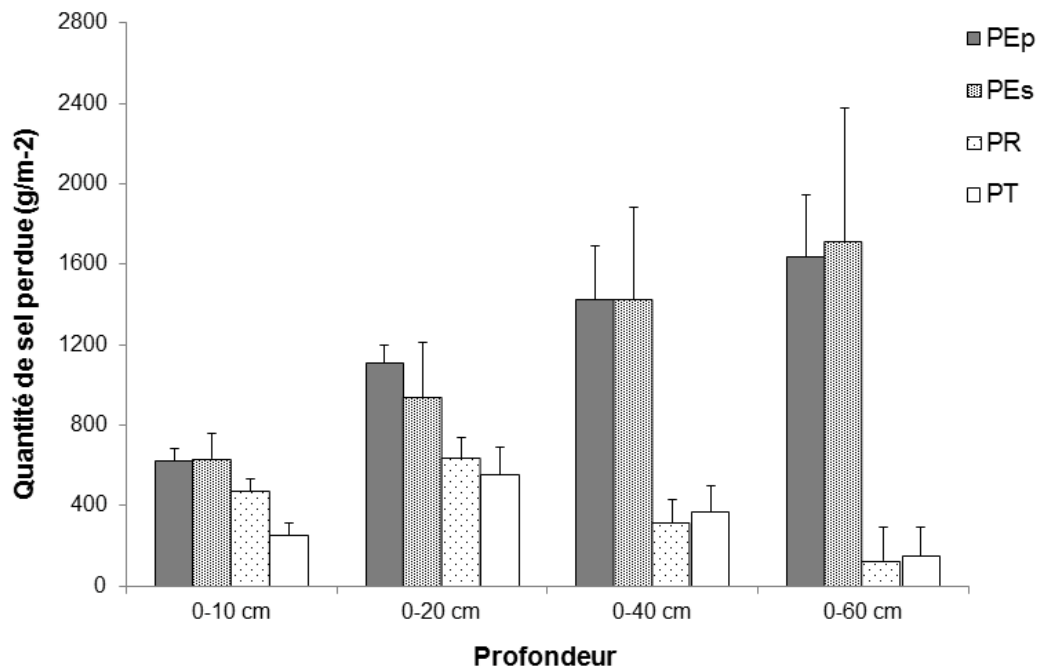


**Figure 3.15 :** Modèle linéaire mixte de l'évolution du stock de sel en fonction du temps dans les couches 0-10, 0-20, 0-40 et 0-60 cm des différentes parcelles. PT est le sol sans culture, PR est le sol cultivé avec le riz (*Oriza sativa*), PEs est le sol cultivé avec *E. stagnina* saisonnier et PEP est le sol cultivé avec *E. stagnina* permanent. EI est l'état initial, FS1, FS2 et FS3 représentent respectivement la fin de la 1<sup>e</sup>, 2<sup>e</sup> et 3<sup>e</sup> saison culturale, DS2 est le début de la 2<sup>e</sup> saison culturale.

#### 3.2.4.5 Bilan de sel

Après 15 mois d'expérimentation, le bilan de sels, établi par différence entre l'état initial et la fin de la 3<sup>e</sup> saison culturale, est positif dans tous les traitements et dans toutes les couches du sol montrant ainsi une perte nette en sel (Figure 3.16). La perte de sel est plus élevée dans les parcelles cultivées avec *E. stagnina* (PEp et PEs) que dans les parcelles de riz (PR) et témoin (PT) dans toutes les couches. Dans la couche de surface (0-10 cm), le stock de sel perdu est 2,5 fois plus élevé dans les parcelles PEP ( $623 \text{ g/m}^2$ ) et PEs ( $634 \text{ g/m}^2$ ) que dans la parcelle témoin ( $249 \text{ g/m}^2$ ). Dans la couche 0-60 cm, la quantité de sel perdue est de  $1635$  et  $1714 \text{ g/m}^2$  respectivement dans PEP et PEs contre seulement  $125,4$  et  $145,8 \text{ g/m}^2$  respectivement dans les parcelles PR et PT.

Ainsi, la culture de *E. stagnina* est plus efficace à réduire le stock de sels des Vertisols que la culture de riz (*Oriza sativa*) et la simple submersion.



**Figure 3.16 :** Quantité de sel perdue dans les couches 0-10, 0-20, 0-40 et 0-60 cm dans les différents traitements après 3 saisons culturales (15 mois). PT est le sol sans culture, PR est le sol cultivé avec le riz (*Oriza sativa*), PES est le sol cultivé avec *E. stagnina* saisonnier et PEP est le sol cultivé avec *E. stagnina* permanent. Les barres d'erreur indiquent les erreurs standards (n=5).

#### 3.2.4.6 Sels exportés par la biomasse de cultures

Le tableau 3.1 résume la concentration en éléments minéraux de la biomasse des cultures de *E. stagnina* et de riz à la fin des différentes saisons culturales. La teneur en cendre est plus élevée pour la culture de riz (entre 79 et 83 g/kg) que pour la culture de *E. stagnina* (entre 55 et 59 g/kg) à toutes les dates. Par contre, la teneur en sels totaux est plus élevée dans la biomasse de *E. stagnina* (entre 26 et 29 g sel/kg de matière sèche) que dans la biomasse de riz (14 g sel/kg de matière sèche). Cette teneur en sels est relativement similaire entre les différentes saisons culturales pour toutes les cultures, excepté pour *E. stagnina* où elle a légèrement augmenté à FS3 par rapport aux dates précédentes. La concentration en différents éléments minéraux est similaire entre les deux modalités de culture de *E. stagnina* (PEP et PES).

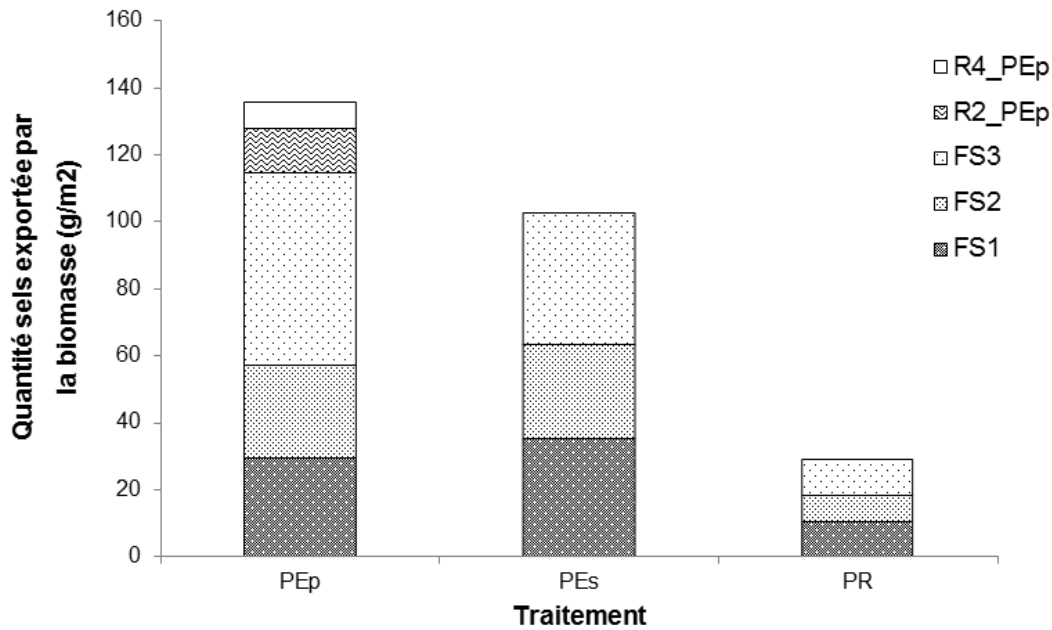
**Tableau 3.1 :** Concentration en matière organique et en éléments minéraux de la biomasse des cultures de *E. stagnina* et de riz à la fin de chacune des trois saisons culturales de l'expérimentation. (n=3).

Traitement	Saison	Teneur (g/kg)								Sels totaux
		Cendre	MO	N total	P	Ca <sup>++</sup>	Mg <sup>++</sup>	Na <sup>+</sup>	K <sup>+</sup>	
PEp	FS1	57,6	942,5	11,3	0,9	9,4	8,6	1,6	5,5	26,0
PEs	FS1	57,8	942,2	10,8	0,9	8,7	9,2	1,7	5,9	26,4
PR	FS1	83,0	917,0	8,9	0,7	4,2	4,0	1,4	3,8	14,2
PEp	FS2	57,9	942,1	11,1	0,9	8,3	8,8	1,5	6,8	26,3
PEs	FS2	56,2	943,8	10,6	0,9	7,9	8,9	1,5	5,9	25,0
PR	FS2	82,8	917,2	8,7	0,8	4,0	4,4	1,4	3,6	14,2
PEp	FS3	55,3	944,7	11,2	0,9	8,5	11,0	1,6	6,6	28,6
PEs	FS3	58,6	941,4	11,2	0,9	8,7	10,7	1,6	5,4	27,2
PR	FS3	79,2	920,8	8,7	0,7	4,2	5,3	1,5	3,3	14,9

La teneur en sels totaux est la somme des teneurs en P, Ca, Mg, Na et K

La quantité totale de sel exportée par la biomasse, estimée à partir de la teneur en sels totaux et de la biomasse totale, est plus élevée dans les parcelles cultivées avec *E. stagnina* (PEp et PEs) que dans la parcelle de riz PR (Figure 3.17). Elle est de 136, 103 et 29 g/m<sup>2</sup> respectivement dans PEp, PEs et PR après 15 mois de culture. Pour chaque saison culturale, la quantité de sel exportée dans la biomasse varie entre 28 et 57 g/m<sup>2</sup> dans les parcelles cultivées avec *E. stagnina* (PEp et PEs) et entre 8 et 12 g/m<sup>2</sup> dans la parcelle cultivée avec le riz (PR). A la fin de la première et deuxième saison culturale (FS1 et FS2 respectivement), la quantité de sel exporté par la biomasse de *E. stagnina* est plus élevée dans la parcelle PEs que dans la parcelle PEp alors que la situation inverse est observée à la fin de la troisième saison culturale (FS3).

A la fin de l'expérimentation, la quantité totale de sel exportée par la biomasse de *E. stagnina* représente entre 17 et 21% et entre 9 et 10 % du stock initial de sel mesuré respectivement dans les couches 0-10 et 0-20 cm, alors que celle exportée par la biomasse de riz représente respectivement seulement 4 et 2 % du stock de sels initial quantifié dans les couches 0-10 et 0-20 cm.



**Figure 3.17 :** Quantité de sel prélevée par la biomasse sèche des cultures à la fin des différentes saisons culturales dans les différentes parcelles cultivées. PR est le sol cultivé avec le riz (*Oriza sativa*), PEs est le sol cultivé avec *E. stagnina* saisonnier, PEp est le sol cultivé avec *E. stagnina* permanent. FS1, FS2 et FS3 représentent respectivement la fin de la 1<sup>e</sup>, 2<sup>e</sup> et 3<sup>e</sup> saison culturale, R2\_PEp et R4\_PEp représentent respectivement la 2<sup>e</sup> et 4<sup>e</sup> période de récolte pour PEp.

#### 4.2.5 Relation entre la salinité du sol et les propriétés hydriques du sol

Le tableau 3.2 présente la matrice de corrélation de Pearson testée entre les différents paramètres pour toutes les dates confondues. Le niveau statique de la nappe apparaît corrélé positivement d'une part avec la CE mesurée dans les couches 20-40 cm et 40-60 cm ( $R=0,58$ ) et d'autre part avec le stock de sel à 40-60 cm de profondeur ( $R=0,77$ ). Mais la corrélation entre le niveau statique de la nappe et la salinité du sol (CE et SS) mesurée dans les couches de surface 0-10 et 10-20 cm n'est pas significative. L'irrigation est corrélée positivement d'une part avec le niveau statique ( $R=0,89$ ) et d'autre part avec le potentiel hydrique du sol mesuré à 20 cm de profondeur ( $R=0,75$ ). Par ailleurs, il existe une corrélation négative significative entre la densité apparente du sol et les biomasses aérienne et racinaire de cultures. Par contre, la corrélation entre les biomasses aérienne et racinaire des cultures et la salinité du sol (la conductivité électrique et le stock de sel) n'est pas significative.

**Tableau 3.2 :** Matrice de corrélation de Pearson, établie à la fin de l'expérimentation et intégrant toutes les dates confondues, entre le cumul d'apport d'eau par saison (Irrig.) (mm), les propriétés hydriques du sol, la conductivité électrique rapportée à un extrait pâte saturé (CE, dS/m), le stock de sel dans le sol (SS, g/m<sup>2</sup>), la densité apparente de la couche (Da), la biomasse aérienne fraîche (BAf) et sèche (BAS) des cultures (t/ha) et la biomasse racinaire fraîche (BRf) et sèche (BRs) prélevée dans la couche 0-20 cm (t/ha). NS est le niveau statique de la nappe (cm),  $\psi_t$  est le potentiel total du sol (mBar).

Variables	CE <sub>060</sub>	CE <sub>010</sub>	CE <sub>1020</sub>	CE <sub>2040</sub>	CE <sub>4060</sub>	SS <sub>010</sub>	SS <sub>1020</sub>	SS <sub>2040</sub>	SS <sub>4060</sub>	NS	$\psi_{t20}$	$\psi_{t30}$	$\psi_{t60}$	$\psi_{t80}$	BAf	BAS	BRf <sub>020</sub>	BRs <sub>020</sub>	Da <sub>05</sub>	Da <sub>2025</sub>	Da <sub>4045</sub>	Irrig.	
CE <sub>060</sub>	<b>1,00</b>																						
CE <sub>010</sub>	0,45	<b>1,00</b>																					
CE <sub>1020</sub>	<b>0,58</b>	<b>0,71</b>	<b>1,00</b>																				
CE <sub>2040</sub>	<b>0,87</b>	0,17	0,28	<b>1,00</b>																			
CE <sub>4060</sub>	<b>0,73</b>	-0,21	-0,04	<b>0,73</b>	<b>1,00</b>																		
SS <sub>010</sub>	0,39	<b>1,00</b>	<b>0,70</b>	0,12	-0,27	<b>1,00</b>																	
SS <sub>1020</sub>	0,47	<b>0,76</b>	<b>0,98</b>	0,18	-0,19	<b>0,76</b>	<b>1,00</b>																
SS <sub>2040</sub>	<b>0,74</b>	0,43	0,38	<b>0,88</b>	0,37	0,40	0,35	<b>1,00</b>															
SS <sub>4060</sub>	<b>0,65</b>	-0,24	-0,19	<b>0,78</b>	<b>0,92</b>	-0,29	-0,32	0,51	<b>1,00</b>														
NS	0,22	-0,48	-0,44	<b>0,58</b>	<b>0,58</b>	-0,49	-0,49	0,45	<b>0,77</b>	<b>1,00</b>													
$\psi_{t20}$	0,30	-0,42	-0,41	0,56	<b>0,65</b>	-0,44	-0,47	0,34	<b>0,78</b>	<b>0,93</b>	<b>1,00</b>												
$\psi_{t30}$	0,37	-0,26	-0,21	0,31	<b>0,72</b>	-0,30	-0,32	-0,04	<b>0,68</b>	0,39	0,55	<b>1,00</b>											
$\psi_{t60}$	<b>0,63</b>	-0,12	0,11	0,38	<b>0,78</b>	-0,17	-0,02	0,25	<b>0,76</b>	0,51	<b>0,66</b>	<b>0,85</b>	<b>1,00</b>										
$\psi_{t80}$	0,22	-0,54	-0,49	0,50	<b>0,65</b>	-0,55	-0,55	0,27	<b>0,78</b>	<b>0,94</b>	<b>0,98</b>	0,54	<b>0,61</b>	<b>1,00</b>									
BAf	-0,04	-0,49	-0,30	-0,11	0,40	-0,53	-0,42	-0,52	0,25	0,00	0,19	<b>0,60</b>	0,51	0,20	<b>1,00</b>								
BAS	0,03	-0,53	-0,27	-0,04	0,49	<b>-0,58</b>	-0,39	-0,48	0,36	0,09	0,26	<b>0,72</b>	<b>0,63</b>	0,28	<b>0,96</b>	<b>1,00</b>							
BRf <sub>020</sub>	0,06	-0,38	-0,21	0,01	0,42	-0,42	-0,34	-0,37	0,26	-0,01	0,18	0,41	0,43	0,16	<b>0,94</b>	<b>0,83</b>	<b>1,00</b>						
BRs <sub>020</sub>	0,20	-0,45	-0,21	0,22	0,38	-0,50	-0,36	-0,20	0,47	0,21	0,36	0,56	<b>0,62</b>	0,35	<b>0,93</b>	<b>0,88</b>	<b>0,95</b>	<b>1,00</b>					
Da <sub>05</sub>	-0,42	0,55	0,26	-0,54	<b>-0,86</b>	<b>0,61</b>	0,43	-0,15	<b>-0,81</b>	-0,53	-0,54	-0,53	<b>-0,65</b>	-0,59	<b>-0,61</b>	<b>-0,68</b>	<b>-0,60</b>	<b>-0,77</b>	<b>1,00</b>				
Da <sub>2025</sub>	-0,20	<b>0,64</b>	0,35	-0,26	<b>-0,73</b>	<b>0,68</b>	0,49	0,22	-0,43	-0,44	<b>-0,60</b>	<b>-0,80</b>	<b>-0,75</b>	<b>-0,62</b>	<b>-0,84</b>	<b>-0,90</b>	<b>-0,75</b>	<b>-0,86</b>	<b>0,84</b>	<b>1,00</b>			
Da <sub>4045</sub>	-0,23	0,54	0,24	-0,25	<b>-0,67</b>	0,57	0,35	0,18	-0,56	-0,39	-0,54	<b>-0,90</b>	<b>-0,78</b>	-0,55	<b>-0,71</b>	<b>-0,83</b>	-0,53	<b>-0,67</b>	<b>0,71</b>	<b>0,92</b>	<b>1,00</b>		
Irrig.	0,36	-0,33	-0,28	<b>0,68</b>	0,57	-0,35	-0,34	0,59	<b>0,81</b>	<b>0,89</b>	<b>0,75</b>	0,45	0,54	<b>0,77</b>	-0,07	0,08	-0,13	0,15	-0,38	-0,36	-0,38	<b>1,00</b>	

Les valeurs en gras sont différentes de 0 à un niveau de signification  $\alpha=0,05$

### 3.3 Discussion

Ce chapitre traite de la dynamique des propriétés hydriques et de la capacité de désalinisation des Vertisols salés par la culture irriguée de *E. stagnina* en comparaison avec les pratiques traditionnelles dans le périmètre, notamment la culture de riz et la simple submersion. La discussion de ce chapitre est structurée autour de quatre principaux points : i) la relation entre la dynamique de la nappe et l'évolution de la salinité des Vertisols dans le périmètre irrigué de Séberi, ii) la désalinisation des Vertisols par la culture de *E. stagnina* en comparaison avec la culture de riz et la simple submersion iii) l'importance relative des processus de lixiviation de sel et de l'exportation des sels par la biomasse de cultures pour la phytodésalinisation des Vertisols et iv) la contribution de la culture fourragère de *E.stagnina* pour la diversification des cultures et la gestion des Vertisols salés dans le périmètre.

#### 3.3.1 Relation entre la dynamique de la nappe et la salinité des Vertisols

La salinité des Vertisols est influencée par la fluctuation de la nappe dans le périmètre irrigué de Séberi. En effet, le suivi effectué montre que le niveau statique de la nappe est corrélé positivement avec la conductivité électrique du sol aux profondeurs de 20-40 et 40-60 cm. Par ailleurs, l'irrigation influence la dynamique de la nappe dans les parcelles et l'état hydrique du sol. Ces résultats sont en accord avec les études antérieures (Ducloux et *al.*, 1994 ; Guéro, 2000 ; Adam, 2011) qui ont montré que dans le périmètre de Kollo, l'irrigation accélère la dissolution des minéraux riches en sels notamment l'hexahydrate et de l'epsomite et recharge la nappe en solutés salés. Du coup, les eaux de la nappe, caractérisées par un faciès géochimique sulfaté magnésien, dont le magnésium représente 70 à 85 % des cations et le sulfate 70 à 85 % des anions, laissent les sels se concentrer dans les horizons de surface sous l'effet de l'évaporation et de la conductivité hydraulique à saturation très faible des Vertisols. L'influence de la nappe sur la salinité des sols a été également rapportée par plusieurs auteurs (Ceuppens et *al.*, 1997 ; Samba, 1998 ; Houk et *al.*, 2006 ; Northey et *al.*, 2006 ; Ndiaye et *al.*, 2008) qui ont montré que i) l'irrigation pendant les périodes de culture fait remonter la nappe qui est souvent chargée en sels et que ii) l'évaporation pendant les périodes de non-culture laisse les sels se concentrer dans les horizons de surface. Cette hypothèse est confirmée par la présente étude qui montre que le niveau statique de la nappe est corrélé positivement avec le stock de sel notamment dans la couche 40-60 cm ( $R=0,77$ ). Toutefois, van Asten et *al.* (2004)

ont rapporté que la présence de la lame d'eau en surface du sol pendant les périodes d'irrigation, notamment pour les cultures de riz, bloque la remontée capillaire de sels.

### 3.3.2 Réduction de la salinité des Vertisols par les cultures de *E. stagnina* et de riz

La salinité des Vertisols a baissé significativement dans le temps sous les cultures irriguées de *E. stagnina* et de riz (*Oriza sativa*). Après 15 mois de culture, la conductivité électrique du sol, dans la couche 0-10 cm, a baissé de 71 et 77 % dans les parcelles cultivées avec *E. stagnina* (PEp et PEs respectivement) et de 61 % dans la parcelle cultivée avec le riz (PR) contre une réduction de 40 % dans la parcelle nue. A la fin de l'expérimentation, le sol dans la couche 0-10 cm est classé *non salin* dans les parcelles cultivées avec *E. stagnina* (CE < 4 dS/m) selon la classification de l'US Salinity Laboratory Staff (1954), alors qu'il est resté encore *salin* dans les parcelles de riz et témoin (CE > 4 dS/m). En outre, le stock de sel a baissé de 77, 83, 65 et 39 % respectivement dans PEp, PEs, PR et PT dans la couche 0-10 cm. Mais si on s'intéresse à l'intégralité de la couche 0-60 cm, la réduction de la salinité du sol notamment la réduction du stock de sel n'est significative que dans les parcelles cultivées avec *E. stagnina*. Ces résultats sont en accord avec l'étude de Adam et al. (2012) qui montre que l'apport d'eau pour la lixiviation ou le lavage de sels dans les Vertisols n'est efficace que dans la couche superficielle. Par ailleurs, ces résultats rejoignent d'autres études antérieures qui indiquent que la culture de *E. stagnina* a réduit de (i) de 51 à 84 % la conductivité électrique de sols argileux salsodiques après 2 ans de culture en Egypte, qui était initialement comprise entre 27 et 39 dS/m (Helalia et al., 1992) ou (ii) l'alcalinité des sols limono-argileux de 60% dans la vallée du fleuve Niger après un an de culture (Barbiero et al., 2001). La réduction de la salinité des sols par les cultures tolérantes ou les halophytes a été rapportée par plusieurs auteurs (Qadir et al., 1996a,b ; Rhabi et al., 2009 ; Zorrig et al., 2012 ; Zhao et al., 2013). Qadir et al. (1996b) ont évalué la capacité de désalinisation d'un sol sablo-argileux par les plantes halophytes pendant 5 mois et ont constaté une réduction de la conductivité électrique initiale (9 dS/m) de 40, 34 et 25 % respectivement avec *Sesbania aculeata*, *Leptochloa fusca* et *Echinochloa colona*. Rhabi et al. (2009) ont constaté une baisse de la conductivité électrique d'un sol argilo-limoneux de 52, 47 et 37 % respectivement sous *Sesuvium portulacastrum*, *Arthrocnemum indicum* et *Suaeda fruticosa*. Par ailleurs, Zorrig et al. (2012) ont constaté également une réduction de la CE initiale (76 dS/m) d'un sol limoneux de 29, 35 et 45 % respectivement par *Tecticornia indica*, *Suaeda fruticosa* et *Sesuvium portulacastrum* après 170 jours de culture. D'autres auteurs (Ceuppens et al., 1997 ; van

Asten et *al.*, 2004) ont montré également l'intérêt des cultures irriguées de riz notamment en double campagne par an pour maintenir ou réduire la salinité et/ou l'alcalinité des sols à un niveau acceptable pour la production des cultures.

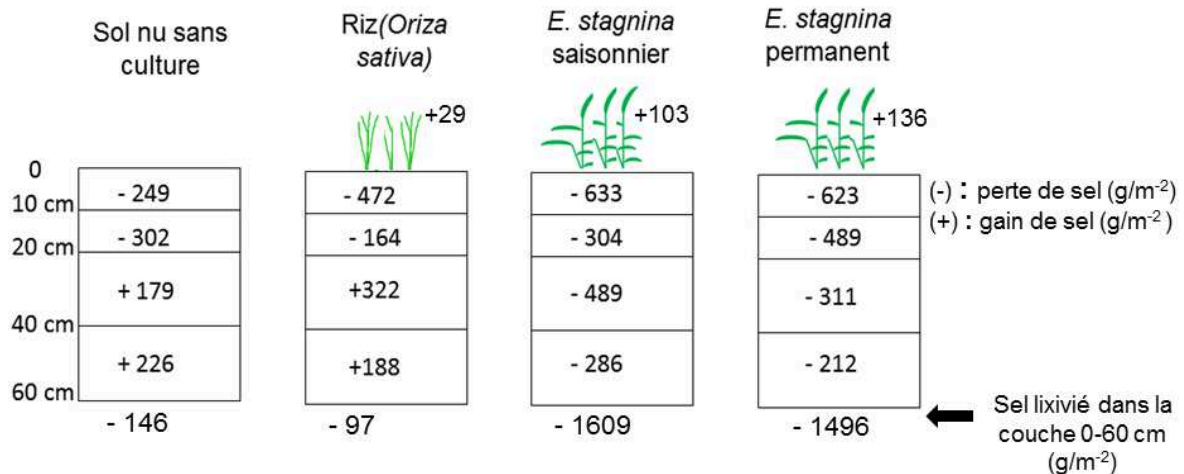
### **3.3.3 Processus de phytodésalinisation des Vertisols : importance relative de la lixiviation et de l'exportation des sels par la biomasse de cultures**

La réduction de la salinité des Vertisols par les cultures irriguées de *E. stagnina* et de riz dans la vallée du fleuve Niger est expliquée par deux principaux processus dont i) la lixiviation des sels qui est favorisée par les racines de cultures notamment avec les cultures de *E. stagnina* et ii) le prélèvement de sels par la biomasse des cultures. La figure 3.18 résume la perte ou le gain en sel dans les différentes couches du sol et la quantité de sel prélevé par les cultures à la fin de l'expérimentation. Il résulte de cette figure que la quantité totale de sel exportée par la biomasse de *E. stagnina*, estimée entre 1026 et 1357 kg/ha, représente 17 à 21 % du stock de sel initial dans la couche 0-10 cm ou 9 à 10 % du stock initial de sel dans la couche 0-20 cm. Par contre, la biomasse de riz n'a exporté que 4 et 2 % du stock initial de sels respectivement contenu dans les couches 0-10 et 0-20 cm. En considérant la quantité totale de sel perdue dans la couche 0-20 cm, le sel prélevé par la biomasse de *E. stagnina* représente 12 à 15 % de la désalinisation contre 85 à 88 % de sel lixivié. Ces résultats sont comparables avec ceux de Barbiero et *al.* (2001) qui ont estimé que la réduction d'alcalinité d'un sol limoneux alcalin par *E. stagnina* est liée à 85 % à la lixiviation des sels et à 15 % à l'accumulation de sels dans la biomasse des cultures. Par contre, la quantité de sel exportée par *E. stagnina* ou le riz dans cette étude est inférieure à celle indiquée par Zhao et *al.* (2013) pour *Salicornia europaea* (7680 kg/ha/an), *Suaeda salsa* (5200 kg/ha/an) ou *Atriplex aucheri* (4800 kg/ha/an).

Plusieurs autres auteurs ont montré la capacité des plantes tolérantes ou des halophytes à accumuler le sel dans la biomasse et contribuer à la désalinisation des sols (Ammari et *al.*, 2008 ; Rhabi et *al.*, 2009). Cependant, certains auteurs (Qadir et *al.*, 2000, 2003, 2005 ; Yan et *al.*, 2016) considèrent que les sels accumulés par la biomasse des plantes sont négligeables pour contribuer à la désalinisation des sols. Selon ces auteurs, l'activité racinaire, qui favorise la lixiviation des sels, est le principal processus de désalinisation : Qadir et *al.* (2003) ont estimé, à partir d'une expérience de phytodésalinisation d'un sol limono-argileux, que la quantité de sodium (Na) prélevée par la biomasse de *Medicago sativa* ne représentait que 1,4 % des pertes de Na dans l'horizon de surface du sol contre 98,6 % pour la lixiviation.



Il faut néanmoins noter que le sel prélevé par la biomasse des cultures est définitivement éliminé du sol alors que les sels lixiviés en profondeur sont susceptibles de remonter en surface par capillarité sous l'effet de l'évaporation notamment pendant la période d'inter-culture, comme observé dans notre expérimentation.



**Figure 3.18 :** Schéma synthétique représentant les pertes ou gains de sels observés dans les différentes couches du sol et dans la biomasse des cultures pour les différents traitements étudiés. PT est le traitement témoin sans culture, PR est le traitement cultivé avec le riz (*Oriza sativa*), PE<sub>s</sub> est le traitement cultivé avec *E. stagnina* saisonnier et PE<sub>p</sub> est le traitement cultivé avec *E. stagnina* permanent.

### 3.3.4 Dynamique de la salinité des Vertisols pendant la période d'inter-culture

Dans cette étude, la salinité des Vertisols augmente au cours de la période d'inter-culture pendant laquelle l'irrigation est suspendue dans les parcelles PE<sub>s</sub>, PR et PT. En effet, dans la couche de surface (0-10 cm), la quantité de sel remontée pendant la première période d'inter-culture (qui a duré environ deux mois) est de 317, 170 et 385 g/m<sup>2</sup> respectivement dans les parcelles PE<sub>s</sub>, PR et PT. Cette quantité de sel correspond à 42, 24 et 61 % du stock initial de sel dans la même couche (0-10 cm) respectivement dans les parcelles PE<sub>s</sub>, PR et PT. Ce phénomène de remontée capillaire de sels pendant la période inter-culture, principalement gouverné par l'évaporation, a été rapportée par plusieurs auteurs (Marlet et al., 2005 ; Ndiaye et al., 2008). Ndiaye et al. (2008) ont modélisé le flux d'eau et de sels pendant la période d'inter-culture dans les sols argileux au Sénégal et ont estimé que les flux d'eau verticaux ascendants traversant le sol à 1 m de profondeur au cours de cette période de non-culture peuvent remonter entre 550 et 600 g/m<sup>2</sup>/an de sels.

Cependant, la reprise de l'apport d'eau, au début des saisons culturales suivantes, provoque une lixiviation rapide des sels grâce aux fissures créées pendant la période d'inter-culture.

Cette hypothèse est confirmée par une baisse significative de la salinité des Vertisols observée à la fin de la saison culturale notamment dans les parcelles cultivées avec *E. stagnina*. Ce phénomène a été rapporté par plusieurs auteurs (Amaya et al., 1983 ; Maruyama et Tanji, 1997 ; Wallender et al., 2006) qui expliquent que dans les sols argileux fissurés pendant la période d'inter-culture, les sels se déplacent de l'intérieur du prisme vers la surface des fissures sous l'effet de l'évaporation, pour être ensuite facilement lixiviés par l'irrigation. Toutefois, les propriétés hydro-structurales des sols argileux peuvent limiter la dissolution des sels et le transfert des solutés salés. Le dessèchement crée des fissures du sol qui court-circuitent l'échange entre la matrice du sol et la porosité structurale (Bouma et al., 1980). Par contre, l'apport d'eau sur les sols argileux entraîne la fermeture rapide des fissures, entre 1 et 4 h après l'apport d'eau, (Favre et al., 1997 ; Greve et al., 2010) et génère une conductivité hydraulique à saturation du sol très faible qui limite la lixiviation des solutés salés (Adam et al., 2012).

### **3.3.5 Diversification des cultures et gestion de la salinité des Vertisols dans le périmètre**

Après trois saisons culturales, le rendement en grains de riz est de 5,0, 5,8 et 5,3 t/ha respectivement à la fin de la première (FS1), deuxième (FS2) et troisième (FS3) saison culturale. Ces rendements sont proches du rendement moyen obtenu dans le périmètre qui est compris entre 5 et 6 t/ha (Sido, 2010). Alors que la production de riz dans cette zone salée exige une quantité importante d'eau, l'irrigation excessive conduit à la remontée de la nappe et accélère davantage le processus de salinisation des sols. Ainsi, la production de riz dans cette zone salée du périmètre est contraignante pour la gestion de la salinité des Vertisols.

Cette étude a montré que *E. stagnina* était capable de se développer dans cette zone salée des Vertisols et de produire entre 39 et 51 t/ha de biomasse sèche après 15 mois de culture selon un rendement compris entre 10 et 20 t/ha de biomasse sèche par coupe. Ces rendements sont comparables à ceux observés dans la vallée du fleuve Niger qui varient de 10 à 30 t.ha<sup>-1</sup> de matière sèche (Marlet et al., 1998 ; Dieter et Hassane, 2001) mais sont plus élevés que celui obtenu sur les sols argileux salsodiques en Egypte (13t/ha/an de matière sèche) où aucune fertilisation n'a été appliquée (Helalia et al., 1992). Par contre, ce rendement est relativement faible par rapport à la biomasse récoltée sur les sols argileux des prairies inondables du Kenya (80 t.ha<sup>-1</sup> de matière sèche) où l'étude a montré une corrélation positive entre la hauteur de la lame d'eau et la production de la biomasse de *E. stagnina* (Léauthaud, 2013).

La culture irriguée de *E. stagnina* dans les Vertisols salés dans le périmètre permet à la fois la gestion de la salinité des Vertisols et la diversification de la production agricole par la production du fourrage. Cette graminée fourragère (*E. stagnina*) est caractérisée par une valeur nutritive élevée (François et al., 1989 ; Heuzé et al., 2015) et est utilisée localement pour l'alimentation du bétail. Des études similaires ont également rapporté la capacité des plantes fourragères halophytes à assurer à la fois la production fourragère et à provoquer la réduction de la salinité ou l'alcalinité des sols (Qadir et al., 2008 ; Rhabi et al., 2010).

## **Conclusion**

L'irrigation dans la vallée du fleuve Niger conduit à la dégradation des sols notamment par le processus de salinisation des sols. L'objectif de cette étude, conduite dans le périmètre irrigué de Séberi, est d'analyser la dynamique hydrique et la capacité de désalinisation de Vertisols salés par la culture irriguée de *E. stagnina* par comparaison avec la culture de riz et la simple submersion pour la lixiviation des sels. Il résulte de cette étude que la salinité des Vertisols dans le périmètre est influencée par la fluctuation de la nappe phréatique riche en sels sulfatés magnésiens. Par ailleurs, la salinité des Vertisols a baissé significativement dans le temps sous les cultures irriguées de *E. stagnina* et de riz (*Oriza sativa*). En effet, après 15 mois de suivi, la conductivité électrique du sol, dans la couche 0-10 cm, a baissé de 71 et 77 % dans les parcelles cultivées avec *E. stagnina* et de 61 % dans la parcelle cultivée avec le riz (PR) contre une réduction de 40 % dans la parcelle nue après 15 mois de culture. Dans les couches de profondeur notamment à 40-60 cm, la réduction de la conductivité électrique du sol n'est observée que dans les parcelles cultivées avec *E. stagnina* alors qu'elle a augmenté dans les parcelles de riz et témoin. La réduction de la salinité des Vertisols par la culture de *E. stagnina* dans la couche 0-10 cm est liée à 20 et 28 % au prélèvement de sels par la biomasse des cultures et à 72 et 80 % à la lixiviation des sels. En outre, la culture irriguée de *E. stagnina* produit entre 39 et 51 t/ha de biomasse sèche après 15 mois de culture qui peut contribuer à la diversification des cultures dans le périmètre notamment par la production de fourrage de haute qualité nutritive.

Cependant, il existe un risque de retour de la salinité du sol pendant la période de non culture par le processus de remontée capillaire de sels sous l'effet de l'évaporation.

## Synthèse de la partie II

Cette deuxième partie de la thèse a testé une approche expérimentale *in situ* pour la phytodésalinisation de Vertisols dans le périmètre irrigué de Kollo par l'introduction des cultures irriguées de *E. stagnina* et de riz (*Oriza sativa*) dans les parcelles. Les résultats de cette étude ont confirmé les hypothèses de départ à savoir que i) les cultures de *E. stagnina* et de riz s'adaptent aux conditions salées de Vertisols dans le périmètre, ii) la culture irriguée de *E. stagnina* réduit la salinité de Vertisols plus que la culture de riz et la simple submersion et iii) la baisse de la salinité des Vertisols par la culture de *E. stagnina* est liée à la fois au prélèvement de sels par la biomasse de cultures et à la lixiviation de sels qui est favorisée par le système racinaire de la culture.

Le bilan de cette partie peut être résumé comme suit :

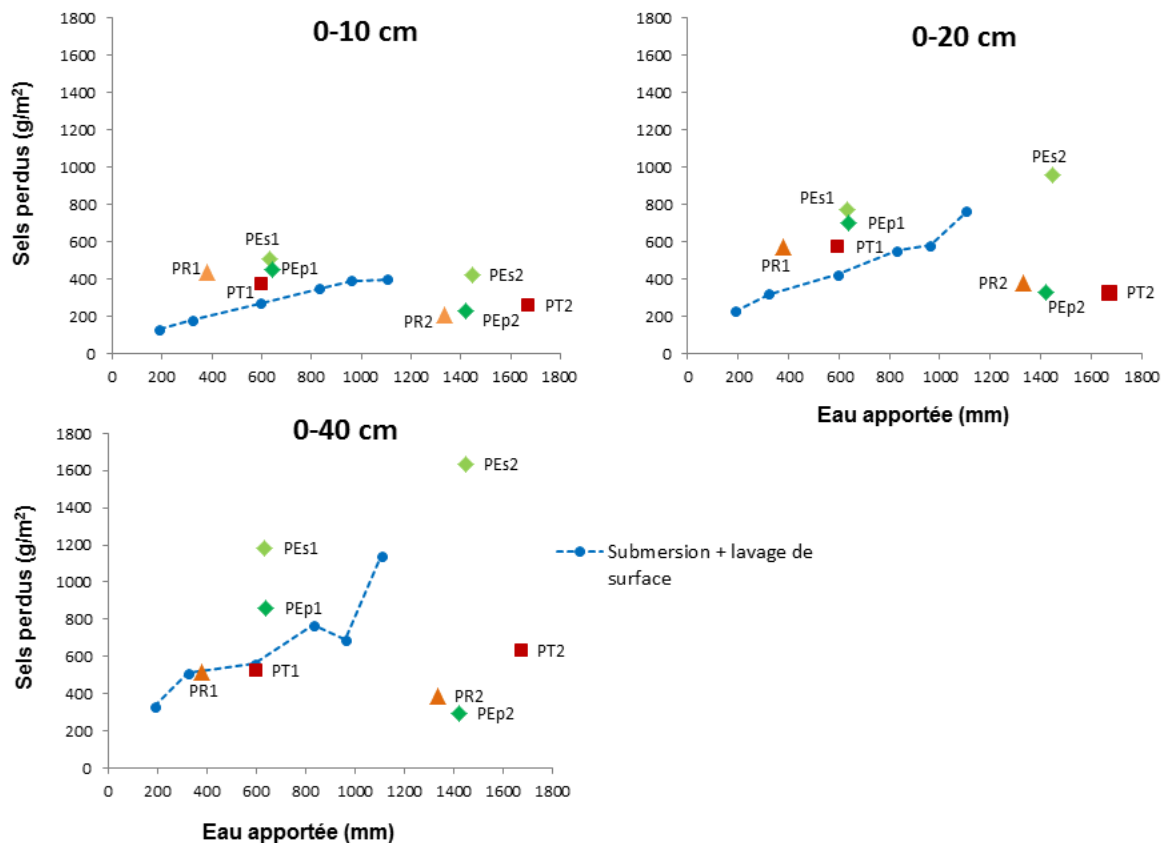
**- Une phytodésalinisation efficace pour la réduction de la salinité de Vertisols dans le périmètre :** cette étude a montré que la phytodésalinisation est une alternative face aux approches classiques pour remédier à la salinité du sol dans le périmètre irrigué de Kollo. L'approche de phytodésalinisation est basée sur un dispositif simple dont le calendrier cultural s'approche de celui pratiqué dans le périmètre. Ainsi, les producteurs peuvent l'utiliser sans avoir beaucoup des changements dans leurs pratiques culturelles locales.

Il résulte de cette approche que la culture de *E. stagnina* est plus efficace à réduire la salinité des Vertisols que les pratiques traditionnelles locales notamment la culture de riz et la simple submersion. En effet, l'utilisation de la culture irriguée de *E. stagnina* a permis de réduire significativement la conductivité électrique du sol (entre 71 et 77 %) et le stock initial de sels de (entre 77 et 83 %). Dans la couche 0-10 cm, le stock de sel perdu dans les parcelles cultivées avec *E. stagnina* est 1,5 à 2,5 fois plus élevé que celui perdu dans les parcelles de riz et témoin. Dans les couches de profondeur (40-60 cm), le stock de sel a baissé significativement dans les parcelles cultivées avec *E. stagnina* alors qu'il a tendance à augmenter dans les parcelles de riz et témoin. La réduction de la salinité des Vertisols par les cultures irriguées de *E. stagnina* et de riz dans la vallée du fleuve Niger est expliquée par deux principaux processus dont i) la lixiviation des sels qui est favorisée par les racines de cultures notamment avec les cultures de *E. stagnina* et ii) le prélèvement de sels par la biomasse de cultures. Dans la couche 0-20 cm, la quantité de sel prélevée par la biomasse de *E. stagnina*, estimée entre 1026 et 1357 kg/ha, contribue à la désalinisation de 12 à 15 % alors que 85 à 88 % de sel est lixivié.

**- Diversification de la production agricole et gestion de l'eau dans le périmètre :** en plus de la réduction de la salinité, la culture irriguée de *E. stagnina* a produit entre 39 et 51 t/ha de biomasse sèche après 15 mois de culture. Le fourrage de *E. stagnina* est connu par sa valeur nutritive élevée pour l'alimentation de bétail. Ainsi, la culture irriguée de *E. stagnina* permet à la fois la réduction de la salinité des Vertisols et la diversification de la production agricole par la production du fourrage dans le périmètre.

En outre, la culture irriguée de *E. stagnina* pour la désalinisation des Vertisols participe également à la gestion de l'eau dans la périmètre. La figure 3.19 présente la quantité de sel perdue en fonction de la quantité d'eau utilisée dans les différents traitements de désalinisation de Vertisols et dans différentes couches du sol. Il résulte de cette figure que l'apport d'eau sur le sol cultivé avec la culture de *E. stagnina* (PEp et PEs) est plus efficace à réduire le stock de sel que l'apport d'eau sur le sol cultivé avec le riz ou sur le sol nu. La différence est plus nette quand la couche du sol est plus épaisse car la culture de riz et la simple submersion sont très peu efficaces à réduire le stock de sel dans les couches de profondeur.

Par ailleurs, la culture de *E. stagnina* est plus efficace à réduire la salinité de Vertisols que l'approche testée par Adam et al. (2012) qui consiste à faire plusieurs cycles d'apport d'eau/vidange pour laver et lixivier le sel. En effet, un apport d'eau de 630 à 640 mm pour la culture de *E. stagnina* permet de réduire le stock initial de sels de 55 à 66 % et de 26 à 38 % respectivement dans les couches 0-10 et 0-40 cm. Par contre, Adam et al. (2012) ont apporté 1105 mm selon 6 cycles d'apport/vidange et ont constaté une réduction du stock initial de sel seulement de 36 % et de 19 % respectivement dans les couches de 0-10 et 0-40 cm. En outre, contrairement à l'eau utilisée pour le traitement par lavage et/ou lixiviation, l'eau utilisée pour la phytodésalinisation par la culture de *E. stagnina* est valorisée pour la production de fourrage.



**Figure 3.19 :** Quantité de sels perdus dans les couches 0-10, 0-20 et 0-40 cm en fonction de la quantité d'eau apportée dans les différents traitements de désalinisation. Le traitement de submersion associée avec le lavage de surface est adapté de Adam et *al.* (2012). PT est le sol sans culture, PR est le sol cultivé avec le riz (*Oriza sativa*), PEs est le sol cultivé avec *E. stagnina* saisonnier et PEp est le sol cultivé avec *E. stagnina* permanent. Les numéros 1 et 2 indiquent respectivement la 1<sup>e</sup> et 2<sup>e</sup> saison culturale pour le traitement correspondant.

- **Limites de l'approche :** l'approche de phytodésalinisation *in situ* est marquée par quelques limites notamment d'ordre méthodologique :

i) il existe encore le risque de retour de la salinité du sol pendant la période d'inter-culture par le processus de remontée capillaire de sels sous l'effet de l'évaporation. En outre, la phytodésalinisation demande du temps pour la croissance et le développement des cultures.

ii) le dispositif de cette étude est limité par l'absence de répétitions des traitements, imputable aux difficultés techniques rencontrées pour la construction des parcelles expérimentales car le matériau argileux était difficile à travailler : à l'état humide le sol est lourd et plastique alors qu'à l'état sec il devient très dur. Pour surmonter ces difficultés, le choix a été fait d'installer chaque traitement sur une parcelle relativement grande (10 mx 10 m) et répéter les

échantillonnages à l'intérieur de chaque parcelle et à chaque date. Toutefois, ce dispositif était limité pour les traitements de données par des analyses statistiques.

iii) les propriétés hydro-structurales du sol sont moins détaillées dans cette partie alors que la lixiviation de sel est un des processus clés de la désalinisation des Vertisols. En outre, les transferts d'eau et des solutés dans les Vertisols varient selon que le sol soit à l'état sec où il est marqué par des écoulements préférentiels à travers les fissurations ou à l'état humide qui génère une conductivité hydraulique à saturation très faible liée au gonflement du massif argileux. Pour compléter cette étude, la troisième partie de la thèse étudie les modifications des propriétés hydro-structurales des Vertisols susceptibles d'être induites par la culture de *E. stagnina* et pour les relier aux processus de désalinisation par cette culture.

# PARTIE III : SUIVI EN CONDITIONS CONTROLEES DES PROPRIETES HYDRO-STRUCTURALES ET DE LA PHYTODESALINISATION DES VERTISOLS PAR APPROCHE EXPERIMENTALE SUR COLONNE

## **Introduction de la partie III**

La désalinisation de Vertisols est soumise à plusieurs facteurs et processus compte tenu des propriétés hydro-structurales particulières de Vertisols : la fissuration à l'état sec et le gonflement de sol à l'état humide. Dans les conditions naturelles, il est difficile de maîtriser tous les paramètres notamment d'ordre climatique, pour distinguer les différents processus. L'approche expérimentale en conditions contrôlées sur les colonnes est initiée pour compléter l'étude expérimentale *in situ* non seulement en étudiant l'effet de la culture de *E. stagnina* sur les modifications des propriétés hydro-structurales des Vertisols mais aussi de suivre et modéliser le processus de désalinisation des Vertisols par cette plante. Cette partie est composée de deux chapitres : le chapitre 4 qui présente l'influence de la culture irriguée de *E. stagnina* sur les propriétés hydro-structurales des Vertisols salés et le chapitre 5 qui porte sur le suivi en conditions contrôlées et la modélisation du processus de désalinisation de Vertisols par la culture de *E. stagnina*.



Chapitre 4 : Etude expérimentale de l'évolution de la structure et des propriétés hydrauliques des Vertisols salés cultivés avec *E. stagnina*

## **Introduction**

Dans la Vallée du fleuve Niger, *E. stagnina* appelé localement « bourgou » est une graminée semi-aquatique qui se développe naturellement au bord du fleuve et est utilisée comme fourrage pour l'alimentation des animaux (François et *al.*, 1989). Les travaux antérieurs ont montré que *E. stagnina* est caractérisée par un fort développement racinaire dont la biomasse racinaire est estimée entre 30 et 40% de la biomasse totale et est capable de se développer en milieu salé (François et *al.*, 1989 ; Barbiéro, 1995 ; Marlet et *al.*, 1998).

Le présent chapitre, basé sur l'étude expérimentale en conditions contrôlées sur des colonnes de sol, porte sur le suivi de la structure et des propriétés hydrauliques de Vertisols salés cultivés avec *E. stagnina*. Il s'agit plus spécifiquement de savoir si le système racinaire de *E. stagnina* cultivé sur les colonnes est capable d'améliorer i) la structure des Vertisols par l'augmentation de la porosité et la réduction de la densité apparente et ii) les propriétés hydrauliques des Vertisols notamment par l'augmentation de la conductivité hydraulique.

### **4.1 Matériel et méthodes**

L'étude est conduite sur des colonnes du sol, prélevées sur les Vertisols du périmètre irrigué de Kollo au Niger avec un tube PVC (16 cm de diamètre et 25 cm de hauteur) et installées au laboratoire de Science du Sol d'Agrocampus Ouest de Rennes (France). Le prélèvement et la préparation des colonnes ont été détaillés en chapitre II (section 2.4.2). Il s'agit de colonnes reconstituées en deux parties : i) une couche remaniée 0-19 cm, préparée à une masse volumique de 1,4 g/cm<sup>3</sup> à partir du sol émiétté en petits agrégats (1 à 2 cm de diamètre) et ii) une couche non remaniée 19-25 cm qui conserve la structure initiale.

#### **4.1.1 Dispositif expérimental**

L'expérimentation est composée de 3 traitements : i) un sol nu irrigué considéré comme témoin (CT), ii) un sol cultivé avec *E. stagnina* saisonnier (CEs) suivant un calendrier cultural de 2 campagnes par an pour une récolte systématique de toute la biomasse à la fin de chaque campagne et iii) un sol cultivé avec *E. stagnina* permanent (CEp) pour une récolte échelonnée dans le temps en laissant les souches d'environ 10 cm sur le sol après la première coupe des cultures pour que les plants se régénèrent à la reprise de l'irrigation.

Les traitements sont installés en deux dispositifs : i) un premier dispositif (plus équipé) composé de 2 répétitions de chaque traitement pour le suivi détaillé et continu des propriétés hydro-structurales du sol et ii) un deuxième dispositif (moins équipé), composé d'une

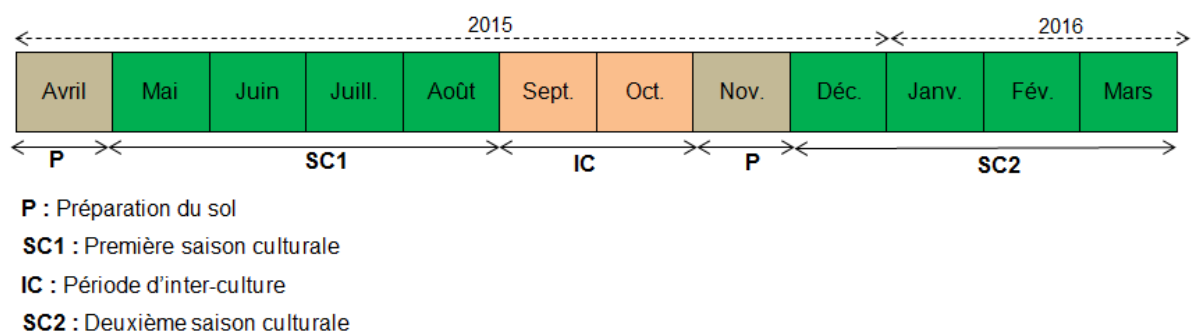
répétition de chaque traitement, destiné à caractériser la structure et les racines des cultures à la fin de la première saison culturale.

Les colonnes du premier dispositif sont équipées à la verticale avec 3 tensiomètres, installés au cœur du sol à 5, 15 et 21 cm de hauteur (à partir de la limite supérieure de colonne) pour le suivi continu du potentiel hydrique du sol. Les tensiomètres sont reliés aux boîtiers tensiométriques qui sont eux-mêmes connectés aux centrales d'acquisition automatique des données. Le dispositif de chaque colonne est placé sur une balance reliée également à la centrale pour enregistrer automatiquement les variations de la masse du dispositif afin de pouvoir effectuer ensuite un bilan d'eau dans le sol. Le dispositif est conçu pour récupérer et enregistrer automatiquement les eaux drainées aux fonds des colonnes (Cf. chapitre II, § 2.4.2.2). Les centrales sont programmées pour enregistrer les données selon un pas de temps de 10 mn.

Le deuxième dispositif (moins équipé), destiné à évaluer la structure du sol à la fin de la première saison culturale, est principalement équipé pour récupérer les eaux drainées selon le même protocole que précédemment. L'expérimentation est conduite pendant 11 mois pour deux saisons culturales, mais les colonnes du deuxième dispositif sont détruites à la fin de la première saison culturale pour caractériser la structure du sol et les racines.

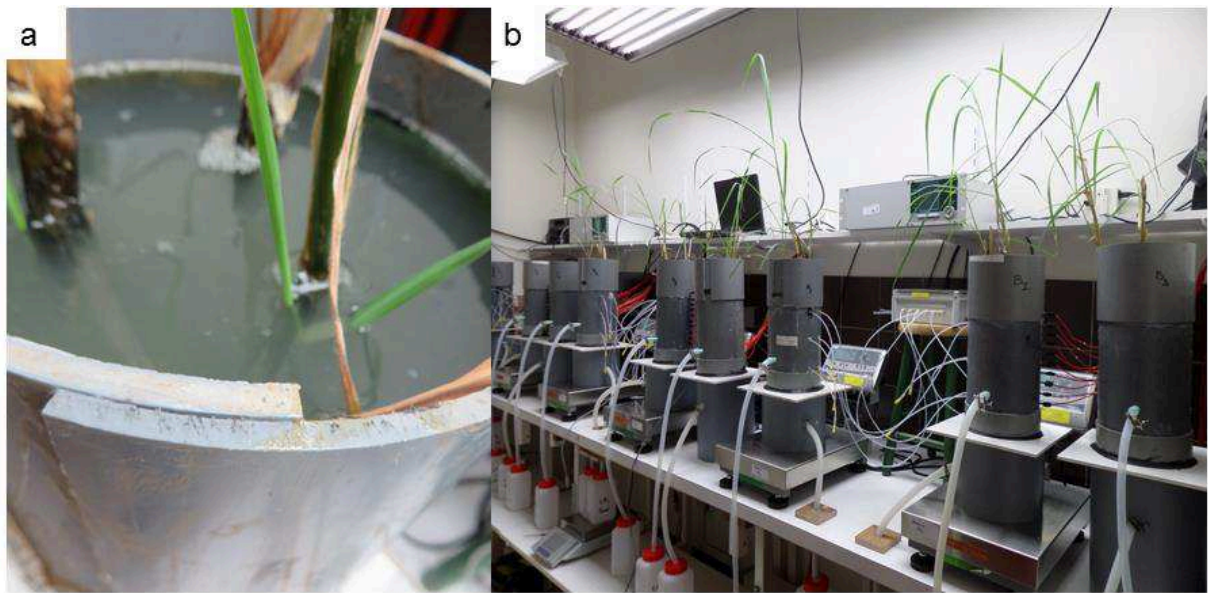
#### 4.1.2 Installation et suivi des cultures

L'expérimentation est réalisée durant deux saisons culturales respectivement de 28 mai 2015 au 03 septembre 2015 et de 03 décembre 2015 au 21 mars 2016 pour la première saison culturale (SC1) et la deuxième saison culturale (SC2) (Figure 4.1). Une période d'inter-culture (IC) sépare les deux saisons culturales pour les colonnes du premier dispositif entre 03 septembre 2015 et 03 décembre 2015, y compris le temps de préparation du sol (Figure 4.1).



**Figure 4.1** : Calendrier de suivi de l'expérimentation sur les colonnes du sol au laboratoire

Au début de chaque saison culturale, le sol est préalablement saturé sur toutes les colonnes avant l'installation des cultures en faisant un apport d'eau régulier et en vérifiant que le sol est à saturation avec les tensiomètres installés à 5, 15 et 21 cm de profondeur sur la colonne. L'installation des cultures est uniforme sur toutes les colonnes cultivées. Les boutures de *E. stagnina*, collectées au Niger sur un site expérimental de la Faculté d'Agronomie de l'Université de Niamey et préparées à environ 20 cm de hauteur (avec 2 nœuds/bouture), sont repiquées selon 3 plants par colonne (Figure 4.2a).



**Figure 4.2 :** Photographies des boutures de *E. stagnina* au repiquage (a) et à la reprise des plants (b) sur les colonnes au laboratoire.

Après le repiquage des plants, l'eau est apportée en quantité limitée (1 à 2 cm de lame d'eau au-dessus de la surface du sol) pendant une semaine pour permettre aux plants de se régénérer. Les boutures se régénèrent à environ une semaine après le repiquage (Figure 4.2b). Après la reprise des plants, l'eau est apportée 2 fois par semaine et à chaque irrigation la lame d'eau à la surface du sol est ajustée à 7 cm de hauteur. Les conditions de croissance et de développement d'*E. stagnina* sont stimulées artificiellement dans la salle de l'expérimentation par : i) des lampes horticoles à 8 tubes néons (54\*8 watt) fixées à environ 70 cm au-dessus des cultures et programmées pour un cycle d'éclairage de 12/24 h avec une intensité lumineuse moyenne de 1200 lux et ii) une température de la salle maintenue quasiment constante pendant la journée à 30°C et pendant la nuit à 20°C grâce un radiateur autorégulateur. Un engrais minéral NPK (12-15-20) est appliqué 2 fois par saison culturale à

une dose équivalente à 200 kg/ha une semaine après le repiquage et à 150 kg/ha un mois après le premier apport (au stade de tallage et montaison). Le suivi phénologique des cultures est effectué chaque semaine pour compter le nombre de talles et mesurer la hauteur des plants.

La récolte de la biomasse est effectuée à la fin du stade de montaison, c'est à dire à 128 et 109 jours après le repiquage respectivement pour la première et la deuxième récolte. La première récolte a été réalisée selon une coupe totale de la biomasse sur les colonnes CEs et une coupe partielle de la biomasse sur les colonnes CEp en laissant des souches d'environ 10 cm de hauteur à la surface du sol. La biomasse aérienne fraîche et sèche est pesée pour évaluer le rendement sur chaque colonne. Le rendement en biomasse est rapporté en t/ha en considérant la section d'une colonne (0,02 m<sup>2</sup>) comme un poquet et l'écartement de repiquage de 30 cm x 30 cm.

Après la première récolte, les colonnes du deuxième dispositif sont détruites selon le protocole décrit en chapitre II (§ 2.4.2.3) pour caractériser la salinité du sol, la structure du sol notamment la densité apparente du sol et les racines des cultures.

Une période sans irrigation est observée sur les colonnes du premier dispositif pendant environ 60 jours après la première récolte, simulant ainsi la période d'inter-culture observée dans le périmètre irrigué de Kollo après chaque campagne culturale de riz. Après cette période d'inter-culture, la deuxième saison culturale est lancée en repiquant des nouvelles boutures sur les colonnes CEs ; les souches laissées sur les colonnes CEp se sont régénérées à la suite d'apport d'eau. L'apport d'eau et le suivi des cultures sont effectués selon le même protocole que précédemment. A la fin de cette deuxième saison culturale, qui coïncide avec la fin de l'expérimentation, la biomasse des cultures est totalement coupée sur toutes les colonnes cultivées. Les colonnes sont détruites selon le même protocole que précédemment pour caractériser les racines des cultures, la structure (la densité apparente et la porosité du sol) et les propriétés hydrauliques du sol.

#### **4.1.3 Echantillonnage des racines**

Le système racinaire de *E. stagnina* est caractérisé à la fin de chaque saison culturale sur les colonnes cultivées dans les couches 0-8, 8-18 et 18-25 cm. Les échantillons sont prélevés à différentes couches selon le protocole décrit dans le chapitre II (§ 2.4.2.3) où les colonnes sont subdivisées en 3 tranches horizontales (0-8, 8-18 et 18-25 cm) et chaque tranche est coupée verticalement en deux parties égales. Les racines sont caractérisées sur la moitié de chaque tranche en trempant les échantillons dans l'eau pendant environ 24 heures pour

recupérer les racines par lavage. Les racines, séparées de la terre et des débris végétaux, sont ressuyées puis pesées à l'état frais et à l'état sec après passage à l'étuve à 60°C. A la fin de l'expérimentation (fin de la deuxième saison culturale), les racines à l'état frais sont scannées à une résolution de 200 ppm et les images sont traitées avec le logiciel WinRhizo, version 2009 (*Regent Instruments Canada Inc.*) pour déterminer la longueur de densité racinaire (LDR), le diamètre moyen et le volume des racines.

Par ailleurs, le volume des racines est également mesuré à la fin de la deuxième saison culturale selon le principe d'Archimède (Cannavo et *al.*, 2011 ; Kerloch et Michel, 2015) en plaçant celles-ci dans une boule à thé que l'on plonge dans un récipient contenant de l'eau. Le dispositif est placé sur une balance. Le volume des racines est déduit par la différence de masse entre la boule à vide et la boule contenant les racines.

#### 4.1.4 Caractérisation de la structure du sol

##### 4.1.4.1 Masse volumique sèche du sol

La masse volumique sèche du sol est mesurée à la fin de chaque saison culturale dans les couches 0-8, 8-18 et 18-25 cm des colonnes selon la norme AFNOR (1992). Les échantillons du sol sont prélevés à l'état saturé dans les différentes couches, selon le protocole décrit en chapitre II (§ 2.4.2.3) pour déterminer la masse sèche du sol après passage à l'étuve à 105°C pendant 48 h. La masse volumique sèche  $\rho$  ( $g/cm^3$ ) dans chaque couche est ainsi calculée par le rapport entre la masse sèche totale (g) et le volume total ( $cm^3$ ) de la couche (Eq. 4.1).

$$\rho = \frac{Ms}{V} \quad \text{Eq. 4.1}$$

Où  $Ms$  est la masse sèche du sol (g) et  $V$  est le volume du sol ( $cm^3$ ).

##### 4.1.4.2 Détermination de la macroporosité du sol

La macroporosité du sol est caractérisée par la méthode d'analyse d'image sur les tranches de sol imprégnées à la résine (Ringrose-Voase, 1996 ; Lamandé et *al.*, 2003 ; Bottinelli *al.*, 2014). Cette méthode est réalisée en 3 étapes (Figure 4.3) : i) l'acquisition et préparation des échantillons, ii) l'imprégnation des échantillons à la résine et iii) l'acquisition et le traitement d'images pour la numérisation et la quantification des macropores.

**a. Acquisition et préparation des échantillons :** les échantillons sont prélevés dans 3 couches à 0-8, 8-18 et 18-25 cm selon le protocole décrit dans le chapitre II (§ 2.4.2.3). Les échantillons sont séchés préalablement à l'air libre pendant environ 10 jours en milieu

contrôlé (à une température relativement constante de 20°C) pour minimiser la rétraction brutale du sol. Les faces latérales des échantillons sont emballées avec un film en plastique afin de favoriser le séchage du sol à travers la face supérieure et limiter les fissurations latérales des échantillons. Les échantillons sont placés sur les balances pour le suivi de la perte en eau du sol jusqu'à une teneur en eau du sol proche de celle observée à la fin de la période d'inter-culture sur le terrain (17%).

**b. Imprégnation à la résine :** après séchage, les échantillons sont imprégnés pendant 48 h avec une solution de résine d'inclusion polyester (Scott Bader Crystic), préparée en incluant un pigment fluorescent sous lumière UV (Ciba Uvitex OB, 3 g du pigment pour un litre de la résine). Après polymérisation pendant environ 6 semaines, les échantillons indurés sont découpés horizontalement, de façon à obtenir des tranches d'environ 1 cm d'épaisseur, polies sur la face supérieure.

**c. Acquisition et traitement d'images :** l'acquisition d'images est effectuée avec une caméra numérique Olympus LC20 réglée selon un maillage rectangulaire de 1600 x 1200 pixels et une résolution spatiale de 30  $\mu\text{m}$  par pixel. L'image des échantillons est acquise sous éclairage ultraviolet (UV) où les pores apparaissent en clair sur fond sombre. L'image initiale est convertie en mode gris (256 niveaux de gris) avec le logiciel GIMP 2 puis en image binaire avec le logiciel Noesis Visilog (FEI Company Corporate Office, USA). La macroporosité est caractérisée sur cette image binaire par : i) la porosité spécifique, exprimée en pourcentage des images pixels totales liées aux macropores et ii) la typologie des pores selon la taille et la forme (Lamandé et *al.*, 2003 ; Bottinelli et *al.*, 2014).

La forme des macropores est exprimée par l'indice d'élongation (IE) qui est calculé à partir de leur aire ( $a$ ) et de leur périmètre ( $p$ ) :  $IE = p^2 / 4\pi a$ . On distingue 3 classes des macropores selon la forme : i) les macropores tubulaires (A) ayant un  $IE < 5$ , ii) les macropores fissuraux (B) ayant un  $IE$  compris entre 5 et 15 et iii) les macropores d'assemblage ayant un  $IE > 15$  (C).

La taille des macropores est définie selon la loi de Jurin qui montre que le potentiel matriciel de l'eau est inversement proportionnel au rayon des pores. Ainsi, les macropores sont classés en fonction du potentiel matriciel de -60, -20 et -5 mbar pour distinguer 4 classes des macropores dont i) les macropores de très petite taille (T1) ayant une superficie inférieure à 0,2  $\text{mm}^2$ , correspondant à un diamètre de rayon équivalent inférieure à 0,5 mm, ii) les macropores de petite taille (T2) ayant une superficie comprise entre 0,2 et 1,7  $\text{mm}^2$ ,

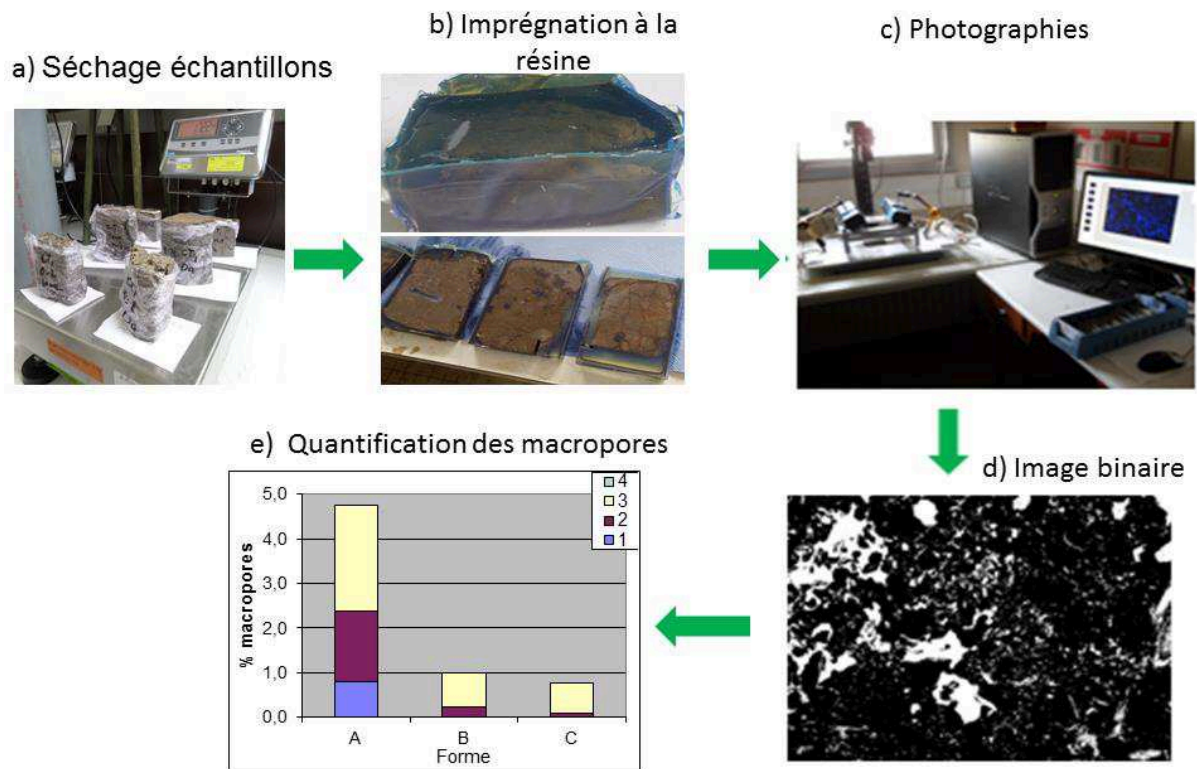
correspondant à un diamètre équivalent compris en 0,5 et 1,5 mm, iii) les macropores de taille moyenne (T3) possédant une superficie comprise entre 1,7 et 27,6 mm<sup>2</sup>, correspondant à un diamètre équivalent compris entre 1,5 et 6 mm et les macropores de grande taille (T4) possédant une superficie supérieure à 27,6 mm<sup>2</sup>, correspondant à un diamètre équivalent supérieur à 6 mm.

Le croisement des 4 classes de taille et des 3 classes de forme permet d'obtenir une typologie de 12 classes morphologiques des macropores (Tableau 4.1).

**Tableau 4.1** : Classification morphologique des macropores du sol (adapté de Lamandé et al., 2003, Bottineli et al., 2014)

	Taille des macropores (rayon équivalent)			
	T1 (<0,5 mm)	T2 (0,5-1,5 mm)	T3 (1,5-6 mm)	T4 (> 6 mm)
Tubules <b>A</b> (IE < 5)	AT1	AT2	AT3	AT4
Fissures <b>B</b> (5 < IE < 15)	BT1	BT2	BT3	BT4
Pores d'assemblage <b>C</b> (IE > 15)	CT1	CT2	CT3	CT4





**Figure 4.3** : Schéma synthétique des différentes étapes pour la caractérisation de la macroporosité du sol par la méthode d'analyse d'image.

#### 4.1.5 Suivi des propriétés hydriques du sol

##### 4.1.5.1 Bilan et flux d'eau

L'analyse des différents flux hydriques et l'établissement du bilan d'eau reposent sur l'étude des variations de masse  $m_c$  des colonnes de sol, enregistrées automatiquement chaque 10 mn. Ces variations de masse sont liées à la quantité d'eau apportée et aux pertes d'eau liées à l'eau drainée au fond des colonnes, à l'évaporation, à la transpiration et à l'accroissement des biomasses aérienne et racinaire des cultures :

$$\frac{\partial m_c}{\partial t} = irrig - drain - evp - transp + \frac{\partial biom}{\partial t} \quad \text{Eq 4.2}$$

où : *irrig* représente la quantité d'eau apportée, *drain* la quantité d'eau drainée à la base de la colonne, *evp* l'évaporation, *transp* la transpiration de la plante et *biom* la biomasse aérienne et racinaire cumulée.

Les termes *irrig* et *drain* sont mesurés au cours du temps, mais les autres termes de l'équation 4.2 (*biom*, *evp* et *transp*) doivent être estimés à partir des données disponibles.

Les variations de biomasse *biom* au cours du temps sont estimées à partir de la mesure hebdomadaire de la hauteur des plants et de la pesée des biomasses initiale (*biom<sub>init</sub>*) et finale (*biom<sub>fin</sub>*). Pour ce faire, un modèle logistique à 3 paramètres (Paine et al., 2012) est retenu pour représenter l'évolution de la biomasse de la plante au cours du temps selon l'équation :

$$Biom(t) = \frac{biom_{fin}}{(biom_{init} + (biom_{fin} - biom_{init})e^{-rt}} \quad \text{Eq. 4.3}$$

où *r* représente un paramètre de croissance estimé à partir du suivi des hauteurs de plante.

Ce modèle logistique a été estimé pour chaque colonne et de façon indépendante pour les deux saisons culturales en utilisant la fonction *SSlogis* implémentée dans le logiciel R (Chessel et Dufour, 2008 ; Pinheiro et Bates 2009). Les courbes de croissance de la biomasse résultantes de ces ajustements de modèle logistique sont présentées en annexe 3.1 : elles n'ont servi qu'à corriger l'effet des accroissements de biomasse dans le calcul des différents flux hydriques. Les pertes d'eau sous forme gazeuses *evp* et *transp* sont par la suite évaluées par défaut de bilan de l'équation 4.2. On cherche néanmoins à distinguer ces deux termes en mettant à profit le suivi à haute résolution temporelle des variations de masse de la colonne. Pour cela, on émet deux hypothèses : (i) le terme de transpiration *transp* peut être négligé pendant la période de 12 h non éclairée ; (ii) l'évaporation *evp* est constante au cours d'une même journée.

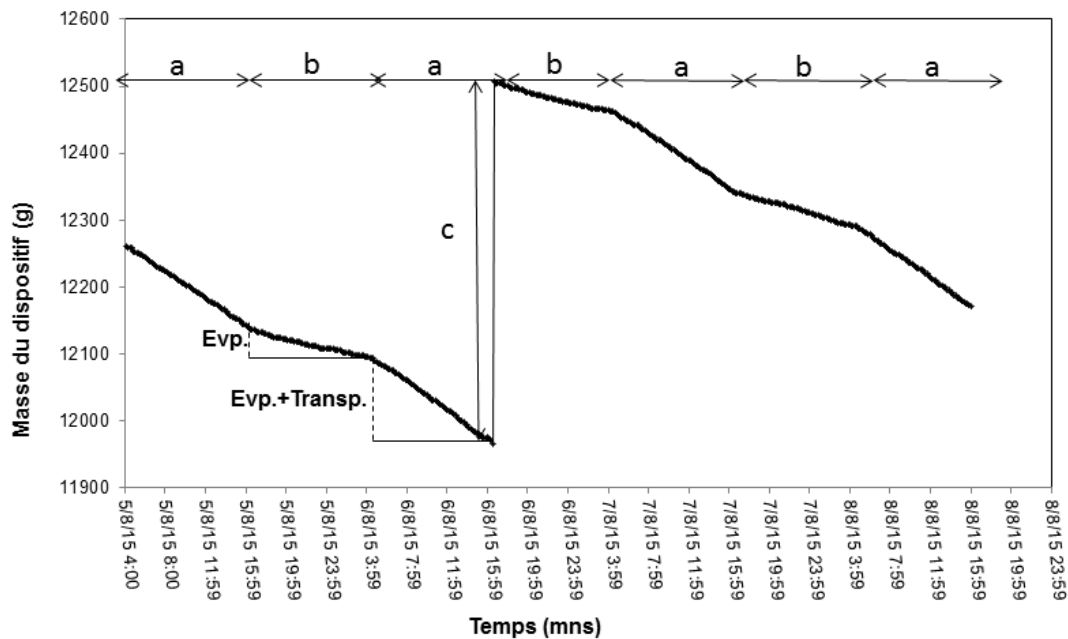
Sous ces hypothèses, on estime l'évaporation (*evp*) à partir des variations de masse de la colonne lors de la période nocturne par l'équation 4.4 :

$$evp = -\frac{\partial m_c}{\partial t} + irrig - drain + \frac{\partial biom}{\partial t} \quad (\text{en période nocturne}) \quad \text{Eq. 4.4}$$

En supposant *evp* constant au cours d'une journée, on estime la transpiration (*transp*) pendant la période éclairée grâce à l'équation 4.5.

$$transp = -\frac{\partial m_c}{\partial t} + irrig - drain - evp + \frac{\partial biom}{\partial t} \quad (\text{en période diurne}) \quad \text{Eq 4.5}$$

La figure 4.4 illustre l'application de cette approche sur les données du suivi expérimental de la masse totale d'une colonne de sol.



**Figure 4.4 :** Extrait sur 3 jours avec un pas de temps élémentaire de 10 mn de l'évolution de la masse brute du dispositif sur la colonne pendant les périodes éclairées (a), les périodes non éclairées (b) et suite à un apport d'eau (c). Le suivi montre en l'absence d'apport d'eau et de drainage une pente liée à l'évaporation seule (Evp) pendant la période b et une pente plus forte liée au cumul de l'évaporation et de la transpiration (Evp.+Transp.) pendant la période a.

#### 4.1.5.2 Suivi de la conductivité hydraulique du sol

La conductivité hydraulique du sol a été estimée pendant les saisons culturales avec l'eau drainée au fond des colonnes en utilisant la loi de Darcy (Eq. 4.6) ; le sol étant saturé pendant les périodes d'irrigation.

$$Q = K \times A \times \frac{\Delta H}{L} \quad \text{Eq. 4.6}$$

avec  $Q$  ( $\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ ) le débit volumétrique filtrant,  $K$  ( $\text{m} \cdot \text{s}^{-1}$ ) la conductivité hydraulique du sol,  $A$  la surface de la section étudiée ( $\text{m}^2$ ),  $\Delta H$  est la charge hydraulique appliquée sur la colonne et  $L$  (m) la longueur de l'échantillon.

A la fin de l'expérimentation, la conductivité hydraulique à saturation a été également mesurée sur chaque colonne en utilisant le même principe que précédemment. Les mesures consistaient en une simulation d'apport d'eau pendant un temps donné pour maintenir une

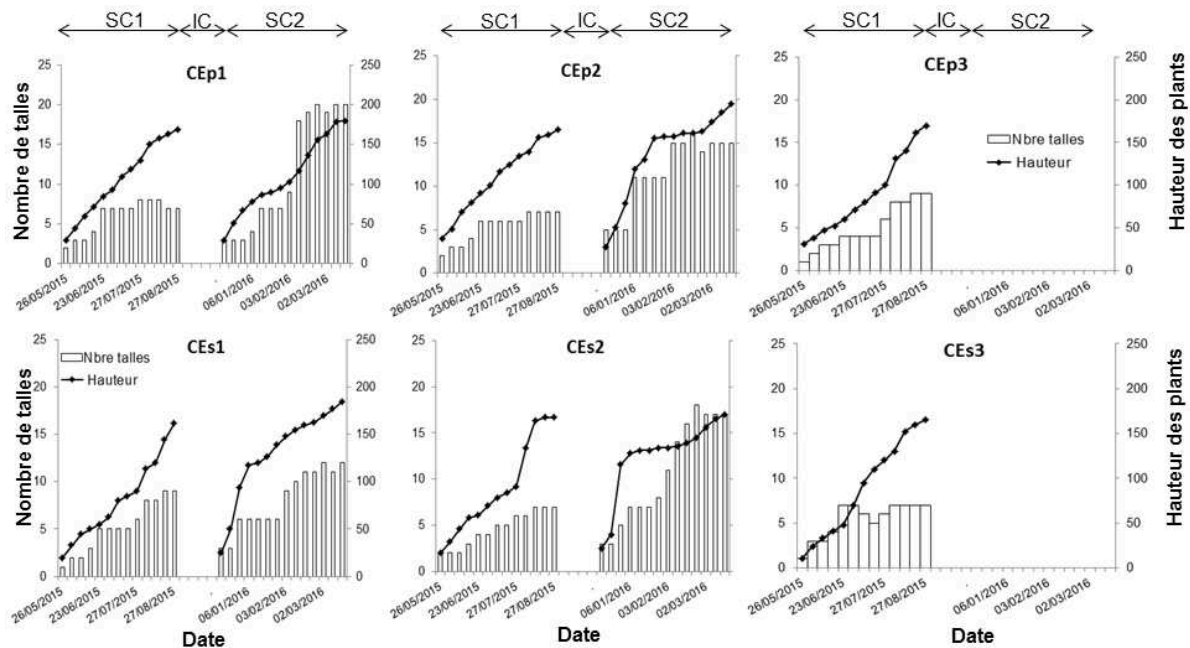
lame d'eau constante à la surface du sol (d'environ 4 cm) et récupérer la quantité d'eau drainée au fond des colonnes. La conductivité hydraulique à saturation est ainsi calculée à partir de l'équation 4.6.

## 4.2 Résultats

### 4.2.1 Caractéristiques agronomiques des cultures

#### 4.2.1.1 Croissance et rendement

Le nombre de talles et la hauteur de plants de cultures de *E. stagnina* sont plus élevés pendant la deuxième saison SC2 que pendant la première saison SC1 sur toutes les colonnes (Figure 4.5). Le nombre de talles est compris entre 7 et 9 talles pendant SC1 alors qu'il est compris entre 15 et 20 talles pendant la deuxième saison SC2. La culture de *E. stagnina* a atteint 170 à 195 cm de hauteur pendant la deuxième saison culturelle alors qu'elle est restée entre 160 et 170 cm de hauteur pendant SC1. Elle est légèrement plus élevée sur les colonnes CEp1 et CEp2 que sur les colonnes CEs1 et Ces2 notamment pendant la deuxième saison culturelle.



**Figure 4.5 :** Evolution du nombre de talles (Nbre talles) et de la hauteur des plants de *E. stagnina* sur les différentes colonnes pendant la période de suivi., CEs1, CEs2 et CEs3 sont les colonnes cultivées avec *E. stagnina* saisonnier, CEp1,CEp2 et CEp3 sont les colonnes cultivées avec *E. stagnina* permanent ; SC1 et SC2 sont respectivement la première et la deuxième saison culturelle, IC est la période d'inter-culture. Les colonnes de troisième répétition de chaque traitement ont été détruites à la fin de la première saison culturelle, donc elles n'ont pas été cultivées pendant la deuxième saison culturelle.

Tout comme la croissance, les rendements en biomasse fraîche et sèche de *E. stagnina* sont plus élevées à la fin de la deuxième saison culturale (FS2) qu'à la fin de la première saison culturale (FS1) sur toutes les colonnes (Tableau 4.2). Toutefois, on note une hétérogénéité de la biomasse aérienne entre les colonnes pour les deux dates. A FS1, la biomasse aérienne fraîche est comprise entre 11 et 14 t/ha soit 3 à 4,5 t/ha de biomasse sèche. A FS2, les biomasses fraîche et sèche sont légèrement plus élevées sur les colonnes cultivées avec *E. stagnina* permanent (CEp1 et CEp2) que sur les colonnes cultivées avec *E. stagnina* saisonnier (CEs1 et CEs2). La biomasse totale sèche produite pour les deux saisons culturales est comprise entre 11 et 12 t/ha pour les colonnes cultivées avec *E. stagnina* permanent et entre 10 et 11 t/ha pour les colonnes cultivées avec *E. stagnina* saisonnier.

**Tableau 4.2** : Rendements en biomasses fraîche et sèche de *E. stagnina* à la fin des première (FS1) et deuxième (FS2) saisons culturales sur les différentes colonnes. CEp1, CEp2 et CEp3 sont les colonnes cultivées avec *E. stagnina* permanent, CEs1, CEs2 et CEs3 sont les colonnes cultivées avec *E. stagnina* saisonnier.

(eq t/ha)	Saison	<i>E. stagnina</i> permanent			<i>E. stagnina</i> saisonnier		
		CEp1	CEp2	CEp3	CEs1	CEs2	CEs3
Biomasse fraîche	FS1	14,1	12,1	11,5	12,5	12,7	13,0
	FS2	25,6	28,7		22,6	24,9	
Biomasse sèche	FS1	4,4	3,4	3,3	3,5	3,4	4,0
	FS2	6,6	8,2		6,8	7,1	

Le rendement en eq. t/ha est estimé en considérant la section d'une colonne comme un poquet et la densité de repiquage de 30 cm x 30 cm.

#### 4.2.1.2 Développement racinaire de *E. stagnina*

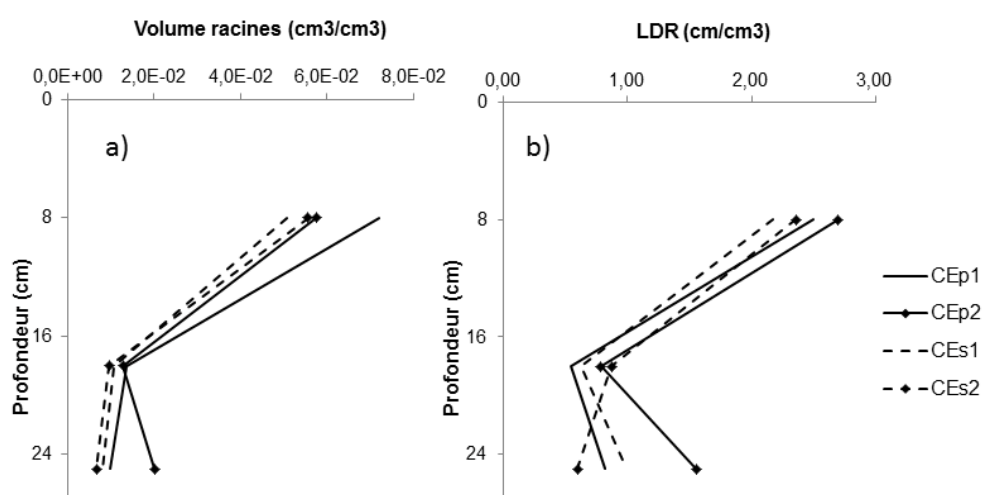
Le tableau 4.3 présente la biomasse racinaire sèche de *E. stagnina* dans les couches 0-8, 8-18 et 18-25 cm des colonnes à la fin de chaque saison culturale. La biomasse racinaire sèche est plus élevée à la fin de la deuxième saison (FS2) qu'à la fin de la première saison culturale (FS1) notamment dans la première couche (0-8 cm) sur toutes les colonnes. Elle est comprise entre 5 et 6 g/colonne à FS1 contre 9 et 28 g/colonne à FS2 dont 50 à 94 % des racines sont situées dans la couche 0-8 cm. La biomasse sèche des racines est relativement homogène entre les deux traitements à FS1 alors qu'elle est plus élevée sur les colonnes cultivées avec *E. stagnina* permanent (CEp1 et CEp2) que sur les colonnes cultivées avec *E. stagnina* saisonnier (CEs1 et CEs2).

saisonnier à FS2 (CEs1 et CEs2). A la fin de la première saison FS1, la biomasse racinaire représente entre 6 et 8 % de la biomasse totale sèche sur les deux traitements alors qu'à la fin de l'expérimentation (FS2), elle représente 20 à 25 % de la biomasse totale sur les colonnes CEp1 et CEp2 contre 14 % sur les colonnes CEs1 et CEs2.

**Tableau 4.3 :** Biomasse racinaire sèche (g) dans les couches 0-8, 8-18 et 18-25 cm à la fin de la 1<sup>e</sup> (FS1) et 2<sup>e</sup> (FS2) saison culturale sur les différentes colonnes. CEs1, CEs2 et CEs3 sont les colonnes cultivées avec *E. stagnina* saisonnier, CEp1, CEp2 et CEp3 sont les colonnes cultivées avec *E. stagnina* permanent

Saison	Couche	CEp1	CEp2	CEp3	CEs1	CEs2	CEs3
FS1	0-8 cm			2,62			3,4
	8-18 cm			2,06			1,58
	18-25 cm			1,06			1,08
FS2	0-8	17,0	26,8		11,2	6,2	
	8-18	2,8	1,4		0,4	3,2	
	18-25	0,8	0,2		0,4	0,2	

Le volume racinaire et la longueur de densité racinaire (LDR), mesurés la fin de l'expérimentation (FS2), sont plus élevés en surface qu'en profondeur sur toutes les colonnes (Figure 4.6). Le volume des racines dans la couche 0-8 cm est compris entre 0,02 et 0,09 cm<sup>3</sup>/cm<sup>3</sup> soit 2 à 9 % du volume total du sol. Le volume total des racines par colonne est légèrement plus élevé sur les colonnes cultivées avec *E. stagnina* permanent CEp1 et CEp2 que sur les colonnes cultivées avec *E. stagnina* saisonnier, CEs1 et CEs2. La LDR est comprise entre 2 et 2,6 cm/cm<sup>3</sup> dans la couche 0-8 cm et entre 0,6 et 1,6 cm/cm<sup>3</sup> dans la couche 18-25 cm.



**Figure 4.6 :** Volume racinaire (a) et longueur de densité racinaire LDR (b) de cultures de *E. stagnina* à la fin de l'expérimentation sur les différentes colonnes. CEs1 et CEs2 sont les

colonnes cultivées avec *E. stagnina* saisonnier, CEp1 et CEp2 sont les colonnes cultivées avec *E. stagnina* permanent.

## 4.2.2 Propriétés hydriques du sol

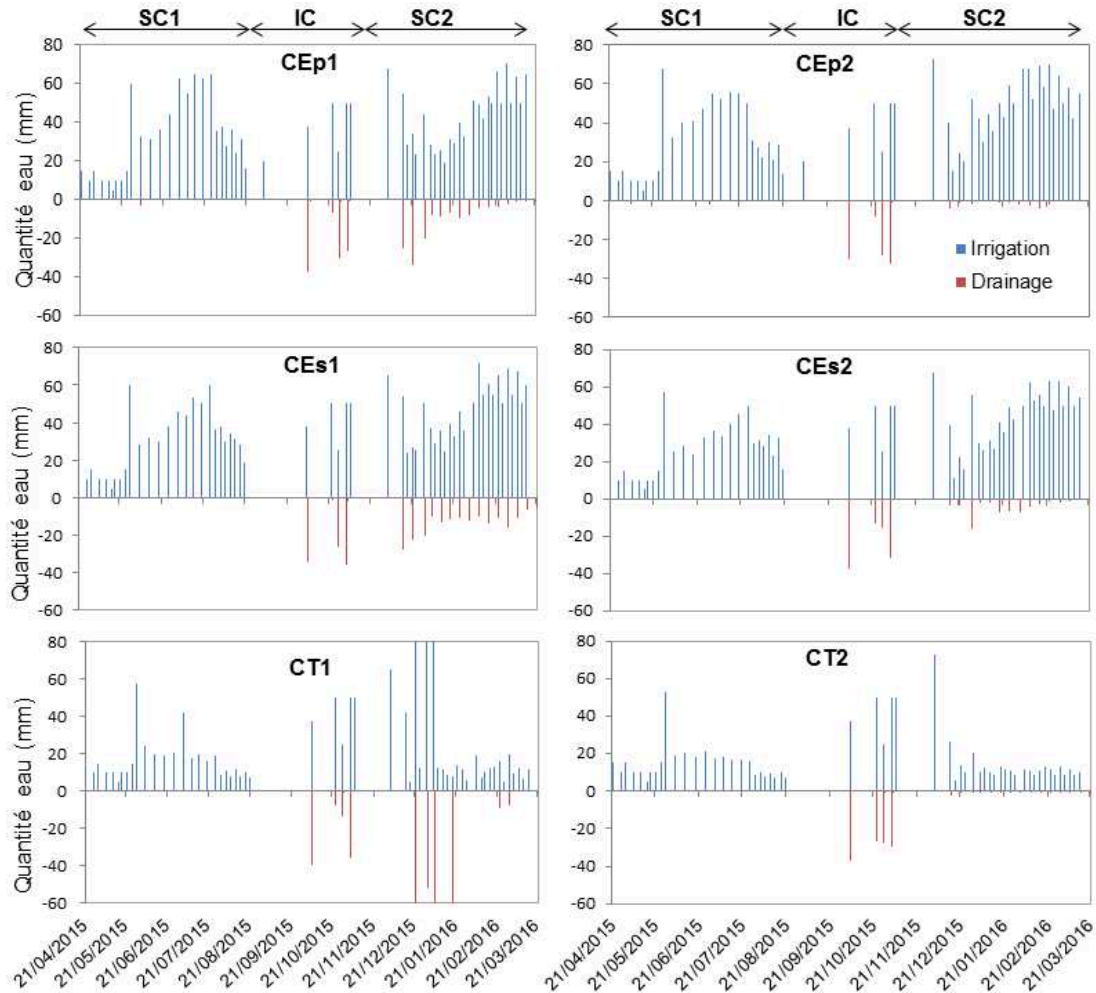
### 4.2.2.1 Bilan d'eau

La figure 4.7 présente la distribution des apports d'eau et de l'eau drainée au niveau des différentes colonnes pendant la période de suivi. Pour ajuster la lame d'eau de 7 cm à la surface du sol, la quantité d'eau apportée par colonne et par irrigation varie entre 15 et 70 mm pour une périodicité de 3 à 4 jours. La quantité d'eau apportée est plus élevée sur les colonnes cultivées avec *E. stagnina* (CEp et CEs) que sur les colonnes sans cultures (CT) pendant les saisons culturales SC1 et SC2. Sur les colonnes cultivées avec *E. stagnina*, le cumul d'eau apportée est plus élevé pendant SC2 que pendant SC1 imputable à la croissance de la biomasse aérienne plus élevée pendant SC2 que pendant SC1. Il est compris entre 600 et 820 mm pendant la première saison culturale et entre 1140 et 1282 mm pendant la deuxième saison culturale (Figure 4.8). Par contre, sur la colonne sans culture CT2, le cumul d'eau apportée est relativement similaire entre les deux saisons 380 et 365 mm respectivement pour SC1 et SC2. Sur la colonne CT1 où des écoulements préférentiels de bordure ont été observés pendant SC2, la quantité d'eau apportée est plus élevée pendant SC2 (606 mm) que pendant SC1 (423 mm).

Le cumul d'eau apportée à la fin de la période d'inter-culture pour re-saturer le sol est similaire sur toutes les colonnes (212 mm/colonne).

L'eau drainée est quasiment nulle pendant la première saison culturale au niveau de toutes les colonnes, excepté au fond des colonnes CEp1 et CEp2 où quelques gouttes d'eau drainée (entre 2 et 5 mm) ont été enregistrées (Figure 4.8). A la fin de la période d'inter-culture, caractérisée par l'apparition d'une fissuration du sol, l'apport d'eau pour la saturation des sols a occasionné du drainage au fond des colonnes dont la quantité varie entre 10 et 40 mm par colonne et par date de prélèvement. Le cumul d'eau drainée pendant cette période est relativement homogène entre les colonnes et est compris entre 100 et 120 mm par colonne. Pendant la deuxième saison culturale, le drainage est hétérogène entre les colonnes et est plus important au fond des colonnes cultivées avec *E. stagnina* qu'au fond de la colonne témoin CT2. Des écoulements préférentiels le long des bordures ont été observés sur la colonne CT1. Le cumul de l'eau drainée varie entre 60 et 200 mm/colonne au fond des colonnes cultivées

avec *E. stagnina* alors qu'il est de 285 et 11 mm respectivement sur CT1 et CT2 (Figure 4.8). La quantité d'eau drainée pendant SC2 représente 5 à 16 % de la quantité d'eau apportée sur les colonnes cultivées avec *E. stagnina* alors qu'elle représente 47 et 3 % de la quantité d'eau apportée respectivement sur CT1 et CT2.



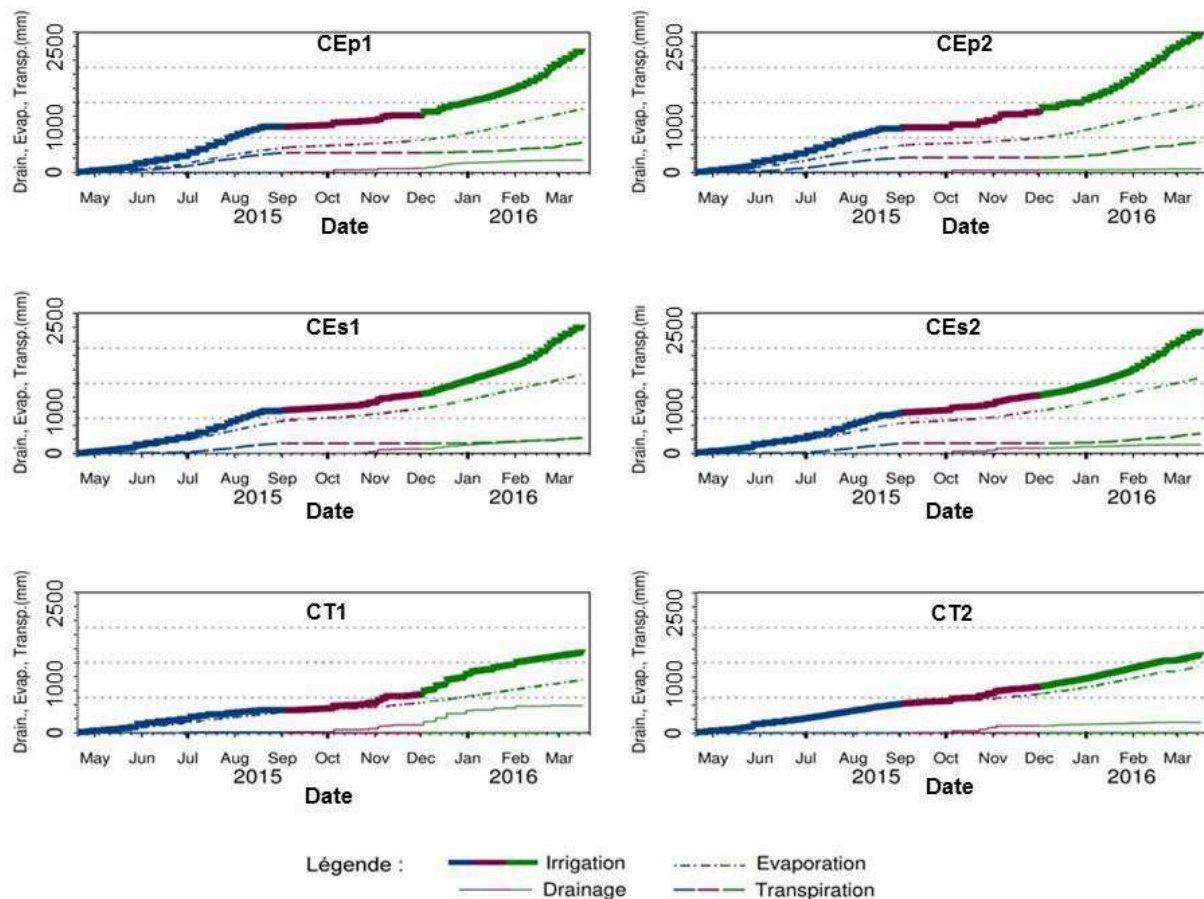
**Figure 4.7 :** Distribution des apports d'eau et de l'eau drainée au niveau des différentes colonnes pendant la période de suivi de l'expérimentation. CT1 et CT2 sont les colonnes sans cultures ; CEs1 et CEs2 sont les colonnes cultivées avec *E. stagnina* saisonnier ; CEp1 et CEp2 sont les colonnes cultivées avec *E. stagnina* permanent ; SC1 et SC2 sont respectivement la première et la deuxième saison culturale ; IC est la période d'inter-culture.

L'évaporation est plus élevée pendant les saisons culturales SC1 et SC2 (entre 3 et 6 mm/jour) que pendant la période d'inter-culture IC (1 et 2 mm/jour) sur toutes les colonnes (Figure 4.7 ; Annexe 3.2), imputable à la présence de la lame d'eau en surface du sol pendant les saisons culturales. Pendant la première saison culturale, le cumul d'eau évaporée sur les colonnes cultivées avec *E. stagnina* (CEp et CEs) est compris entre 440 et 575 mm pendant SC1 soit 54 et 80 % de la quantité totale d'eau apportée pendant la même période (Figure 4.7). Pendant la



deuxième saison culturale (SC2), l'évaporation sur CEp et CEs est comprise entre 360 et 411 mm soit 46 et 56 % de la quantité d'eau apportée. Sur les colonnes sans culture CT1 et CT2, l'évaporation comprise entre 350 et 450 mm pendant SC1 représente 90 à 95 % de la quantité d'eau apportée.

Quant à la transpiration observée sur les colonnes cultivées avec *E. stagnina*, elle est comprise entre 0 et 6 mm/jour (Annexe 4.1). Elle est plus élevée sur les colonnes cultivées avec *E. stagnina* permanent (CEp1 et CEp2) que sur les colonnes cultivées avec *E. stagnina* saisonnier (CEs1 et CEs2) notamment pendant la première saison culturale (SC1). Pendant la première saison culturale, le cumul de la transpiration est compris entre 268 et 344 mm sur les colonnes cultivées avec *E. stagnina* permanent soit 34 et 42 % de l'apport d'eau et entre 175 et 180 mm sur les colonnes cultivées avec *E. stagnina* saisonnier soit 11 et 24 % de l'apport d'eau pendant cette période (Figure 4.8).



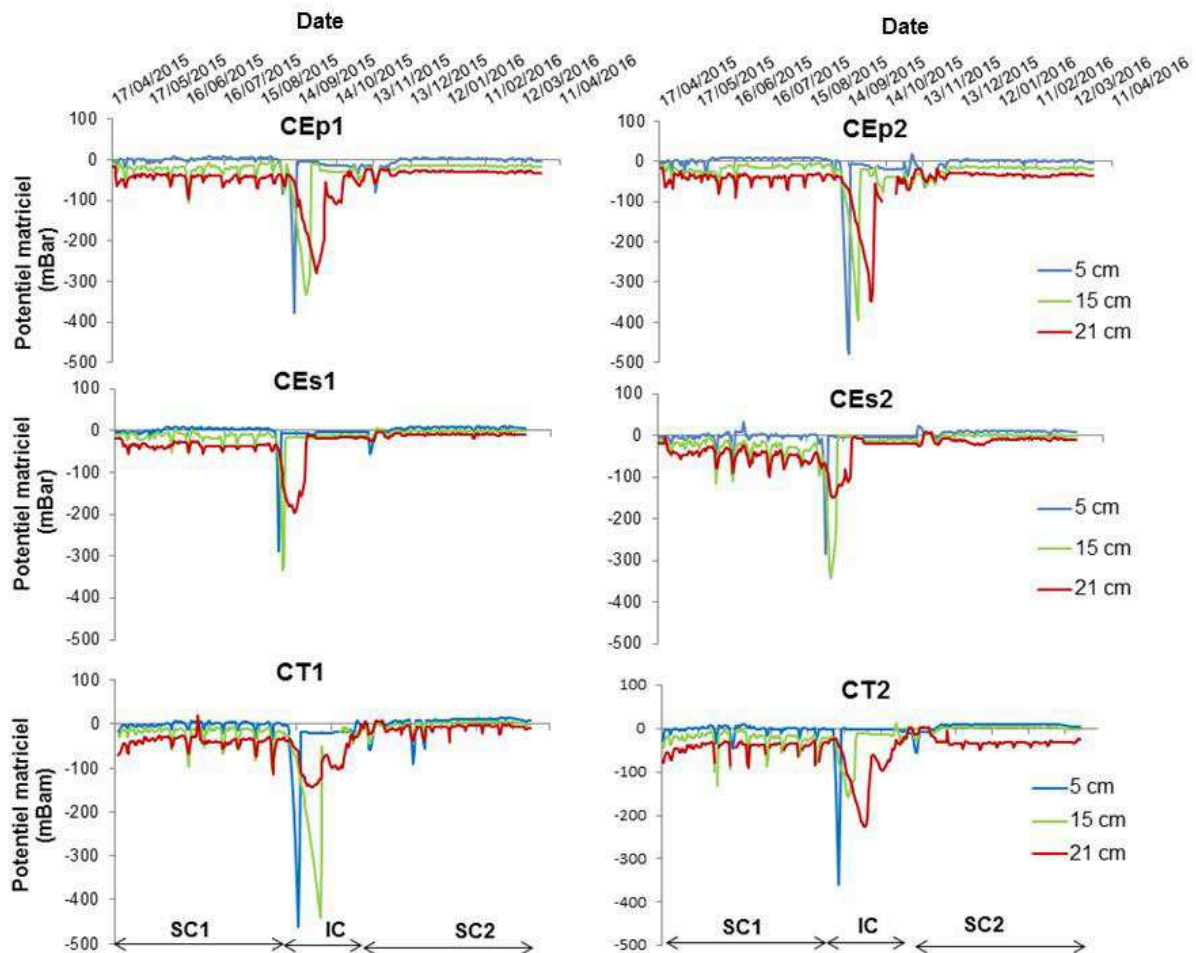
**Figure 4.8 :** Evolution des apports cumulés d'eau par irrigation (trait gras) et des différentes pertes cumulées d'eau par drainage, évaporation et transpiration pour les différentes colonnes pendant la première saison culturale (bleue), la période d'inter-culture (rouge) et la deuxième saison culturale (vert). CT1 et CT2 sont les colonnes sans culture ; CEs1 et CEs2 sont les colonnes cultivées avec *E. stagnina* saisonnier ; CEp1 et CEp2 sont les colonnes cultivées avec *E. stagnina* permanent.

#### 4.2.2.2 Evolution du potentiel matriciel du sol

La figure 4.9 présente l'évolution du potentiel matriciel du sol mesuré avec les tensiomètres sur les différentes colonnes. Le potentiel matriciel diminue de la surface vers la profondeur pendant les périodes d'irrigation (SC1 et SC2) alors que la tendance inverse est observée pendant la période d'inter-culture (IC). Cette évolution du potentiel matriciel, est similaire sur toutes les colonnes. Ainsi, pendant les saisons culturales, l'humidité du sol est maximale (à saturation) en surface et diminue avec l'augmentation de la profondeur alors que pendant la période d'inter-culture, le sol plus est sec en surface qu'en profondeur, l'humidité croît avec la profondeur.

Pendant les périodes d'irrigation SC1 et SC2, le potentiel matriciel est quasiment nul en surface (5 cm) sur toutes les colonnes alors qu'à 21 cm de profondeur il est compris entre -50 et -20 mbar. A 21 cm de profondeur, il est plus proche de zéro pendant SC2 que pendant SC1 sur toutes les colonnes excepté sur CT2 où il est resté quasiment stable pendant les deux périodes. Ainsi, les couches du sol à 21 cm de profondeur se sont enfin saturées pendant la deuxième saison culturale sur la majorité des colonnes sauf sur la colonne CT2. Quelques fluctuations sont observées notamment pendant SC1 liées à la mise en dépression des bougies poreuses pour le prélèvement de la solution du sol qui assèche légèrement le sol.

Pendant la période non irriguée (IC) où le sol est plus sec en surface qu'en profondeur, le potentiel matriciel est compris entre et -500 et -300 mbar à 5 cm. A 21 cm, le potentiel est légèrement plus faible sur les colonnes cultivées avec *E. stagnina* à permanent (CEp1 et CEp2) (entre -250 et -350 mBar) que sur les autres colonnes (-100 et -200 mBar), imputable à la présence des racines sur CEp1 et CEp2 qui prélèvent l'eau et assèchent davantage le sol. Sur les colonnes cultivées avec *E. stagnina* saisonnier (CEs1 et CEs2), le potentiel matriciel est plus faible à 5 cm qu'à 15 cm de profondeur. Pendant la période d'inter-culture, on note un dessèchement du sol en surface (5 cm) plus marqué sur le sol nu (CT1 et CT2) que sur le sol cultivé avec *E. stagnina* (CEp et CEs).

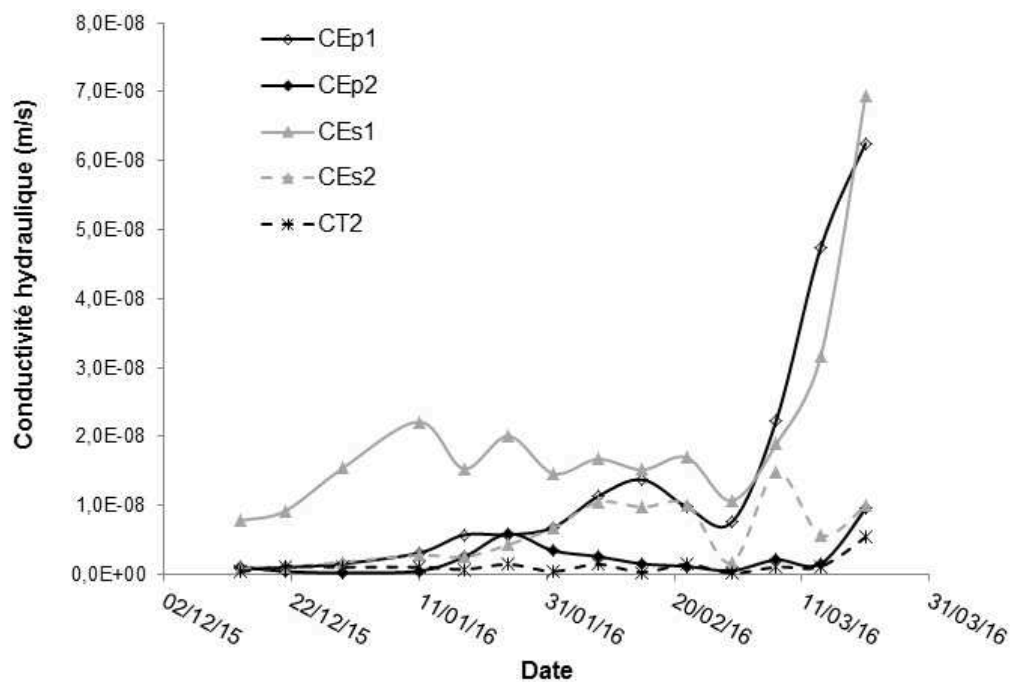


**Figure 4.9 :** Evolution temporelle du potentiel matriciel du sol mesuré à 5, 15 et 21 cm de profondeur sur les différentes colonnes. CT1 et CT2 sont les colonnes sans culture, CEs1 et CEs2 sont les colonnes cultivées avec *E. stagnina* saisonnier, CEP1 et CEP2 sont les colonnes cultivées avec *E. stagnina* permanent ; SC1 et SC2 sont respectivement la première et la deuxième saison culturale, IC est la période d'inter-culture.

#### 4.2.2.3 Conductivité hydraulique du sol à saturation

Globalement, la conductivité hydraulique à saturation, estimée à partir de l'eau drainée pendant la deuxième saison culturale, est très faible ( $< 10^{-7}$  m/s) sur toutes les colonnes (Figure 4.10). Au début de cette saison, elle est relativement homogène entre les colonnes (entre  $3 \cdot 10^{-10}$  et  $1,07 \cdot 10^{-9}$  m/s) excepté sur la colonne CEs1 où elle est relativement plus élevée ( $8 \cdot 10^{-9}$  m/s) par rapport aux autres colonnes. La conductivité hydraulique est restée relativement stable pendant la saison, mais elle a augmenté vers la fin de l'expérimentation notamment sur les colonnes cultivées avec *E. stagnina* CEP1 et CEs1 où elle est respectivement de  $6 \cdot 10^{-8}$  et  $7 \cdot 10^{-8}$  m/s.

Toutefois, elle est plus élevée sur les colonnes cultivées avec *E. stagnina* ( $10^{-8}$  et  $7.10^{-8}$  m/s) que sur le sol nu CT2 ( $<10^{-8}$  m/s) pendant toute la période de la deuxième saison culturale. Pour éviter des valeurs biaisées, la conductivité hydraulique n'a pas été calculée sur la colonne CT1 où il est observé des écoulements latéraux le long de la bordure du cylindre PVC entourant la colonne.



**Figure 4.10** : Evolution de la conductivité hydraulique du sol estimée à partir de l'eau drainée au fond des différentes colonnes pendant la deuxième saison culturale. CT2 est la colonne nue sans culture, CEs1 et CEs2 sont les colonnes cultivées avec *E. stagnina* saisonnier, CEp1 et CEp2 sont les colonnes cultivées avec *E. stagnina* permanent.

## 4.2.3 Propriétés structurales

### 4.2.3.1 Densité apparente du sol

La densité apparente ( $D_a$ ) initiale varie entre les colonnes dans la couche 18-25 cm (entre 1,42 et 1,59) ; elle est initialement homogène entre les colonnes dans les deux premières couches 0-8 et 8-18 cm (1,40) (Tableau 4.4). A la fin de la première saison culturale (FS1), la densité apparente, mesurée sur une colonne de chaque traitement, a baissé légèrement par rapport à l'état initial sur toutes les colonnes et dans toutes les couches. A la fin de la deuxième saison culturale (FS2), la densité apparente initiale a baissé de 10 à 20 % sur les colonnes cultivées (CEp et CEs) dans les couches 0-8 et 8-18 cm alors qu'elle est restée quasiment stable sur les colonnes sans culture CT1 et CT2 dans les mêmes couches.

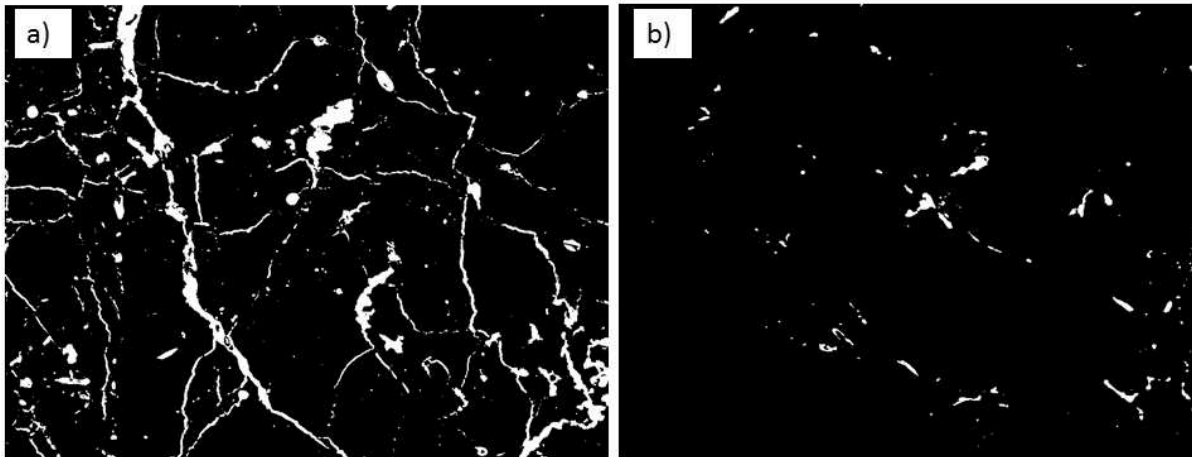
Dans la couche 0-8 cm, la Da est comprise entre 1,11 et 1,26 sur les colonnes CEp et CEs et entre 1,37 et 1,39 sur les colonnes sans cultures (CT1 et CT2). Dans la couche de profondeur (18-25 cm), la baisse de la densité apparente n'est observée que sur les colonnes cultivées avec *E. stagnina* alors qu'elle a tendance à augmenter sur les colonnes nues (CT1 et CT2).

**Tableau 4.4 :** Densité apparente du sol dans les couches 0-8, 8-18 et 18-25 cm à l'état initial (EI), à la fin de la première (FS1) et deuxième (FS2) saison culturale dans les différents traitements. CT1, CT2 et CT3 sont les colonnes sans culture ; CEs1, CEs2 et CEs3 sont les colonnes cultivées avec *E. stagnina* saisonnier ; CEp1, CEp2 et CEp3 sont les colonnes cultivées avec *E. stagnina* permanent.

Date	Couche (cm)	<i>E. stagnina</i> permanent			<i>E. stagnina</i> saisonnier			Sol sans culture		
		CEp1	CEp2	CEp3	CEs1	CEs2	CEs3	CT1	CT2	CT3
EI	0-8	1,40	1,40	1,40	1,40	1,40	1,40	1,40	1,40	1,40
FS1				1,37			1,26			1,30
FS2		1,24	1,25		1,11	1,26		1,39	1,37	
EI	8-18	1,40	1,40	1,40	1,40	1,40	1,40	1,40	1,40	1,40
FS1				1,30			1,37			1,34
FS2		1,22	1,27		1,27	1,23		1,38	1,41	
EI	18-25	1,59	1,49	1,47	1,53	1,51	1,48	1,52	1,48	1,42
FS1				1,42			1,37			1,39
FS2		1,30	1,32		1,37	1,42		1,56	1,50	

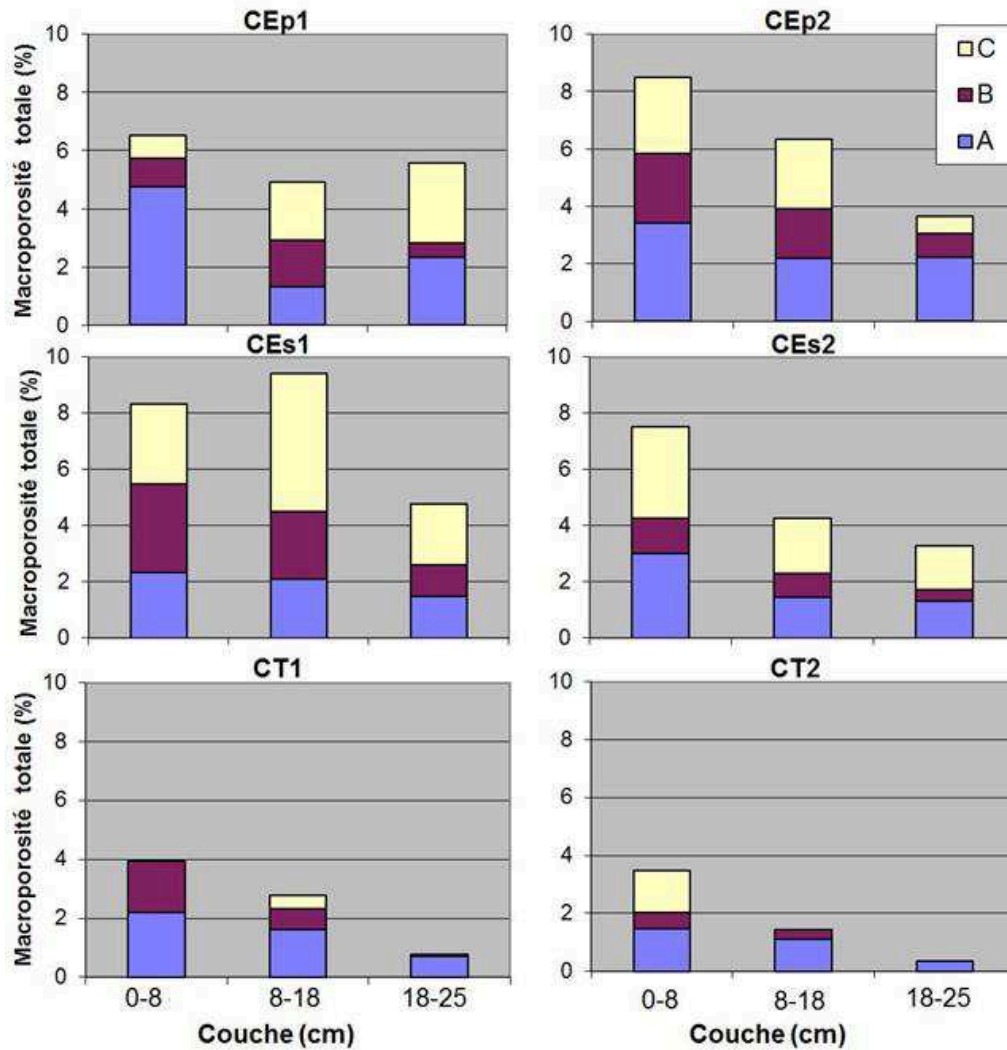
#### 4.2.3.2 Distribution de la macroporosité du sol

La macroporosité totale, mesurée à la fin de l'expérimentation, diminue avec la profondeur du sol sur toutes les colonnes (Figure 4.11). Elle est plus élevée sur les colonnes cultivées avec *E. stagnina* que sur les colonnes sans culture dans toutes les couches (Figure 4.11 et 4.12). Dans la couche de surface (0-8 cm), elle est comprise entre 6 et 9 % sur les colonnes cultivées avec *E. stagnina* (CEp et CEs) et entre 3 et 4 % sur les colonnes sans culture (CT). Dans la couche de profondeur (18-25 cm), la macroporosité totale est comprise entre 3 et 6% sur les colonnes cultivées alors qu'elle est inférieure à 1 % sur les colonnes CT1 et CT2.



**Figure 4.11** : Photographies (image binaire traitées) montrant la distribution des macropores sur le sol cultivé avec *E. stagnina* (a) et sur le sol (nu).

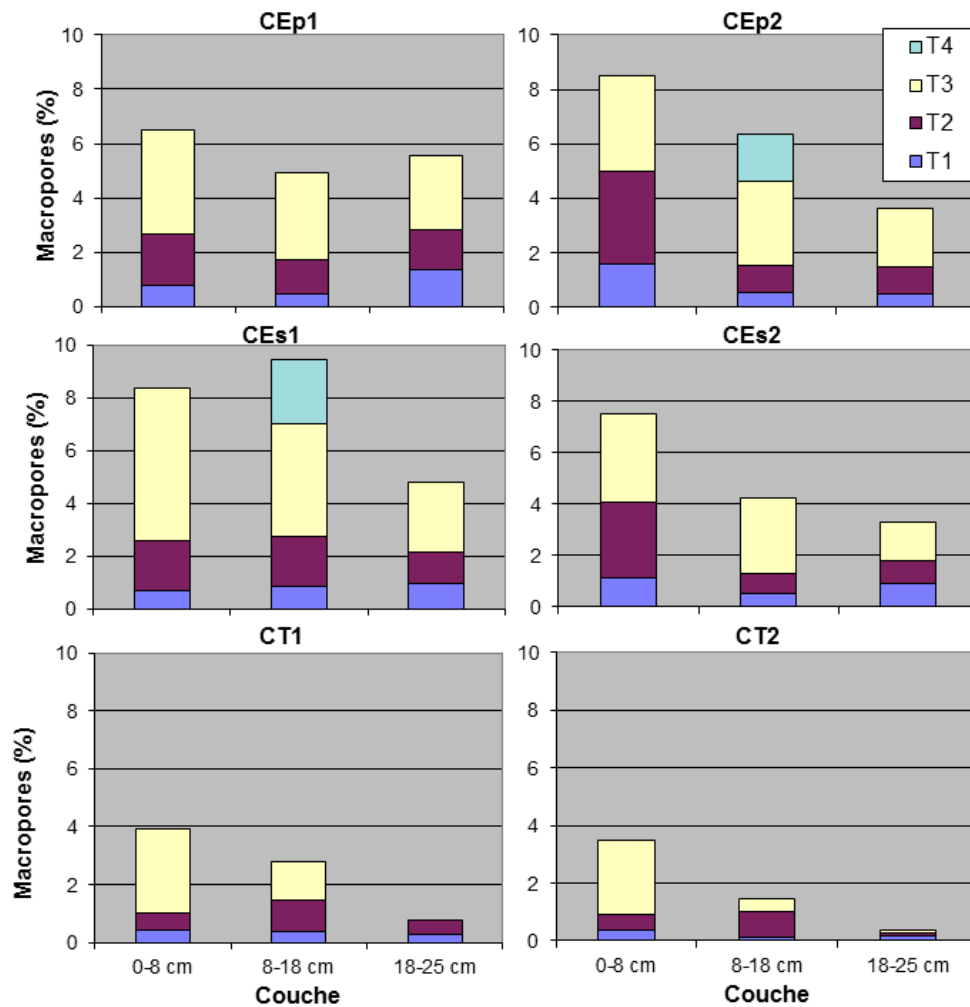
Les macropores tubulaires (A), liés l'organisation de la matrice du sol, sont dominants sur toutes les colonnes et dans toutes les couches exceptées sur les colonnes cultivées avec *E. stagnina* saisonnier (CEs1 et CEs2) dans les couches 0-8 et 18-25 cm où la macroporosité d'assemblage et fissurale est plus importante. Par contre, les macropores d'assemblage (C), liés à l'agrégation du sol, sont très peu observés sur les colonnes CT dans toutes les couches, voir absents dans la couche profonde (18-25cm) alors qu'ils représentent entre 2 et 5 % des macropores sur les colonnes cultivées avec *E. stagnina*.



**Figure 4.12** : Distribution de la macroporosité totale à la fin de l'expérimentation dans les couches 0-8, 8-18 et 18-25 cm dans les différents traitements. CT1 et CT2 sont les colonnes sans culture ; CEs1 et CEs2 sont les colonnes cultivées avec *E. stagnina* saisonnier ; CEp1 et CEp2 sont les colonnes cultivées avec *E. stagnina* permanent. A sont les macropores tubulaires, B sont les macropores liés à la fissuration du sol et C sont les macropores d'assemblage liés à la structuration du sol.

Par ailleurs, la distribution des macropores selon la taille montre une diversification des classes des macropores sur les colonnes (Figure 4.13). Les macropores de taille moyenne sont dominants (0,75-3 mm d'élongation) sur toutes les colonnes. Ils représentent 3 à 6 % sur les colonnes cultivées avec *E. stagnina* et 0,5   3 % sur les colonnes sans culture dans les couches 0-8 et 8-18 cm. Par contre, dans la couche profonde (18-25 cm), les macropores de taille moyenne sont uniquement observés sur les colonnes cultivées avec *E. stagnina*. Les macropores de petite taille (T1 et T2) sont présents sur toutes les colonnes.

Les macropores de grande taille (T4 > 3 mm) sont observés uniquement sur les colonnes cultivées avec *E. stagnina* (CEp2 et CEs1) dans la couche 8-18 cm.



**Figure 4.13** : Distribution des macropores selon la taille dans les couches 0-8, 8-18 et 18-25 cm sur les différentes colonnes. CT1 et CT2 sont les colonnes sans culture ; CEs1, et CEs2 sont les colonnes cultivées avec *E. stagnina* saisonnier ; CEp1 et CEp2 sont les colonnes cultivées avec *E. stagnina* permanent. T1 sont les macropores ayant une superficie <0,2 mm<sup>2</sup>, T2 sont les macropores ayant une superficie comprise entre 0,2 et 1,7 mm<sup>2</sup>, T3 sont les macropores ayant une superficie comprise entre 1,7 et 28 mm<sup>2</sup> et T4 sont les macropores ayant une superficie >28 mm<sup>2</sup>.



#### 4.2.4 Relation entre les paramètres

Le tableau 4.5 résume la matrice de corrélation de Pearson établie à la fin de l'expérimentation entre les caractéristiques agronomiques de *E. stagnina* et les propriétés hydro-structurales des Vertisols. Les biomasses aérienne et racinaire de *E. stagnina*, mesurées à la fin de chaque saison culturale, sont corrélées positivement avec la macroporosité totale du sol d'une part et d'autre part elles sont corrélées négativement avec la densité apparente du sol. Par ailleurs, le cumul de l'eau drainée au fond des colonnes à la fin de chaque saison culturale est corrélé positivement avec la macroporosité totale et négativement avec la densité apparente du sol. De même, la conductivité hydraulique du sol calculée avec la quantité d'eau drainée est corrélée positivement avec la macroporosité du sol. Cependant, la corrélation entre l'eau drainée et les biomasses aérienne et racinaire des cultures n'est pas significative.

**Tableau 4.5 :** Matrice de corrélation de Pearson (au seuil de 5%) établie à la fin de l'expérimentation entre les caractéristiques agronomiques de *E. stagnina* et les propriétés hydro-structurales de Vertisols. Mp est la macroporosité totale du sol mesurée par analyse d'image à la fin de l'expérimentation ; Ks est la conductivité hydraulique à saturation estimée à partir de l'eau drainée ; Da est la densité apparente mesurée à la fin de chaque saison culturale ; BAf et BAs sont respectivement les biomasses aériennes fraîche et sèche mesurées à la fin de chaque saison culturale, BRf et BRs sont respectivement les biomasses racinaires fraîche et sèche mesurée à la fin de chaque saison culturale.

Variables	Mp	Da	Irrigation	Drainage	Ks	BAf	BRf	BAs	BRs
Mp	<b>1,00</b>								
Da	<b>-0,92</b>	<b>1,00</b>							
Irrigation	<b>0,89</b>	<b>-0,95</b>	<b>1,00</b>						
Drainage	<b>0,73</b>	<b>-0,70</b>	0,47	<b>1,00</b>					
Ks	<b>0,72</b>	-0,25	0,31	<b>0,87</b>	<b>1,00</b>				
BAf	<b>0,80</b>	<b>-0,92</b>	<b>0,98</b>	0,37	0,14	<b>1,00</b>			
BRf	<b>0,67</b>	<b>-0,77</b>	<b>0,85</b>	0,13	0,08	<b>0,91</b>	<b>1,00</b>		
BAs	<b>0,83</b>	<b>-0,91</b>	<b>0,99</b>	0,36	0,24	<b>0,99</b>	<b>0,89</b>	<b>1,00</b>	
BRs	0,62	<b>-0,72</b>	<b>0,77</b>	0,16	0,10	<b>0,83</b>	<b>0,98</b>	<b>0,80</b>	<b>1,00</b>

Les valeurs en gras sont différentes de 0 à un niveau de signification  $\alpha=0,05$

### 4.3 Discussion

Ce chapitre est basé sur une étude expérimentale en conditions contrôlées au laboratoire sur des colonnes de sol pour tester l'effet de la culture de *E. stagnina* sur la structure et les propriétés hydrauliques des Vertisols salés provenant du périmètre irrigué de Kollo. La discussion de ce chapitre est structurée autour de 3 principaux points : i) le potentiel agronomique de la culture de *E. stagnina*, ii) l'influence de la culture de *E. stagnina* sur la structure des Vertisols et iii) l'amélioration de propriétés hydrauliques des Vertisols par *E. stagnina*.

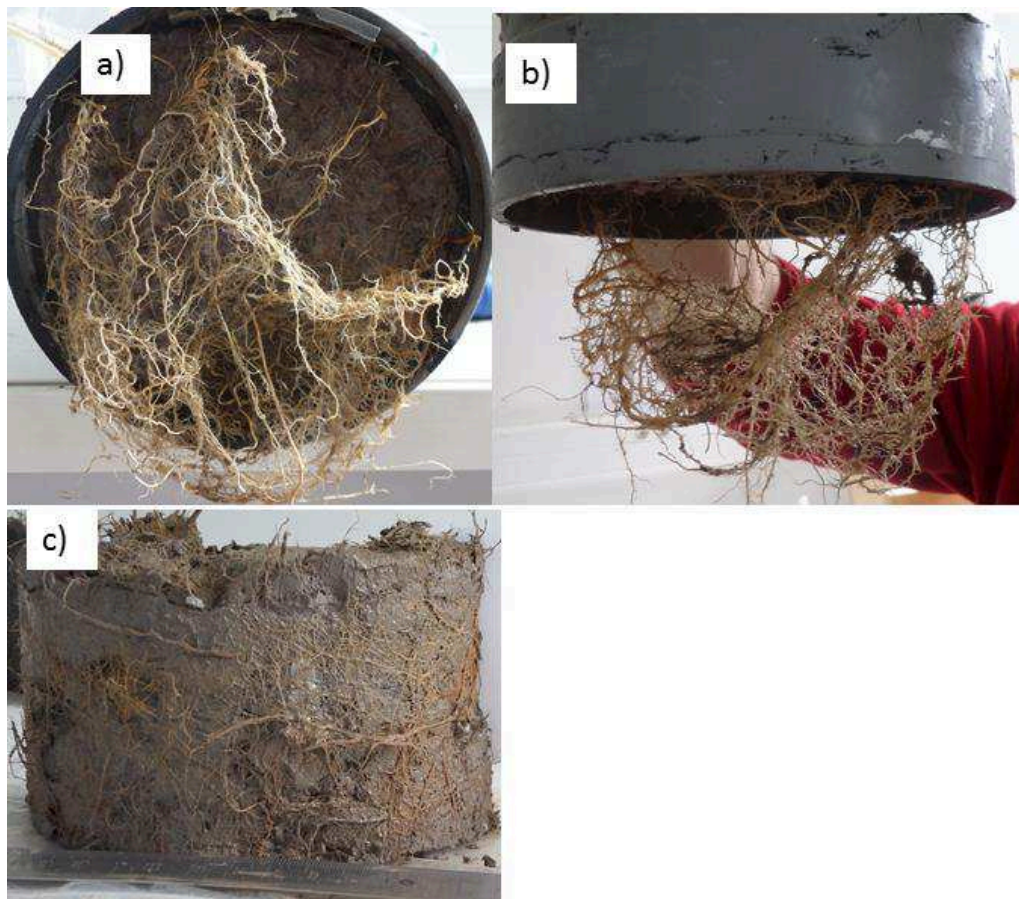
#### 4.3.1 Potentiel agronomique de la culture de *E. stagnina* : production de la biomasse aérienne et fort développement racinaire

Le potentiel agronomique de la culture de *E. stagnina* est marqué par une croissance relativement élevée et un système racinaire assez développé (Figure 4.14) malgré les conditions de laboratoire (le profil du sol limité aux dimensions de la colonne, la température, l'éclairage) moins favorables que celles des conditions naturelles. Pendant chaque saison culturale de 3 à 4 mois, *E. stagnina* produit entre 9 et 25 talles par colonne pour une hauteur maximale d'environ 2 m. Cette croissance de *E. stagnina* sur les colonnes au laboratoire confirme celle observée dans les parcelles avec l'expérimentation *in situ*. Après 11 mois de suivi durant deux saisons culturales, *E. stagnina* produit entre 10 et 12 t/ha de matière totale sèche soit 3 à 8 t/ha de matière sèche par saison. Ce rendement est faible par rapport à celui obtenu lors de l'expérimentation *in situ* (24 et 27 t/ha de matière sèche pour 8 mois de suivi durant deux saisons culturales). Mais il est comparable à celui de l'orge (*Hordeum vulgare*) et de la betterave fourragère (*Beta vulgaris*), respectivement de 4 et 3 t/ha de matière sèche, cultivés au laboratoire sur des colonnes de sol limoneux salsodique pendant 2 mois (Ammari et al., 2008). La différence de rendement de *E. stagnina* entre l'expérimentation au laboratoire et celle du terrain peut être expliquée par les conditions climatiques (température, humidité, luminosité) moins favorables au laboratoire que *in situ* pour la croissance et le développement de la culture. En outre, le remaniement du sol en petits agrégats dans les colonnes a pu augmenter la salinité du sol par la dissolution de sels limitant aussi la croissance et le développement de la plante par rapport aux conditions naturelles.

Par ailleurs, la culture de *E. stagnina* développe un système racinaire assez important qui a colonisé le sol jusqu'au fond des colonnes pendant les saisons culturales (Figure 4.14). La biomasse racinaire est estimée entre 10 et 30 g/colonne de matière sèche soit 20 à 25 % de la

biomasse totale sèche. Le volume racinaire occupe entre 0,02 et 0,09 cm<sup>3</sup>/cm<sup>3</sup> soit 2 à 9 % du volume total du sol dans la colonne. Bien que la biomasse et le volume racinaires de *E. stagnina* sur les colonnes soient faibles par rapport à ceux observés dans les parcelles *in situ*, ces résultats sont en accord avec les études antérieures (François et al., 1989 ; Barbière, 1995) qui ont indiqué un fort développement racinaire de *E. stagnina* avec une biomasse racinaire représentant entre 30 et 40 % de la biomasse totale de la culture. Le profil de sol, qui est ici limité aux dimensions de la colonne, contraint le développement du système racinaire par rapport aux conditions en milieu naturel où le système racinaire peut explorer tout le volume et la profondeur de sols dont il dispose.

La croissance et le développement racinaire de la culture de *E. stagnina* observés dans cette étude confèrent à cette plante un fort potentiel agronomique susceptible d'être utilisée pour améliorer la structure des sols argileux et assurer la production fourragère.



**Figure 4.14** : Photographies des racines de *E. stagnina* observées à la fin de l'expérimentation au fond (a et b) et dans la première tranche 0-8 cm (c) d'une colonne.

#### 4.3.2 Influence de la culture de *E. stagnina* sur la structure de Vertisols

La culture irriguée de *E. stagnina* améliore la structure de Vertisols salés sur les colonnes. Après 11 mois de culture, la densité apparente des Vertisols a baissé de 10 à 20 % sur les colonnes cultivés avec *E. stagnina* alors qu'elle est restée quasiment stable sur le sol nu. Par ailleurs, la macroporosité totale mesurée à la fin de l'expérimentation est plus élevée sur le sol cultivé avec *E. stagnina* (6 à 9 %) que sur le sol nu (3 à 4 %). Le pourcentage des macropores tubulaires et d'assemblage, caractérisant une structuration du sol, est également plus élevé sur le sol cultivé avec *E. stagnina* que sur le sol sans culture. Ces résultats sont en accord avec plusieurs études (Ilyas et al., 1993 ; Blanchart et al., 2000 ; Cabidoche et al., 2000 ; Akhter et al., 2004 ; Tan et Kang, 2009) qui ont montré l'intérêt bénéfique des cultures, notamment des cultures fourragères à fort développement racinaire, pour améliorer la structure des sols argileux salés. C'est le cas de la culture fourragère de *Leptochloa fusca*, cultivée sur un sol sablo-argileux salsodique pendant 5 ans qui a permis d'augmenter la porosité totale initiale de 15 % dans la couche du sol 0-100 cm (Akhter et al., 2004). Par ailleurs, Blanchard et al. (2000) ont montré que la porosité structurale de Vertisols sous *Digitaria decumbus* a augmenté de 25 % après 4 ans de suivi. Cabidoche et al. (2000) ont également constaté que les pores structuraux tubulaires sont plus abondants sous les prairies à *Digitaria decumbens* que sur un sol nu en jachère dans le cas des Vertisols de Martinique. Les effets des cultures pour améliorer la structure du sol sont expliqués par l'activité biologique des racines et des organismes du sol (vers de terre, bactéries et champignons) qui augmentent le stock de carbone, améliorent l'agrégation du sol et augmentent la macroporosité (Perfect et al., 1990 ; Blanchart et al., 2000). Dans le cas de cette étude, l'amélioration de la structure des Vertisols par *E. stagnina* serait expliquée essentiellement par l'effet mécanique des racines dont la biomasse représente entre 20 et 25 % de la biomasse totale avec un volume qui occupe entre 2 et 9 % du volume totale du sol. Cette hypothèse est confirmée par la corrélation positive significative observée entre la structure du sol (la macroporosité totale et la densité apparente) et les caractéristiques agronomiques de la culture de *E. stagnina* (Tableau 4.5). Les conditions de laboratoire confinées par rapport aux conditions *in situ* et le temps de l'expérimentation relativement court (11 mois), seraient moins propices à l'activité biologique des organismes du sol pour contribuer à l'amélioration de la structure du sol.

### 4.3.3 Amélioration des propriétés fonctionnelles des Vertisols

La culture irriguée de *E. stagnina* a également permis d'améliorer les propriétés hydrauliques des Vertisols. La conductivité hydraulique, quasiment nulle pendant la première saison culturale sur les colonnes, a augmenté à la fin de la deuxième saison culturale. A la fin de l'expérimentation, elle est plus élevée sur les colonnes cultivées avec *E. stagnina* (entre  $9.10^{-9}$  à  $7.10^{-8}$  m/s) que sur le sol nu sans culture ( $5,4.10^{-9}$  m/s). En outre, la quantité d'eau drainée enregistrée pendant la deuxième saison culturale, est plus élevée au fond des colonnes cultivées avec *E. stagnina* (50 à 200 mm) qu'au fond de la colonne sans culture (11 mm).

Le sol dans les colonnes étant initialement remanié dans la couche de surface (0-19 cm), la première saison culturale peut être considérée comme une période transitoire pour la réorganisation du sol très argileux, limitant ainsi les flux d'eau pendant cette période.

Les valeurs de la conductivité hydraulique à saturation notamment sur le sol nu sont proches de celles s'échelonnant de  $5,1.10^{-9}$  à  $1,5.10^{-8}$  m/s indiquées Adam (2011). Ces résultats sont, par ailleurs, comparables avec les valeurs de conductivité hydraulique à saturation de Vertisols mesurées par d'autres auteurs notamment au Texas  $1,2.10^{-8}$  m/s (Ritchie et al., 1972), au Sénégal entre  $9.10^{-9}$  et  $3.10^{-8}$  m/s (Garnier, 1996) ou en Guadeloupe  $2,3.10^{-8}$  m/s (Ruy et Cabidoche, 1998).

L'augmentation de la conductivité hydraulique des Vertisols par la culture de *E. stagnina* est expliquée par l'effet des racines de la plante qui ont créé de la macroporosité et ouvrent des voies préférentielles d'écoulement de l'eau. Ces résultats sont en accord avec plusieurs études (Ilyas et al., 1993 ; Mitchell et al., 1995 ; Akhter et al., 2003, 2004 ; Chandrasoma et al., 2016 ; Li et al., 2016) qui ont rapporté l'intérêt bénéfique des racines des cultures à améliorer la structure du sol et augmenter la conductivité hydraulique. Mitchell et al. (1995) ont constaté une augmentation significative de la conductivité hydraulique des sols argileux gonflants (de  $4,22.10^{-7}$  à  $9,0.10^{-7}$  m/s) sous la culture de luzerne (*Medicago sativa*) après deux saisons culturales grâce à son système racinaire. Par ailleurs, Akhter et al. (2003, 2004) ont testé la culture fourragère de *Leptochloa fusca* sur un sol sablo-argileux salsodique pendant 5 ans et ont indiqué une augmentation significative de la conductivité hydraulique (de  $4.10^{-10}$  à  $6.10^{-7}$  m/s). Récemment Li et al. (2016) ont testé *Festuca arundinacea* sur des colonnes de sol argileux gonflant pendant 6 semaines et ont montré que la conductivité hydraulique du sol a augmenté significativement de l'ordre de  $10^{-8}$  à  $10^{-5}$  m/s.

Toutefois, l'arrêt de l'irrigation pendant la période d'inter-culture, entre la première et la deuxième saison culturale, a provoqué aussi la fissuration du sol lors de son dessèchement et

a déclenché la restructuration du sol et favorisé ensuite l'écoulement de l'eau dans le sol. Cette fissuration du sol est d'autant plus importante que le sol est cultivé (Cabidoche et *al.*, 2000) car la présence des racines, qui prélèvent l'eau, assèche davantage le sol par rapport au sol nu. Ces fissures, bien qu'elles se ferment rapidement en surface après l'apport d'eau (Favre et *al.*, 1997), peuvent rester des voies d'écoulement préférentiel en profondeur pendant longtemps (Greve et *al.*, 2010). Ainsi, cette période d'inter-culture conjuguée à l'effet des racines de *E. stagnina* joue un rôle important pour déclencher la restructuration de ce sol initialement remanié et favoriser *in fine* l'écoulement de l'eau dans le sol.

## **Conclusion**

Dans le périmètre irrigué de Kollo, les Vertisols sont caractérisés par une conductivité hydraulique à saturation très faible ( $< 3.10^{-8}$  m/s) et l'irrigation a accéléré le processus de salinisation de ces Vertisols. Cette étude, basée sur une approche expérimentale au laboratoire sur des colonnes de sol, teste l'effet de la culture de *E. stagnina* à améliorer la structure et les propriétés hydrauliques des Vertisols salés du périmètre irrigué de Kollo en comparaison avec celles d'un sol nu. Après deux saisons culturales et une durée d'expérimentation de 11 mois, l'effet du système racinaire de la culture *E. stagnina* a provoqué une baisse de la densité apparente du sol (de 20 à 25 %) alors qu'elle est restée quasiment stable sur le sol nu. La macroporosité, mesurée à la fin de l'expérimentation, est également plus élevée sur le sol cultivé avec *E. stagnina* (entre 5 et 10 %) que sur le sol nu (entre 2 et 4 %). La conductivité hydraulique à saturation est plus élevée sur le sol cultivée que sur le sol nu. A la fin de l'expérimentation, elle est comprise avec entre  $10^{-8}$  et  $6.10^{-8}$  m/s sur le sol cultivé avec *E. stagnina* contre  $5.10^{-9}$  m/s sur le sol nu. Toutefois, l'effet des racines de *E. stagnina* est conjugué à celui de la période d'inter-culture, caractérisée par la fissuration du sol sous l'effet de son dessèchement en absence d'irrigation, ce qui par ailleurs le renforce et favorise la restructuration du sol et l'écoulement de l'eau.

*In fine*, la culture de *E. stagnina* présente un fort potentiel agronomique (une capacité de production de la biomasse élevée et un fort développement racinaire) pour réhabiliter les propriétés hydro-structurales des Vertisols affectés par la salinité dans la vallée du fleuve Niger. Cependant, l'amélioration des propriétés hydro-structurales des Vertisols par la culture *E. stagnina* peut-elle contribuer à la réduction de la salinité de ce sol ? Ce point fait l'objet du chapitre V qui est également basé sur l'expérimentation au laboratoire sur les colonnes de sol.

Chapitre 5 : Suivi en conditions contrôlées et modélisation de la  
phytodésalinisation des Vertisols salés par *E. stagnina*

## Introduction

Les enjeux économiques et environnementaux de la salinisation des terres irriguées incitent le développement de plusieurs approches pour contrôler cette dégradation des sols. La phytodésalinisation, basée sur l'utilisation des plantes pour récupérer les sols salés, est une approche de plus en plus expérimentée tant en conditions naturelles *in situ* (Helalia et al., 1992 ; Qadir et al., 1996a,b ; Rabhi et al., 2010a) qu'en conditions contrôlées au laboratoire (Qadir et al., 2003 ; Aydemir et Sünger, 2011 ; Ammari et al., 2008 ; Rhabi et al., 2009 ; Sakai et al., 2012 ; Zorrig et al., 2012). Si les principes généraux de cette approche sont connus (Qadir et al., 2007), l'importance relative des différents processus notamment l'accumulation de sels par la biomasse des cultures et le rôle des racines pour la lixiviation des sels reste encore à préciser. Dans le cas des Vertisols, le processus de la phytodésalinisation peut être plus complexe, car non seulement le processus de retrait-gonflement gouverne les transferts d'eau et des solutés, mais aussi parce que les sols argileux peuvent être contraignants pour le développement racinaire des plantes. La modélisation est une approche de plus en plus développée pour étudier le mouvement d'eau et des solutés dans les sols argileux (Wallach et al., 1998 ; Hammecker et al., 2003 ; Ndiaye et al., 2008 ; Coppolo et al., 2015 ; Stewart et al., 2016 ; Wang et al., 2016). Mais cette approche reste très peu appliquée pour expliquer le processus de phytodésalinisation et prédire la dynamique des sels à l'échelle du système sol-plante.

L'objectif de cette étude est de caractériser et modéliser le processus de phytodésalinisation de Vertisols cultivés avec *E. stagnina* sur des colonnes en conditions contrôlées et par comparaison avec le sol nu submergé également sur les colonnes. Cette plante est connue comme une graminée fourragère à forts développements aérien et racinaire.



## 5.1 Matériel et méthodes

L'étude est conduite sur des colonnes de sol prélevées dans la couche 0-30 cm d'un Vertisol du périmètre irrigué de Kollo (Niger) et qui sont installées et instrumentées au laboratoire de l'UMR SAS à Rennes (France). Le prélèvement et la préparation des colonnes sont détaillés au chapitre II (§ 2.3.2). Le matériel végétal utilisé dans cette étude est *E. stagnina*, connue comme plante à un fort développement des biomasses aérienne et racinaire et susceptible de se développer en milieu submergé et salé (Cf. chapitre II, § 2.5.2).

### 5.1.1 Dispositif expérimental

Le dispositif expérimental est le même que celui du chapitre IV qui est composé de 3 traitements : i) un sol nu irrigué considéré comme témoin (CT), ii) un sol cultivé avec *E. stagnina* saisonnier (CEs) suivant un calendrier cultural de 2 campagnes par an pour une récolte systématique de toute la biomasse à la fin de chaque campagne et iii) un sol cultivé avec *E. stagnina* permanent (CEp) avec une récolte échelonnée dans le temps, mais en laissant sur le sol les souches à chaque coupe des cultures pour que les plants se régénèrent à la reprise de l'irrigation (Cf. chapitre IV, § 4.1.1).

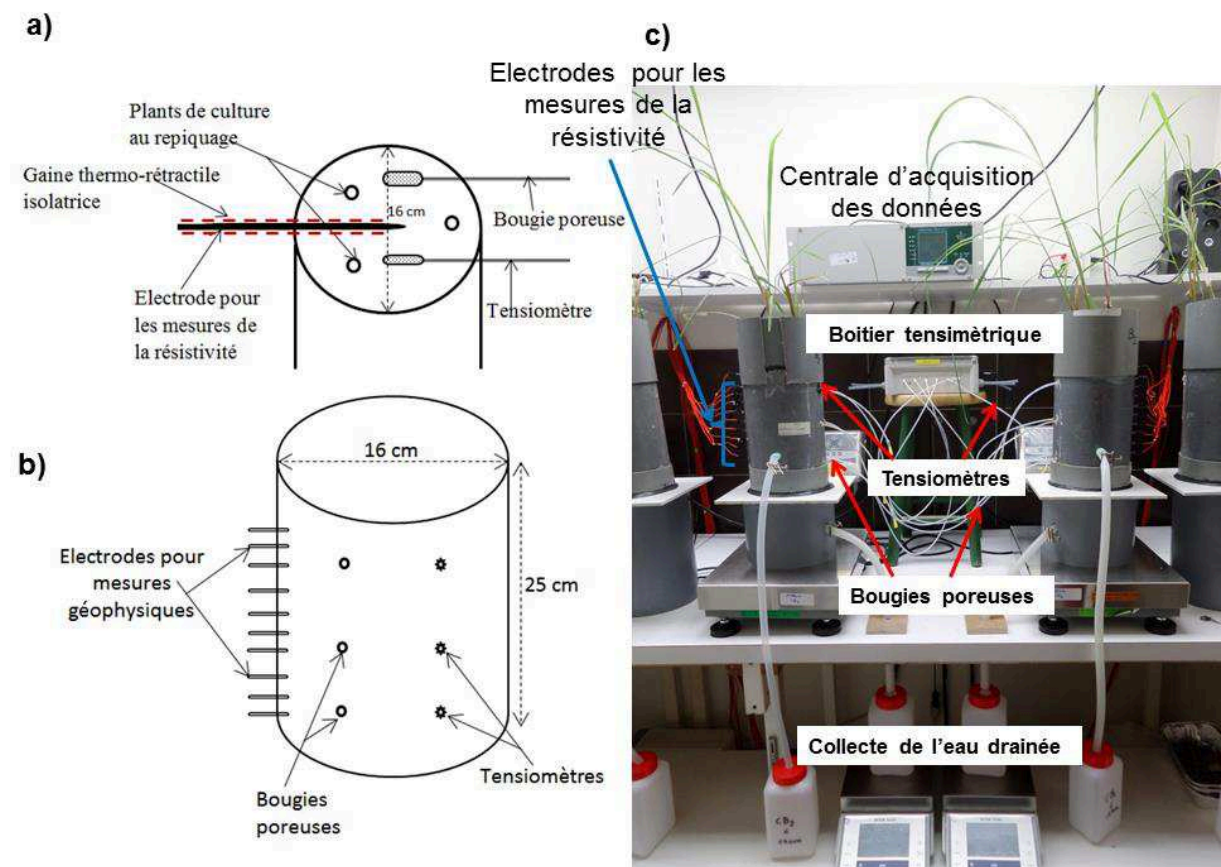
Les traitements sont installés en deux dispositifs : i) un premier dispositif (plus équipé) composé de 2 répétitions de chaque traitement pour le suivi détaillé et continu du processus de désalinisation du sol et ii) un deuxième dispositif (moins équipé), composé d'une répétition de chaque traitement, destiné à caractériser la salinité du sol à la fin de la première saison culturale (Cf. chapitre IV, § 4.1.1).

Pour le suivi de la salinité du sol, les colonnes du premier dispositif sont équipées à la verticale avec : (i) 3 micro-bougies poreuses, installées au cœur des colonnes respectivement à 5, 15, et 21cm de profondeur (à partir de la limite supérieure de colonne) pour prélever la solution du sol et (ii) 10 électrodes en inox (3 mm de diamètre) installées également au milieu des colonnes selon un espacement de 2 cm entre 2 électrodes (à partir du deuxième centimètre de profondeur en dessous de la surface du sol dans la colonne) pour le suivi verticale et diachronique de la résistivité électrique apparente du sol (Figure 5.1). Les tiges des électrodes sont isolées électriquement par une gaine thermo-rétractile pour que seules les pointes des électrodes soient en contact avec le sol. Les électrodes sont reliées à un résistivimètre Syscal R1<sup>+</sup> via des boîtiers multinodes, jouant un rôle de multiplexage. Lors des mesures de résistivité apparente, les différentes électrodes peuvent ensuite être interrogées

soit comme électrode de potentiel, soit comme électrodes d'injection du courant électrique (Figure 5.1).

Les variations de masse du dispositif et de l'eau drainée au fonds des colonnes sont enregistrées automatiquement chaque 10 mn grâce aux centrales d'acquisition des données (Cf. chapitre IV, § 4.1.1).

Les colonnes du deuxième dispositif, uniquement équipées pour récupérer manuellement l'eau drainée au fond des colonnes, sont destinées à évaluer la salinité du sol à la fin de la première saison culturale. Ce point sera détaillé ultérieurement à la section 5.2.3.1.



**Figure 5.1** : Coupe schématique de la position des matériels sur la section de la colonne (a) et à la verticale de la colonne (b) et photographies du dispositif expérimental sur les colonnes au laboratoire (c).

### **5.1.2 Installation et suivi des cultures**

Le protocole de la mise en culture des colonnes ainsi que les opérations culturales sont les mêmes que ceux du chapitre IV (§ 2.3.2.3) où les cultures sont installées et suivies durant deux saisons culturales. Pendant les périodes d'irrigation, l'eau est apportée 2 fois par semaine et à chaque irrigation une lame d'eau de 7 cm de hauteur est ajustée à la surface du sol. Le suivi de cultures est effectué chaque semaine pour compter le nombre de talles et mesurer la hauteur des plants.

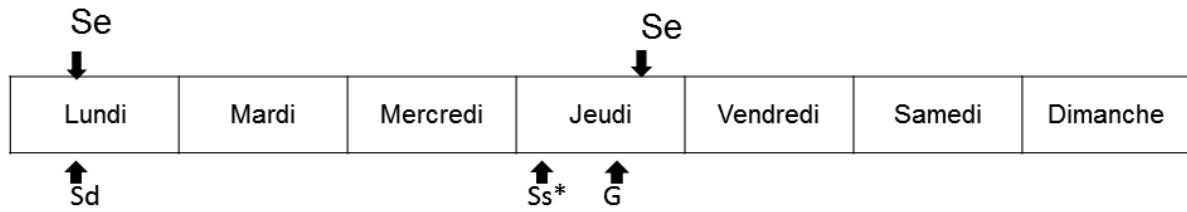
La première récolte est réalisée 4 mois après le repiquage suivant une coupe totale de la biomasse aérienne sur les colonnes CEs et une coupe partielle sur les colonnes CEp en laissant les souches avec une hauteur d'environ 10 cm par rapport la surface du sol. Après cette première récolte, les colonnes du deuxième dispositif (moins équipées) sont détruites selon le protocole décrit dans le chapitre II (§ 2.3.2.3) pour évaluer la salinité du sol ; ce point sera détaillé en § 5.2.3.

Après une période sans irrigation sur les colonnes du premier dispositif pendant environ 1 mois après la première récolte, l'eau est apportée sur les colonnes selon des cycles répétitifs pour re-saturer le sol et favoriser le lavage des sels à travers les fissures, ce point ce détaillé ultérieurement en § 5.1.3.4 .

Après la saturation du sol, la deuxième saison culturale est lancée en repiquant des nouvelles boutures sur les colonnes CEs alors que sur les colonnes CEp les souches laissées après la première récolte se régénèrent à la suite d'apport d'eau. L'apport d'eau et le suivi de cultures sont effectués selon le même protocole que celui de la précédente saison culturale. A la fin de cette deuxième saison culturale, qui coïncide avec la fin de l'expérimentation, les cultures sont systématiquement coupées sur tous les traitements cultivés et les colonnes sont détruites selon le même protocole que précédemment.

### **5.1.3 Suivi de la salinité**

Le suivi de la salinité est effectué sur les eaux, la biomasse de culture et dans le sol. La figure 5.2 résume le calendrier hebdomadaire du suivi de la salinité du sol sur le dispositif qui concerne notamment l'eau d'irrigation, l'eau drainée et le sol sur les colonnes. Le calendrier est établi pour limiter le biais d'une mesure par rapport à une autre.



Se: suivi salinité de l'eau d'irrigation  
 Sd: suivi salinité de l'eau drainée  
 G: mesure géophysique de la résistivité électrique du sol  
 Ss: suivi de la salinité de la solution du sol  
 \*: indique que le prélèvement est effectué tous les 15 jours

**Figure 5.2** : Calendrier hebdomadaire de suivi de la salinité sur le dispositif de colonne au laboratoire

### 5.2.3.1 Suivi de la salinité dans le sol

A l'état initial, le sol remanié de toutes les colonnes est mélangé pour prélever un échantillon composite. Dans la couche non remaniée, un échantillon composite sur 3 points (d'environ 50 g du sol) est prélevé sur chaque colonne. Les échantillons sont analysés au laboratoire pour déterminer la conductivité électrique de l'extrait du sol dilué selon le rapport 1/5 ( $CE_{1/5}$ ) suivant la norme ISO 11265 (AFNOR, 1996). La teneur en sels des échantillons est déterminée après le passage de l'extrait 1/5 à l'étuve. Le stock de sels (SS) initial est ainsi calculé dans les trois couches de sol situées à 0-8, 8-18 et 18-25 cm de profondeur pour chaque colonne à partir des équations 5.1 et 5.2. L'équation 5.2 est obtenue à partir d'une régression linéaire entre le résidu sec et la conductivité électrique du sol sur 36 mesures ( $R^2 = 0,96$ ).

$$SS = \left( \frac{TS}{M} \right) \times Da \times h \quad \text{Eq. 5.1}$$

$$TS = 0,0437 \times CE_{1,5} - 0,0145 \quad \text{Eq. 5.2}$$

où SS est le stock de sel (g) ; TS est la teneur en sel (g); M est la masse sèche de l'échantillon de sol analysé (g) ; Da est la densité apparente du sol et h est l'épaisseur de la couche du sol (cm).

A la fin de chaque saison culturale, la salinité du sol ( $CE_{1/5}$  et le stock de sel) est caractérisée dans les mêmes couches que précédemment (0-8, 8-18 et 18-25 cm). Les échantillons sont prélevés dans les différentes couches selon le protocole décrit en chapitre II (§ 2.3.2.3) où les colonnes sont subdivisées en 3 tranches horizontales et chaque tranche est coupée verticalement en deux parties égales. Les échantillons sont ainsi prélevés dans la première moitié de chaque tranche pour caractériser la salinité du sol selon le même protocole que précédemment. A la fin de la première saison culturale, ces mesures ont concerné les colonnes du second dispositif (moins équipé,  $n=1$  par traitement) et à la fin de l'expérimentation, elles ont été effectuées sur les colonnes du premier dispositif (plus équipé,  $n = 2$  par traitement). Par ailleurs, la conductivité électrique et le pH sont également mesurés sur la solution du sol qui est prélevée tous les 15 jours sur les colonnes du premier dispositif avec les micro-bougies poreuses installées respectivement à 5, 15 et 21 cm de profondeur.

#### 5.1.3.2 Suivi de la salinité de l'eau drainée

Le suivi de la salinité porte également sur l'eau drainée au fond des colonnes qui est collectée chaque semaine pendant les périodes d'irrigation. A chaque date, la conductivité électrique et le pH des échantillons d'eau sont mesurés. La teneur en sels des échantillons d'eau drainée est également quantifiée par évaporation de l'eau après passage à l'étuve. Ainsi, la quantité totale de sel éliminée par l'eau drainée est estimée à partir du volume total d'eau drainée et de la teneur en sels des échantillons (Eq. 5.3).

$$SD = TSe \times V_t / V_e \quad \text{Eq. 5.3}$$

avec SD la quantité totale de sels éliminé par l'eau de drainage (g) ; TSe la teneur en sel de l'échantillon d'eau drainée (g) ;  $V_t$  la quantité totale de l'eau drainée (ml) et  $V_e$  le volume d'eau de l'échantillon analysé (ml).

Cependant, les mesures n'ont pas pu être effectuées à certaines dates et/ou pour certaines colonnes, en l'absence de drainage au fond des colonnes.

#### 5.1.3.3 Suivi de la salinité dans la biomasse de la culture

A la fin de chaque saison culturale, un échantillon composite de la biomasse aérienne sèche et un échantillon composite de la biomasse racinaire sèche sont prélevés par traitement des colonnes cultivées. Les échantillons sont analysés au laboratoire pour déterminer leur teneur en cations ( $Ca^{2+}$ ,  $Na^+$ ,  $Mg^{2+}$ ,  $K^+$ ), anions ( $Cl^-$ ,  $SO_4^{2-}$ ,  $PO_4^{2-}$  et  $NO_3^-$ ) et soufre total (S). L'analyse est effectuée à l'Unité de Service Analyses Végétales et Environnementales

(USRAVE) de l'INRA de Bordeaux en France selon la norme ISO/CEI 17025 : 2005 où la méthode d'analyse se fait par : i) ICP-AES pour le calcium, le magnésium, le soufre et le potassium et ii) spectrométrie d'absorption atomique pour les autres éléments.

La teneur en sels totaux est déduite par la somme de teneurs en éléments minéraux notamment  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Na}^+$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ ,  $\text{K}^+$ ,  $\text{Cl}^-$ ,  $\text{SO}_4^{2-}$ ,  $\text{PO}_4^{2-}$  et S pour la biomasse aérienne et la biomasse racinaire.

La quantité totale de sel exportée par la biomasse de la culture ( $SB_t$ ) est estimée à partir de la teneur en sels totaux des biomasses aérienne ( $TS_a$ ) et racinaire ( $TS_r$ ) et de la biomasse sèche totale (Eq. 5.4).

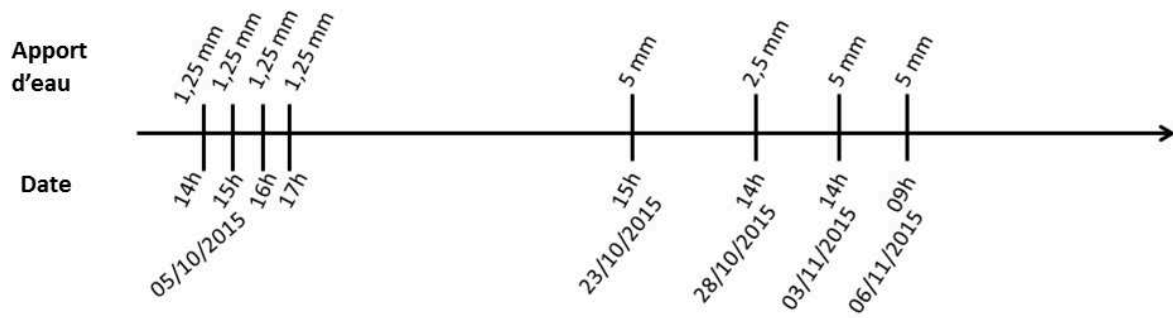
$$SB_t = (TS_a * MS_a) + (TS_r * MS_r) \quad \text{Eq. 5.4}$$

où  $MS_a$  et  $MS_r$  représentent respectivement les matières sèches de la biomasse aérienne et de la biomasse racinaire (g)

#### 5.1.3.4 Désalinisation du sol pendant la période d'inter-culture par apport d'eau

Cette opération est initiée pour dessaler le sol pendant la période d'inter-culture quand le sol est fissuré. Elle consistait à faire des apports d'eau périodiques (eau de robinet caractérisée par une CE comprise entre 0,3 et 0,4 dS/m) et à récupérer l'eau drainée au fond des colonnes pour caractériser la salinité. La quantité et la fréquence d'eau apportée pendant cette période sont uniformes entre les différentes colonnes. La figure 5.3 présente le calendrier d'apport d'eau sur les colonnes. Au début de cette manipulation, l'eau est apportée légèrement (1,5 mm) et les tuyaux de drainage sont fermés pendant quelques minutes pour favoriser la dissolution de sel. Pour la suite de l'opération, la quantité d'eau apportée à chaque irrigation est relativement importante par rapport aux premiers apports (2,5 à 5 mm) pour maximiser le lavage des sels avant la saturation du sol.

A chaque date d'apport d'eau, l'eau drainée est récupérée pour mesurer le volume, la conductivité électrique, le pH et le résidu sec de sel exporté après passage de ces échantillons d'eau à l'étuve. Ainsi à la fin de l'opération, la quantité de sel exportée pour chaque colonne est estimée en utilisant l'équation 5.3.



**Figure 5.3 :** Calendrier d'apport d'eau sur les colonnes pendant la période d'inter-culture pour le dessalement du sol

#### 5.1.3.5 Bilan du stock de sels dans le sol

Le suivi du stock de sel dans le sol est effectué chaque semaine après quantification du sel éliminé par l'eau drainée et estimation du sel exporté par la biomasse des cultures. L'évolution de la biomasse dans le temps a été interpolée entre la biomasse totale, le nombre de tiges et la hauteur des plants à la fin de chaque saison (Cf. chapitre IV, § 4.1.5.1).

A chaque date (t), le bilan de sel est établi selon l'équation 5.5 :

$$SS_t = SS_{t-i} + SI_i - SD_i - SB_i$$

$i = 7 \text{ jours}$  Eq. 5.5

avec  $SS_t$  le stock de sel au temps t,  $SS_{t-i}$  le stock de sel de la semaine précédente,  $SI_i$  la quantité du sel apportée par l'eau d'irrigation pendant les 7 jours précédents,  $SD_i$  la quantité de sel éliminée par l'eau drainée pendant les 7 jours précédents et  $SB_i$  la quantité de sel exportée par la biomasse pendant les 7 jours précédents.

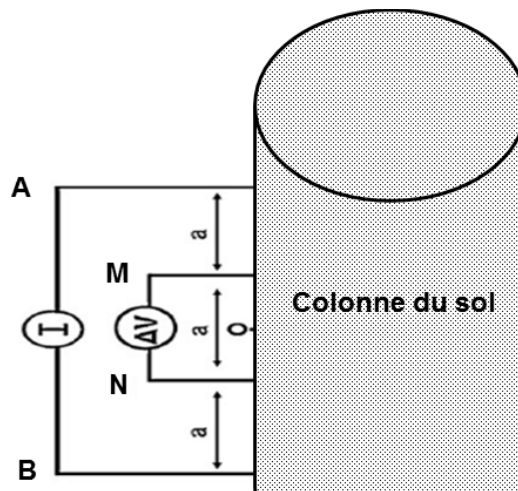
A la fin de l'expérimentation, le bilan de sel ( $\Delta SS$ ) est calculé entre le stock de sel initial ( $SS_i$ ) et le stock de sel final ( $SS_f$ ) dans les couches 0-8, 8-18 et 18-25 cm (Eq. 5.6). La valeur positive de  $\Delta S$  indique une perte de sels donc une désalinisation du sol alors que la valeur négative de  $\Delta S$  indique un gain de sel dans la couche correspondante.

$$\Delta SS = SS_i - SS_f$$

Eq. 5.6

### 5.1.4 Suivi de la résistivité électrique apparente du sol

Le suivi diachronique de la résistivité électrique apparente du sol ( $\rho$ ) est effectué à partir d'un résistivimètre Syscal R1 plus de type *IRIS instrument*, relié via des boîtiers multinodes (multiplexeur) à une ligne de 10 électrodes. Ces électrodes sont installées à la verticale de la colonne à une des profondeurs de 2, 4, 6, 8, 10, 12, 14, 16, 18 et 20 cm par rapport à la surface du sol contenu dans la colonne. Les mesures sont réalisées selon une configuration Wenner des quadripôles d'électrodes interrogées et pour une distance  $a$  inter-électrodes de 0,02 m (Figure 5.4).



**Figure 5.4 :** Coupe schématique de la configuration Wenner pour les mesures de la résistivité électrique du sol avec le résistivimètre.  $I$  : intensité du courant électrique ;  $\Delta V$  : différence du potentiel ; A et B : les électrodes d'injection du courant, M et N : électrodes de potentiel ;  $a$  : espacement entre deux électrodes et O : point de mesure au niveau du sol.

Une séquence d'acquisition des mesures préprogrammée permet d'interroger successivement les différentes électrodes soit en tant qu'électrodes d'injection du courant électrique, soit en tant qu'électrodes de mesure du potentiel. Comme la tige de chaque électrode est isolée électriquement et que seule la pointe à son extrémité est conductrice pour assurer le contact avec le sol, les mesures sont alors réalisées dans un milieu supposé d'extension infinie. Chaque mesure est réalisée en injectant un courant électrique d'intensité  $I$  dans le sol grâce à deux électrodes d'injection de courant A et B et en mesurant la différence de potentiel  $\Delta V$  induite entre deux électrodes de potentiel M et N. Dans un milieu supposé d'extension infinie, la résistivité électrique est exprimée à partir de l'équation 5.7 :



$$\rho = 4\pi \times a \times \frac{\Delta V}{I} \quad \text{Eq. 5.7}$$

avec **a** la distance inter-électrodes

Chaque mesure est positionnée sur la médiatrice du quadripôle d'électrodes interrogées au cœur de la colonne. Les mesures de résistivité apparente sont réalisées une fois par semaine pendant les saisons culturales pendant lesquelles on considère que le sol est saturé d'eau sur les colonnes. Elles n'ont pas été effectuées pendant la période d'inter-culture car : i) la rétraction du sol pendant cette période limitait le contact entre le sol et les électrodes occasionnant des mesures non cohérentes et ii) l'assèchement du sol pendant cette période peut provoquer des variations d'humidité du sol entre les colonnes et influencer par conséquent les mesures de la résistivité apparente.

Les différentes mesures réalisées sont donc positionnées respectivement aux profondeurs de 5, 7, 9, 11, 13 et 15 et 17 cm de profondeur par rapport à la surface du sol de la colonne. Cependant, pour faciliter la lecture des résultats, seules les données de résistivité électrique apparente acquises aux profondeurs de 5, 7, 13 et 17 cm seront présentées.

### **5.1.5 Modélisation du processus de désalinisation du sol**

Il s'agit de simuler l'évolution de la conductivité électrique et du stock de sel sur les différentes colonnes pendant la période du suivi de l'expérimentation. Le modèle choisi est HYDRUS-1D (Simunek et *al.*, 2008) qui décrit à la fois l'écoulement d'eau par la l'équation de Richards et le transport des solutés par l'équation de convection-dispersion (Coquet et *al.*, 2004 ; Simunek et *al.*, 2008). La description du modèle est détaillée au chapitre II (§ 2.5.3).

#### *5.1.5.1 Paramètres du modèle*

Dans le modèle HYRUS-1D, les propriétés hydrauliques du sol sont définies par les fonctions analytiques de van Genuchten (1980) (Cf. chapitre II, § 2.5.2). Pour résoudre ces fonctions, les paramètres hydrauliques de van Genuchten  $\theta_r$ ,  $\theta_s$ ,  $\alpha$ ,  $n$  et  $k_s$ , obtenus par la méthode de Wind sur les échantillons non remaniés prélevés sur le même site que les colonnes de la présente étude (Adam, 2011), ont été utilisés. Etant donné que le sol a été initialement remanié, quelques ajustements ont été effectués sur les paramètres estimés par Adam (2011), notamment sur la conductivité hydraulique à saturation, selon une simulation de plusieurs scénarios avec le modèle. Le tableau 5.1 présente les paramètres hydrauliques de van

Genuchten utilisés pour les différents modèles sur les colonnes et pendant les différentes périodes de suivi.

Pour définir les modèles d'écoulement et de transport des solutés, le module simple-porosité est utilisé pendant les périodes d'irrigation (les deux saisons culturelles) alors que le module double-perméabilité (Gerke et van Genuchten, 1993) est choisi pendant la période d'inter-culture. Ce dernier module est choisi pour tenir compte de la porosité cr e e par la fissuration du sol pendant cette période.

**Tableau 5.1 :** Paramètres hydrauliques de van Genuchten utilisés dans les différentes colonnes pour la simulation de la salinité du sol pendant la 1<sup>e</sup> saison culturale (SC1), la période d’inter-culture (IC) et la 2<sup>e</sup> saison culturale (SC2). CT1 et CT2 sont les colonnes sans culture, CEs1 et CEs2 sont les colonnes cultivées avec *E. stagnina* saisonnier et CEp1 et CEp2 sont les colonnes cultivée avec *E. stagnina* permanent (adapté de Adam, 2011).

	CEp1		CEp2		CEs1		CEs2		CT1		CT2	
	0-19 cm	19-25 cm	0-19 cm	19-25 cm	0-19 cm	19-25 cm	0-19 cm	19-25 cm	0-19 cm	19-25 cm	0-19 cm	19-25 cm
<b>SC1</b>	$\theta_r(\text{cm}^3/\text{cm}^3)$	0,15	0,15	0,15	0,15	0,15	0,15	0,15	0,15	0,15	0,15	0,15
	$\theta_s(\text{cm}^3/\text{cm}^3)$	0,52	0,50	0,52	0,50	0,52	0,50	0,52	0,50	0,52	0,50	0,52
	$\alpha$	0,10	0,10	0,10	0,10	0,10	0,10	0,10	0,10	0,10	0,10	0,10
	n	1,12	1,12	1,12	1,12	1,12	1,12	1,12	1,12	1,12	1,12	1,12
	Ks (cm/jour)	0,02	0,01	0,02	0,01	0,03	0,01	0,02	0,01	0,02	0,01	0,02
<b>IC</b>	$\theta_r(\text{cm}^3/\text{cm}^3)$	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,08
	$\theta_s(\text{cm}^3/\text{cm}^3)$	0,6	0,55	0,6	0,55	0,6	0,55	0,6	0,55	0,6	0,5	0,55
	$\alpha$	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1
	n	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2
	Ks (cm/jour)	0,7	0,15	0,1	0,07	0,7	0,1	0,29	0,05	0,2	0,07	0,08
<b>SC2</b>	$\theta_r(\text{cm}^3/\text{cm}^3)$	0,15	0,15	0,15	0,15	0,15	0,15	0,15	0,15	0,15	0,15	0,15
	$\theta_s(\text{cm}^3/\text{cm}^3)$	0,60	0,60	0,60	0,60	0,60	0,60	0,60	0,60	0,60	0,55	0,60
	$\alpha$	0,10	0,10	0,10	0,10	0,10	0,10	0,10	0,10	0,10	0,10	0,10
	n	1,50	1,50	1,50	1,50	1,50	1,50	1,50	1,50	1,50	1,50	1,50
	Ks (cm/jour)	0,30	0,06	0,20	0,02	0,50	0,30	0,30	0,05	0,70	0,30	0,18

Les valeurs initiales établies par Adam (2011) ont été calibrées manuellement pour ajuster les différents modèles

La simulation a été effectuée pour reconstituer l'évolution temporelle : i) de la conductivité électrique (CE) de la solution du sol, ii) du stock de sel (SS) dans 3 couches du sol (0-8, 8-18 et 18-25 cm) et iii) du stock de sel total dans la colonne. Elle est réalisée avec un pas de temps journalier pendant les trois périodes (SC1, IC et SC2) pour une durée totale de 300 jours. Le profil du sol dans la colonne est subdivisé en deux horizons dont le premier matériau concerne la couche remaniée (0-19 cm) et le second matériau concerne la couche non remaniée (19-25 cm). Pour faire le bilan de masse notamment pour le stock de sel, le profil du sol dans la colonne a été subdivisé en trois couches (0-8, 8-18 et 18-25 cm).

La conductivité électrique du sol et les sels sont considérés comme non-réactifs pendant la simulation (Skaggs et *al.*, 2006 ; Phogat et *al.*, 2014). Les phénomènes de précipitations des sels sont également considérés comme négligeables.

#### 5.1.5.2 Conditions initiales et aux limites

Pour définir les modèles d'écoulements d'eau, les conditions limites en surface sont soumises aux conditions atmosphériques avec une lame d'eau en surface du sol dont la hauteur maximale est fixée à 7 cm. La limite inférieure des colonnes, considérée comme une face reposant sur un support poreux, est exposée au drainage par gravité. Les bords latéraux sont soumis à une absence de flux. Les conditions initiales sont fixées par les variations du potentiel matriciel de l'eau mesurée sur la colonne. Les prélèvements d'eau par les racines de la plante sur les colonnes cultivées sont définis par la fonction de Feddes et *al.* (1978) et sont traduites par les variations de la transpiration (Cf. chapitre II, § 2.5.3). Ainsi, les données journalières de l'irrigation, l'évaporation et la transpiration sont utilisées pour définir les modèles d'écoulement d'eau. L'évaporation et la transpiration sont calculées à partir des variations de masse du dispositif sur les colonnes (Cf. chapitre IV, § 4.1.5).

Pour définir les modèles de transfert des solutés notamment pour la simulation de la CE et du SS, les conditions limites en surface et en profondeur sont fixées par le flux de concentration en sels de l'eau d'irrigation bien que la salinité de l'eau d'irrigation soit très faible (de l'ordre de 0,3 et 0,5 dS/m). Les conditions initiales sont définies respectivement par : i) la conductivité électrique de la solution du sol mesurée respectivement à 5 et 21 cm pour la simulation de la conductivité électrique du sol et ii) le stock de sel initial calculé à partir de la masse sèche du sol et de la teneur en sel du sol (Cf. § 5.1.3.1).

La pression osmotique est définie par la fonction de Maas (1990) qui attribue des valeurs de 11,5 et 3,8 dS/m respectivement pour le seuil et la pente liés au stress salin sur le prélèvement

d'eau par une plante fourragère. Cette plante a été choisie dans la base des données proposée par la fonction de Maas (1990) et que l'on considère proche de la plante de *E. stagnina*. Par ailleurs, on pose également l'hypothèse que le prélèvement de sels par les racines de la plante s'effectue passivement à travers le prélèvement d'eau par la plante (Simunek et Hopmans, 2009). Ainsi le modèle simule la quantité de sels stockée dans la biomasse en multipliant la quantité d'eau prélevée par les racines de la plante par la teneur en sels du sol en se référant d'une valeur maximale de la concentration en sels que peut prélever la plante (Eq. 5.8).

$$SB(x, t) = S(x, t) \min [c(x, t), c_{\max}] \quad \text{Eq. 5.8}$$

où  $SB$  [ $ML^2T^{-1}$ ] est la quantité de sels prélèvement passivement par les racines de la plante,  $S$  est le terme puit liée au prélèvement d'eau par les racines de la plante [ $L^3L^{-3}T^{-1}$ ],  $c$  est la concentration en sels du sol [ $ML^3$ ];  $c_{\max}$  est la concentration maximale en sels que peut prélever la plante par voie passive [ $ML^3$ ]. La valeur de  $c_{\max}$  a été définie préalablement en se basant sur la teneur en sels mesurée au laboratoire sur la biomasse de la plante.

La dispersivité ( $\lambda$ ) est fixée à une valeur moyenne de 15 cm sur la base des recommandations de Vanderborght et Vereecken (2007) pour les sols argileux.

### 5.1.5.3 Critères statistiques

Les différents modèles ont été évalués statistiquement par l'erreur quadratique moyenne RMSE (Eq. 5.9) et le coefficient de détermination  $R^2$  (Eq. 5.10) qui sont calculés entre les valeurs simulées par le modèle et les valeurs mesurées. Ainsi, ces paramètres ont été calculées d'une part entre la CE mesurée sur la solution du sol à 5, 15 et 21 cm de profondeur et celles prédites par le modèle et d'autre part entre le stock de sels calculé à partir de la masse sèche du sol et le stock de sel simulé par le modèle.

$$RMSE = \sqrt{\frac{1}{N-1} \sum_{i=1}^N (S_i - O_i)^2} \quad \text{Eq. 5.9}$$

$$R^2 = 1 - \frac{\sum (S_i - O_i)^2}{\sum (O_i - moy.O)^2} \quad \text{Eq. 5.10}$$

où  $S_i$  est la valeur simulée,  $O_i$  est la valeur mesurée,  $N$  est le nombre d'observations et  $moy.O$  est la moyenne des valeurs observées.

### 5.1.6 Analyses statistiques

Le modèle linéaire mixte est testé sur l'évolution de la conductivité électrique et du stock de sel dans le sol sur les différentes colonnes. Le modèle linéaire mixte est une extension mathématique du modèle linéaire classique qui prend en compte à la fois l'effet fixe relatif au temps et les effets aléatoires liés à chaque traitement (Cf. chapitre II, § 2.6).

## 5.2 Résultats

### 5.2.1 Evolution de la conductivité électrique du sol

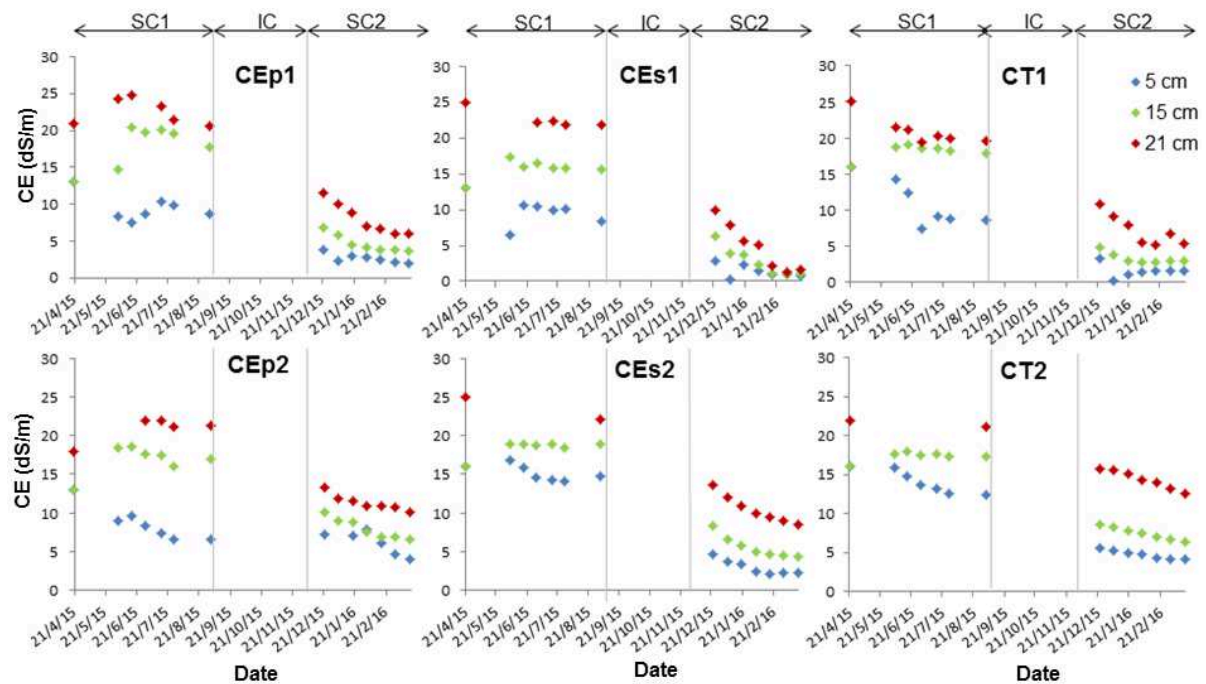
Le tableau 5.2 présente la conductivité électrique du sol, rapportée à l'extrait de la pâte saturée du sol, dans les couches 0-8, 8-18 et 18-25 cm sur les différentes colonnes. A l'état initial (EI), la conductivité électrique du sol (CE) est uniforme entre les colonnes dans les couches remaniées à 0-8 et 8-18 cm ( $14 \text{ dS.m}^{-1}$ ) et varie entre 15 et  $21 \text{ dS.m}^{-1}$  dans la couche non remaniée à 18-25 cm. A la fin de la première saison culturale (FS1), la CE, évaluée sur une répétition de chaque traitement, a augmenté légèrement dans la couche de surface (0-8 cm) sur toutes les colonnes excepté dans la colonne cultivée avec *E. stagnina* saisonnier (CEs) où elle a diminué de 13,9 à  $10,1 \text{ dS.m}^{-1}$ . Elle est plus élevée sur le sol nu ( $17,6 \text{ dS.m}^{-1}$ ) que sur les autres traitements. Dans la couche 8-18 cm, la CE est restée quasiment stable par rapport à l'état initial sur toutes les colonnes (entre 12 et  $14 \text{ dS.m}^{-1}$ ). Dans la couche 18-25 cm, la CE initiale a baissé légèrement sur toutes les colonnes.

A la fin de la deuxième saison culturale (FS2), la CE a baissé drastiquement par rapport à EI sur toutes les colonnes et dans toutes les couches. Dans la couche de surface (0-8 cm), la CE est inférieure à  $4 \text{ dS/m}$  sur toutes les colonnes, devenant ainsi un sol non salin selon la classification de l'US Salinity Laboratory Staff (1954). La réduction de CE initiale est relativement homogène entre les colonnes et est comprise entre 84 et 88 % dans cette couche de surface (0-8cm). Par contre, dans la couche de profondeur 18-25 cm, la baisse de CE est moins élevée sur le sol nu (entre 33 et 57 %) que sur toutes les colonnes cultivées (entre 72 et 83 %) excepté sur la colonne CEp2 où la CE initiale n'a baissé que de 41 %. Toutefois, des écoulements préférentiels le long des bordures ont été observés sur la colonne CT1 notamment lors de la deuxième saison culturale, modifiant ainsi le transfert normal d'eau et des solutés sur cette colonne. Pour la suite de la présentation des résultats, la comparaison entre le sol nu et le sol cultivé sera basée sur les résultats de la colonne CT2 et ceux des autres colonnes cultivées.

Par ailleurs, la figure 5.5 montre que la conductivité électrique de la solution du sol baisse avec le temps sur toutes les colonnes et à toutes les profondeurs. Toutefois, on observe une augmentation de la CE pendant la saison culturale (SC1) à 15 et 21 cm de profondeur sur toutes les colonnes, imputable à la lixiviation de sels vers la profondeur bien qu'il n'y ait pas eu de drainage au fond des colonnes pendant cette période. La baisse de la conductivité électrique est plus marquée à partir de la deuxième saison culturale, donc après la période d'inter-culture, sur toutes les colonnes et à toutes les profondeurs. A la fin de l'expérimentation, la conductivité électrique est plus élevée sur la colonne CT2 que sur les colonnes cultivées notamment à 21 cm de profondeur. L'assèchement du sol pendant la période d'inter-culture rendait difficile l'extraction de la solution du sol limitant ainsi le suivi de la salinité de la solution du sol pendant cette période

**Tableau 5.2** : Conductivité électrique du sol ( $\text{dS.m}^{-1}$ ) rapportée à l'extrait de pâte saturée dans les couches 0-8, 8-18 et 18-25 cm à l'état initial (EI), à la fin de la première (FS1) et deuxième (FS2) saison culturale dans les différents traitements. CEp1 et CEp2 sont les colonnes cultivées avec *E. stagnina* permanent, CEs1 et CEs2 sont les colonnes cultivées avec *E. stagnina* saisonnier et CT1 et CT2 sont les colonnes sans culture.

		CEp1	CEp2	CEp3	CEs1	CEs2	CEs3	CT1	CT2	CT3
<b>0-8 cm</b>	EI	13,9	13,9	13,9	13,9	13,9	13,9	13,9	13,9	13,9
	FS1			15,7			10,1			17,6
	FS2	2,3	3,0		1,6	2,0		1,8	2,1	
<b>8-18 cm</b>	EI	13,9	13,9	13,9	13,9	13,9	13,9	13,9	13,9	13,9
	FS1			12,5			12,8			13,9
	FS2	3,6	5,9		2,1	3,9		3,3	6,8	
<b>18-25 cm</b>	EI	21,2	17,9	18,4	19,4	16,2	15,4	15,3	17,4	18,5
	FS1			17,0			13,7			16,8
	FS2	6,0	10,5		3,3	6,7		6,4	11,9	



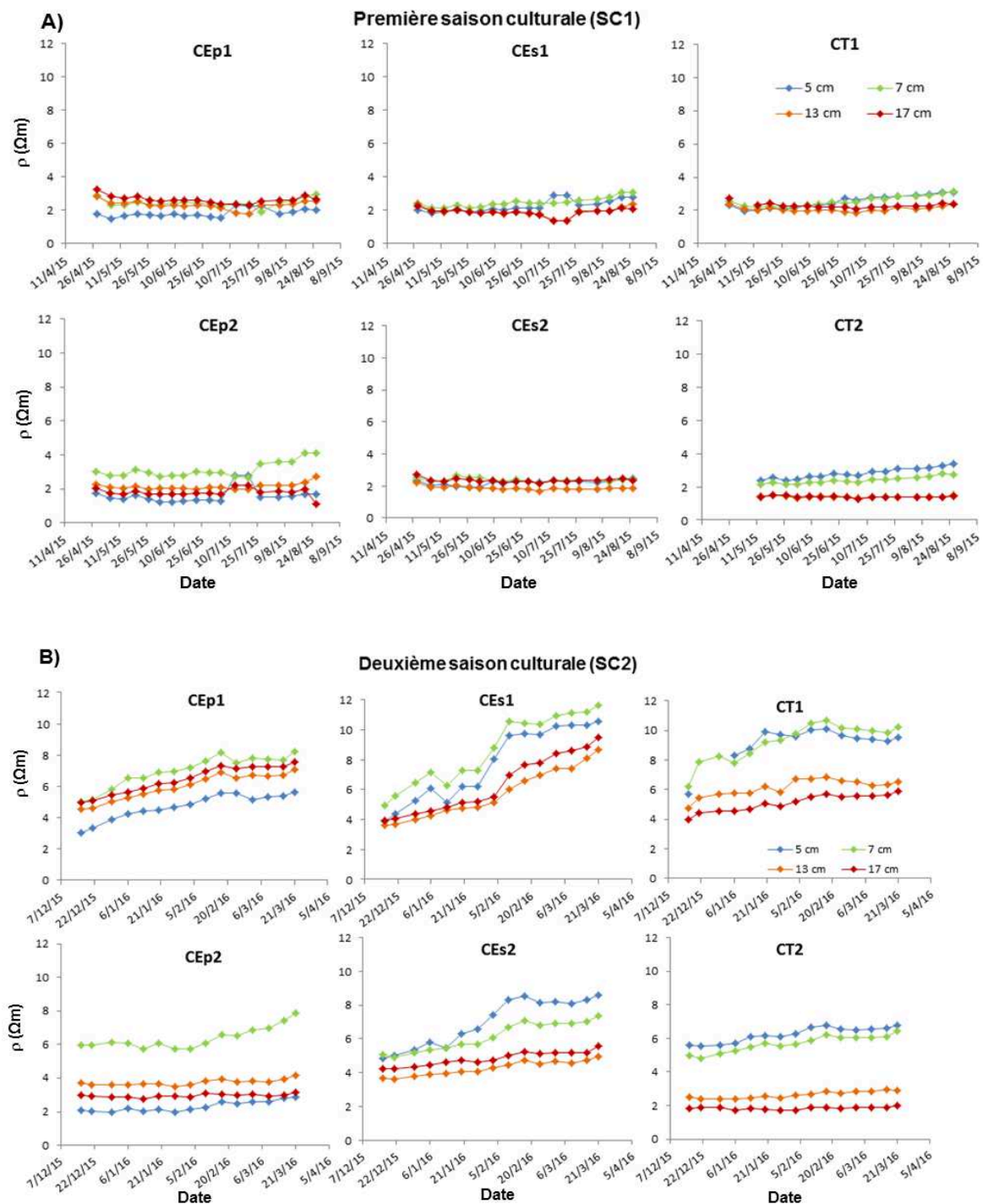
**Figure 5.5 :** Evolution dans le temps de la conductivité électrique de la solution du sol mesurée à 5, 15 et 21 cm de profondeur dans les différents traitements du début de la première saison culturale (SC1) à la fin de la seconde saison culturale (SC2). CEp1 et CEp2 sont les colonnes cultivées avec *E. stagnina* permanent, CEs1 et CEs2 sont les colonnes cultivées avec *E. stagnina* saisonnier et CT1 et CT2 sont les colonnes sans cultures.

### 5.2.2 Evolution de la résistivité électrique apparente du sol

La résistivité électrique apparente du sol ( $\rho$ ), mesurée à l'état saturé pendant les saisons culturales, est initialement homogène entre les colonnes à toutes les profondeurs, elle est comprise entre 2 et 4  $\Omega.m$  (Figure 5.6A). Pendant la première saison culturale, la résistivité électrique est restée quasiment stable sur les colonnes et à toutes les profondeurs excepté sur la colonne CEp2 à 7 cm de profondeur où elle a légèrement augmenté vers la fin de la saison. Par contre, pendant la deuxième saison culturale, la résistivité électrique du sol a augmenté par rapport à la première saison culturale sur toutes les colonnes et à toutes les profondeurs excepté sur la colonne CT2 à 13 et 17 cm où elle est restée toujours stable (Figure 5.6B). La résistivité est plus élevée à 5 et 7 cm qu'aux autres profondeurs sur toutes les colonnes excepté sur les colonnes CEp1 et CEp2 où elle est plus faible à 5 cm par rapport aux autres profondeurs. A la fin de la deuxième saison culturale, qui coïncide avec la fin de l'expérimentation, la résistivité électrique apparente du sol est plus élevée sur la colonne CEs1 à toutes les profondeurs et plus faible sur la colonne CT2 que sur les autres colonnes.



Toutefois, on note des variabilités sur la résistivité entre les répétitions d'un même traitement notamment pendant la deuxième saison culturale.



**Figure 5.6 :** Evolution temporelle de la résistivité électrique apparente du sol pendant la première saison culturale (A) et la deuxième saison culturale (B) à 5, 7, 13 et 17 cm de profondeur sur les différentes colonnes du sol. CT1 et CT2 sont les colonnes sans culture, CEs1 et CEs2 sont les colonnes cultivées avec *E. stagnina* saisonnier ; CEp1 et CEp2 sont les colonnes cultivée avec *E. stagnina* permanent.

### 5.2.3 Bilan de sels

Le tableau 5.3 présente le bilan de sels établi à la fin de l'expérimentation en considérant le stock de sel initial ( $SS_i$ ), le sel apporté par l'eau d'irrigation ( $SS_e$ ) et le stock de sel final ( $SS_f$ ) sur les différents traitements. Le stock de sel, initialement élevé, a baissé considérablement à la fin de l'expérimentation sur toutes les colonnes. Le cumul de sel apporté par l'eau d'irrigation à la fin de l'expérimentation, liée essentiellement à la quantité d'eau apportée, est plus élevé sur les colonnes cultivées (entre 7-8 g/colonne) que sur le sol nu (3 et 4 g/colonne). Par contre, la réduction du stock de sel dans le sol est plus élevée sur les colonnes cultivées avec *E. stagnina* (CEp et CEs) que sur les colonnes sans culture (CT1 et CT2). Cette réduction du stock de sel est comprise entre 65 et 87 % sur les colonnes cultivées alors qu'elle est de 45 et 34 % respectivement sur le sol nu CT1 et CT2.

**Tableau 5.3 :** Bilan de sel ( $\Delta SS$ ) établi à la fin de l'expérimentation entre le stock de sel initial ( $SS_i$ ), le sel apporté par l'eau d'irrigation ( $SS_e$ ) et le stock de sel final ( $SS_f$ ) sur les différents traitements. CT1 et CT2 sont les colonnes sans cultures, CEs1 et CEs2 sont les colonnes cultivées avec *E. stagnina* saisonnier, CEp1 et CEp2 sont les colonnes cultivées avec *E. stagnina* permanent.

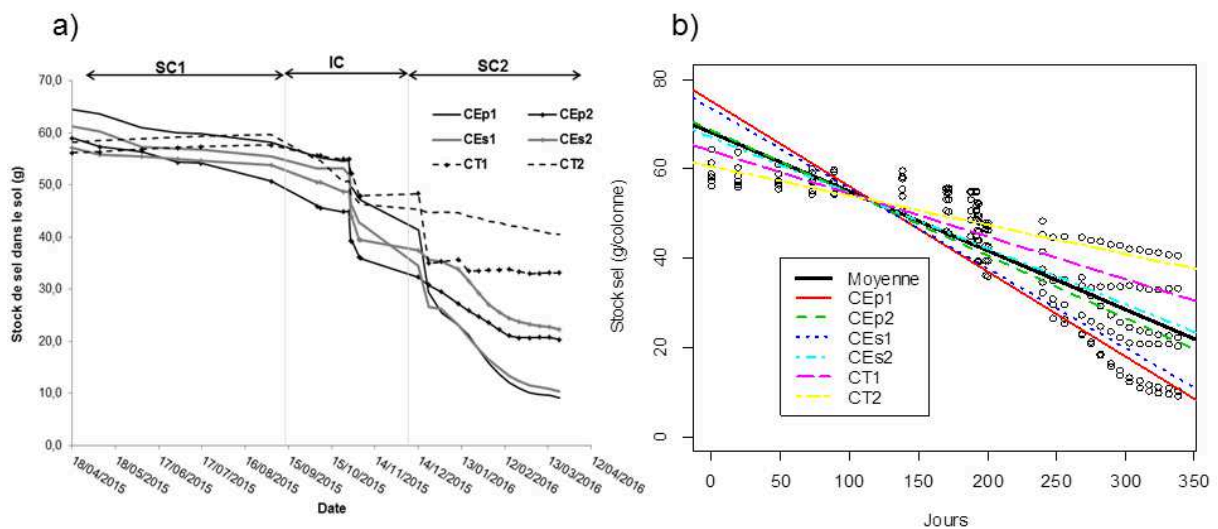
	CEp1	CEp2	CEs1	CEs2	CT1	CT2
$SS_i$	64,5	59,0	61,3	57,2	56,2	58,3
$SS_e$	7,6	7,9	7,7	7,1	4,4	3,4
$SS_f$	9,2	20,3	10,4	22,2	33,1	40,5
$\Delta SS$	63,0	46,6	58,7	42,1	27,4	21,2
% désalinisation	87	70	85	65	45	34

### 5.2.4 Evolution temporelle du stock de sel dans le sol

Le stock de sel du sol (SS) est initialement homogène entre les colonnes (entre 57 et 61 g/colonne) excepté sur la colonne CEp1 où il est légèrement plus élevé (65 g/colonne) par rapport aux autres colonnes (Figure 5.7a). Il baisse avec le temps sur toutes les colonnes pendant la période de suivi. A la fin de SC1, le SS a baissé entre 5 et 14 % sur les colonnes cultivées avec *E. stagnina* (CEp et CEs) alors qu'il a augmenté de 3 % sur les colonnes sans culture (CT1 et CT2). La réduction du stock de sel est plus marquée à partir de la période d'inter-culture (IC) pendant laquelle des apports d'eau ont été effectués sur le sol fissuré. A la fin de cette période, la réduction du SS initial est comprise entre 35 et 45 % sur les colonnes cultivées (CEp et CEs) et entre 14 et 22% sur le sol nu (CT1 et CT2). A la fin de

l'expérimentation, le SS est plus élevé sur les colonnes sans cultures CT (entre 33 et 40 g/colonne) que sur les colonnes cultivées (entre 9 et 22 g/colonne).

Par ailleurs, un modèle linéaire mixte, reliant l'évolution du SS avec le temps, montre une réduction significative de SS avec le temps ( $p < 0.001$ ) sur toutes les colonnes (Figure 5.7b). A la fin de l'expérimentation, le modèle montre que le stock de sel est significativement plus élevé sur la colonne CT2 que sur les colonnes cultivées (CEp et CEs). La différence entre les colonnes CEp et les colonnes CEs sur l'évolution du stock de sel n'est pas significative.



**Figure 5.7 :** Evolution du stock de sel dans le temps sur les différentes colonnes (a) et modèle linéaire mixte présentant l'évolution des stocks de sels en fonction du temps des différents traitements étudiés (b). SC1 et SC2 sont respectivement la 1<sup>e</sup> et la 2<sup>e</sup> saison culturale, IC est la période d'inter-culture, CEp1 et CEp2 sont les colonnes cultivées avec *E. stagnina* permanent, CEs1 et CEs2 sont les colonnes cultivées avec *E. stagnina* saisonnier, CT1 et CT2 sont les colonnes sans culture.

### 5.2.5 Evolution de la quantité de sels exportée avec l'eau drainée et stockée dans la biomasse

Le tableau 5.4 présente la teneur en sels minéraux des biomasses aérienne et racinaire de la culture de *E. stagnina* sur les différents traitements. La composition chimique des biomasses aérienne et racinaire est dominée par le potassium (K), le magnésium (Mg), le sodium (Na), le soufre (S) et le calcium (Ca). La teneur en sels est plus élevée dans la biomasse aérienne que dans la biomasse racinaire pendant les deux saisons culturales. La teneur en sels totaux de la biomasse aérienne est comprise entre 124 et 156 g/kg de matière sèche alors que celle de la biomasse racinaire est comprise entre 32 et 115 g/kg de matière sèche. Elle est plus élevée

pendant la première saison culturale (FS1) que pendant la deuxième saison culturale (FS1) notamment dans la biomasse racinaire.

**Tableau 5.4 :** Teneur en élément minéraux et en sels totaux (TSt) de la biomasse aérienne (MA) et de la biomasse racinaire (MR) de la culture de *E. stagnina* sur les différents traitements à la fin la première (FS1) et la deuxième (FS2) saison culturale. CEs est le traitement cultivé avec *E. stagnina* saisonnier, CEp est le traitement cultivé avec *E. stagnina* permanent.

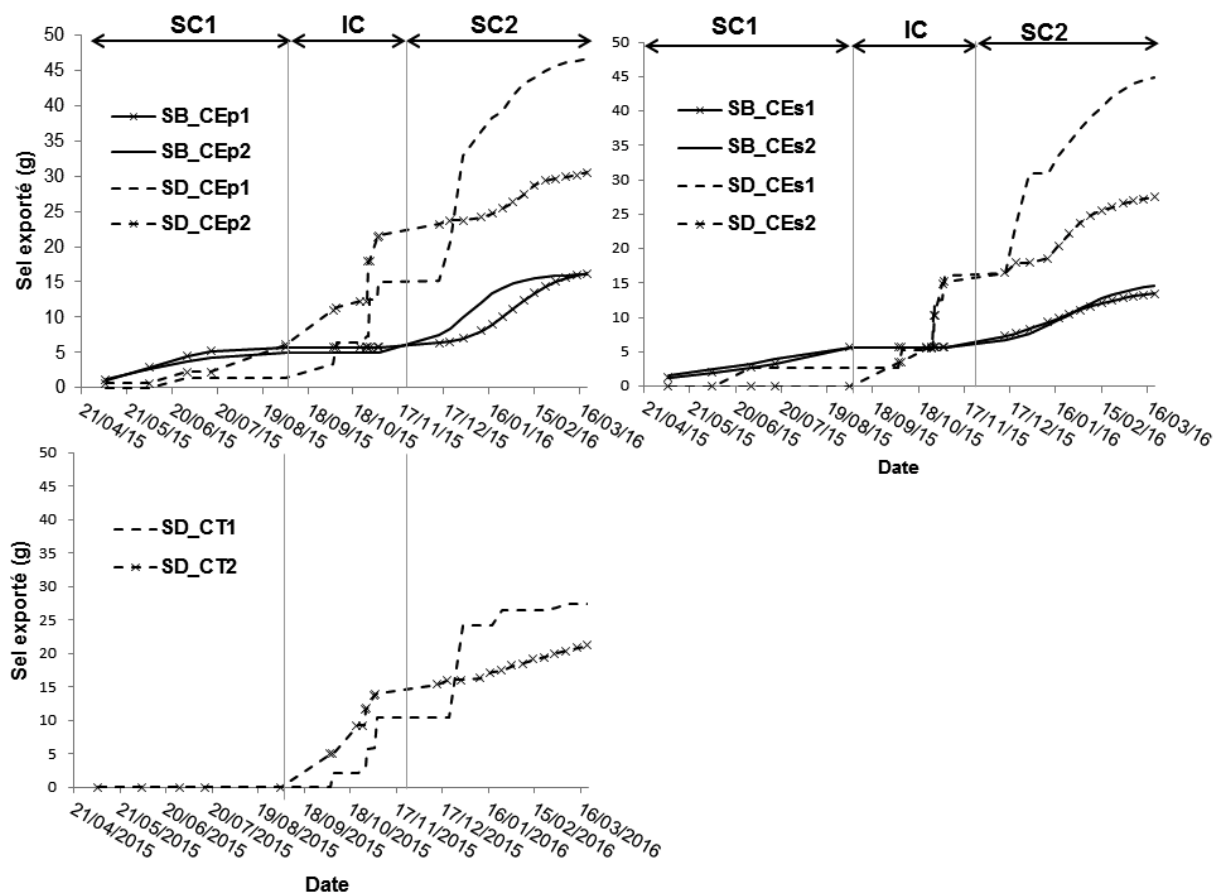
Saison	Biomasse	Traitement	Teneur en sels (g/kg)									
			Cl	SO <sub>4</sub>	PO <sub>4</sub>	Ca	Mg	Na	K	P	S	TS <sub>t</sub>
FS1	MA	CEp	2,4	4,1	0,9	11,3	22,9	15,2	55,5	6,2	28,0	146,5
FS1	MA	CEs	2,7	4,6	0,9	12,2	23,9	18,6	56,0	5,8	31,2	155,8
FS2	MA	CEp	2,8	3,5	1,0	20,1	19,2	15,5	47,8	6,7	24,1	140,6
FS2	MA	CEs	2,6	2,3	0,8	15,1	15,5	10,6	54,0	5,9	17,3	124,2
FS1	MR	CEp	0,1	87,3	1,3	4,6	2,9	2,8	5,6	3,4	6,9	114,7
FS1	MR	CEs	0,1	62,4	0,5	7,6	4,1	3,2	6,8	2,2	7,2	94,1
FS2	MR	CEp	0,1	0,7	0,0	4,6	2,9	2,8	5,6	3,4	6,9	26,9
FS2	MR	CEs	0,1	0,7	0,0	7,6	4,1	3,2	6,8	2,2	7,2	31,9

Basée sur la teneur en sels de l'eau drainée au fond des colonnes et la teneur en sels des biomasses aérienne et racinaire de *E. stagnina*, la figure 5.8 présente l'évolution avec le temps de la quantité de sel lixiviée dans l'eau drainée (SD) et de la quantité de sel stockée dans la biomasse aérienne de la culture (SB) sur les différents traitements. La réduction de la quantité de sel contenue dans le sol par l'eau drainée et par la biomasse aérienne, initialement faible pendant la première saison culturale (SC1), augmente avec le temps notamment pendant la deuxième saison culturale (SC2).

Pendant la période d'inter-culture IC où des apports d'eau ont été effectués sur le sol fissuré, la quantité de sels lixiviée a augmenté considérablement sur toutes les colonnes par rapport à la première saison culturale. A la fin de l'expérimentation, la quantité totale de sel lixiviée avec l'eau drainée est comprise entre 27 et 46 g/colonne sur le sol cultivé (CEp et CEs) alors qu'elle est de 27 et 21 g/colonne respectivement sur les colonnes sans culture CT1 et CT2. Quant à la quantité de sel exportée par la biomasse sur les colonnes cultivées, elle est comprise entre 4 et 6 g/colonne à la fin de la première saison culturale et entre 8 et 11 g/colonne à la fin de la deuxième saison culturale. En considérant une colonne comme un poquet et un écartement de plantation de 30 cm x 30 cm, la quantité de sel exportée par la biomasse de la plante est estimée entre 440 et 660 kg/ha pendant la première saison culturale

et entre 880 et 1110 kg/ha pendant la deuxième saison culturale soit un total de 1435 à 1770 kg/ha pour les deux saisons.

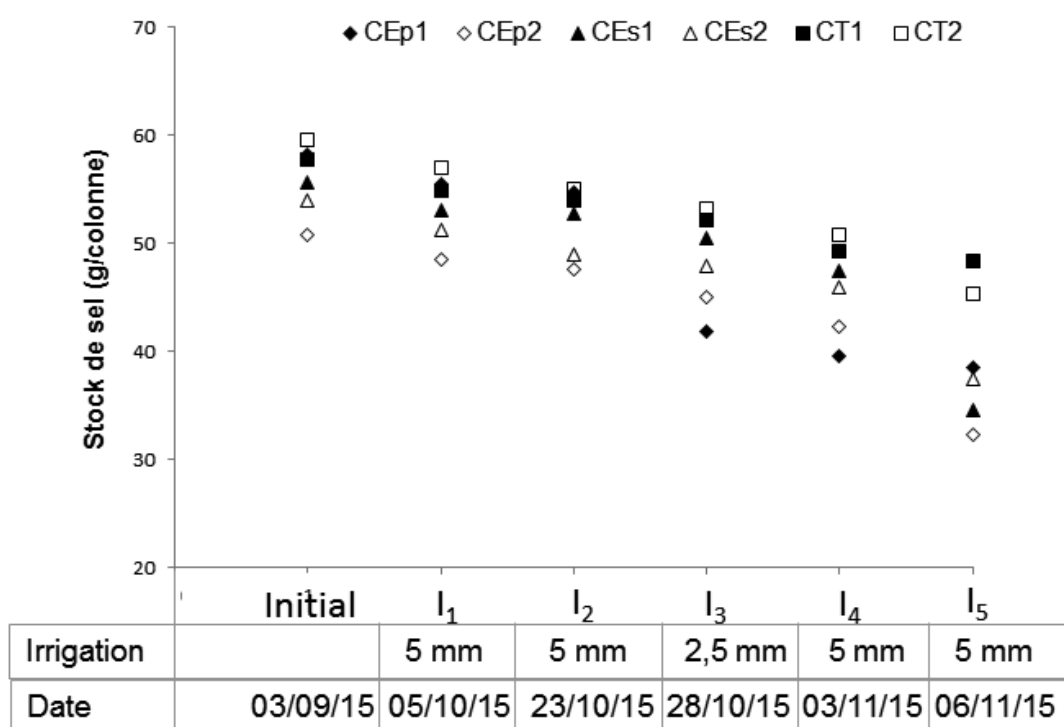
A la fin de l'expérimentation, la quantité de sel lixiviée avec l'eau drainée représente entre 48 et 75 % du stock de sel initial dans le sol sur les colonnes cultivées (CEp et CEs), alors qu'elle représente entre 36 et 46 % du stock de sel initial sur les colonnes sans culture (CT1 et CT2). La quantité de sel exportée par la biomasse (aérienne et racinaire) représente entre 22 et 27 % du stock de sel initial sur les colonnes cultivées.



**Figure 5.8 :** Evolution dans le temps de la quantité de sel lixiviée par l'eau de drainage (SD) et de la quantité de sel exportée par la biomasse des cultures (SB) sur les différentes colonnes. SC1 et SC2 sont respectivement la 1<sup>e</sup> et la 2<sup>e</sup> saison culturale, IC est la période d'inter-culture, CT1 et CT2 sont les colonnes sans cultures, CEs1 et CEs2 sont les colonnes cultivées avec *E. stagnina* saisonnier, CEp1 et CEp2 sont les colonnes cultivées avec *E. stagnina* permanent.

## 5.2.6 Evolution du stock de sel pendant la période d'inter-culture après les apports d'eau

La période d'inter-culture est marquée par des apports d'eau périodiques sur le sol fissuré pour dessaler le sol sur les colonnes. La figure 5.9 présente l'évolution du stock de sel sur les différentes colonnes en fonction des apports d'eau effectués. Chaque apport d'eau provoque une réduction du stock de sel sur toutes les colonnes. La réduction du stock de sel est plus importante lors des derniers apports d'eau que lors des premiers apports notamment sur les colonnes cultivées.



**Figure 5.9 :** Evolution temporelle du stock de sel en fonction des apports d'eau successifs sur les différentes colonnes pendant la période d'inter-culture. I<sub>1</sub> à I<sub>5</sub> représentent respectivement du 1<sup>e</sup> au 5<sup>e</sup> apport d'eau. CT1 et CT2 sont les colonnes sans culture, CE<sub>s1</sub> et CE<sub>s2</sub> sont les colonnes cultivées avec *E. stagnina* saisonnier, CE<sub>p1</sub> et CE<sub>p2</sub> sont les colonnes cultivées avec *E. stagnina* permanent.

Le bilan de sel, établi à la fin des différentes phases d'apport d'eau est résumé dans le tableau 5.5. Globalement, le stock de sel a baissé de manière importante sur les différentes colonnes par rapport au début de la période. La quantité totale de sel éliminée pendant cette période est plus élevée sur les colonnes cultivées avec *E. stagnina* (17 et 21 g/colonne) que sur les colonnes sans culture (10 et 15 g/colonne), alors que la quantité d'eau apportée est identique entre les colonnes. Sur les colonnes cultivées avec *E. stagnina*, la quantité totale de sel éliminée représente 31 à 39 % du stock de sel en début de cette période soit 30 à 36 % du

stock de sel initial dans la colonne. Sur le sol nu, cette quantité de sel éliminée représente 17 à 25 % du stock de sel en début de la période soit 18 à 26 % du stock de sel initial.

**Tableau 5.5** : Bilan de sel ( $\Delta SS$ ) établi à la fin de la période d'inter-culture entre la quantité de sel apporté par l'eau d'irrigation (SE), le stock de sel au début et à la fin de la période ( $SS_i$  et  $SS_f$  respectivement) sur les différentes colonnes. CT1 et CT2 sont les colonnes sans cultures, CE1 et CE2 sont les colonnes cultivées avec *E. stagnina* saisonnier, CEp1 et CEp2 sont les colonnes cultivées avec *E. stagnina* permanent.

	CEp1	CEp2	CEs1	CEs2	CT1	CT2
Irrigation (mm)	22,5	22,5	22,5	22,5	22,5	22,5
SE (g)	0,8	0,8	0,8	0,8	0,8	0,8
SSi (g)	58,3	50,8	55,6	53,9	57,7	59,6
SSf (g)	38,4	32,3	34,5	37,5	48,3	45,4
$\Delta SS$ (g)	20,6	19,3	21,8	17,2	10,2	15,1
% réduction	34,9	37,4	38,7	31,5	17,4	25,0

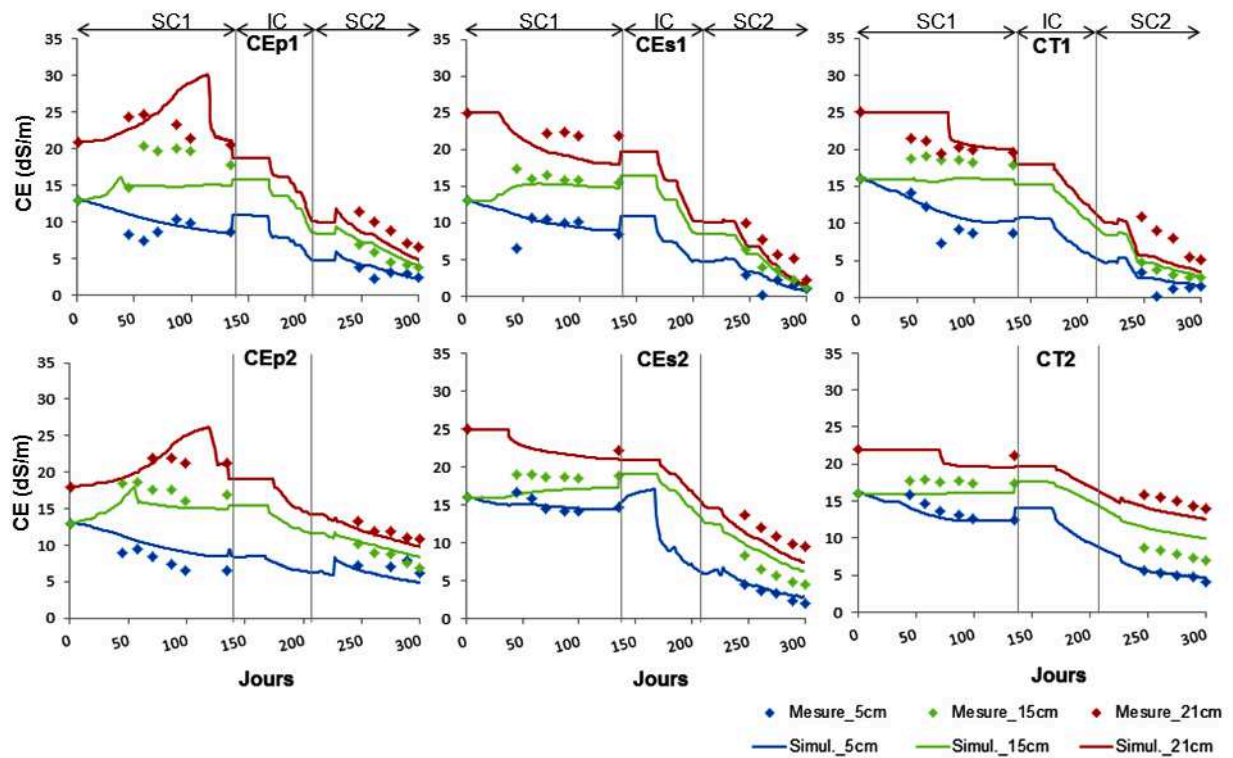
## 5.2.7 Modélisation du processus de désalinisation avec HYDRUS-1D

### 5.2.7.1 Simulation de la conductivité électrique du sol

La figure 5.10 présente l'évolution temporelle de la conductivité électrique du sol (CE) mesurée sur la solution du sol et simulée avec Hydrus-1D à 5, 15 et 21 cm de profondeur pendant la période de suivi. D'une manière générale, les résultats simulés sont en accord avec les résultats mesurés sur toutes les colonnes. Les erreurs quadratiques (RMSE) sont faibles (entre 0,1 et 2 dS/m) et les coefficients de détermination  $R^2$  sont élevés (comprise entre 0,6 et 1) (Annexe 4.1). Tout comme les résultats mesurés, les résultats simulés traduisent que la conductivité électrique du sol diminue avec le temps sur toutes les colonnes et à toutes les profondeurs. Toutefois, on observe une augmentation de la CE pendant la première saison culturale à 15 et 21 cm de profondeur notamment sur les colonnes cultivées avec *E. stagnina* permanent (CEp1 et CEp2), imputable à la lixiviation progressive des sels. A la fin de l'expérimentation, la simulation avec le modèle montre que la conductivité électrique du sol est plus élevée sur la colonne sans culture CT2 que sur les colonnes cultivées avec *E. stagnina* à toutes les profondeurs.

Toutefois, quelques déphasages sont observés entre la CE mesurée sur la solution du sol et celle simulée avec le modèle notamment pendant la première saison culturale. Ces écarts peuvent être expliqués par les incertitudes liées à l'estimation des paramètres d'entrée du modèle notamment l'évaporation, la transpiration, les paramètres hydrauliques du sol. En

outre, la dissolution et/ou les précipitations des sels, qui n'ont pas été pris en compte pendant la simulation avec le modèle, peuvent également contribuer à ces écarts entre les résultats mesurés et les résultats simulés.



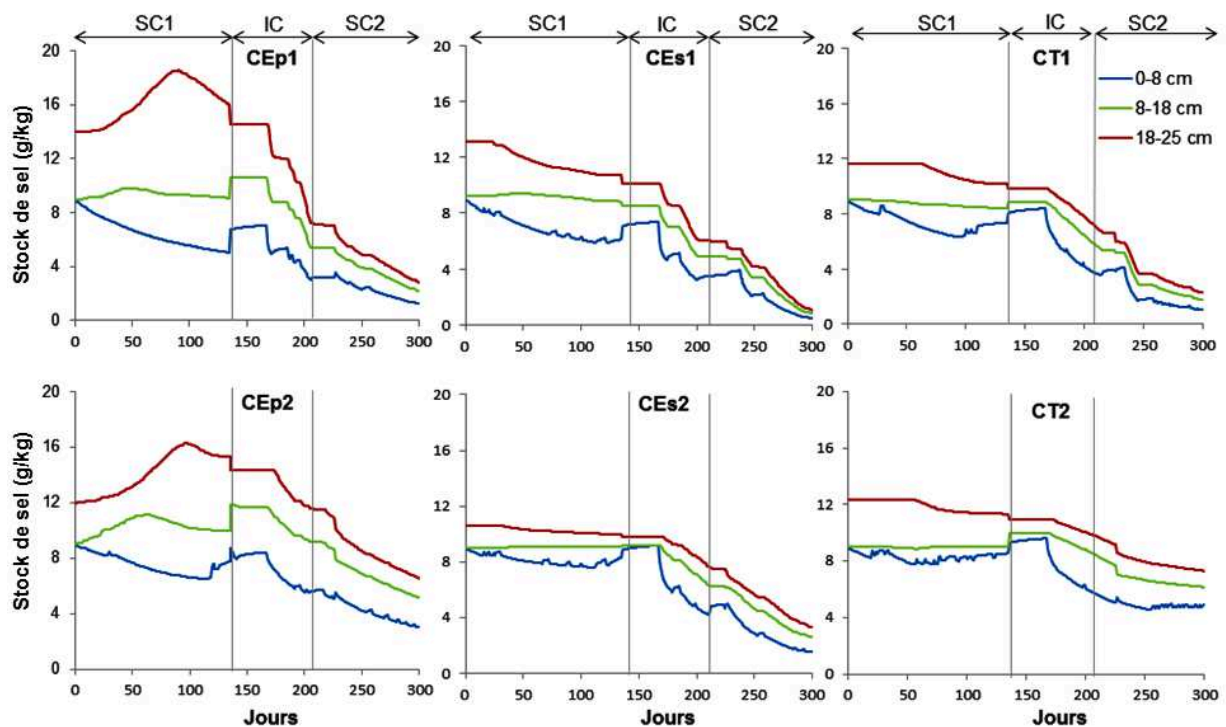
**Figure 5.10 :** Evolution temporelle de la conductivité électrique du sol (CE) mesurée sur la solution du sol (Obs) et simulée avec Hydrus-1D (Sim) à 5, 15 et 21 cm de profondeur sur les différentes colonnes. SC1 et SC2 sont respectivement la 1<sup>e</sup> et la 2<sup>e</sup> saison culturale, IC est la période d'inter-culture, CT1 et CT2 sont les colonnes sans cultures, CEs1 et CEs2 sont les colonnes cultivées avec *E. stagnina* saisonnier et CEp1 et CEp2 sont les colonnes cultivées avec *E. stagnina* permanent.

### 5.2.7.2 Simulation du stock de sel dans le sol

L'évolution du stock de sel (SS) simulée avec le modèle dans les couches 0-8, 8-18 et 18-25 cm reflète également celle de la conductivité électrique mesurée et simulée à 5, 15 et 21 cm (Figure 5.11). Il ressort de cette simulation que le stock de sel diminue dans le temps dans toutes les couches et sur toutes les colonnes. Pendant la première saison culturale, le stock de sel augmente dans couche 18-25 cm notamment sur les colonnes cultivées avec *E. stagnina* permanent (CEp1 et CEp2). La réduction du stock de sel dans les différentes couches est plus marquée à partir de la fin de la période d'inter-culture. A la fin de l'expérimentation, le stock



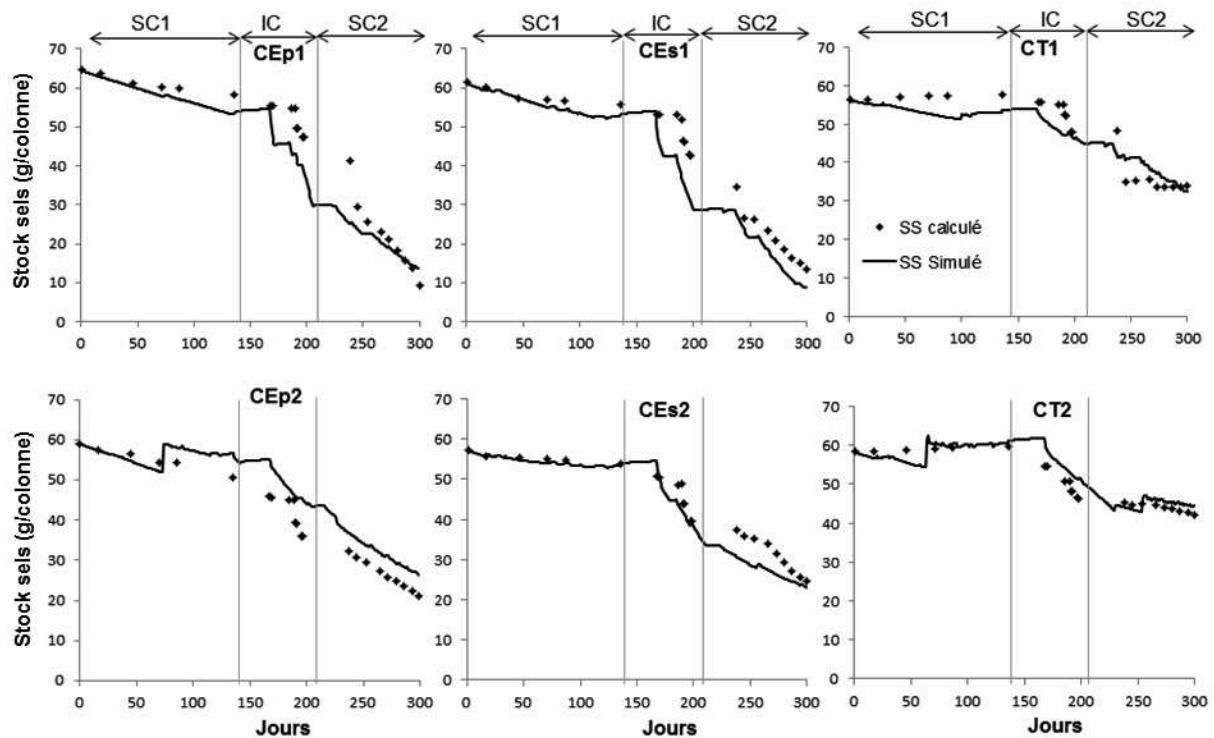
de sel est plus élevé sur la colonne CT2 que sur les colonnes cultivées avec *E. stagnina* (CEp et CEs) dans toutes les couches.



**Figure 5.11 :** Evolution temporelle du stock de sel (g/kg de terre) simulé avec le modèle Hydrus-1D dans les couches 0-8, 8-18 et 18-25 cm sur les différentes colonnes pendant la période de suivi. SC1 et SC2 sont respectivement la 1<sup>e</sup> et la 2<sup>e</sup> saison culturale, IC est la période d'inter-culture, CT1 et CT2 sont les colonnes sans culture, CEs1 et CEs2 sont les colonnes cultivées avec *E. stagnina* saisonnier et CEp1 et CEp2 sont les colonnes cultivées avec *E. stagnina* permanent.

Par ailleurs, la figure 5.12 présente l'évolution temporelle du stock de sel total dans la colonne (g/colonne) calculé à partir du bilan de sel et simulé avec le modèle Hydrus-1D pendant la période. Les résultats simulés sont cohérents avec les résultats calculés sur toutes les colonnes avec des erreurs quadratiques moyennes RMSE faibles (comprise entre 0,3 et 4 g) et des coefficients de détermination  $R^2$  élevés (entre 0,7 et 1) (Annexe 4.2). Le stock de sel baisse dans le temps sur toutes les colonnes par rapport à la fin de la première saison culturale. A partir de la fin de la période d'inter-culture, le stock de sel baisse drastiquement sur toutes les colonnes. Tout comme les résultats calculés, le modèle simule qu'à la fin de l'expérimentation, le stock de sel est plus élevé sur les colonnes sans culture (entre 30 et 45

g/colonne) que sur les colonnes cultivées avec *E. stagnina* (entre 10 et 22 g/colonne) alors qu'initialement le stock de sel est quasi-homogène entre les colonnes.

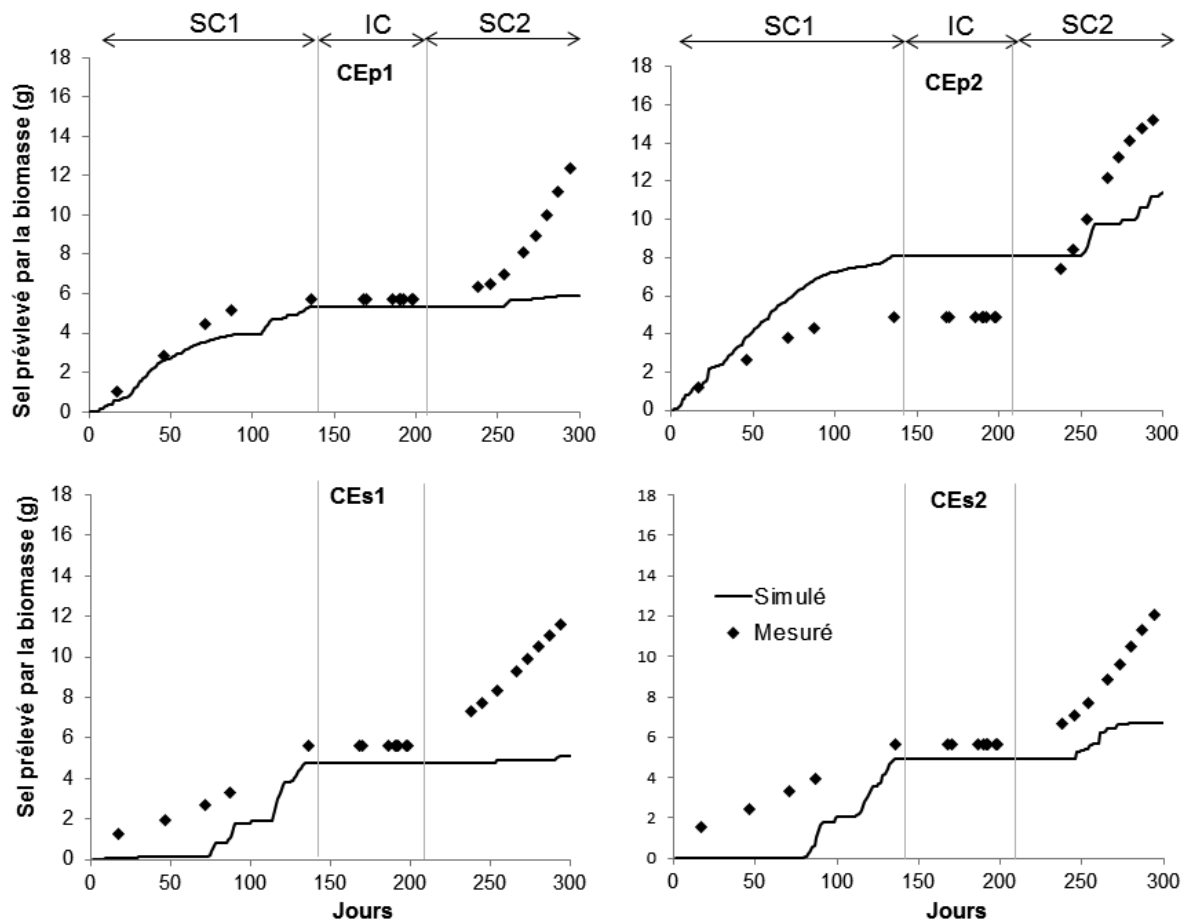


**Figure 5.12 :** Evolution temporelle du stock de sel total dans la colonne (g/colonne) calculé à partir du bilan de sel et simulé avec le modèle Hydrus-1D sur les différents traitements pendant la période de suivi. SC1 et SC2 sont respectivement la 1<sup>e</sup> et la 2<sup>e</sup> saison culturale, IC est la période d'inter-culture, CT1 et CT2 sont les colonnes sans culture, CEs1 et CEs2 sont les colonnes cultivées avec *E. stagnina* saisonnier et CEp1 et CEp2 sont les colonnes cultivées avec *E. stagnina* permanent.

### 5.2.7.3 Simulation de la quantité de sel prélevée par la biomasse de la plante

La figure 5.13 présente l'évolution du cumul de sel prélevé par la biomasse de *E. stagnina* calculé sur la biomasse sèche de la culture et simulé avec le modèle Hydrus-1D pendant la période de suivi. Globalement, les résultats simulés traduisent la même tendance que les résultats calculés sur toutes les colonnes en montrant que les sels stockés dans la biomasse de *E. stagnina* augmente avec le temps du développement des cultures. L'accumulation de sel par la biomasse est légèrement plus élevée sur les colonnes cultivées avec *E. stagnina* permanent notamment sur la colonne CEp2 que sur les colonnes cultivées avec *E. stagnina* saisonnier. Les erreurs quadratiques moyennes RMSE sont faibles (comprise entre 0,05 et 0,75 g) et les coefficients de détermination  $R^2$  sont élevés (entre 0,8 et 1) (Annexe 4.3).

Toutefois, des écarts relativement importants sont observés entre la quantité de sel dans la biomasse simulée avec le modèle Hydrus et celle mesurée sur la matière aérienne sèche. Le modèle sous-estime la quantité de sels prélevée par la plante par rapport à la quantité de sel mesurée sur la biomasse sèche de la plante notamment pendant la deuxième saison culturale sur toutes les colonnes.



**Figure 5.13 :** Evolution de cumulé de sel prélevé par la biomasse aérienne de la plante de *E. stagnina* calculé et simulé avec le modèle Hydrus-1D sur les différentes colonnes cultivées pendant la période de suivi. SC1 et SC2 représentent respectivement la 1<sup>e</sup> et la 2<sup>e</sup> saison culturale, IC est la période d'inter-culture, CEs1 et CEs2 sont les colonnes cultivées avec *E. stagnina* saisonnier et CEp1 et CEp2 sont les colonnes cultivées avec *E. stagnina* permanent.

### 5.3 Discussion

L'objectif de cette étude est de caractériser et modéliser le processus de la phytodésalinisation de Vertisols cultivés avec *E. stagnina* en conditions contrôlées sur des colonnes de sol et par comparaison avec une modalité de sol nu submergé. La discussion est structurée autour des 4 principaux points : i) la réduction de la salinité des Vertisols par la culture de *E. stagnina*, ii) l'importance relative de la lixiviation des sels et du prélèvement des sels par la biomasse de la plante sur le processus de la désalinisation, iii) le rôle de la période d'inter-culture dans le processus de la désalinisation des Vertisols et iv) la modélisation du processus de la désalinisation avec Hydrus-1D.

#### 5.3.1 Réduction de la salinité de Vertisols par *E. stagnina*

La culture de *E. stagnina*, testée au laboratoire sur les colonnes, a réduit significativement la salinité de Vertisols du périmètre irrigué de Kollo. Après deux saisons culturales durant 11 mois, entre 84 et 88 % des valeurs initiales de la conductivité électrique du sol ont baissé dans la couche de surface (0-8 cm) tant sur le sol cultivé avec *E. stagnina* que sur le sol nu. Par contre, dans la couche de profondeur 18-25 cm, la réduction de la conductivité électrique est plus élevée sur le sol cultivé avec *E. stagnina* (entre 72 et 83 %) que sur le sol nu (33 %). A la fin de l'expérimentation, le sol qui était initialement salin est devenu non salin ( $CE < 4$  dS/m) notamment dans les deux premières couches (0-8 et 8-18 cm) d'après la classification de US Salinity Laboratory Staff (1954). Par ailleurs, le stock de sel total qui était initialement homogène entre les colonnes, est plus élevé sur le sol nu (33 et 40 g/colonne) que sur le sol cultivé avec *E. stagnina* (entre 9 et 22 g/colonne) à la fin de l'expérimentation. La réduction du stock de sel initial est comprise entre 65 et 87 % sur les colonnes cultivées avec *E. stagnina* contre 34 à 45 % sur le sol nu. Ces résultats confirment les résultats de l'expérimentation *in situ* dans les parcelles qui ont également montré une réduction significative de la salinité des Vertisols par la culture irriguée de *E. stagnina* (Cf. chapitre III, § 3.2.4). Par ailleurs, la réduction de la conductivité électrique du Vertisol sur les colonnes par *E. stagnina* est comparable à celle observée par Ammari et al. (2008). Ces derniers ont constaté une réduction de la conductivité électrique initiale (60 dS/m) de 70 et 61 % respectivement sur des colonnes cultivées avec soit de la betterave fourragère (*Beta vulgaris*) soit de l'orge (*Hordeum vulgare*) et cela bien que l'expérimentation ait été réalisée sur un sol limoneux durant 65 jours. Par contre, la baisse de la conductivité électrique du Vertisol induite par *E. stagnina* sur les colonnes est supérieure à celle constatée par Aydemire et

Sunger (2011) sur des sols vertiques de 8,37 à 2,11 dS/m après 2 mois de culture en pots de la plante fourragère *Lotus corniculatus*.

Le processus de réduction de la salinité des sols par les plantes tolérantes en sels ou les halophytes est principalement expliqué par i) le rôle des racines permettant d'améliorer la structure des sols et de favoriser la lixiviation des sels et ii) les prélèvements de sels par la biomasse des plantes.

### **5.3.2 Importance relative de la lixiviation de sels et prélèvement de sels par la biomasse**

La lixiviation des sels et le prélèvement des sels par la biomasse de la plante de *E. stagnina* sont les deux principaux processus de la désalinisation des Vertisols testés au laboratoire sur colonnes. La quantité de sel lixiviée représente entre 48 et 75 % du stock de sel initial sur le sol cultivé avec *E. stagnina* et entre 36 et 46 % du stock de sel initial sur le sol nu. La quantité totale de sel prélevée par la biomasse aérienne de *E. stagnina*, estimée entre 13 et 17 g/colonne soit entre 1435 et 1770 kg/ha, représente 22 à 27 % du stock initial de sel dans le sol. Considérant la quantité totale de sel perdue dans la colonne, la quantité de sel prélevée par la plante représente 22 à 35 % de la désalinisation contre 65 à 78 % pour la quantité de sels lixiviée. Cette capacité de prélèvement en sels par *E. stagnina* est plus élevée dans cette expérimentation au laboratoire que dans l'expérimentation *in situ* (Cf. chapitre III, § 3.2.4.6). Cette différence entre l'expérimentation *in situ* et celle de laboratoire sur l'accumulation de sels par *E. stagnina* peut être expliquée par le remaniement du sol en petits agrégats réalisé initialement sur les colonnes qui augmenterait la dissolution des sels et déclencherait le mécanisme d'accumulation des sels par la plante tel que indiqué par Flowers et al. (1977).

Bien que la lixiviation soit le processus dominant de désalinisation du sol, le prélèvement de sels par la biomasse de *E. stagnina* contribue de manière significative à la réduction de la salinité du Vertisol sur les colonnes. Ce constat a été confirmé par plusieurs autres auteurs (Rabhi et al., 2009 ; Zhao et al., 2013). Par contre, certains auteurs (Qadir et al., 2000, 2003 ; Yan et al., 2016) considèrent que le prélèvement en sels par la plante est négligeable pour la désalinisation des sols. Qadir et al. (2003) ont estimé, à partir d'une expérience de phytodésalinisation d'un sol limono-argileux en conditions de non drainage, que la quantité de sodium (Na) prélevée par la biomasse de *Medicago sativa* ne représentait que 1,4 % des pertes de Na dans l'horizon de surface du sol contre 98,6 % pour la lixiviation. Par ailleurs, Qadir et al. (2000) ont comparé la quantité de sels prélevée par la biomasse de *Leptochloa fusca* pour une production de 30 t/ha de matière sèche contenant 80 g sels/kg de matière sèche

et la quantité de sel apportée par l'eau d'irrigation (caractérisée par une salinité faible 0,5 dS/m) nécessaire pour cette production. Les auteurs ont rapporté que la quantité de sel exportée par cette biomasse ne représente que 92 % de la quantité de sels additionnelle apportée par l'eau d'irrigation. A contrario, la présente étude a constaté que la quantité de sels prélevée par la biomasse de *E. stagnina* est 2 à 3 fois plus élevée que la quantité de sel apportée par l'eau d'irrigation qui est également caractérisée par une salinité faible (entre 0,4 et 0,5 dS/m). Zhao et al. (2013) ont fait le même constat pour la production d'autres plantes halophytes notamment *Salicornia europea*, *Suada salsa* et *Atriplex aucheri*. Cette diversité de résultats selon les auteurs confirme le constat de Rabhi et al. (2010b) et de Jesus et al. (2015) qui ont rapporté que l'importance relative des différents processus intervenant dans la désalinisation notamment le prélèvement de sel par la biomasse et la lixiviation variait selon l'espèce végétale et les contextes pédoclimatiques. Par exemple, Rabhi et al. (2010b) ont montré que dans le contexte semi-aride en Tunisie les halophytes *T. indica* et *S. fructicosa* accumulent plus de sodium en hiver qu'en été, car la photosynthèse des plantes est plus active en hiver qu'en été. Certaines plantes ont une forte capacité d'accumulation en sels, mais leur niveau de production en biomasse est faible alors que d'autres plantes accumulent peu de sels mais sont productives en biomasse. En outre, les sols à texture grossière ou moyenne notamment les sols sableux ou sablo-limoneux seraient plus favorables au développement racinaire des plantes que les sols à texture fine notamment les sols argileux (Daddow et Warrington, 1983 ; Dexter, 2004).

### **5.3.3 Rôle de la période d'inter-culture dans le processus de la désalinisation du Vertisol**

La période d'inter-culture a permis de déclencher la restructuration du sol et de favoriser la lixiviation des sels quand les apports d'eau ont été effectués sur le sol fissuré. Les apports d'eau sur le sol fissuré pendant cette période ont permis d'éliminer 30 à 36 % du stock de sel initial sur le sol cultivé avec *E. stagnina* et 18 à 26 % du stock de sel initial sur le sol nu. Alors que pendant la première saison culturale, la réduction de la salinité du sol était non significative sur toutes les colonnes du fait d'un drainage quasiment nul, limitant ainsi l'élimination des sels dans le sol. Par ailleurs, ce phénomène de réduction de la salinité à la fin de la période d'inter-culture grâce aux apports d'eau sur le sol fissuré a été simulé par le modèle Hydrus-1D et a été également observé pendant l'expérimentation *in situ*. Mais, à la différence de l'expérimentation *in situ*, le sol sur les colonnes au laboratoire n'est pas soumis à la fluctuation de la nappe phréatique. Ainsi, la remontée capillaire des sels n'a pas été

observée sur les colonnes pendant cette période. La lixiviation des sels par les apports d'eau pendant cette période d'inter-culture est expliquée par le lavage des sels concentrés sur les parois des fissures à travers l'écoulement préférentiel de l'eau apportée sur le sol fissuré sous l'effet du dessèchement (Maruyama et Tanji, 1997 ; Wallender et *al.*, 2006). Toutefois, la mobilisation des sels présents dans la matrice du sol reste limitée pendant cette période car la rétractation du sol, qui favorise l'écoulement préférentiel, limite l'échange de l'eau et des solutés entre la porosité matricielle et la porosité structurale ou fissurée du sol (Bouma, 1980 ; Ruy et Cabidoche, 1998). En outre, cette période d'inter-culture a déclenché la restructuration du sol, sous l'effet de la fissuration, créant la porosité fissurale qui serait, par la suite, améliorée par les racines de la plante pour favoriser le drainage et la lixiviation des sels. Cependant, la faisabilité de cette technique de désalinisation par des apports d'eau pendant la période d'inter-culture en conditions naturelles reste questionnable au vu des coûts que peut engendrer la mobilisation de l'eau.

#### **5.3.4 Modélisation du processus de désalinisation du Vertisol**

La modélisation avec le modèle HYDRUS-1D est initiée pour simuler l'évolution de la salinité du Vertisol sur les différentes colonnes pendant les saisons culturales quand le sol est saturé et pendant la période d'inter-culture quand le sol est fissuré. Il s'agit de reconstituer le processus de désalinisation du Vertisol par la réduction de la conductivité électrique du sol (CE) et la baisse du stock de sel (SS) du sol sur les colonnes. Les résultats simulés sont cohérents avec les résultats observés avec des erreurs quadratiques moyennes (RMSE) faibles (entre 0,1 et 2 dS/m pour la CE et entre 0,3 et 4 g pour le SS) et des coefficients de détermination ( $R^2$ ) élevés (entre 0,6 et 1). A la fin de l'expérimentation, le modèle a montré que la conductivité électrique et le stock de sel sont plus élevés sur le sol nu que sur le sol cultivé avec *E. stagnina*. Par ailleurs, le modèle Hydrus-1D a simulé l'évolution de la quantité de sel prélevée par la biomasse de *E. stagnina* durant le processus de la désalinisation. Cependant, le modèle a sous-estimé la quantité de sels stockée dans la biomasse par rapport à celle mesurée sur la biomasse sèche. Cette différence entre les résultats simulés par Hydrus et les résultats observés sur le prélèvement de sels par la plante serait expliquée par des incertitudes relatives à la calibration du modèle sur le prélèvement d'eau par la plante sous l'influence du stress salin. Cette calibration était basée sur une plante proposée par la fonction de Maas (1990) et qui n'a pas forcément les mêmes caractéristiques agronomiques que *E. stagnina*. En outre, les incertitudes liées à l'estimation des données d'entrée du modèle

notamment l'évaporation, la transpiration ou les paramètres hydrauliques du sol, peuvent également expliquer ces écarts entre les résultats simulés avec le modèle et les résultats mesurés. Certes, le modèle Hydrus a été utilisé par plusieurs auteurs pour étudier l'évolution de la salinité des sols tant *in situ* dans les parcelles (Ndiaye et al., 2008 ; Phogat et al., 2014) qu'au laboratoire sur des colonnes de sol (Reading et al., 2012b ; Li et al., 2015 ; Wang et al., 2016). Mais la majorité de ces études ont très peu intégré la plante notamment le processus d'accumulation en sels par la biomasse dans la modélisation du transfert d'eau et de sels dans le sol. C'est le cas de Reading et al. (2012b) qui ont utilisé Hydrus-1D pour simuler l'effet d'application de gypse sur l'augmentation de la conductivité hydraulique, la baisse de la conductivité électrique du sol et de la concentration en solutés salés des sols argileux sodiques sur des colonnes au laboratoire. Wang et al. (2016) ont également utilisé la même approche que Reading et al. (2012b) pour modéliser avec Hydrus-1D l'augmentation de la teneur en calcium ( $\text{Ca}^{2+}$ ) et la réduction de la teneur en sodium ( $\text{Na}^+$ ) dans les sols argileux sodiques traités avec le gypse sur les colonnes.

Cependant, pour améliorer l'efficacité du modèle pour le suivi de la salinité du sol notamment en présence des cultures, il serait nécessaire que Hydrus-1D soit couplé avec d'autres modèles tel que PHREEQ-C (Parkhurst et Appelo, 2013) capable d'intégrer les processus géochimiques notamment la précipitation de sels dans la dynamique de la salinité du sol ou avec le modèle SWAP (Kroes et al., 2009) qui peut simuler à la fois la croissance de la biomasse aérienne de la plante et l'évolution de la salinité du sol. Le modèle SWAP a d'ailleurs déjà été utilisé par Vermue et al. (2013) pour simuler la production de la biomasse de *Kochia scopacia*, *Crambe maritima*, *Salicornia dolichostachya* en fonction de la salinité du sol.



## Conclusion

La salinité du sol est un facteur limitant pour la production agricole notamment dans le périmètre irrigué de Kollo qui est caractérisé par des Vertisols riches en sels sulfatés. L'objectif de cette étude est de caractériser et modéliser le processus de la phytodésalinisation d'un Vertisol cultivé avec *E. stagnina* en conditions contrôlées sur des colonnes de sol et en comparaison avec une modalité de sol nu submergé. Après deux saisons culturales durant 11 mois, la conductivité électrique initiale du sol ont baissé de 84 à 88 % dans la couche de surface (0-8 cm) tant sur le sol cultivé avec *E. stagnina* que sur le sol nu. Par contre, dans la couche de profondeur 18-25 cm, la réduction de la conductivité électrique est plus élevée sur le sol cultivé avec *E. stagnina* (entre 72 et 83 %) que sur le sol nu (33 %). Par ailleurs, le stock de sel initial a baissé entre 65 et 87 % sur les colonnes cultivées avec *E. stagnina* contre 34 à 45 % sur le sol nu. La désalinisation du Vertisol par *E. stagnina* est essentiellement liée i) à la lixiviation des sels qui est favorisée par le système racinaire de la plante et ii) à l'accumulation des sels dans la biomasse des cultures. Toutefois, le processus de désalinisation sur les colonnes a été surtout déclenché après la période d'inter-culture suite aux apports d'eau quand le sol était fissuré. En outre, la modélisation, testée avec le modèle Hydrus-1D pendant les saisons culturales quand le sol est saturé et pendant la période d'inter-culture lorsque le sol est fissuré, a permis de simuler, de manière cohérente, le processus de la désalinisation du sol avec la réduction de la conductivité électrique du sol (CE) et la baisse du stock de sel (SS) du sol sur les colonnes. Le modèle a également simulé l'évolution de la quantité de sel prélevée par la biomasse de *E. stagnina* pour contribuer à la désalinisation du Vertisol sur les colonnes, mais en la sous-estimant.

Ainsi, cette approche expérimentale au laboratoire sur les colonnes confirme les résultats de l'expérimentation *in situ* dans les parcelles en montrant la réduction de la salinité des Vertisols cultivés avec *E. stagnina*. Cette étude a également montré que le modèle Hydrus-1D est un outil utile pour modéliser l'évolution de la salinité de Vertisols cultivés avec des plantes tolérantes en sel ou les halophytes dans la vallée du fleuve Niger, mais dont l'efficacité pourrait être améliorée en le couplant avec PHREEQ-C (Parkhurst et Appelo, 2013) qui est capable d'intégrer les processus géochimiques notamment la précipitation des sels ou avec le modèle SWAP (Kroes et al., 2009) qui peut simuler à la fois la croissance de la biomasse aérienne de la plante et l'évolution de la salinité du sol.

### Synthèse de la partie III

L'approche expérimentale en conditions contrôlées sur les colonnes est initiée pour compléter l'étude expérimentale *in situ* en étudiant non seulement les processus de désalinisation du Vertisol par la culture de *E. stagnina* mais aussi l'effet de cette plante sur les modifications des propriétés hydro-structurales du Vertisol. Les résultats de cette partie sur l'expérimentation en conditions contrôlées sur les colonnes est résumé comme suit :

#### - Observation du potentiel agronomique de la culture de *E. stagnina* sur les colonnes:

Tout comme dans les parcelles en conditions réelles, la culture de *E. stagnina* a exprimé un potentiel agronomique important au laboratoire sur les colonnes du Vertisol salé. Le suivi de la culture de *E. stagnina* sur les colonnes est marqué par une croissance de la biomasse aérienne relativement élevée et un système racinaire assez développé. Après 11 mois de suivi durant deux saisons culturales, *E. stagnina* produit entre 10 et 12 t/ha de matière sèche totale. La biomasse racinaire est estimée entre 1,1 et 3,0 t/ha soit 11 à 25 % de la biomasse totale sèche et le volume racinaire occupe entre 2 et 9 % du volume total du sol dans la colonne. En outre, la culture de *E. stagnina* accumule entre 1435 et 1770 kg de sels/ha dans les biomasses aérienne et racinaire, contribuant ainsi à la désalinisation de 22 à 35 % du Vertisol présent dans les colonnes. Le rendement en biomasse aérienne est plus élevé en conditions réelles dans les parcelles qu'au laboratoire sur les colonnes, mais la situation inverse est observée concernant la capacité de la plante à accumuler les sels dans la biomasse. Cette différence serait expliquée par les contraintes notamment d'ordre climatiques (hygrométrie, température, lumière) qui sont imposées à la plante au laboratoire par rapport aux conditions naturelles. En outre, le remaniement du sol en petits agrégats pendant la préparation du sol dans les colonnes augmenterait la dissolution des sels dans le sol qui déclencherait davantage le mécanisme physiologique d'accumulation de sels par la plante et limiterait également la croissance et le développement de la plante.

Néanmoins, *E. stagnina* a exprimé un potentiel agronomique important pour s'adapter aux contraintes salines du Vertisol et assurer la production de la biomasse aérienne. Ce potentiel est un atout pour la gestion de la salinité des Vertisols et la diversification de la production agricole dans le périmètre irrigué de Kollo.

**- Amélioration de la structure et des propriétés hydrauliques du Vertisol par *E. stagnina*** : l'approche expérimentale sur les colonnes au laboratoire a également montré que la culture de *E. stagnina* améliore la structure et les propriétés hydrauliques du Vertisol. Après deux saisons culturales et une durée de suivi de 11 mois, la densité apparente du Vertisol a baissé entre 10 et 20 % sur les colonnes cultivées avec *E. stagnina* alors qu'elle est restée quasiment stable sur le sol nu. La macroporosité totale, mesurée à la fin de l'expérimentation, est plus élevée sur le sol cultivé avec *E. stagnina* (6 à 10 %) que sur le sol nu (2 à 4 %). Le pourcentage des macropores tubulaires et d'assemblage, caractérisant une structuration du sol, est également plus élevé sur le sol cultivé avec *E. stagnina* que sur le sol sans culture. La conductivité hydraulique à saturation, quasiment nulle pendant la première saison culturale sur les colonnes, a augmenté pendant la deuxième saison culturale. Elle apparaît légèrement plus élevée sur les colonnes cultivées avec *E. stagnina* (entre  $9 \cdot 10^{-9}$  à  $7 \cdot 10^{-8}$  m/s) que sur le sol nu ( $5,4 \cdot 10^{-9}$  m/s) à la fin de l'expérimentation. Le rôle de *E. stagnina* à améliorer la structure et augmenter la conductivité hydraulique du Vertisol est expliquée par l'activité biologique de ses racines dont le volume racinaire occupe entre 2 et 9 % du volume total du sol dans la colonne. Toutefois, la période d'inter-culture, observée entre les deux saisons culturales et marquée par la fissuration du sol lors de son dessèchement, a joué un rôle important pour la restructuration du sol et l'évolution des propriétés fonctionnelles du sol notamment de sa conductivité hydraulique. Les apports d'eau effectués à la fin de cette période d'inter-culture ont déclenché le drainage de l'eau au fond des colonnes qui s'est ensuite maintenu pendant la deuxième saison culturale sous l'effet de l'action des racines de la plante.

**- Confirmation des résultats de l'approche expérimentale *in situ* sur la réduction de la salinité par la culture de *E. stagnina* sur les colonnes** : l'approche expérimentale sur colonnes a vérifié que la culture de *E. stagnina* réduisait significativement la salinité du Vertisol. A la fin de l'expérimentation, les valeurs initiales de la conductivité électrique du sol ont baissé de 84 à 88 % dans la couche de surface (0-8 cm) tant sur le sol cultivé avec *E. stagnina* que sur le sol nu. Par contre, dans la couche de profondeur 18-25 cm, la réduction de la conductivité électrique est plus élevée sur le sol cultivé avec *E. stagnina* (de 72 à 83 %) que sur le sol nu (33 %). Le stock de sel total qui était initialement homogène entre colonnes, est plus élevé sur le sol nu (33 et 40 g/colonne) que sur le sol cultivé avec *E. stagnina* (entre 9 et 22 g/colonne) à la fin de l'expérimentation. La réduction du stock de sel initial varie de 65 à 87 % sur les colonnes cultivées avec *E. stagnina* contre une diminution de 34 à 45 % sur le

sol nu. Ces résultats sur colonnes au laboratoire corroborent ceux de l'expérimentation *in situ* dans les parcelles. Toutefois, la désalinisation du Vertisol sur les colonnes s'est déclenchée après la période d'inter-culture quand les apports d'eau ont été effectués sur le sol fissuré. Cela s'explique par la lixiviation des sels précipités sur les parois des fissures mais montre aussi le rôle de cette période d'inter-culture pour initier et assurer la restructuration du sol et améliorer ses propriétés hydrauliques en lien avec l'effet conjugué des racines de la plante.

A la différence de l'expérimentation *in situ*, le sol sur les colonnes au laboratoire n'est pas soumis à la fluctuation de la nappe phréatique et la remontée capillaire des sels pendant cette période d'inter-culture a été très peu observée sur les colonnes par rapport aux conditions réelles dans les parcelles où le phénomène était nettement plus remarquable.

- **Modélisation du processus de désalinisation du Vertisol :** cette expérimentation sur colonnes au laboratoire a permis de modéliser ensuite la réduction de la salinité des Vertisols cultivés avec *E. stagnina* en utilisant le modèle Hydrus-1D. Les résultats simulés avec le modèle sont cohérents avec les résultats observés lors de l'expérimentation pour montrer la réduction de la conductivité électrique du sol (CE) et la baisse du stock de sel (SS) du sol dans les colonnes. Le modèle a montré que la salinité (CE et SS) est plus élevée sur le sol nu que sur le sol cultivé avec *E. stagnina* à la fin de l'expérimentation. Le modèle a également simulé, de manière cohérente, l'évolution de la quantité de sel prélevée par la biomasse de *E. stagnina* pour contribuer à la désalinisation du Vertisol présent dans les colonnes. Cependant, la représentation de la croissance et du développement de la biomasse aérienne de la plante sont limitées dans le modèle hydrus-1D, ce qui peut occasionner une sous-estimation de la composition minérale de cette biomasse. En outre, la calibration du modèle, sur le prélèvement d'eau par la plante lié au stress salin, était basée sur une plante proposée par la fonction de Maas (1990). Cette plante n'a pas forcément les mêmes caractéristiques agronomiques que *E. stagnina*, ce qui pouvait influencer les résultats de la simulation sur le stockage de sels dans la biomasse de *E. stagnina*.

Cette différence entre les résultats simulés par Hydrus et les résultats observés sur le prélèvement de sels par la plante serait expliquée par des incertitudes relatives à la calibration du modèle sur le prélèvement d'eau par la plante sous l'influence du stress salin. Cette calibration était basée sur une plante proposée par la fonction de Maas (1990) et qui n'a pas forcément les mêmes caractéristiques agronomiques que *E. stagnina*.

L'efficacité de ce modèle pour le suivi de la salinité du sol notamment en présence des cultures, peut être améliorée par le couplage d'Hydrus 1D avec d'autres modèles qui tiennent compte : i) des processus géochimiques à l'interface eau-sol tel que le modèle PHREEQ-C (Parkhurst et Appelo, 2013), ii) des propriétés hydro-structurales des Vertisols qui peuvent changer avec le temps en fonction des phénomènes de retrait ou gonflement du sol en lien avec son humidité ou iii) de la croissance et du développement de la plante tel que le modèle SWAP (Kroes et *al.*, 2009).

**- Relation entre les propriétés hydro-structurales et la salinité du Vertisol sous l'effet la culture de *E. stagnina* :** le tableau 5.6 résume la matrice de corrélation de Pearson, établie à la fin de l'expérimentation sur les colonnes, entre les caractéristiques agronomiques de la culture de *E. stagnina*, les propriétés hydro-structurales et la salinité du Vertisol. Il ressort de ce tableau que la production de la plante sont liées à la fois à la structure et à la salinité du sol. En effet, les biomasses aérienne et racinaire de la plante sont corrélées positivement avec la macroporosité du sol mesurée à la fin de l'expérimentation et négativement avec la densité apparente du sol mesurée à la fin de chaque saison culturale. Cette relation indique le rôle du système racinaire de la plante à améliorer la structure du sol. Par ailleurs, les biomasses aérienne et racinaire de la plante sont corrélées négativement à la fois avec la conductivité électrique du sol et le stock de sel mesurés à la fin de chaque saison culturales, indiquant l'effet négatif de la salinité du sol sur la croissance et le développement de la culture de *E. stagnina* sur les colonnes. La quantité de sels prélevée par la biomasse de la culture est corrélée négativement avec le stock de sel présent dans le sol, montrant la contribution de l'accumulation de sels par la biomasse dans le processus de désalinisation du Vertisol. La quantité de sel lixiviée, liée à la quantité d'eau drainée, est corrélée négativement à la conductivité électrique du sol et au stock de sel dans le sol et positivement à la macroporosité du sol. Cette relation met en évidence le rôle majeur de la lixiviation dans le processus de désalinisation du Vertisol sur les colonnes. Lixiviation qui est favorisée par une structure riche en macropores.

Par contre, les propriétés hydrauliques notamment la conductivité hydraulique à saturation ne sont pas directement liées aux caractéristiques agronomiques de la culture de *E. stagnina*.

**Tableau 5.6 :** Matrice de corrélation de Pearson ( $p < 0,05$ ) établie à la fin de l'expérimentation entre les caractéristiques agronomiques de la culture de *E. stagnina*, les propriétés hydro-structurales et la salinité des Vertisols.

*Mp est la macroporosité totale du sol mesurée à la fin de l'expérimentation ; Da est la densité apparente mesurée à la fin de chaque saison culturale ; Ks est la conductivité hydraulique à saturation estimée à partir de l'eau drainée ; Irrig. est le cumul de la quantité d'eau apportée par saison culturale et le drainage représente le cumul de la quantité d'eau drainée au fond des colonnes à la fin de chaque saison culturale ; BAf et BAs sont respectivement les biomasses aériennes fraîche et sèche mesurées à la fin de chaque saison culturale, SS est le stock de sel du sol calculé à la fin de chaque saison culturale, SD est le cumul de la quantité de sels lixiviée avec l'eau drainée par saison culturale, SB est la quantité de sels prélevée par la biomasse aérienne et racinaire de la culture mesurée à la fin de chaque saison, CE est la conductivité électrique du sol rapportée à celle de l'extrait de pâte saturée du sol qui est mesurée à la fin de chaque saison culturale.*

Variables	Mp	Da	Ks	Irrig.	Drainage	BAs	BRs	SS	SD	SB	CE
Mp	<b>1,00</b>										
Da	<b>-0,92</b>	<b>1,00</b>									
Ks	0,62	-0,25	<b>1,00</b>								
Irrig	<b>0,89</b>	<b>-0,95</b>	0,31	<b>1,00</b>							
Drainage	<b>0,73</b>	<b>-0,70</b>	<b>0,86</b>	0,47	<b>1,00</b>						
BAs	<b>0,83</b>	<b>-0,91</b>	0,24	<b>0,99</b>	0,36	<b>1,00</b>					
BRs	<b>0,72</b>	<b>-0,72</b>	0,10	<b>0,77</b>	0,16	<b>0,80</b>	<b>1,00</b>				
SS	<b>-0,88</b>	<b>0,95</b>	-0,27	<b>-0,82</b>	<b>-0,87</b>	<b>-0,76</b>	-0,48	<b>1,00</b>			
SD	<b>0,88</b>	<b>-0,72</b>	0,20	0,49	<b>0,98</b>	0,39	0,17	<b>-0,90</b>	<b>1,00</b>		
SB	<b>0,79</b>	<b>-0,89</b>	0,18	<b>0,97</b>	0,31	<b>0,99</b>	<b>0,89</b>	<b>-0,71</b>	0,33	<b>1,00</b>	
CE	<b>-0,73</b>	<b>0,73</b>	-0,30	-0,59	<b>-0,89</b>	-0,50	-0,06	<b>0,90</b>	<b>-0,91</b>	-0,39	<b>1,00</b>

*Les valeurs en gras sont différentes de 0 à un niveau de signification  $\alpha = 0,05$*

## Limites de l'approche expérimentale sur les colonnes au laboratoire

Cette étude expérimentale sur des colonnes de sol est marquée par quelques limites notamment d'ordre technique, méthodologique dont les principaux points sont résumés comme suit :

- l'insuffisance du nombre des répétitions des traitements dans le dispositif expérimental qui a limité les traitements statistiques des données. Cette insuffisance de répétition est liée à des difficultés d'ordre logistique, technique et économique non seulement pour réaliser les prélèvements sur le terrain et assurer le transport des colonnes de sol depuis Kollo (Niger) vers Rennes (France) ; mais aussi pour pouvoir équiper convenablement l'ensemble du dispositif expérimental avec des capteurs et des matériels de mesure adaptés.

- A la différence du dispositif expérimental *in situ*, la culture de riz n'a pu être testée en conditions contrôlées au laboratoire en raison des difficultés techniques rencontrées pour maîtriser artificiellement les conditions climatiques nécessaires à la croissance et au développement de la culture de riz. En effet, toutes nos tentatives de repiquage de plants de riz sur nos colonnes au laboratoire ont échoué, car la culture de riz est plus exigeante quant aux conditions de température et de luminosité que la culture de *E. stagnina*. Pourtant le riz est la culture traditionnelle dans le périmètre irrigué de Kollo et son impact sur les propriétés hydro-structurales des Vertisols ainsi que sur l'évolution de leur salinité devraient être étudiés plus finement.

- au laboratoire, le sol présent dans les colonnes n'est pas soumis aux effets liés à la fluctuation saisonnière de la profondeur de la nappe alors que dans les conditions réelles du périmètre irrigué de Kollo, la nappe joue un rôle important dans le processus de salinisation des Vertisols notamment par l'intermédiaire du phénomène des remontées capillaires des sels pendant la période d'inter-culture.

- l'évolution des caractéristiques géochimiques du sol est peu développée dans cette partie pourtant divers processus géochimiques peuvent intervenir tels que des processus d'oxydo-réduction, ou des phénomènes de précipitation ou de dissolution de certains sels et influencer également la dynamique de la salinité du sol.

## Chapitre 6 : Conclusion générale et perspectives



## 6.1 Conclusion générale

### Rappel des objectifs de la thèse

L'irrigation dans le périmètre irrigué de Kollo notamment pour la riziculture accélère le processus de salinisation des Vertisols par la dissolution des minéraux riches en sels et la remontée capillaire de sels sous l'effet de l'évaporation. L'approche biologique par phytodésalinisation du sol a été peu testée dans la vallée du fleuve Niger, alors que les approches classiques par les apports d'eau pour le lavage et/ou la lixiviation des sels sont peu efficaces car les Vertisols sont caractérisés par une conductivité hydraulique à saturation très faible, limitant ainsi la mobilisation des sels.

L'objectif général de cette thèse était de comprendre et d'évaluer le rôle de cultures, à fort développement racinaire et susceptibles de se développer en milieu salin et saturé, sur le processus de phytodésalinisation des Vertisols. Il s'agissait de savoir : (i) la capacité de la culture de *E. stagnina* à réduire la salinité de Vertisols en comparaison avec la culture de riz et la simple submersion du sol nu, (ii) le rôle du système racinaire de *E. stagnina* sur la structure et les propriétés hydrodynamiques de Vertisols (iii) l'impact des modifications des propriétés hydro-structurales de Vertisols induites par les racines de *E. stagnina* sur l'évolution de la salinité de ces sols et (iv) les principaux processus impliqués dans le processus de désalinisation des Vertisols par la culture de *E. stagnina*.

La thèse a couplé une expérimentation *in situ* dans des parcelles avec une expérimentation au laboratoire sur des colonnes du sol. L'expérimentation sur le terrain a été conduite pour étudier la dynamique de la salinité des Vertisols cultivés avec *E. stagnina* et le riz (*Oriza sativa*) en intégrant les effets de la fluctuation de la nappe et des remontées capillaires de sels notamment pendant la période d'inter-culture. Quant à l'expérimentation au laboratoire, elle a été réalisée pour compléter la précédente en étudiant non seulement les modifications des propriétés hydro-structurales du sol qui peuvent être induites par le système racinaire de *E. stagnina*, mais aussi les processus de désalinisation des Vertisols provoqués par cette plante.

## Principaux résultats acquis

### Potentiel agronomique de *E. stagnina* pour la phytodésalinisation des Vertisols

La culture de *E. stagnina*, testée dans les parcelles en conditions naturelles et sur les colonnes en conditions contrôlées, est caractérisée par une croissance de la biomasse aérienne relativement élevée malgré les contraintes de la salinité du sol. En effet, la culture a produit 25 à 30 talles par poquet pour une hauteur maximale comprise entre 170 et 200 cm après 3 à 4 mois de suivi pendant les différentes saisons culturales alors qu' *E. stagnina* était initialement repiqué selon 1 plant par poquet dans les conditions naturelles et selon 3 plants par colonne au laboratoire. Le rendement en biomasse aérienne sèche est estimé entre 39 et 51 t/ha après 15 mois de suivi durant 3 saisons culturales dans les parcelles *in situ* et entre 10 et 12 t/ha après 11 mois de suivi durant deux saisons culturales sur les colonnes. Ces rendements sont comparables à ceux observés dans la vallée du fleuve Niger qui varient de 10 à 30 t/ha de matière sèche par an pour la même culture (Dieter et Hassane, 2001 ; Brink, 2006), montrant ainsi la capacité de *E. stagnina* à s'adapter au sol salin et à assurer une production fourragère relativement importante.

Par ailleurs, la biomasse racinaire sèche de *E. stagnina* est estimée entre 2 et 7 t/ha après 15 mois de suivi durant 3 saisons culturales dans les parcelles *in situ* et entre 1,1 et 3,0 t/ha après 11 mois de suivi durant deux saisons culturales sur les colonnes. Le volume racinaire de *E. stagnina*, mesuré sur les colonnes, occupe 2 à 9 % du volume total du sol dans la colonne.

*In fine*, la culture de *E. stagnina* présente un fort potentiel agronomique pour contribuer à la fois à i) la gestion de la salinité de Vertisols et ii) la diversification de la production agricole dans le périmètre par la production du fourrage. D'ailleurs, le fourrage à *E. stagnina* est connu par sa valeur nutritive élevée pour l'alimentation du bétail (François et al., 1989 ; Brink, 2006). En outre, le calendrier cultural de *E. stagnina* s'approche de celui de la culture de riz qui est pratiquée localement dans le périmètre. Ainsi, les agriculteurs peuvent l'intégrer dans leur système de culture sans modifier beaucoup leurs pratiques culturales locales, même si par ailleurs le riz étant une des denrées alimentaires de base, la population riveraine ne pourrait remplacer facilement sa culture par une culture fourragère comme *E. stagnina*. Cependant, le niveau de tolérance à la salinité de *E. stagnina* n'est pas encore connue pour pouvoir estimer le rendement de cette culture en fonction de la salinité du sol. Ce point mérite d'être étudié dans le futur. Il serait également important d'évaluer l'effet-précédent de *E. stagnina* sur les cultures suivantes, notamment le riz.

## Réduction de la salinité des Vertisols par la phytodésalinisation

La phytodésalinisation, testée *in situ* dans les parcelles et au laboratoire sur les colonnes, a permis de réduire significativement la salinité de Vertisols par la culture irriguée de *E. stagnina*. Après 15 mois de culture durant trois saisons culturales en conditions naturelles, la conductivité électrique initiale, a baissé respectivement de 71 et 77 % dans la couche 0-10 cm du sol cultivé avec *E. stagnina* de manière permanente (PEp) et saisonnière (PEs). Sur les colonnes de sol au laboratoire, la conductivité électrique initiale, a baissé de 70 à 88 % sur le sol cultivé avec *E. stagnina* après deux saisons culturales durant 11 mois. A la fin de chaque expérimentation, le sol cultivé avec *E. stagnina* est devenu un sol non salin ( $CE < 4$  dS/m) notamment dans les couches de surface selon la classification de l'US Salinity Laboratory Staff (1954).

Par comparaison, la réduction de la salinité des Vertisols est plus élevée sur le sol cultivé avec *E. stagnina* que sur le sol cultivé avec le riz et le sol nu submergé. En outre, la culture de *E. stagnina* permet de réduire la salinité du Vertisol à la fois dans la couche de surface et dans les couches de profondeur contrairement aux pratiques traditionnelles (la culture de riz et la simple submersion du sol nu) où la réduction de salinité est surtout constatée dans la couche superficielle du sol. Après 15 mois de suivi et 3 saisons culturales dans les parcelles *in situ*, la culture de *E. stagnina* permet une réduction de 76 à 83 % du stock initial de sels dans la couche 0-10 cm. Cette réduction du stock de sels par *E. stagnina* est de 1,5 à 2,5 fois plus élevée que celle observée dans la parcelle de riz et le sol nu submergé. Dans la couche épaisse (0-60 cm), la réduction du stock de sels initial est comprise entre 33 et 36 % sur le sol cultivé avec *E. stagnina* (PEp et PEs respectivement) alors qu'elle est uniquement de 3 % sur le sol cultivé avec le riz et le sol nu submergé. Il en est de même pour l'expérimentation au laboratoire sur les colonnes où le stock de sels total, qui était initialement homogène entre les colonnes, a baissé de 65 à 87 % sur le sol cultivé avec *E. stagnina* et de 34 à 45 % sur sol nu à la fin de l'expérimentation. Ces résultats sont comparables à ceux d'études antérieures indiquant que la culture de *E. stagnina* a réduit : (i) de 51 à 84 % la conductivité électrique initiale de sols argileux salsodiques (27 et 39 dS/m) après 2 ans de culture en Egypte (Helalia et al., 1992) ou (ii) de 60% l'alcalinité des sols limono-argileux dans la vallée du fleuve Niger après un an de suivi (Barbiero et al., 2001).

Par ailleurs, l'utilisation de *E. stagnina* apparaît plus efficace à réduire le stock de sels dans les Vertisols que l'approche récemment testée par Adam et al. (2012) où les auteurs ont effectué plusieurs cycles d'apport d'eau/vidange sur le Vertisol du périmètre irrigué de Kollo pour

lixivier et laver les sels. Après 6 cycles, les auteurs ont constaté une réduction du stock de sel initial de 35 et 18 % respectivement dans les couches 0-10 et 0-40 cm, ce qui est nettement inférieure à la réduction du stock de sels observée avec la culture de *E. stagnina* qui est comprise entre 77 et 83 % et entre 43 et 46 % respectivement dans les couches 0-10 et 0-40 cm.

### **Effet de la culture de *E. stagnina* sur la structure et les propriétés hydrauliques des Vertisols**

Le développement racinaire de *E. stagnina* permet d'améliorer la structure des Vertisols. En effet, la densité apparente, mesurée à la saturation en eau du sol à la fin de chaque saison culturale en conditions naturelles, est plus élevée sur le sol nu que sur le sol cultivé avec *E. stagnina* notamment dans les couches 20-25 et 40-45 cm (Cf. Figure 3.8). Elle a baissé dans le temps sur le sol cultivé avec *E. stagnina* et dans toutes les couches, alors qu'elle est restée relativement stable sur le sol nu. Dans les couches 20-25 et 40-45 cm, la densité apparente est comprise entre 1,26 et 1,40 sur le sol cultivé avec *E. stagnina* (PEp et PEs respectivement) et entre 1,50 et 1,56 sur le sol nu. Au laboratoire, la densité apparente du sol a baissé de 10 à 20 % sur les colonnes cultivées avec *E. stagnina*, alors qu'elle est restée quasiment stable sur le sol nu après 11 mois de suivi. Par ailleurs, la macroporosité totale, mesurée sur les colonnes au laboratoire à la fin de l'expérimentation, est plus élevée sur le sol cultivé avec *E. stagnina* (6 à 10 %) que sur le sol nu (2 à 4 %). Dans tous les cas, la densité apparente est corrélée négativement avec la biomasse racinaire de *E. stagnina* à la fin de chaque expérimentation tant dans les conditions naturelles qu'au laboratoire sur les colonnes (Cf. tableaux 3.2 et 4.5). Ces résultats sont en accord avec plusieurs études (Blanchart et al., 2000 ; Cabidoche et al., 2000 ; Akhter et al., 2004) qui ont montré l'intérêt bénéfique des cultures notamment les cultures fourragères pour améliorer la structure des sols argileux grâce au système racinaire des plantes. C'est le cas de la culture fourragère de *Leptochloa fusca*, cultivée sur un sol sablo-argileux salsodique pendant 5 ans qui a permis d'augmenter l'indice de stabilité structurale initiale de 3,4 fois et la porosité totale initiale de 15 % dans la couche du sol 0-100 cm (Akhter et al., 2004).

En outre, la culture de *E. stagnina* permet d'améliorer les propriétés hydrauliques des Vertisols notamment par l'augmentation de la conductivité hydraulique du sol. Cette dernière mesurée à partir de l'eau drainée au fond des colonnes au laboratoire, augmente avec le temps de développement de la culture de *E. stagnina*. A la fin de l'expérimentation, elle est

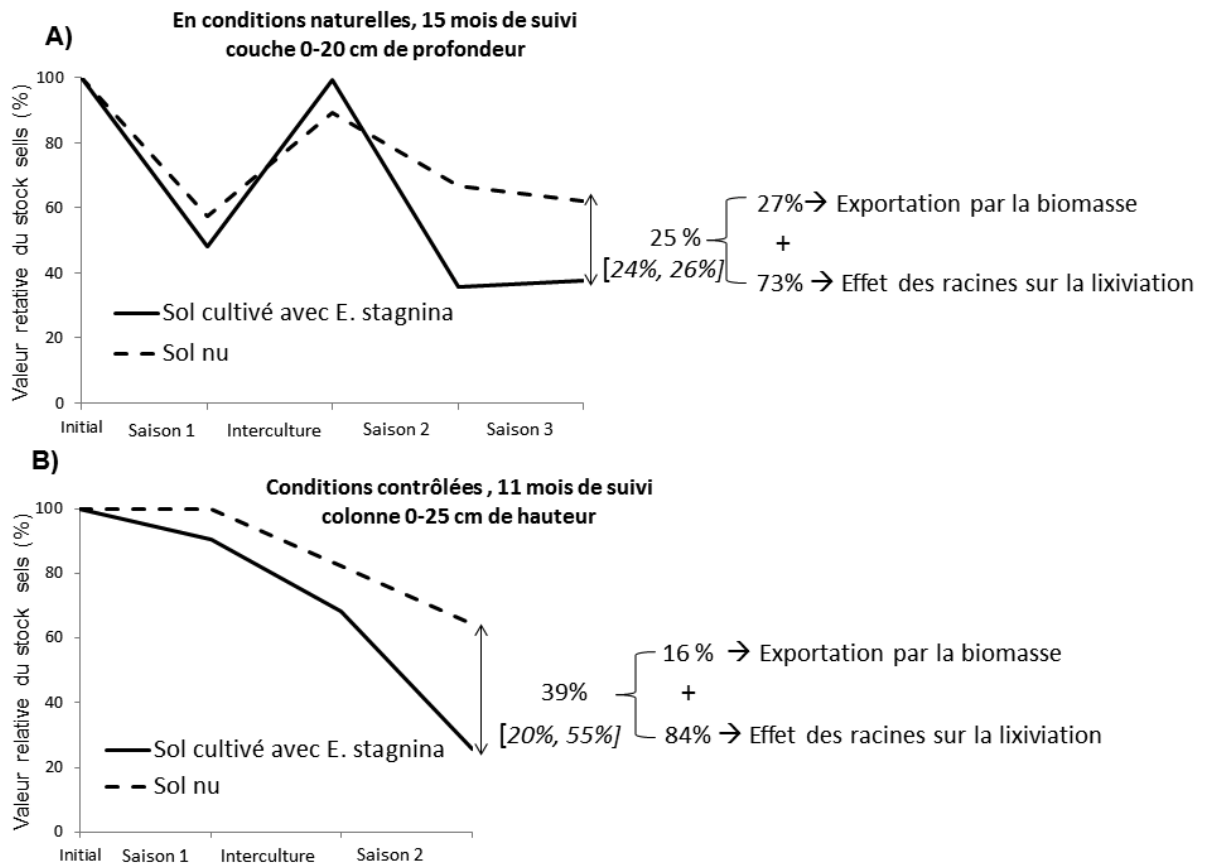
légèrement plus élevée sur le sol cultivé avec *E. stagnina* (entre  $9.10^{-9}$  à  $7.10^{-8}$  m/s) que sur le sol nu sans culture ( $5,4.10^{-9}$  m/s). Ces résultats sont comparables à ceux de Mitchell et al. (1995) qui ont constaté une augmentation significative de la conductivité hydraulique des sols argileux gonflants (de  $4,22.10^{-7}$  à  $9,0.10^{-7}$  m/s) sous la culture de luzerne (*Medicago sativa*) après deux saisons culturales. Récemment Li et al. (2016) ont testé *Festuca arundinacea* sur des colonnes de sol argileux gonflant pendant 6 semaines et ont souligné également une augmentation significative de la conductivité hydraulique de l'ordre de  $10^{-8}$  à  $10^{-5}$  m/s.

Ainsi, la culture de *E. stagnina* permet d'améliorer à la fois la structure et les propriétés hydrauliques des Vertisols grâce à son système racinaire. Toutefois, le développement racinaire de *E. stagnina* reste peu étudié, car cette étude est limitée aux observations des racines dans la couche 0-20 cm en conditions naturelles. Alors que les racines de cette plante ont été observés jusqu'à 130 cm de profondeur dans les cas des sols limono-argileux de la vallée du fleuve Niger (Barbiéro, 1995). En outre, cette étude étant limitée à un suivi pendant 15 mois en conditions naturelles *in situ* et de 11 mois au laboratoire, il sera nécessaire de faire un suivi précis du développement racinaire de *E. stagnina* pendant un temps relativement long (5 ans par exemple) pour voir l'impact des racines de *E. stagnina* sur les propriétés physiques des Vertisols à long terme.

### **Importance relative des différents processus de phytodésalinisation des Vertisols**

La réduction de la salinité des Vertisols par phytodésalinisation avec la culture irriguée de *E. stagnina* est expliquée en première instance par deux principaux processus : i) la lixiviation des sels qui est favorisée par les modifications de la structure du sol induites par les racines de la plante et ii) le prélèvement de sels par la biomasse de la plante. Ces deux processus ont été observés tant pour l'expérimentation *in situ* dans les parcelles que pour l'expérimentation au laboratoire sur les colonnes du sol, mais l'importance relative de ces deux processus varie entre les deux expérimentations. Dans tous les cas, la lixiviation des sels, qui contribue de l'ordre de 65 à 87 % à la réduction du stock de sel, est considérée comme le processus majeur de la désalinisation du Vertisol. La quantité de sels stockée dans la biomasse de *E. stagnina* est estimée entre 1026 et 1357 kg/ha respectivement dans les parcelles PEp et PEs en conditions naturelles et entre 1435 et 1770 kg/ha sur les colonnes au laboratoire ; cette accumulation de sel par la biomasse contribue de 13 à 35 % à la désalinisation des Vertisols. Ces résultats sont comparables à ceux de Barbiero et al. (2001) qui ont montré que la réduction d'alcalinité d'un sol limono-argileux alcalin de la vallée du fleuve Niger par *E.*

*stagnina* est liée à 85 % à la lixiviation de sels et à 15 % au prélèvement en sels par la biomasse de la plante.



**Figure 6.1 :** Courbes simplifiées de la réduction relative du stock de sel sur le sol cultivé avec *E. stagnina* et sur le sol nu submergé pendant les différentes périodes de suivi *in situ* dans les parcelles (A) et au laboratoire sur les colonnes (B). Les valeurs entre crochets représentent l'étendue de la plus-value de *E. stagnina* à réduire plus du stock de sel que le sol nu entre les parcelles *in situ* et entre les colonnes au laboratoire.

La figure 6.1 présente les courbes simplifiées de la réduction relative du stock de sels sur le sol cultivé avec *E. stagnina* et sur le sol nu submergé pendant les différentes périodes de suivi *in situ* dans les parcelles et au laboratoire sur les colonnes. Il ressort de cette figure que le stock de sels diminue avec le temps de suivi sur les deux traitements tant en conditions naturelles qu'en conditions contrôlées au laboratoire. Toutefois, on observe une augmentation du stock de sels pendant la période d'inter-culture en conditions naturelles liée aux remontées capillaires de sels alors qu'au laboratoire ce phénomène de remonté capillaire n'est pas observé sur les colonnes en raison de l'absence de la nappe. Dans tous les cas, la réduction du

stock de sel est plus élevée sur le sol cultivé avec *E. stagnina* que sur le sol nu. Cette différence est attribuée à la fois à l'effet des racines pour améliorer la structure et augmenter la lixiviation des sels et par les prélèvements en sels par la biomasse de la plante. L'effet des racines sur la lixiviation en sels est considéré comme le processus majeur qui explique la plus-value de *E. stagnina*, par rapport à la simple submersion du sol, à réduire la salinité des Vertisols. La lixiviation des sels représente respectivement 73% de cette plus-value de désalinisation dans les conditions naturelles *in situ* et 84% dans les conditions contrôlées au laboratoire. La contribution de l'accumulation en sels dans la biomasse à cette plus-value de désalinisation est estimée respectivement à 27 et 16 % *in situ* et au laboratoire. Il faut noter que l'exportation en sels par la biomasse de la plante est quasiment définitive alors que la quantité de sels lixiviés est susceptible de remonter en surface par capillarité sous l'effet de l'évaporation notamment pendant la période non irriguée.

La lixiviation des sels et l'accumulation en sels par la biomasse sont considérés comme les deux principaux processus qui expliquent la désalinisation des Vertisols par la culture de *E. stagnina*. Mais d'autres processus peuvent également contribuer à l'évolution de la salinité en présence des cultures tels que la pression partielle du CO<sub>2</sub> et la libération des ions H<sup>+</sup> par les racines de la plante (Qadir et al., 2007). Par ailleurs, la précipitation de sels et l'oxydo-réduction sont également des processus géochimiques pouvant influencer la dynamique de la salinité des Vertisols irrigués selon plusieurs auteurs (Ducloux et al., 1994 ; Favre, 2000 ; Guero, 2000). Boivin et al. (2002) ont signalé que dans les Vertisols irrigués de la vallée du fleuve Sénégal, l'augmentation de la concentration en magnésium dans la solution du sol est en partie liée à la réduction et à la dissolution des oxydes de fer et à la fixation du Fe<sup>2+</sup> sur les sites d'échanges des minéraux argileux.

Le suivi et la quantification de ces différents processus, non développés dans la présente étude, pourront être intégrés aux futurs travaux relatifs au processus de la désalinisation des Vertisols par les cultures.

### **Modélisation du processus de la désalinisation des Vertisols**

La modélisation avec Hydrus, basée sur des situations simplifiées notamment en monodimensionnel (1D), a permis de reconstituer le processus de désalinisation des Vertisols observé sur les colonnes du sol au laboratoire. Les résultats simulés, pendant les saisons culturales quand le sol est saturé et pendant la période d'inter-culture quand le sol est fissuré, sont cohérents avec les résultats observés avec l'expérimentation. Ainsi, le modèle permet de

simuler la réduction de la salinité du sol par la baisse de la conductivité électrique du sol et du stock de sel avec le temps de développement de la culture de *E. stagnina*. Tout comme les résultats observés, la simulation avec le modèle a montré que i) la réduction de la salinité est plus marquée à partir de la période d'inter-culture et à la fin de l'expérimentation ; ii) la salinité est plus élevée sur le sol nu que sur le sol cultivé avec *E. stagnina*. L'évolution de la quantité de sel stockée dans la biomasse de *E. stagnina* pendant les différentes saisons culturales a été également simulée par le modèle. Toutefois, le modèle sous-estime la quantité de sel accumulée dans la biomasse par rapport à la quantité de sel mesurée sur la matière sèche. Cette différence est imputable aux incertitudes liées à la calibration du modèle sur le prélèvement d'eau et de sels par la plante sous l'influence du stress salin. Cette calibration était basée sur une plante fourragère proposée par la fonction de Maas (1990) et qui n'a pas forcément les mêmes caractéristiques agronomiques que *E. stagnina*, ce qui peut influencer les résultats des prélèvements en sels par la plante.

Par ailleurs, le modèle Hydrus a été utilisé par plusieurs auteurs pour étudier l'évolution de la salinité des sols tant *in situ* dans les parcelles (Ndiaye et al., 2008 ; Phogat et al., 2014) qu'au laboratoire sur des colonnes de sol (Reading et al., 2012 ; Li et al., 2015 ; Wang et al., 2016). Mais la majorité de ces études ont très peu intégré la plante notamment le processus d'accumulation en sels par la biomasse dans la modélisation du transfert d'eau et de sels dans le sol. C'est le cas de Wang et al. (2016) qui ont utilisé Hydrus-1D pour modéliser l'augmentation de la teneur en calcium ( $\text{Ca}^{2+}$ ) et la réduction de la teneur en sodium ( $\text{Na}^+$ ) dans les sols argileux sodiques traités avec le gypse sur les colonnes.

En résumé, le modèle Hydrus-1D est un outil efficace pour le suivi de la salinité de Vertisols notamment en présence de cultures tolérantes à la salinité. Toutefois, cette modélisation peut être améliorée en utilisant le modèle Hydrus-2D en conditions naturelles pour prendre en compte le mouvement latéral de l'eau et de sels notamment pendant les saisons culturales à travers la porosité créée par les racines latérales de la plante. L'efficacité du modèle Hydrus à évaluer et prédire la salinité des Vertisols peut également être améliorée en couplant ce dernier avec d'autres modèles tels que PHREEQ-C (Parkhurst et Appelo, 2013) qui est adapté à simuler les processus géochimiques notamment la précipitation des sels ou ii) le modèle SWAP (Kroes et al., 2009) capable d'intégrer la croissance et le développement de la plante pour simuler à la fois l'évolution de la salinité du sol et le rendement de la culture.



## **Rôle de la période d'inter-culture sur l'évolution de la salinité des Vertisols**

La période d'inter-culture, observée *in situ* dans les parcelles et au laboratoire sur les colonnes, a joué un rôle important dans le processus de désalinisation des Vertisols bien que l'importance relative de cette période varie entre les deux expérimentations, compte tenu de l'absence de la nappe sur les colonnes au laboratoire. Dans tous les cas, l'arrêt de l'irrigation pendant cette période a provoqué la rétractation du sol avec son dessèchement conduisant à la concentration de sels sur les parois des fissures. Cette fissuration du sol est, par ailleurs, accélérée par la présence des racines en prélevant de l'eau dans le sol (Cabidoche et *al.*, 2000).

En conditions naturelles dans les parcelles, l'étude a montré que la salinité des Vertisols a augmenté pendant la période d'inter-culture. Le stock de sel remontant dans la couche 0-10 cm est estimé entre 170 et 385 g/m<sup>2</sup> par rapport à la fin de la première saison culturale, ce qui représente de 24 à 61 % du stock de sel initial dans la même couche. Cette augmentation du stock de sels en surface est expliquée par la remontée des sels par capillarité sous l'effet de l'évaporation. Ce processus de remontée capillaire des sels pendant la période d'inter-culture reste peu détaillé dans le cas des Vertisols, d'où la nécessité de l'étudier plus finement dans le futur. Cependant, la reprise de l'irrigation à la fin de cette période pour le démarrage de la saison culturale suivante, provoque une lixiviation rapide des sels situés sur les parois de fissures et conduit ensuite à une baisse significative de la salinité du sol.

Contrairement à l'expérimentation *in situ* dans les parcelles, la remontée capillaire des sels pendant la période d'inter-culture n'est pas observée sur les colonnes au laboratoire compte tenu de l'absence la nappe. Mais, cette période a déclenché la restructuration du sol sur les colonnes et favorisé ensuite la lixiviation des sels à travers la porosité fissurale. En outre, les apports d'eau périodiques sur le sol fissuré, réalisés pendant cette période, ont permis de laver rapidement les sels concentrés sur les parois des fissures. On estime que 26 à 35 % du stock de sel initial est lixivié sur le sol cultivé avec *E. stagnina* par des apports d'eau pendant la période d'inter-culture. Ainsi, les apports d'eau sur le sol fissuré pendant la période d'inter-culture permettent de réduire significativement la salinité des Vertisols bien que la mobilisation des sels se trouvant dans la matrice du sol reste limitée. En effet, la rétractation du sol favorise l'écoulement préférentiel de l'eau et limite la dissolution et donc le mouvement des sels dans la matrice du sol (Bouma, 1980).

## **Efficacité de la phytodésalinisation pour la gestion de l'eau dans le périmètre**

Pour rappel, l'eau reste un des facteurs limitants pour la production agricole dans les zones arides et semi-arides à l'image de la zone du périmètre irrigué de Kollo. L'utilisation de la culture de *E. stagnina* pour la phytodésalinisation des Vertisols contribue à l'économie de l'eau dans le périmètre de Kollo par rapport aux approches classiques de désalinisation. En effet, l'apport d'eau sur le sol cultivé avec la culture de *E. stagnina* est plus efficace à réduire le stock de sel que l'apport d'eau sur le sol cultivé avec le riz ou sur le sol nu (Cf. Figure 3.10). Dans les couches épaisses (ex. 0-60 cm), les pratiques traditionnelles à savoir la culture de riz et la simple submersion du sol nu sont nettement moins efficaces à réduire le stock de sel que la culture de *E. stagnina* quelle que soit la quantité d'eau mobilisée.

Par ailleurs, la mobilisation de l'eau pour la culture de *E. stagnina* est plus efficace à réduire la salinité du Vertisol que l'approche récemment testée par Adam *et al.* (2012) qui ont associé l'apport d'eau et une vidange pour la lixiviation et le lavage des sels sur le sol nu dans le périmètre de kollo (Cf. Figure 3.10). En effet, la réduction du stock de sels est plus élevée sur le sol cultivé avec *E. stagnina* à chaque saison culturale que pour le sol nu ayant suivi des cycles d'apport d'eau et de vidange successives notamment dans les couches de sol épaisses (Cf. Figure 3.10). En outre, contrairement à l'eau utilisée pour le traitement par lavage et/ou lixiviation sur le sol nu, l'eau utilisée pour la phytodésalinisation par la culture de *E. stagnina* est valorisée pour la production de fourrage.

Ainsi, l'approche de phytodésalinisation par utilisation de la culture de *E. stagnina* peut contribuer non seulement à la réduction de la salinité du sol et à la diversification de la production agricole, mais aussi à une optimisation de la gestion de l'eau consommée dans le périmètre irrigué de Kollo.

## **Fonctionnement des Vertisols du périmètre irrigué de Kollo relatif aux différents facteurs impliqués dans le processus de la désalinisation du sol**

La figure 6.2 propose un schéma conceptuel comparant la contribution des principaux processus, en terme de flux d'eau et de sels, à l'origine de l'évolution de la salinité des Vertisols, soit cultivé avec *E. stagnina*, soit en tant que sol nu submergé pendant les périodes d'irrigation (en saison des pluies et en saison sèche) et pendant la période d'inter-culture. Cette figure distingue trois situations qui résument les principaux facteurs et processus impliqués dans la désalinisation des Vertisols.

- **Sol cultivé avec *E. stagnina* vs sol nu** : la mise en culture de Vertisols avec *E. stagnina* change les processus de désalinisation du sol. En effet, sur le sol cultivé avec *E. stagnina*, deux principaux processus expliquent la réduction de la salinité du sol à savoir la lixiviation en sels et l'accumulation de sels par la biomasse. Alors que sur le sol nu, la lixiviation en sels est le seul processus qui conduise à la réduction de la salinité. En outre, la lixiviation des sels est plus élevée sur le sol cultivé avec *E. stagnina* que sur le sol nu, car les racines des plantes améliorent la structure du sol et augmentent l'infiltration du sol. Par exemple, la quantité de sels perdue par lixiviation dans la couche 0-20 cm après 3 mois de suivi est estimée à 737 g/m<sup>2</sup> sur le sol cultivé avec *E. stagnina* contre 572 g/m<sup>2</sup> sur le sol nu submergé. Pendant la deuxième saison culturale, la quantité de sel lixiviée dans la couche 0-20 cm sur le sol cultivé avec *E. stagnina* (929 g/m<sup>2</sup>) est quasiment le double de celle qui est observée sur le sol nu submergé (484 g/m<sup>2</sup>). D'ailleurs, contrairement à la simple submersion du sol nu où la réduction de la salinité est limitée dans les horizons superficiels, la culture irriguée de *E. stagnina* conduit à la réduction de la salinité même dans les couches de profondeur. La culture de *E. stagnina* en permanence sur le sol permet de bloquer les remontées capillaires de sels pendant la période d'inter-culture.

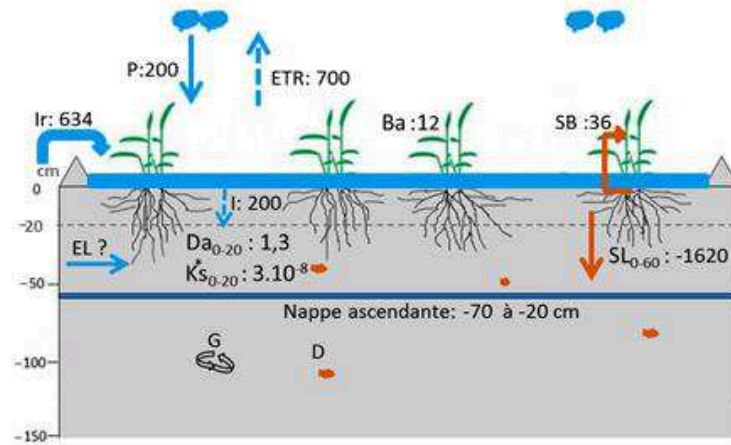
- **Sol irrigué vs sol non irrigué** : l'irrigation modifie le fonctionnement du sol et la dynamique de la salinité dans le sol. En effet, pendant les périodes d'irrigation caractérisées par la présence de lame d'eau en surface du sol (figure 6.2a, b, e et f), on observe une réduction de la salinité du sol par lixiviation des sels tant sur le sol cultivé avec *E. stagnina* que sur le sol nu submergé. L'arrêt de l'irrigation pendant la période d'inter-culture conduit à la fissuration du sol avec son dessèchement et à la remontée capillaire des sels qui se concentrent sur les parois des fissures, notamment dans les couches de surface (Figure 6.2 c et d). Contrairement aux fissures sur le sol non cultivé qui sont fines (figure 6.2f), les fissures sur le sol précédemment cultivé avec *E. stagnina* sont larges notamment autour des souches de la culture (figure 6.2c).

Ainsi, l'irrigation peut contribuer à la gestion de la salinité de Vertisols dans le périmètre mais il faut que cette irrigation soit raisonnée en limitant la remontée de la nappe vers la surface du sol pour éviter les remontées capillaires d'eau et de sels notamment en faisant régulièrement le drainage de l'excédent d'eau et des sels vers les canaux d'évacuation.

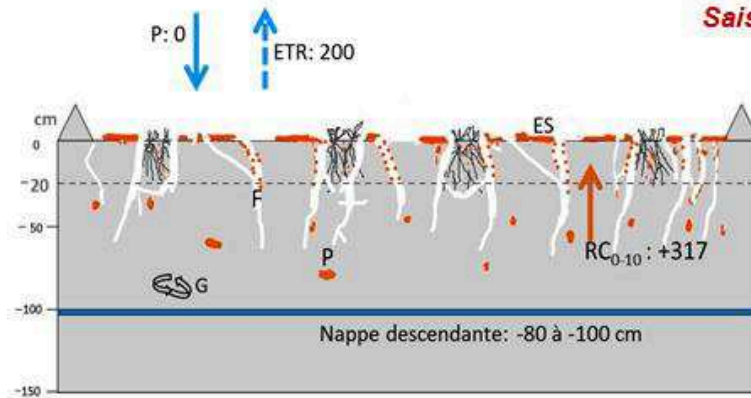
- **Saison des pluies vs saison sèche** : les processus de désalinisation des Vertisols varient entre la saison des pluies et la saison sèche que le sol soit cultivé avec *E. stagnina* ou simplement submergé. L'évapotranspiration est plus élevée pendant la saison sèche (6-10 mm/jour) que pendant la saison des pluies (5-8 mm/jour) et par conséquent la quantité d'eau à mobiliser pour la désalinisation du sol est plus importante pendant la saison sèche que pendant la saison des pluies. Le niveau statique de la nappe est plus profond pendant la saison sèche (de - 70 à -140 cm) que pendant la saison des pluies (de -20 à -70 cm). Sur le sol cultivé avec *E. stagnina*, la production en biomasse aérienne de *E. stagnina* est plus élevée pendant la saison des pluies (12 t/ha près 3 mois de suivi) que pendant la saison sèche (8 t/ha après 4 mois de suivi), en raison de conditions climatiques (humidité, pluie, température) plus favorables à la croissance et au développement de la culture. Ainsi, l'accumulation de sels par la biomasse est plus importante pendant la saison des pluies que pendant la saison sèche.

**Sol cultivé avec *E. stagnina***

A) Première saison culturale : 100 jours

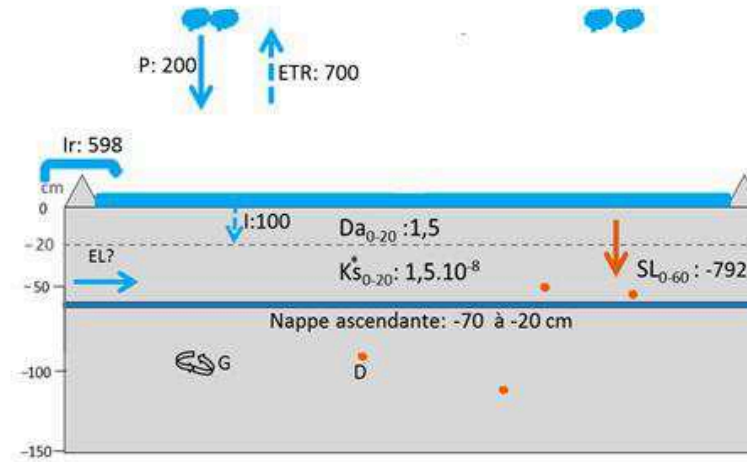


C) Sans culture en période d'inter-culture : 60 jours

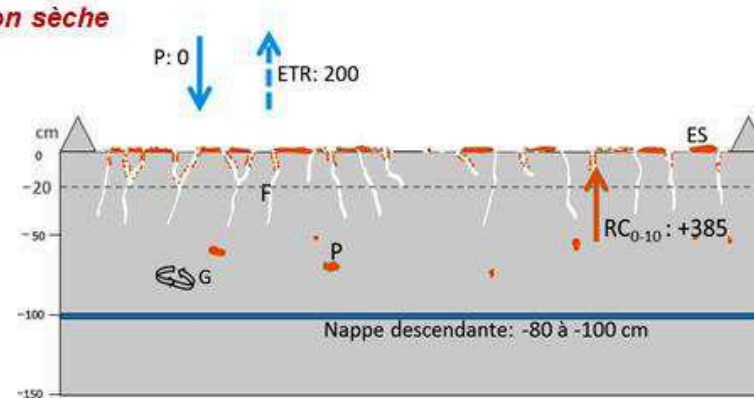


**Sol sans culture**

B) Première submersion : 100 jours

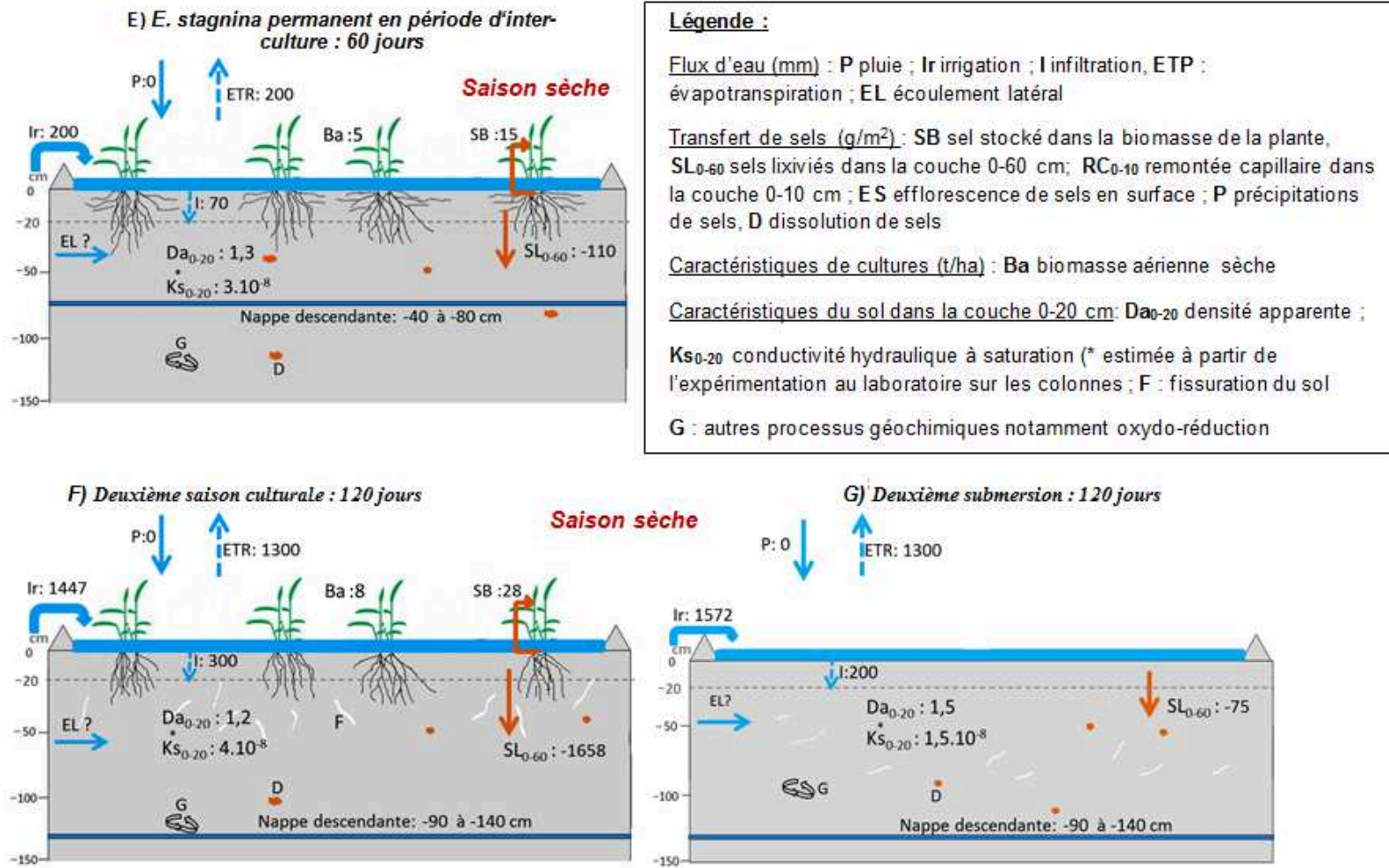


D) Sans apport d'eau en période d'inter-culture : 60 jours



Saison de pluie

Saison sèche



**Figure 6.2 :** Schéma conceptuel comparant l'évolution des principaux flux d'eau et de sels dans le sol et les plantes, des propriétés structurales et hydraulique du sol (Ksat) et du niveau piézométrique de la nappe pendant les périodes irriguée et non irriguée dans le périmètre irrigué de Kollo pour une situation de sol cultivé avec *E. stagnina* et pour une situation de sol nu.

## Limites de l'étude

Cette étude, basée sur l'approche de phytodésalinisation de Vertisols dans le périmètre irrigué de Kollo présente des limites, dont les principales sont les suivantes :

- L'insuffisance ou le manque de répétitions des traitements, observé à la fois sur le dispositif de l'expérimentation *in situ* et sur le dispositif de l'expérimentation au laboratoire, a limité la comparaison des traitements par des tests statistiques classiques de différence significative. Cette limite est liée essentiellement aux difficultés techniques et logistiques rencontrées dans l'installation des différents dispositifs. Sur le terrain, l'installation du dispositif expérimental s'est avérée très difficile, car la construction des parcelles expérimentales nécessite de creuser de nombreux canaux pour non seulement pour installer le dispositif d'irrigation, mais aussi pour isoler hydrauliquement les parcelles. En outre, les moyens de terrassement des diguettes sont localement limités. Pour surmonter ces difficultés, le choix a été fait d'installer chaque traitement sur une parcelle relativement grande (10 m x 10 m) et de répéter les échantillonnages à l'intérieur de chaque parcelle et à chaque date. Au laboratoire, les difficultés sont essentiellement liées au prélèvement et transport des colonnes du sol depuis Kollo (Niger) pour les installer à Rennes (France). En outre, le développement et l'instrumentation du dispositif sur les colonnes au laboratoire a demandé beaucoup de temps et l'utilisation des matériels adaptés. Aussi, le coût associé à la mise en place de ce dispositif a limité le nombre de répétition des différents traitements.

- Bien que l'expérimentation *in situ* et celle de laboratoire utilisent la même approche, le contexte est différent entre les deux expérimentations. Certains processus sont simplifiés au laboratoire notamment par l'absence de nappe qui, en conditions naturelles, influence l'évolution de la salinité du sol en alimentant les remontées capillaires en sels pendant la période d'inter-culture. Aussi, les résultats de la modélisation du processus de désalinisation, testée sur les données acquises sur les colonnes, ne seront pas les mêmes si cette modélisation est effectuée à partir des données obtenues en conditions naturelles. Les fluctuations de la nappe et les remontées capillaires en sels pendant la période d'inter-culture ne sont pas simulées au laboratoire. En outre, les paramètres climatiques notamment l'évaporation, la transpiration sont difficiles à évaluer avec précision dans les conditions naturelles du Niger.

- l'étude des remontées capillaires en sels, pendant la période d'inter-culture, qui dépendent essentiellement de l'évaporation et de la fluctuation de la nappe a été peu développée dans

cette étude, alors que ce phénomène peut limiter la durabilité du processus de désalinisation de Vertisols.

## **6.2 Perspectives**

Les résultats de cette thèse contribuent aux connaissances sur les processus de remédiation de la salinité de Vertisols par une approche de phytodésalinisation avec la culture de *E. stagnina*. Par ailleurs, cette thèse ouvre des perspectives en matière de de recherches concernant la compréhension des méthodes et processus de remédiation des Vertisols salés mais aussi pour la gestion du périmètre afin d'assurer la production agricole. Les principales perspectives sont résumées comme suit :

### **Préciser l'effet des racines sur les propriétés hydro-structurales des Vertisols**

Les propriétés hydro-structurales jouent un rôle important sur l'évolution de la salinité dans les Vertisols, car le processus de salinisation est la résultante du mauvais drainage interne du sol qui provoque la concentration des sels dans les horizons de surface. Selon plusieurs auteurs, les racines des cultures améliorent les propriétés hydro-structurales des sols argileux (Cabidoche et *al.*, 2000 ; Akhter et *al.*, 2004 ; Chandrasoma et *al.*, 2016). Dans cette étude, l'expérimentation au laboratoire sur les colonnes du sol a montré que la culture de *E. stagnina* permettait de baisser la densité apparente et d'augmenter la macroporosité des Vertisols après 11 mois de suivi. Mais ces résultats préliminaires nécessitent d'être approfondis pour comprendre davantage sur :

- i) l'effet des racines sur la structure des Vertisols en conditions naturelles pendant un temps relativement long (par exemple 5 ans) car la présente étude a été conduite en conditions contrôlées pendant seulement 11 mois. Les futures études chercheront tout d'abord à caractériser le système racinaire de *E. stagnina in situ* (profondeur d'enracinement, volume et densité racinaire) par le suivi temporel de profils culturaux et racinaires ou par tomographie à rayon X sur des colonnes de sol prélevées *in situ* à différentes dates de développement de la culture. Elles peuvent ensuite déterminer l'impact du système racinaire sur la porosité du sol par des méthodes classiques ou par la méthode de la microtomographie à rayon X à haute résolution sur des échantillons non remaniés pour déterminer le réseau de pores créé par les racines.



- ii) l'effet des racines sur la conductivité hydraulique du sol par des mesures notamment au laboratoire sur des échantillons de sol prélevés à différentes dates de développement de la plante. Le temps relativement long de suivi permettra de voir également l'effet des racines sur le stock de carbone organique dans le sol et le développement des organismes du sol notamment de la biomasse microbienne et des champignons qui contribuent également à l'agrégation du sol.
- iii) l'impact des racines sur la distribution spatiale et temporelle des fissures des Vertisols pendant la période d'inter-culture. Quelques études ont préalablement montré qu'en absence de cultures, les fissures ont tendance à être hexagonales alors que sur les sols cultivés, les fissures sont plus intenses et se développent parallèlement aux lignes de cultures (Virmani et *al.*, 1982 ; Shabtai et *al.*, 2014), bien que cette organisation puisse varier en fonction des types de cultures. Les prochaines études peuvent regarder non seulement cette organisation dans le cas des Vertisols salés cultivés avec *E. stagnina*, mais aussi vérifier si la profondeur des fissures serait liée à la profondeur d'enracinement.

### **Mieux comprendre l'évolution de la salinité des Vertisols pendant la période d'inter-culture**

La période d'inter-culture, pendant laquelle l'irrigation est arrêtée, est marquée par la rétraction du sol, qui est par ailleurs accélérée quand le sol est cultivé, car les racines prélèvent l'eau et assèchent davantage le sol. L'organisation spatiale et temporelle des fissures créée par cette rétraction est encore peu étudiée. Par ailleurs, même si on observe des sels se concentrer sur les parois des fissures, on ignore encore si cette mobilisation des sels est liée à la géométrie des fissures ou à l'état d'humidité du sol au sein des prismes délimités par les fissures.

En outre, les remontées capillaires de sels sous l'effet de l'évaporation et de la fluctuation de la nappe constituent également un processus important pendant la période d'inter-culture. Mais la quantité de sels susceptible de remonter en surface en fonction de niveau de la nappe ou de la durée de cette période n'est pas encore précise. Au vu de toutes ces questions, on peut envisager d'étudier dans le futur :

- i) l'organisation spatiale et temporaire des fissures des Vertisols selon qu'ils soient cultivés ou non. Il s'agira d'approfondir l'étude préalable de Adam (2011) par le suivi à haute résolution de l'évolution de la géométrie (largeur, profondeur) et de la distribution

spatiale des fissures avec le temps. Ces études peuvent se faire par des mesures *in situ* ou au laboratoire par tomographie à rayon X (3D) sur des colonnes du sol.

ii) le phénomène de précipitation des sels sur les parois des fissures. Il s'agira notamment d'étudier et de quantifier la quantité de sels qui se concentre sur les parois des prismes en relation avec la taille des fissures délimitant le prisme et/ou de l'humidité de la matrice du sol au sein des prismes.

iii) la quantité de sels susceptible de remonter par capillarité dans les couches de surface pendant la période d'inter-culture après chaque phase de traitement. Il s'agira de faire un suivi saisonnier *in situ* précis du stock de sel dans les différentes couches pendant plusieurs années (ex. 5 ans). On peut également se baser sur une étude au laboratoire en faisant une simulation de remontée capillaire sur les colonnes du sol reposant sur une nappe artificielle chargée en sels.

### **Intégrer les processus géochimiques dans le suivi de la désalinisation des Vertisols**

Cette thèse a montré que la culture de *E. stagnina* favorise la baisse du stock de sels dans les Vertisols grâce à la lixiviation et au prélèvement des sels par la biomasse de la plante, mais les processus géochimiques ne sont pas développés. Alors que les études existantes (Ducloux et *al.*, 1994 ; Guero, 2000 ; Adam, 2011) ont rapporté que la salinité des Vertisols dans le périmètre de Kollo est contrôlée par la précipitation et la dissolution des minéraux de sulfate de la magnésium et de calcium de type hexahydrate, epsomite, gypse. En outre, le processus d'oxydo-réduction, observé déjà par Adam (2011) dans les profils des Vertisols du périmètre irrigué de Kollo, est aussi un processus qui peut influencer l'évolution de la salinité des sols irrigués tel qu'il a été rapporté par Boivin et *al.* (2002). De plus, la présence des racines dans le sol favorise la libération d'ions  $H^+$  et l'augmentation de la pression partielle en  $CO_2$  qui peuvent également contribuer à la dissolution de minéraux, à la régulation du pH et à la réduction du Fer.

Ainsi, il est important d'intégrer ces différents processus géochimiques pour le suivi de la désalinisation des Vertisols. Cela suppose qu'il faut également intégrer dans le suivi de la salinité du sol, le suivi temporel et précis du faciès géochimique de la solution du sol, des eaux de la nappe à travers respectivement de prélèvements à l'aide de bougies poreuses et de piézomètres installés à différentes profondeurs.

## **Améliorer la modélisation des processus de désalinisation des Vertisols**

Cette étude a testé le modèle Hydrus-1D sur les colonnes du sol au laboratoire pour simuler le processus de désalinisation des Vertisols pendant les saisons culturales quand le sol est saturé et pendant la période d'inter-culture quand le sol est fissuré et non saturé. Si le modèle s'est avéré efficace au laboratoire pour simuler le processus de désalinisation, la validation de cette approche en conditions naturelles est nécessaire pour tenir compte de la fluctuation de la nappe pour évaluer et prédire l'évolution de la salinité de ces sols. Toutefois, certains paramètres notamment climatiques (Pluie, ETP, ...) nécessaires à la mise en œuvre de ces approches de simulations sont difficiles à obtenir avec précision en raison de l'absence de station météorologique à proximité du périmètre irrigué de Kollo.

La modélisation peut également être améliorée en couplant le modèle Hydrus avec d'autres modèles tels que PHREEQ-C (Parkhurst et Appelo, 2013) qui est adapté à simuler les processus géochimiques notamment la précipitation des sels ou ii) le modèle SWAP (Kroes et *al.*, 2009) capable d'intégrer la croissance et le développement de la plante pour simuler à la fois l'évolution de la salinité du sol et le rendement de la culture.

En outre, même si la modélisation dans cette étude a distingué le modèle simple-porosité pendant les saisons culturales et le modèle double-porosité pendant la période d'inter-culture, elle a considéré que les paramètres hydrodynamiques du sol sont constants pendant chaque période. Or, ces paramètres peuvent changer dans l'espace et dans le temps en fonction de processus de retrait-gonflement du sol en lien avec son humidité et les cycles humectation-dessiccation. Il sera nécessaire, dans le futur, d'intégrer les éventuelles variations des propriétés hydrauliques et de la porosité totale du sol pour affiner les transferts d'eau et de sels dans les Vertisols tel que indiqué par Stewart et *al.* (2016).

## **Développer une approche intégrée pour la gestion de la salinité et la production agricole dans le périmètre**

L'approche de phytodésalinisation est peut être associée à d'autres techniques pour gérer la salinité de Vertisols du périmètre irrigué de Kollo compte tenu des enjeux économiques, des pratiques locales, des contextes climatique et pédologique. Il s'agit entre autres :

- d'assurer une rotation des cultures pour gérer à la fois la salinité du sol et assurer la production agricole. Cette rotation peut se baser sur la culture de riz et celle *E. stagnina*. D'autres cultures peuvent également être identifiées et intégrées dans le

système de culture telles que le sorgho ou le blé qui sont également connus comme des cultures tolérantes à la salinité (Vadel, 1999 ; Bouaouinet *al.*, 2000) et présentent des intérêts économiques pour la population. La modélisation du système des cultures en utilisant un modèle de culture tel que STICS (Brisson et *al.*, 2003) ou SWAP (Kroes et *al.*, 2009) peut aider à suivre l'évolution des rendements des cultures en fonction des zones présentant un risque de la salinisation.

- d'effectuer un labour à saturation en eau associé avec un lavage de surface qui est aussi une pratique locale notamment pendant la préparation du sol pour l'installation des cultures. Cette technique, testée par plusieurs auteurs sur les sols argileux (Häefele et *al.*, 1999) permet de dissoudre et d'évacuer une quantité importante de sels.
- de réaliser des apports d'eau ponctuels pendant la période d'inter-culture qui permettra non seulement de laver les sels concentrés sur les parois des fissures, mais aussi de limiter les remontées capillaires de sels pendant cette période.

### **Extension de l'approche à l'échelle de la vallée du fleuve Niger**

Au vu des résultats encourageants pour la remédiation de la salinité des sols salés et la production agricole, cette approche de phytodésalinisation peut être envisagée sur les différents sites affectés par la salinité dans la vallée du fleuve Niger. Ainsi, il sera nécessaire d'identifier et de cartographier les zones affectées par la salinité dans la vallée du fleuve Niger pour tester leur récupération par la phytodésalinisation. La culture à utiliser peut être *E. stagnina*, dont notre étude montre la capacité à réduire la salinité du sol, ou d'autres cultures connues et tolérantes à la salinité comme le sorgho ou le blé. Dans tous les cas le choix de la culture devra prendre en compte le contexte local, notamment les conditions pédoclimatiques, la disponibilité en eau et les pratiques culturelles locales.

## Références bibliographiques

- Abbas, A., Khan, S., Hussain, N., Hanjra, M.A., Akbar, S., 2013. Characterizing soil salinity in irrigated agriculture using a remote sensing approach. *Physics and Chemistry of the Earth* 55-57, 43–52.
- Abd Elrahman, S.H., Mostafa, M.A.M., Taha, T.A., Elsharawy, M.A.O., Eid, M.A., 2012. Effect of different amendments on soil chemical characteristics, grain yield and elemental content of wheat plants grown on salt-affected soil irrigated with low quality water. *Annals of Agricultural Sciences* 57, 175-182.
- Abdel-Fattah, M.K., 2012. Role of gypsum and compost in reclaiming saline-sodic soils. *Journal of Agriculture and Veterinary Science* 1, 30-38.
- Abrol, I.P., Yadav, J.S.P., Massoud, F.I., 1988. Salt affected soils and their management. *FAO Soils Bulletin N° 39* 131 p.
- Adam, I., 2011. Cartographie fine et suivi détaillé de la salinité des sols d'un périmètre irrigué au Niger en vue de leur remédiation. Thèse doctorale. Université Abdou Moumouni de Niamey (Niger) et Agrocampus Ouest de Rennes (France) 219 p.
- Adam, I., Michot, D., Guero, Y., Soubega, B., Moussa, I., Walter, C., 2012. Detecting soil salinity changes in irrigated Vertisols by electrical resistivity prospecting during a desalinization experiment. *Agricultural Water Management* 109, 1-10.
- Ado, M.N., Guero, Y., Michot, D., Soubeiga, B., Kiese, T.S., Walter, C., 2016. Phytodesalinization of irrigated saline Vertisols in the Niger Valley by *Echinochloa stagnina*. *Agricultural Water Management* 177, 229-240.
- AFNOR, 1992. Qualité des sols- Méthodes physiques Mesure de la masse volumique apparente d'un échantillon de sol non remanié - Méthode du cylindre. NF X31-501.
- AFNOR, 1996. Détermination de la pression d'eau dans les pores: méthode du tensiomètre NF ISO 11276. Qualité des sols. Recueil des normes françaises 96, 3ème édition, Paris.
- Agassi, M., Shainberg, I., Morin, J., 1981. Effect of electrolyte concentration and soil sodicity on infiltration rate and crust formation. *Soil Science Society of America Journal* 45, 848-851.
- Ahmad, N., Qureshi, R.H., Qadir, M., 1990. Amelioration of a calcareous saline-sodic soil by gypsum and forage plants. *Land Degradation & Development* 2, 277-284.
- Ahmed, I.M., Dai, H., Zheng, W., Cao, F., Zhang, G., Sun, D., Wu, F., 2013. Genotypic differences in physiological characteristics in the tolerance to drought and salinity combined stress between Tibetan wild and cultivated barley. *Plant Physiology and Biochemistry* 63, 49-60.
- Akhter, J., Mahmood, K., Malik, K. A., Ahmed, S., Murray R., 2003. Amelioration of a saline sodic soil through cultivation of a salt-tolerant grass *Leptochloa fusca*. *Environmental Conservation* 30, 168-174.
- Akhter, J., Murray, R., Mahmood, K., Malik, K.A., Ahmed, S., 2004. Improvement of degraded physical properties of a saline-sodic soil by reclamation with kallar grass (*Leptochloa fusca*). *Plant and Soil* 258, 207-216.
- Al-Nasir, F., 2009. Bioreclamation of a saline sodic soil in a semi-arid region/Jordan. *American-Eurasian Journal of Agricultural and Environmental Science* 5, 701-706.
- Alperovitch, N., Shainberg, I., Keren, R., 1981. Specific effect of magnesium on the hydraulic conductivity of sodic soils. *Journal of Soil Science* 32, 543-554.

- Alperovitch, N., Shainberg, I., Keren, R., Singer, M.J., 1985. Effect of clay mineralogy and aluminium and iron oxides on the hydraulic conductivity of clay-sand mixtures. *Clays and Clay minerals* 33, 443-450.
- Amaya, T., Nagahori, K., Takahashi, T., 1983. Lysimeter experiment on the progressive process of salt exclusion—Positive studies on the salt behavior and salt exclusion in Kasaoka Bay polder. *Transaction of the Japanese Society of Irrigation, Drainage and Reclamation Engineering* 104, 1-8.
- Ammari, T.G., Tahboub, A. B., Saoub, H.M., Hattar, B.I., Al-Zubi, Y.A., 2008. Salt removal efficiency as influenced by phyto-amelioration of salt-affected soils. *Journal of Food Agriculture and Environment* 6, 456-460.
- Angers, D.A., Caron, J., 1998. Plant-induced changes in soil structure: processes and feedbacks. *Biogeochemistry* 42, 55-72.
- Apel, K., Hirt, H., 2004. Reactive oxygen species: Metabolism, oxidative stress, and signal transduction. *Annual Review of Plant Biology* 55, 373–399.
- Armstrong, A.S.B., Rycroft, D.W., Tanton, T.W., 1996a. Seasonal movement of salts in naturally structured saline-sodic clay soils. *Agricultural Water management* 32, 15-27.
- Armstrong, A.S.B., Tanton, T.W., 1992. Gypsum applications to aggregated saline-sodic clay topsoils. *Journal of Soil Science* 43, 249-260.
- Armstrong, A.S.B., Hughes, E.J., Rycroft, D.W., Tanton, T.W., Pearce, G.R., Abbott, C.L., 1996b. Reclamation of saline clay soils. A manual of the Horizontal Leaching Technique. University of Southampton and HR Wallingford UK, 36 p.
- Ashraf, M.Y., Awan, A.R., Mahmood, K., 2012. Rehabilitation of Saline ecosystems through cultivation of salt tolerant plants. *Pakistan Journal of Botany* 44, 69-75.
- Association Française d'Etude du Sol (AFES), 2008. Référentiel Pédologique 2008, 405 p.
- Aydemir, S., Najjar, N.F., 2005. Application of two amendments (gypsum and langbeinite) to reclaim sodic soil using sodic irrigation water. *Australian Journal of Soil Research* 43, 547-553.
- Aydemir, S., Sünger H., 2012. Growth response and ameliorative effect of a forage plant (*Festuca arundinacea*) in calcareous saline-sodic soils. *African Journal of Agricultural Research* 7, 802-80.
- Aydemir, S., Sünger, H., 2011. Bioreclamation effect and growth of a leguminous forage plant (*Lotus corniculatus*) in calcareous saline-sodic soil. *African Journal of Biotechnology* 10, 15571-15577.
- Baize, D, Girad, M-C., 2008. Référentiel pédologique. Association Française d'Etude du Sol, 405p.
- Balpande, S.S., Deshpande, S.B., Pal, D.K., 1996. Factors and processes of soil degradation in Vertisols of the Purna Valley, Maharashtra, India. *Land Degradation and Development* 7, 313-324.
- Barbiéro, L., 1995. Les sols alcalinisés sur socle dans la vallée du fleuve Niger. Origines de l'alcalinisation et évolution des sols sous irrigation. Thèse de doctorat, ENSA de Rennes, 209 p.

- Barbiero, L., Valles, V., Régeard, A., Cheverry, C., 2001. Residual alkalinity as tracer to estimate the changes induced by forage cultivation in a non-saline irrigated sodic soil. *Agricultural Water Management* 50, 229-241.
- Barrett-Lennard, E.G., 2002. Restoration of saline land through revegetation. *Agricultural Water Management* 53, 213–226.
- Bates, D., Maechler, M., Bolker, B., Walker, S., Christensen, R.H.B., Singmann, H., Dai, B., Grothendieck, G., Green, P., 2016. lme4: Linear mixed-effects models using Eigen and S4. *R package, version 1.1-12*, 113 p.
- Berkal, I., Walter, C., Michot, D., Djili, K., 2014. Seasonal monitoring of soil salinity by electromagnetic conductivity in irrigated sandy soils from a Saharan oasis. *Soil Research* 52, 769-780.
- Bertrand, R., Keita, B., N'Diaye, M.K., 1993. La dégradation des sols des périmètres irrigués des grandes vallées sud-sahariennes (cas de l'Office du Niger au Mali). *Cahiers Agricultures* 2, 318-329.
- Blanchart, E., Achouak, W., Albrecht, A., Barakat, M., Bellier, G., Cabidoche, Y.M., Hartmann, C., Heulin, T., Larré-Larrouy, Laurent, J.Y., Mahieu, M., Thomas, F., Villemin, G., Watteau, F., 2000. Déterminants biologiques de l'agrégation dans les Vertisols des Petites Antilles. *Etude et Gestion des sols* 7, 329-352.
- Blanchart, E., Albrecht A., Chevallier, T., Hartmann, C., 2004. The respective roles of roots and earthworms in restoring physical properties of Vertisols under a *Digitaria decumbens* pasture (Martinique, WI). *Agriculture, Ecosystems and Environment* 103, 343-355.
- Boivin, P., 1993. La dégradation des terres irriguées dans la vallée moyenne vallée du Sénégal. *Proceedings of the SCOPE workshop, Sénégal. Sustainable land management in African semi-arid and subhumid regions*. 239-244.
- Boivin, P., Brunet, D., Job, J.O., 1988. Conductivimétrie électromagnétique et cartographie automatique des sols salés. Une méthode rapide et fiable. *Cah. ORSTOM, Série Pédologie* 24, 39-48.
- Boivin, P., Favre, F., Maeght, J.L., 1998. Les sols de la moyenne vallée du Sénégal : caractéristiques et évolution sous irrigation. *Etude et gestion des sols* 5, 235–246.
- Boivin, P., Favre, F., Hammecker, C., Maeght, J.L., Delarivière, J., Poussin, J.C., Wopereis, M.C.S., 2002. Processes driving soil solution chemistry in a flooded rice-cropped vertisol: analysis of long-time monitoring data. *Geoderma* 110, 87-107.
- Boonsaner, M., Hawker, D.W., 2012. Remediation of saline soil from shrimp farms by three different plants including soybean (*Glycine max* (L.) Merr.). *Journal of Environmental Science and Health, Part A* 47, 558-564.
- Borden, R.W., Warkentin B.P., 1974. An irrigation rating for some soils in Anitgua, W.I. *Trop. Agric (Trinidad)* 51, 501-510.
- Borsani, O., Valpuesta, V., Botella, M.A., 2003. Developing salt tolerant plants in a new century: a molecular biology approach. *Plant Cell, Tissue and Organ Culture* 73, 101-115.
- Bottinelli, N., Hallaire, V., Goutal, N., Bonnaud, P., Ranger, J. 2014. Impact of heavy traffic on soil macroporosity of two silty forest soils: Initial effect and short-term recovery. *Geoderma* 217, 10-17.



- Bouaouina, S., Zid, E., Hajji, M. 2000. Tolérance à la salinité, transports ioniques et fluorescence chlorophyllienne chez le blé dur (*Triticum turgidum* L.). In Royo C., Nachit MM, Di Fonzo, N., Araus, JL, éd. L'amélioration du blé dur dans la région méditerranéenne: nouveaux défis. Zaragoza: CIHEAM Option Méditerranée, Série A n°40, 239-243.
- Bouma, J., 1980. Field measurement of soil hydraulic conductivity characterizing water movement through swelling clay soils. *Journal of Hydrology* 45, 149-158.
- Bouma, J., Loveday, J., 1988. Characterizing soil water regimes in swelling clay soils. In: Wilding, L.P., Puentes, R. \_Eds., *Vertisols: Their Distribution; Properties; Classification and Management*. Texas A & M University Printing Center, College Station TX, 83–96 p.
- Brink, M., 2006. *Echinochloa stagnina* (Retz.) In: Brink, M. & Belay, G. (Editeurs). PROTA 1: Cereals and pulses/Céréales et légumes secs. [CD-Rom]. PROTA, Wageningen, Pays Bas. [http://database.prota.org/PROTAhtml/Echinochloa%20stagnina\\_Fr.htm](http://database.prota.org/PROTAhtml/Echinochloa%20stagnina_Fr.htm) consulté 23/07/2013.
- Brisson, N., Gary, C., Justes, E., Roche, R., Mary, B., Ripoche, D., Zimmer, D., Sierra, J., Bertuzzi, P., Burger, P., Bussiere, F., Cabidoche, Y.M., Cellier, P., Debaeke, P., Gaudillere, J.P., Henault, C., Maraux, F., Seguin, B., Sinoquet, H., 2003. An overview of the crop model STICS. *European Journal of Agronomy* 18, 309–332.
- Cabidoche, Y.M., Guillaume, P., Hartmann C., Ruy, S., Blanchart, E., Albrecht, A., Mahieu, M., Achouak, W., Heulin, T., Villemin, G., Watteau, F., Bellier, G., 2000. Déterminants biologiques du système poral de Vertisols cultivés (Petites Antilles): conséquences sur la disponibilité de l'eau des sols pour les plantes. *Etude et Gestion des Sols* 7, 329-352.
- Cabidoche, Y.M., Ney, B., 1987. Fonctionnement hydrique des sols à argile gonflante cultivés II.- Analyse expérimentale des fonctionnements hydriques associés à deux états structuraux en Vertisols irrigué. *Agronomie* 7, 257-270.
- Cannavo, P., Hafdhi, H., Michel, J.C. 2011. Impact of root growth on the physical properties of peat substrate under a constant water regimen. *HortScience* 46, 1394-1399.
- Caron, J., Kay, B.D., Stone, J.A., 1992. Improvement of structural stability of a clay loam with drying. *Soil Science Society of America Journal* 56, 1583-1590.
- Caubel, V., 2001. Influence de la haie de ceinture de fond de vallée sur les transferts d'eau et de nitrate. Thèse de Doctorat, École Nationale Supérieure Agronomiques de Rennes, Rennes. 155 p.
- Ceuppens, J., Wopereis, M.C.S., Miézan, K.M., 1997. Soil salinization processes in rice irrigation schemes in the Senegal River delta. *Soil Science Society of America Journal* 61, 1122-1130.
- Chandrasoma, J.M., Udawatta, R.P., Anderson, S.H., Thompson, A.L., Abney, M.A. 2016. Soil hydraulic properties as influenced by prairie restoration. *Geoderma* 283, 48-56.
- Charance, J-M.B., 1994. Gestion des ressources naturelles: la régénération des bourgoutières dans la boucle du Niger au Mali. *Revue d'élevage et de médecine vétérinaire des pays tropicaux* 47, 425-434.
- Chessel, D., Dufour, A.B., 2008. Modèles logistiques, Rapport utilisant le logiciel R. 1-9 p.

- Chevallier, T., Blanchart, E., Girardin, C., Mariotti, A., Albrecht, A., Feller, C., 2001. The role of biological activity (roots, earthworms) in medium-term C dynamics in Vertisols under a *Digitaria decumbens* (Gramineae) pasture. *Applied Soil Ecology* 16, 11-21.
- Cheverry, C., 1983. L'extraction de la solution du sol par le biais de la bougie poreuse : une synthèse bibliographique des problèmes méthodologiques posés par ces dispositifs. *Bulletin de GFHN* 14, 47-71.
- Cheverry, C., Robert, M., 1998. La dégradation des sols irrigués et la ressource en eau : une menace pour l'avenir de l'agriculture et de l'environnement des pays sud de la méditerranée ? *Etude et Gestion des Sols* 5, 217-226.
- Chi, C.L., Emerson, W.W., Lewiq, D.G., 1977. Exchangeable calcium, magnesium and sodium and the dispersion of illites in water. I. Characterization of illites and exchange reactions. *Australian Journal of Soil Research* 15, 243-253.
- Churhman, G.J., Skjemstad, J.O., Oades, J.M., 1993. Influence of clay minerals and organic matter on effects of sodicity on Soils. *Australian Journal of Soil Research* 31, 779-800.
- Condom, N., 2000. Analyse et modélisation couplée des processus hydro-géochimiques de la salinisation des sols. Application aux sols rizicoles irrigués de l'Office du Niger (Mali). Thèse de doctorat Ecole National Agronomique de Montpellier, 190 p.
- Condom, N., Kuper, M., Marlet, S., Valles, V., Kijne, J. 1999. Salinization, alkalization and sodification on irrigated area in Pakistan: characterization of the geochemical and physical processes and study on the impact of irrigation water on the processes by the use of a hydro-geochemical model. *Land Degradation and Development* 10, 123-140.
- Cook, G.D., So, H.B., Dalal, R.C., 1992. Structural degradation of two Vertisols under continuous cultivation. *Soil and Tillage Research* 24, 47-64.
- Coppola, A., Comegna, A., Dragonetti, G., Gerke, H.H., Basile, A., 2015. Simulated preferential water flow and solute transport in shrinking soils. *Vadose Zone Journal* 14, 1-22.
- Coppola, A., Comegna, V., Basile, A., Lamaddalena, N., Severino, G., 2009. Darcian preferential water flow and solute transport through bimodal porous systems: Experiments and modeling. *Journal of contaminant hydrology* 104, 74-83.
- Coppola, A., H.H. Gerke, A. Comegna, A. Basile, Comegna V., 2012. Dual-permeability model for flow in shrinking soil with dominant horizontal deformation. *Water Resources Research* 48 1-21.
- Coquet, Y., Desbourdes-Coutadeur, C., Vachier, P., Simunek, J., Roger-Estrade, J., 2004. Influence de la variabilité spatiale de la structure des sols cultivés sur les transferts de l'eau et de l'ion bromure. *Étude et Gestion des Sols* 11, 81-92.
- Coulombe, C.E., Wilding, L.P., Dixon, J.B., 1996. Overview of Vertisols: characteristics and impacts on society. In: Sparks, D.L. (Ed.), *Advances in Agronomy*, vol. 57. Academic Press, New York, 289-375 p.

- Curtin, D., Steppuhn, H., Selles, F., 1994. Effects of magnesium on cation selectivity and structural stability of sodic soils. *Soil Science Society of America Journal* 58, 730-737.
- Daddow, R.L., Warrington, G.E., 1983. Growth-limiting soil bulk densities as influenced by soil texture. WSDG report 1-17 p.
- Dai, L., Senge, M., Ito, K., Onishi, T., Yoshiyama, K., 2015. Experimental evaluation of irrigation methods for soil desalinization. *Paddy and Water Environment* 13, 159-165.
- Dang, Y.P., Dalal, R.C., Pringle, M.J., Biggs, A.J.W., Darr, S., Sauer, B., Moss, J., Payne, J., Orange, D., 2011. Electromagnetic induction sensing of soil identifies constraints to the crop yields of north-eastern Australia. *Soil Research* 49, 559-571.
- Daoud, Y., Halitim, A., 1994. Irrigation et salinisation au Sahara algérien. *Sécheresse* 3, 151-160.
- Davies, G., Huang, J., Santos, M., Acacio, F., Triantafylis, J., 2015. Modeling coastal salinity in quasi 2D and 3D using a DUALEM-421 and inversion software. *Groundwater* 53, 424-431.
- De Vos, J.H., Virgo, K., 1969. Soil structure in Vertisols of the Blue Nile clay plains, Sudan. *Journal of Soil Science* 20, 189-206.
- deSigmond, A.A.J., 1924. The alkali soils in Hungary and their reclamation. *Soil Science* 18, 379-381.
- Dexter, A.R., 2004. Soil physical quality: part I. Theory, effects of soil texture, density, and organic matter, and effects on root growth. *Geoderma* 120, 201-214.
- Díaz, F.J., Benes, S.E., Grattan, S.R., 2013. Field performance of halophytic species under irrigation with saline drainage water in the San Joaquin Valley of California. *Agricultural Water Management* 118, 59-69.
- Diaz, L., Herrero, J., 1992. Salinity estimates in irrigated soils using electromagnetic induction. *Soil Science* 154, 151-157.
- Dieter, G., Hassane, D., 2001. Profil fourragère au Niger. Rapport FAO, 25 p.
- Djabelkhir, K., Lauvernet, C., Kraft, P., Carluer, N., 2017. Development of a dual permeability model within a hydrological catchment modeling framework: 1D application. *Science of The Total Environment* 575, 1429-1437.
- Douaoui, A., Nicolas, H., Walter, C., 2006. Detecting salinity hazards within a semiarid context by means of combining soil and remote-sensing data. *Geoderma* 134, 217-230.
- Ducloux, J., Guero, Y., Fallavier, P., Valet, S., 1994. Mineralogy of salt efflorescence in paddy field soils ok Kollo, Southern Niger. *Gerderma* 64, 57-71.
- Dudal, R., 1967. Sols argileux foncés des régions tropicales et subtropicales. FAO. 72 p.
- Emerson, W.W., Chi, C.L., 1977. Exchangeable calcium, magnesium, and sodium and the dispersion of illite in water. II. Dispersion of illite in water. *Australian Journal of Soil Research* 15, 255-262.
- ESRI, 2016. Softward Arcgis 10.4.

- Faiyue, B., Al-azzawi, M.J., Flowers, T.J., 2012. A new screening technique for salinity resistance in rice (*Oryza sativa* L.) seedlings using bypass flow. *Plant Cell and Environment* 35, 1099-1108.
- FAO, 2005. Irrigation in Africa in figures - AQUASTAT Survey-2005. Food and Agriculture Organisation of the United Nations. Edited by Frenken Karen. FAO water reports 29 p.
- FAO, 2006. World Reference Base for Soil Resources, by IUSS Working Group WRB. 2006. 2nd edition FAO. World Soil Resources Report N°103 FAO, Rome.
- FAO, 2015. Système d'information sur l'eau et l'agriculture. [http://www.fao.org/nr/water/aquastat/countries\\_regions/ner/indexfra.stm](http://www.fao.org/nr/water/aquastat/countries_regions/ner/indexfra.stm) consulté 03/11/2016
- Farah, A.N., 2009. Bioreclamation of a Saline Sodic Soil in a Semi Arid Region/Jordan. *American-Eurasian Journal of Agricultural and Environmental Science* 5, 701-706.
- Farifteh, J., Farshad, T.A., George, R.J., 2008. Assessing salt-affected soils using remote sensing, solute modelling and geophysics. *Geoderma* 130, 191-206.
- Faurès, J.M., Sonou, M., 2000. Les aménagements hydro-agricoles en Afrique : situation actuelle et perspectives. FAO, 1-15 p.
- Favre, 2000. Interactions entre oxydoréduction et dynamiques salines dans un Vertisols irrigué par submersion. Thèse de Doctorat. Ecole Polytechnique Fédérale de Lausanne. 179 p.
- Favre, F., Boivin, P., Wopereis M., 1997. Water movement and soil swelling in a dry, cracked Vertisols. *Geoderma* 78, 113-123.
- Feddes, R.A., Kowalik, P.J., Zaradny, H.X., 1978. Simulation of Field Water Use and Crop Yield; Centre for Agricultural Publishing and Documentation: Wageningen, The Netherlands.
- Flowers, T.J., Colmer, T.D., 2008. Salinity tolerance in halophytes. *New Phytologist* 179, 945-963.
- Flowers, T.J., Troke, P.F., Yeo, A.R., 1977. The mechanism of salt tolerance in halophytes. *Annual review of plant physiology* 28, 89-121.
- Flowers, T.J., Yeo, A.R., 1981. Variability in the resistance of sodium chloride salinity within rice (*Oryza sativa* L.) varieties. *New Phytologist* 88, 363-373.
- Foley, J.A., DeFries, R., Asner, G.P., Barford, C., Bonan, G., Carpenter, S.R., Chapin, F.S., Coe, M.T., Daily, G.C., Gibbs, H.K., Helkowski, J.H., Holloway, T., Howard, E. A., Kucharik C. J., Monfreda C., Patz J. A., Prentice I. C., Ramankutty N., Snyder, P.K., 2005. Global consequences of land use. *Science* 309, 570-574.
- Foley, J.A., Ramankutty, N., Brauman, K.A., Cassidy, E.S., Gerbe James, S., Johnston, M., Mueller, N.D., O'Connell, C., Ray, D.K., West, P.C., Balzer, C., Bennett, E.M., Carpenter, S.R., Hill J., Monfreda, C., Polasky, S., Rockstro, J., Sheehan, J., Siebert, S., Tilman, D., Zaks, D.P. M., 2011. Solutions for a cultivated planet. *Nature* 478, 337-342.
- Forges, A.R., Feller, C., Jamagne, M., Arrouays, D., 2008. Perdus dans le triangle des textures. *Etude et Gestion des Sols* 15, 97-111.
- François, J., Rivas, A., Compere, R., 1989 - Le pâturage semi-aquatique à *Echinochloa stagnina* (RETZ.) BEAUV. Etude approfondie de la plante 'bourgou' et des

- bourgoutières situées en zone lacustre du Mali. Bulletin des Recherches Agronomiques de Gembloux 24, 145-189.
- Frenkel, H., Goertzen, J.O., Rhoades, J.D., 1978. Effects of clay type and content, exchangeable sodium percentage, and electrolyte concentration on clay dispersion and soil hydraulic conductivity. Soil Science Society of American Journal 42, 32-39.
- Garnier, P., 1996. Détermination des caractéristiques hydrodynamiques des sols déformables par la méthode inverse. Thèse de doctorat, Université de Nancy I, Nancy 128 p.
- Garnier, P., Perrier, E., Bellier, G., Rieu, M., 1998. Modelling water flow in unsaturated swelling soil samples. Bulletin de la Société Géologique de France 169, 589-593.
- Gerke, H.H., 2006. Preferential flow descriptions for structured soils. Journal of Plant Nutrition and Soil Science 169, 382-400.
- Gerke, H.H., van Genuchten, M.T., 1993. A dual-porosity model for simulating the preferential movement of water and solutes in structured porous media. Water Resource Research 29, 305-319.
- Ghaly, F.M., 2002. Role of natural vegetation in improving salt affected soil in northern Egypt. Soil and Tillage Research 64, 173-178.
- Gharaibeh, M.A., Eltaif, N.I., Albalasmeh, A.A., 2011. Reclamation of highly calcareous saline sodic soil using *Atriplex halimus* and by-product gypsum. International Journal of Phytoremediation 13, 873-883.
- Gharaibeh, M.A., Eltaif, N.I., Shunnar, O.F., 2009. Leaching and reclamation of calcareous saline-sodic by moderately saline and moderate-SAR water using gypsum and calcium chloride. Journal of Plant Nutrition and Soil Science 172, 713-719.
- Gharaibeh, M.A., Rusan, M.J., Eltaif, N.I., Shunnar, O.F., 2014. Reclamation of highly calcareous saline-sodic soil using low quality water and phosphogypsum. Applied Water Science 4, 223-230.
- Ghassemi F., Jakeman A. J., and Nix H. A., 1995. Salinization of Land and Water Resources. Human causes, extent, management and case studies. CAB Int. Wallingford, UK, 526 p.
- Gherina, S.A., Douaoui, A., Hartani, T., Vincent, B., 2008. Application de la télédétection dans la connaissance de la salinité des sols de la plaine du Bas-Chéliff. Actes du quatrième atelier régional du projet Sirma, Mostaganem, Algérie. 8 p.
- Glenn E.P., Brown J.J., Blumwald E., 1999. Salt tolerance and crop potential of halophytes. Critical Reviews in Plant Sciences 18, 227-255.
- Goldberg, S. Forster, H.S., Heick, E.L., 1991. Flocculation of illite/kaolinite and illite/montmorillonite mixtures as affected by sodium adsorption ratio and pH. Clays and Clay Minerals 39, 375-380.
- Goldberg, S., Suarez, D.L., Glaubig, R.A., 1988. Factors affecting clay dispersion and aggregate stability of arid-zone soils. Soil Science 146, 317-325.
- Greenway, H., Munns, R., 1980. Mechanisms of salt tolerance in nonhalophytes. Annual Review of Plant Physiology 31, 149-90.
- Greenway, H., Sims, A.P., 1974. Effects of high concentrations of KCl and NaCl on responses of malate dehydrogenase (decarboxylating) to malate and various inhibitors. Functional Plant Biology 1, 15-29.

- Greve, A., Andersen, M.S., Acworth, R.I., 2010. Investigations of soil cracking and preferential flow in a weighing lysimeter filled with cracking clay soil. *Journal of Hydrology* 393, 105-113.
- Grismer, M.E., Orang, N.M., Clausnitzer, V., Kinney, K., 1994. Effects of air compression and counterflow on infiltration into soils. *Journal of Irrigation and Drainage Engineering* 120, 775-795.
- Guala, S., Vega, F.A., Covelo, E.F., 2013. Modeling the plant–soil interaction in presence of heavy metal pollution and acidity variations. *Environmental Monitoring and Assessment* 185, 73-80.
- Guala, S.D., Vega, F.A., Covelo, E.F., 2011. Development of a model to select plants with optimum metal phytoextraction potential. *Environmental Science and Pollution Research* 18, 997-1003.
- Guéro, Y., 1987. Organisation et propriétés fonctionnelles des sols de la vallée du moyen Niger. Thèse de 3<sup>ème</sup> cycle des universités de Niamey et Tunis, 233 p.
- Guéro, Y., 2000. Contribution à l'étude des mécanismes de dégradation physico-chimique des sols sous climat sahélien. Exemple pris dans la vallée du moyen Niger. Thèse de Doctorat de l'Université Abdou Moumouni de Niamey (Niger), 109 p.
- Gupta, R.K., Verma, S.K., 1984. Influence of soil ESP and electrolyte concentration of permeating water on hydraulic properties of a Vertisol. *Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde* 147, 77-84.
- Haëfele, S., Wopereis, M.C.S., Boivin, P., N'Diaye, A.M., 1999. Effect of puddling on soil desalinization and rice seedling survival in the Senegal River Delta. *Soil and Tillage Research* 51, 35-46.
- Halitim, A., Robert, M., Tessier, D., Prost, R., 1984. Influence des cations échangeables (Na<sup>+</sup>, Ca<sup>2+</sup>, Mg<sup>2+</sup>) et la concentration saline sur le comportement physique (rétention en eau, conductivité hydraulique) de la montmorillonite. *Agronomie, EDP Sciences*, 4 451-459.
- Hallaire, V., 1987. Retrait vertical d'un sol argileux au cours du dessèchement. Mesures de l'affaissement et conséquences structurales. *Agronomie, EDP Sciences* 7, 631-637.
- Hallaire, V., 1988. La fissuration d'un sol argileux au cours du dessèchement. I. Description in situ. *Agronomie, EDP Sciences* 8, 139-145.
- Hallberg, G.R., 1977. The use of COLE values for engineering evaluation. *Soil Science Society of America Journal* 41, 775-777.
- Hammecker, C., Antonino, A., Maeght, J-L., Boivin, P., 2003. Experimental and numerical study of water flow in soil under irrigation in Northern Senegal: evidence of air entrapment. *European Journal of Soil Science* 54, 491-503.
- Hamzeh, S., Naseri, A.A., AlaviPanah, S.K., Mojaradi, B., Bartholomeus, H.M., Clevers, J.G.P.W., Behzad, M., 2013. Estimating salinity stress in sugarcane fields with spaceborne hyperspectral vegetation indices. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation* 21, 282-290.
- Han, L., Liu, H., Yu, S., Wang, W., Liu, J., 2013. Potential application of oat for phytoremediation of salt ions in coastal saline-alkali soil. *Ecological Engineering* 61, 274-281.

- Hanana, M., Hamrouni, L., Cagnac, O., Blumwald, E., 2011. Mécanismes et stratégies cellulaires de tolérance à la salinité (NaCl) chez les plantes. *Dossiers Environnement* 19, 121-141.
- Hasegawa, P.M., Bressan, R.A., Zhu, J.K., Bohnert, H.J., 2000. Plant cellular and molecular responses to high salinity. *Annual review of plant biology* 51, 463-499.
- Helalia, A. M., El-Amir, S., Abou-Zeid, S.T., Zaghloul, K.F., 1992. Bio-reclamation of saline-sodic soil by Amshot grass in northern Egypt. *Soil and Tillage Research* 22, 109-115.
- Hendrickx, J.M.H., Flury, M., 2001. Uniform and preferential flow mechanisms in the Vadose Zone. *Conceptual Models of Flow and Transport in the Fractured Vadose Zone*. National Research Council, National Academy of Sciences, Washington, DC, 149–187 p.
- Hernández, J.A., Ferrer, M.A., Jiménez, A., Barceló, A.R., Sevilla, F., 2001. Antioxidant systems and O<sub>2</sub>-/H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> production in the apoplast of pea leaves. Its relation with salt-induced necrotic lesions in minor veins. *Plant Physiology* 127, 817-831.
- Heuzé, V., Tran G., Baumont R., 2015. *Burgu (Echinochloa stagnina)*. Feedipedia, a programme by INRA, CIRAD, AFZ and FAO. <http://www.feedipedia.org/node/453> Last updated on May 11, 2015, 14:30.
- Hillel, D., 2000. Salinity management for sustainable irrigation. Integrating Science, environment and economics. Environmentally and socially sustainable development. Rural Development. The World Bank, Washington DC 89 p.
- Hoffman, G.J., 1986. Guidelines for reclamation of salt-affected soils. *Applied Agricultural Research* 1, 1-45.
- Houk, E., Frasier, M., Schuck, E. 2006. The agricultural impacts of irrigation induced waterlogging and soil salinity in the Arkansas Basin. *Agricultural Water Management* 85, 175-183.
- Husain, S., von Caemmerer, S., Munns, R., 2004. Control of salt transport from roots to shoots of wheat in saline soil. *Functional Plant Biology* 31, 1115-1126.
- Hussain, N., Hassan, G., Arshadullah, M., Mujeeb, F., 2001. Evaluation of amendments for the improvement of physical properties of sodic soil. *International Journal of Agricultural Biology* 3, 319-322.
- Hutson, J.L., Wagenet, R.J., 1992. LEACHM: Leaching Estimation And CHemistry Model. Version 3.0. Department of Soil, Crop, and Atmospheric Sciences. Research series no. 92.3. New York, Cornell University, 121 p.
- ICRISAT (International Crops Research Institute for the Semi-Arid Tropics), 1989. Management of Vertisols for improved agricultural production: proceedings of an IBSRAM Inaugural Workshop, 18-22 Feb 1985, ICRISAT Center, India. Patancheru, A.P. 502 324, India ICRISAT.
- Ilyas, M., Miller, R. W., Qureshi, R.H., 1993. Hydraulic Conductivity of Saline-Sodic Soil after Gypsum Application and Cropping. *Soil Science Society of America Journal* 57, 1580-1585.
- IRD et UNESCO, 2012. Le fleuve Niger : de la forêt tropicale guinéenne au désert saharien. Les grands traits du régime hydrographiques.

- Jaillard, B., Cabidoche, Y.M., 1984. Etude de la dynamique de l'eau dans le sol argileux gonflant : dynamique hydrique, *Science du Sol* 3, 239-251.
- Jarvis, N.J. 2007. Review of non-equilibrium water flow and solute transport in soil macropores: Principles, controlling factors and consequences for water quality. *European Journal of Soil Science* 58, 523-546.
- Jesus, J.M., Danko, A.S., Fiúza, A., Borges, M.T. 2015. Phytoremediation of salt-affected soils: a review of processes, applicability, and the impact of climate change. *Environmental Science and Pollution Research*, 22, 6511-6525.
- Jlassi, A., Zorrig, W., Khouni, A.E., Lakhdar, A., Smaoui, A., Abdelly, C., Rabhi, M., 2013. Phytodesalination of a Moderately-Salt-Affected Soil by *Sulla Carnosa*. *International Journal of Phytoremediation* 15, 393-404.
- Jones, J.W., Hoogenboom, G., Porter, C.H., Boote, K.J., Batchelor, W.D., Hunt, L.A., Wilkens, P.W., Singh, U., Gijsman, A.J., Ritchie, J.T., 2003. The DSSAT cropping system model. *European Journal of Agronomy* 18, 235-265.
- Kadu, P.R., Pal, D.K., Deshpande, S.B. 1993. Effect of low exchangeable sodium on hydraulic conductivity and drainage in shrink-swell soils of the Purna Valley, Maharashtra. *Clay Research* 12, 65-70.
- Kadu, P.R., Vaidaya, P.H., Balpande, S.S., Satyavathi, P.L.A., Pal, D.K., 2003b. Use of hydraulic conductivity to evaluate the suitability of vertisols for deep-rooted crops in semiaride parts of central India. *Soil Use and Management* 19, 208-216.
- Kanwar, J.S. Virmani, S.M., 1986. Management Of Vertisols For Improved Crop Production In The Semi-Arid Topics: A Plan For A Technology Transfer Network In Africa. In: First IBSRAM (International Board on Soil Research and Management) Regional Networkshop in Africa on Improved Management of Vertisols under Semi-Arid Conditions. Nairobi, Kenya, 157-172 p.
- Kanwar, J.S., 1982. Problems and potentials of vertisols and alfisols –the two important soils of SAT-ICRISAT experience. *Tropical Agriculture Research* 15, 119-138.
- Karimi, A., 1997. Desalinization of heavy textured soils in the Tabriz floodplain by ploughing at various depths. *Iranian Journal of Agricultural Sciences* 28, 37-48.
- Keating, B.A., Carberry, P.S., Hammer, G.L., Probert, M.E., Robertson, M.J., Holzworth, D., Huth, N.I., Hargreaves, J.N.G., Meinke, H., Hochman, Z., McLean, G., Verburg, K., Snow, V., Dimes, J.P., Silburn, M., Wang, E., Brown, S., Bristow, K.L., Asseng, S., Chapman, S., McCown, R.L., Freebairn, D.M., Smith, C.J., 2003. An overview of APSIM, a model designed for farming systems simulation. *European Journal of Agronomy* 18, 267-288.
- Kelley, W.P., 1937. The reclamation of alkali soils. University of California, Bulletin 617, 40 p.
- Kelley, W.P., Brown, S.M., 1934. Principles governing the reclamation of alkali soils. *Hilgardia* 8, 149-177.
- Kerloch, E., Michel, J.C., 2015. Pore tortuosity and wettability as main characteristics of the evolution of hydraulic properties of organic growing media during cultivation. *Vadose Zone Journal*, 14(6).



- Knight, E.W., 1935. Agricultural investigation on the Newlands (Nev.) reclamation project. United States Department of Agriculture, Technical Bulletin N°464, 35 p.
- Kroes, J., Van Dam, J.C., Groenendijk, P., Hendriks, R.F.A., Jacobs, C.M.J., 2009. SWAP Version 3.2: Theory Description and User Manual. Alterra Report, Wageningen, 262 p.
- Kumar, A, Abrol, I.P., 1984. Studies on the reclaiming effect of Karnal-grass and Para-grass grown in a highly sodic soil. *Indian Journal of Agricultural Sciences* 54, 189-193.
- Lafolie, F., 1991. Modelling water flow, nitrogen transport and root uptake including physical nonequilibrium and optimization of the root water potential. *Fertilizer research* 27, 215-231.
- Laine, F., 1987. Un programme Vétérinaire Sans Frontières: la régénération de « bourgoutière » dans le cercle de Tombouctou. Thèse de Docteur Vétérinaire, Ecole Nationale Vétérinaire de Lyon, 127 p.
- Lamandé, M., Hallaire, V., Curmi, P., Péres, G., Cluzeau, D., 2003. Changes of pore morphology, infiltration and earthworm community in a loamy soil under different agricultural managements. *Catena* 54, 637-649.
- Lashari, M.S., Liu, Y., Li, L., Pan, W., Fu, J., Pan, G., Yu, X., 2013. Effects of amendment of biochar-manure compost in conjunction with pyroligneous solution on soil quality and wheat yield of a salt-stressed cropland from Central China Great Plain. *Field Crops Research* 144, 113-118.
- Latifi, H., Prasad, S.N., Helweg, O.J., 1994. Air entrapment and water infiltration in twolayered soil column. *Journal of Irrigation and Drainage Engineering* 120, 871-891.
- Laudicina, V., Hurtado, M., Badalucco, L., Delgado, A., Palazzolo, E., Panno, M., 2009. Soil chemical and biochemical properties of a salt-marsh alluvial Spanish area after long-term reclamation. *Biology and Fertility of Soils* 45, 691-700.
- Lax, A., Díaz, E., Castillo, V., Albaladejo, J., 1994. Reclamation of physical and chemical properties of a salinized soil by organic amendment. *Arid Land Research and Management* 8, 9-17.
- Léauthaud, H.C., 2013. De l'influence des crues sur les services écosystémiques des prairies inondables. Application à la production fourragère dans le delta du fleuve Tana, au Kenya. Thèse de Doctorat, Université de Montpellier II, 268 p.
- Li, H., Yi, J., Zhang, J., Zhao, Y., Si, B., Hill, R.L., Cui L., Liu, X., 2015. Modeling of Soil Water and Salt Dynamics and Its Effects on Root Water Uptake in Heihe Arid Wetland, Gansu, China. *Water* 7, 2382-2401.
- Li, J.H., Li, L., Chen, R., Li, D.Q., 2016. Cracking and vertical preferential flow through landfill clay liners. *Engineering Geology* 206, 33-41.
- Loveday, J., 1976. Relative significance of electrolyte and cation exchange effects when gypsum is applied to sodic clay soil. *Australian Journal of Soil Research* 14, 361-371.
- Maas, E.V., 1990. Crop salt tolerance in "Agricultural salinity assessment and management", K. K. Tanji (ed.), ASCE Manuals and Reports on Engineering practice, No 71, New York.

- Maas, E.V., 1993. Testing Crops for Salinity Tolerance. Proc. Workshop on Adaptation of Plants to Soil Stresses. p. 234-247. In: J.W. Maranville, B.V. Baligar, R.R. Duncan, J.M. Yohe. (eds.). Pub. N° 94-2, Univ of Ne, Lincoln.
- Maas, E.V., Grattan, S.R., 1999. Crop yields as affected by salinity. In Agricultural Drainage, Skaggs RW, van Schilfgaarde J (eds). ASA-CSSA-SSSA: Madison, WI; 55-108.
- Maas, E.V., Hoffman, G. J., 1977. Crop salt tolerance-current assessment. Journal of the Irrigation and Drainage Division 103, 115-134.
- Machens, E., 1973. Contribution à l'étude des formations du socle cristallin et de la couverture sédimentaire de l'ouest de la République du Niger. Mémoire BRGM N°82, 162 p.
- Mahamane, L., Mahamane, S., Nonguierma, A., 2005. Détermination du degré d'aridité bioclimatique de sept localités du département de Tillabéri (sud-ouest du Niger): classement en zones bioclimatiques. Science et changements planétaires/Sécheresse 16, 107-114.
- Malik, K.A., Aslam, Z., Naqvi, M. 1986. Kallar grass: a plant for saline land. Faisalabad, Pakistan: Nuclear Institute for Agriculture and Biology (NIAB).
- Marlet, S., 1996. Alcalinisation des sols dans la vallée du fleuve Niger (Niger) : Modélisation des processus physico-chimiques et évolution des sols sous irrigation. Thèse de doctorat, ENSA, Montpellier 243 p.
- Marlet, S., 2004. Evolution des systèmes d'irrigation et gestion de la salinité des terres irriguées. Séminaire sur la modernisation de l'agriculture irriguée, Rabat, Morocco. IAV Hassan II, 11 p.
- Marlet, S., Barbiero, L., Valles, V., 1998. Soil alkalization and irrigation in the Sahelian zone of Niger II: agronomic consequences of alkalinity and sodicity. Arid Soil Research and Rehabilitation 12, 139-152.
- Marlet, S., Job, J.O, 2006. Processus et gestion de la salinité des sols. In : Tiercelin J.R , Vidal A., Tardieu H., Traité d'irrigation. Edition. Tec & Doc Lavoisier, 797-822 p.
- Marlet, S., Vallès, V., Barberio, L., 1996. Field study and simulation of geochemical mechanisms of soil alkalisation in the Sahelian zone of Niger. Arid Soil Research and Rehabilitation 10, 243-256.
- Marlet, S., Vincent, B., Vidal, A., Bouarfa, S., Wu, J., Yang, J., N'Diaye, M.K., Kuper, M., Zimmer, D., 2005. Gestion de l'eau et de la salinité et redistribution des sels dans les périmètres irrigués. Symposium, Beijing International Commission on Irrigation and Drainage, 1-18.
- Martinez, M.J., 2006. Modèles linéaires généralisés à effets aléatoires: contributions au choix de modèle et au modèle de mélange. Thèse de Doctorat, Université Montpellier II- Sciences et Techniques du Languedoc, 137 p.
- Maruyama, T., Tanji K.K., 1997. Physical and chemical processes of soil related to paddy drainage. Shinzan- Sha Science and Technology, Japan, 229 p.
- McIntyre, D.S., 1979. Exchangeable sodium, subplasticity and hydraulic conductivity of some Australian soils. Australian Journal of Soil Research 17, 115-120.
- McKenzie, D.C., Higginson, F. R., Abbott, T. S., 1991. The effect of irrigated crop production on the properties of a sodic Vertisol. Australian Journal of Soil Research 29, 443-453.

- McNeal, B.L., Coleman, N.T., 1968. Prediction of the effect of mixed-salt solutions on soil hydraulic conductivity. *Soil Science Society of America Journal* 30, 308-312.
- McNeal, B.L., Norvell, W.A., Coleman, N.T., 1966. Effect of solution composition on the swelling of extracted soil cays. *Soil Science Society of America Journal* 30, 313-317.
- MDA, 2005. Stratégie Nationale de Développement de l'irrigation et de la Collecte des Eaux de Ruissellement (SNDI/CER). Ministère du Développement Agricole.
- Meena, M.D., Joshi, P.K., Jat, H.S., Chinchmalatpure, A.R., Narjary, B., Sheoran, P., Sharma, D.K., 2016. Changes in biological and chemical properties of saline soil amended with municipal solid waste compost and chemical fertilizers in a mustard–pearl millet cropping system. *Catena* 140, 1-8.
- Mhiri, A., Tarhouni, J., Hachicha, M., Lebdi, F., 1998. Approche systémique des risques de salinisation par endoréisation anthropique. *Etude et Gestion des Sols* 5, 257-268.
- Michot, D., Benderitter, Y., Dorigny, A., Nicoullaud, B., King, D., Tabbagh, A., 2003. Spatial and temporal monitoring of soil water content with an irrigated corn crop covers using surface electrical resistivity tomography. *Water Resources Research* 39, 11-38.
- Michot, D., Walter, C., Adam, I., Guéro, Y., 2013. Digital assessment of soil-salinity dynamics after a major flood in the Niger River valley. *Geoderma* 207-208, 193-204.
- Miller, R.J., Nielsen, D.R., Biggar, J.W., 1965. Chloride displacement in Panoche clay-loam in relation to water movement and distribution. *Journal of Water Resources Research* 1, 63-73.
- Miller, R.O., 1998. Determination of dry matter content of plant tissue. Dans: *Handbook of reference methods for plant analysis*. Yash P. Kalra (Ed.). Soil and Plant Analysis Council, CRC Press, Boca Raton, USA. 51-52 p.
- Mishra, A., Sharma, S.D., 2003. Leguminous trees for the restoration of degraded sodic wasteland in eastern Uttar Pradesh, India. *Land Degradation & Development* 14, 245-261.
- Mishra, A., Sharma, S.D., Khan, G.H., 2002. Rehabilitation of degraded sodic lands during a decade of *Dalbergia sissoo* plantation in Sultanpur district of Uttar Pradesh, India. *Land Degradation & Development* 13, 375-386.
- Mitchell, A.R., Ellsworth, T.R., Meek, B.D., 1995. Effect of root systems on preferential flow in swelling soil. *Communications in Soil Science and Plant Analysis* 26, 2655-2666.
- Monteiro, Santos, F.A., J. Triantafilis, K.E. Bruzgulis, Roe, J.A.E., 2010. Inversion of multiconfiguration electromagnetic (DUALEM-421) profiling data using a one-dimensional laterally constrained algorithm. *Vadose Zone Journal* 9, 117-125.
- Montoroi, J.P., 1996. Gestion durable des sols de la mangrove au Sénégal en période de sécheresse. Dynamique de l'eau et géochimie d'un bassin Versant aménagé. Thèse de Doctorat, ORSTOM, Paris, 249 p.

- Mossi Maïga, I., 2005. La gestion collective des systèmes irrigués : cas des aménagements hydro-agricoles rizicoles dans la vallée du fleuve Niger au Niger. Diplôme d'Etudes Approfondies, Université de Toulouse-le Mirail, 118 p.
- Mougenot, B., 1993. Effets des sels sur la réflectance et télédétection des sols salés. Cahiers ORSTOM, Série Pédologie 28, 45-54.
- Mualem, Y., 1976. A new model for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated porous media. *Water Resource Research* 12, 513–522.
- Munns, R., 2002. Comparative physiology of salt and water stress. *Plant, Cell and Environment* 25, 239–250.
- Munns, R., 2005. Genes and salt tolerance: bringing them together. *New Phytologist* 167, 645–663.
- Munns, R., Tester, M., 2008. Mechanisms of salinity tolerance. *Annual Reviews of Plant Biology* 59, 651-681.
- Naseri, A.A., Rycroft, D., 2002. Effect of swelling and overburden weight on hydraulic conductivity of a restructured saline sodic clay. 17<sup>e</sup> WCSS 14-21 August, Thailand. Paper n°1843, 10 p.
- Nasso, N.N.o.D, Lasorella, M.V., Roncucci, N., Bonari, E., 2015. Soil texture and crop management affect switchgrass (*Panicum virgatum* L.) productivity in the Mediterranean. *Industrial Crops and Products* 65, 21-26.
- Ndiaye, B., Molénat, J., Ndoye, S., Boivin, P., Cheverry C., Gascuel-Odoux, C., 2008. Modélisation du transfert de l'eau et des sels dans les casiers rizicoles du delta du fleuve Sénégal. *Revue des Sciences de l'Eau* 21, 325-336.
- Neumann, P., 1997. Salinity resistance and plant growth revisited. *Plant, Cell and Environment* 20, 1193-1198.
- Ney, B., 1987. Fonctionnement hydrique des sols à argile gonflante cultivés I.- Analyse des influences du travail du sol et de l'irrigation sur le fonctionnement hydrique des sols à argile gonflante dans les exploitations de Guadeloupe (F.W.I.) *Agronomie* 7, 247-256.
- Ninerola, V.B., Navarro-Pedreño, J., Lucas, I. G., Pastor, I. M., Vidal, M. M. J., 2017. Geostatistical assessment of soil salinity and cropping systems used as soil phytoremediation strategy. *Journal of Geochemical Exploration* 174, 53-58.
- Northey, J.E., Christen, E.W., Ayars, J.E., Jankowski, J., 2006. Occurrence and measurement of salinity stratification in shallow groundwater in the Murrumbidgee Irrigation Area, south-eastern Australia. *Agricultural Water Management* 81, 23-40.
- Nowamooz, H., 2007. Retrait/gonflement des sols argileux compacts et naturels. Thèse de Doctorat. Engineering Sciences. Institut National Polytechnique de Lorraine – INPL 199 p.
- Oad, F.C., Samo, M.A., Soomro, A., Oad, D.L., Oad, N.L., Siyal, A.G., 2002. Amelioration of salt affectd soils. *Pakistan Journal of Applied Sciences* 2, 1-9.
- Olibier, G., 2014. Dynamiques salines des sols des milieux arides et semi-arides. Thèse de HDR, Université Montpellier 2, 133 p.
- Olivry, J.C., 2002. Synthèse des connaissances hydrologiques et potentiel en ressources en eau du fleuve Niger. Rapport technique, Banque Mondiale et Autorité du Bassin du Niger, 166 p.

- Oosterbaan, R.J., 2001. SALTMOD Description of Principles, User Manual, and Examples of Application. ILRI, Wageningen, The Netherlands 80 p.
- Oster, J.D., Shainberg, I., Wood, J.D., 1980. Flocculation value and gel structure of sodium/calcium montmorillonite and illite suspension. *Soil Science Society of America Journal* 44, 955-959.
- Oster, J.D., Willardson, L.S., Hoffman, G.J., 1972. Sprinkling and ponding techniques for reclaiming saline soils. *Transactions of American Society of Agricultural Engineers* 15, 115-117.
- Oster, J.D., Shainberg, I., Abrol, I.P., 1999. Reclamation of salt-affected soils. *Agricultural Drainage. Agronomy Monograph* 38, 659-691.
- Paine, C.E., Marthews, T.R., Vogt, D.R., Purves, D., Rees, M., Hector, A., Turnbull, L.A., 2012. How to fit nonlinear plant growth models and calculate growth rates: an update for ecologists. *Methods in Ecology and Evolution* 3, 245-256.
- Pal, D.K., Wani, S.P., Sahrawat, K.L., 2012. Vertisols of tropical Indian environments: Pedology and edaphology. *Geoderma* 189-190, 28-49.
- Panta, S., Flowers, T., Lane, P., Doyle, R., Haros, G., Shabala, S., 2014. Halophyte agriculture: Success stories. *Environmental and Experimental Botany* 107, 71-83.
- Parkhurst, D.L., Appelo, C.A.J., 2013. Description of input and examples for PHREEQC version 3: a computer program for speciation, batch-Reaction, one-dimensional transport, and inverse geochemical calculations. U.S. Geological Survey, Denver, Colorado, 497 p.
- Pasternak, D., 1987. Salt tolerance and crop production –a comprehensive approach. *Annual Reviews of Phytopathology* 25, 271-291.
- Perfect, E., Kay, B.D., Van Loon, W.K.P., Sheard, R.W., Pojasok, T., 1990. Factors influencing soil structural stability within a growing season. *Soil Science Society of America Journal* 54, 173-179.
- Pham, T.L., 2008. Erosion et dispersion des sols argileux par un fluide. Thèse de Doctorat. Engineering Sciences. Ecole des Ponts ParisTech. 195 p.
- Phogat, V., Skewes, M. A., Cox, J.W., Sanderson, G., Alam, J., Simunek, J., 2014. Seasonal simulation of water, salinity and nitrate dynamics under drip irrigated mandarin (*Citrus reticulata*) and assessing management options for drainage and nitrate leaching. *Journal of Hydrology* 513, 504-516.
- Pinheiro, J., Bates, D., DebRoy, S., Sarkar, D., 2009. nlme: linear and nonlinear mixed effects models, R package version 3.1-86.
- PPAAO, 2015. Rapport d'activités sur les tests d'introduction du système de riziculture intensive (sri) au Niger, 11 p.
- Prapagar, K., Indraratne, S.P., Premanandharajah, P., 2012. Effect of soil amendments on reclamation of saline-sodic soil. *Tropical Agricultural Research* 23, 168-176.
- Qadir, M., Ghafoor, A., Murtaza, G., 2000. Amelioration strategies for saline soils: a review. *Land Degradation & Development* 11, 501-521.
- Qadir, M., Noble, A.D., Oster, J.D., Schubert, S., Ghafoor, A., 2005. Driving forces for sodium removal during phytoremediation of calcareous sodic and saline-sodic soils: a review. *Soil Use and Management* 21, 173-180.
- Qadir, M., Oster J.D., Schubert, S., Noble, A.D., Sahrawat, K.L., 2007. Phytoremediation of Sodic and Saline-Sodic Soils. *Advances in Agronomy* 96, 197-247.

- Qadir, M., Oster, J., 2002. Vegetative bioremediation of calcareous sodic soils: history, mechanisms, and evaluation. *Irrigation Science* 21, 91-101.
- Qadir, M., Oster, J.D., 2004. Crop and irrigation management strategies for saline-sodic soils and waters aimed at environmentally sustainable agriculture. *Science of the Total Environment* 323, 1-19.
- Qadir, M., Qureshi, R.H., Ahmad N., 1998. Horizontal flushing: a promising ameliorative technology for hard sodic and saline-sodic soils. *Soil and Tillage Research* 45, 119-131.
- Qadir, M., Qureshi, R.H., Ahmad, N., Ilyas, M., 1996b. Salt-tolerant forage cultivation on a saline-sodic field for biomass production and soil reclamation. *Land degradation & development* 7, 11-18.
- Qadir, M., Qureshi, R.H., Ahmad, N., 1996a. Reclamation of a saline-sodic soil by gypsum and *Leptochloa fusca*. *Geoderma* 74, 207-217.
- Qadir, M., Steffens, D., Yan, F., Schubert, S., 2003. Sodium removal from a calcareous saline-sodic soil through leaching and plant uptake during phytoremediation. *Land Degradation & Development* 14, 301-307.
- Qadir, M., Tubeileh, A., Akhtar, J., Larbi, A., Minhas, P. S., Khan, M. A., 2008. Productivity enhancement of salt-affected environments through crop diversification. *Land Degradation & Development* 19, 429-453.
- Rabhi, M., Ferchichi, S., Jouini, J., Hamrouni, M.H., Koyro, H.W., Ranieri, A., Ranieri, A., Abdelly, C., Smaoui, A., 2010a. Phytodesalination of a salt-affected soil with the halophyte *Sesuvium portulacastrum* L. to arrange in advance the requirements for the successful growth of a glycophytic crop. *Bioresource technology* 101, 6822-6828.
- Rabhi, M., Karray-Bouraoui, N., Medini, R., Attia, H., Athar, H.U.R., Abdelly, C., Smaoui, A., 2010b. Seasonal variations in phytodesalination capacity of two perennial halophytes in their natural biotope. *Journal of Biological Research-Thessaloniki* 14, 181-189.
- Rabhi, M., Lakhdar A., Hajji, S., Barhoumi, Z., Hamrouni, M. H., Abdelly, C., Smaoui, A., 2009. Evaluation of the capacity of three halophytes to desalinize their rhizosphere as grown on saline soils under nonleaching conditions. *African Journal Ecology* 47, 463-468.
- Radier, H., 1957. Contribution à l'étude géologique du Soudan oriental (AOF). Thèse de Doctorat d'état. *Bulletin de Service de géologie et de Prospection Minière* 26, 556 p.
- Rahman, A.W., Rowell, D.L., 1979. The influence of magnesium in saline and sodic soils: a specific effect or a problem of cation exchange? *Journal of Soil Science* 30, 535-546.
- Rahman, H., Abdel, A., Dahab, M.H., Mustsfa, M.A., 1996. Impact of soil amendments on intermittent evaporation, moisture distribution and salt redistribution in saline-sodic clay soil columns. *Soil Science* 161, 793-802.

- Ravindran, K.C., Venkatesan, K., Balakrishnan, V., Chellappan, K.P., Balasubramanian, T., 2007. Restoration of saline land by halophytes for Indian soils. *Soil Biology and Biochemistry* 39, 2661-2664.
- Rayhani, M.H.T., Yanful, E.K., Fakher, A., 2008. Physical modeling of desiccation cracking in plastic soils. *Engineering Geology* 97, 25-31.
- Reading, L.P., Baumgartl T., Bristow K.L., Lockington D., 2012a. Hydraulic conductivity increases in a sodic clay soil in response to gypsum applications: impacts of bulk density and cation exchange. *Soil Science* 177, 165-171.
- Reading, L.P., Baumgartl, T., Bristow, K.L., Lockington, D.A., 2012b. Applying HYDRUS to flow in a sodic clay soil with solution composition–dependent hydraulic conductivity. *Vadose Zone Journal*, 11 p.
- Reeve, R.C., Phillipsbury, A.F., Wilcox, L.V., 1995. Reclamation of a saline and high boron soil in Coachella Valley of California. *Hilgardia* 24, 69-91.
- Rhoades, J.D., Chanduvi, F., Lesch, S.M., 1999. *Soil Salinity Assessment Methods and Interpretation of Electrical Conductivity Measurements*. Irrigation and Drainage, FAO, Rome 150 p.
- Richter, O., Nguyen, H.A., Nguyen, K.L., Nguyen, V.P., Biester, H., Schmidt, P., 2016. Phytoremediation by mangrove trees: Experimental studies and model development. *Chemical Engineering Journal* 294, 389-399.
- Ringrose-Voase, A.J., 1996. Measurement of soil macropore geometry by image analysis of sections through impregnated soil. *Plant and Soil* 183, 27-47.
- Ritchie, J.T., Kissel, D.E., Burnett, E., 1972. Water movement in undisturbed swelling clay soil. *Soil Science Society of America Journal* 36, 874-879.
- Rivas, A., Dardenne, P., Biston R., Compere, R., 1987. Evaluation alimentaire de Bourgou (*Echinochloa stagnina*) par la spectrométrie de réflexion dans l'infra-rouge proche. Document WIP, München, 15 p.
- Robertson, F.A., Myers, R.J.K., Saffigna, P.G., 1994. Dynamics of carbon and nitrogen in a long-term cropping system and permanent pasture system. *Australian Journal of Agricultural Research* 45, 211-221.
- Rowell, D.L., Shainberg, I., 1979. The influence of magnesium and easily weathered minerals on hydraulic conductivity changes in a sodic soil. *Journal Soil Science* 30, 719-726.
- Roy, S. J., Negrao, S., Tester, M., 2014. Salt resistant crop plants. *Plant Biotechnology* 26, 115-124.
- Ruy S. Cabidoche Y.M., 1998. Hydraulic conductivity of the matric porosity of an unsaturated Vertisols: a field and laboratory comparison. *European Journal of Soil Science* 49, 175-185
- Sakai, Y., Ma, Y., Xu, C., Wu, H., Zhu, W., Yan, J., 2012. Phytodesalination of a Salt-Affected Soil with Four Halophytes in China. *Journal of Arid Land Studies* 22, 17-20.
- Salgado, E., Cautin, R., 2008. Avocado root distribution in fine and coarse-textured soils under drip and microsprinkler irrigation. *Agricultural Water Management* 95, 817-824.

- Samba, R., 1998. Riziculture et dégradation des sols en vallée du fleuve Sénégal: analyse comparée des fonctionnements hydro-salins des sols du delta et de la moyenne vallée en simple et double riziculture. Thèse de Doctorat, Université Cheikh Anta Diop (Sénégal), 172 p.
- Shabtai, I.A., Shenker, M., Edeto, W.L., Warburg, A., Ben-Hur, M., 2014. Effects of land use on structure and hydraulic properties of Vertisols containing a sodic horizon in northern Ethiopia. *Soil and Tillage Research* 136, 19-27.
- Shainberg, I., Keren, R., Frenkel, H., 1982. Response of sodic soils to gypsum and calcium chloride application. *Soil Science Society of America Journal* 46, 113-117.
- Shainberg, I., Rhoades, J. D., Prather, R. J., 1981. Effect of low electrolyte concentration on clay dispersion and hydraulic conductivity of a sodic soil. *Soil Science Society of America Journal* 45, 273-277.
- Sharma, D.P., Gupta, S.K., 2006. Subsurface drainage for reversing degradation of waterlogged saline lands. *Land degradation & Development* 17, 605-614.
- Shepherd, U.H., Bowling, D.J.F., 1973. Active accumulation of sodium by roots of five aquatic species. *New Phytologist* 72, 1075-1080.
- Sido, Y.A., 2010. Etat des lieux de la riziculture au Niger. Rapport d'étude/Projet Espagnol sur la riziculture en Afrique de l'Ouest, 56 p.
- Siebert, S., Henrich, V., Frenken, K., Burke, J., 2013. Update of the Digital Global Map of Irrigation Areas (GMIA) to Version 5. FAO, 171 p.
- Simunek, J., Hopmans, J.W., 2009. Modeling compensated root water and nutrient uptake. *Ecological Modelling* 220, 505-521.
- Simunek, J., Hopmans, J.W., 2009. Modeling compensated root water and nutrient uptake. *Ecological Modelling* 220, 505-521.
- Simunek, J., Jarvis, N.J., van Genuchten, M.T., Gärdenäs, A., 2003. Review and comparison of models for describing non-equilibrium and preferential flow and transport in the vadose zone. *Journal of Hydrology* 272, 14-35.
- Simunek, J., Sejna, M., Saito, H., Sakai, M., van Genuchten, M., 2008. The HYDRUS-1D software package for simulating the movement of water, heat, and multiple solutes in variably saturated media. Version 4.0. Hydrus Softw. Department of Environmental Sciences University of California Riverside, Riverside, California, 315 p.
- Simunek, J., van Genuchten, M.T., Sejna, M., 2005. The HYDRUS-1D software package for simulating the one-dimensional movement of water, heat and multiple solutes in variably-saturated media. Version 3.0. HYDRUS Software Series 1, Department of Environmental Sciences, University of California, Riverside, 240 p.
- Skaggs, T.H., van Genuchten, M.T., Shouse, P.J., Poss, J.A., 2006. Macroscopic approaches to root water uptake as a function of water and salinity stress. *Agricultural Water Management* 86, 140-149.
- Slavich, P.G., Petterson, G.H., 1993. Estimating the electrical conductivity of saturated paste extracts from 1:5 soil: water suspensions and texture. *Australian Journal of Soil Research* 31, 73-81.
- Smets, S.M.P., Kuper, M., Van Dam, J.C., Feddes, R.A., 1997. Salinization and crop transpiration of irrigated fields in Pakistan's Punjab. *Agricultural Water Management* 35, 43-60.



- Spaargaren, O., 2001. Major Soils of the World. "College on Soil Physics". International Soil Reference and Information Centre Wageningen, The Netherlands, 46 p.
- Srinivasulu, A., Rao, C.S., Lakshmi, G.V., Satyanarayana, T.V., Boonstra, J., 2004. Model studies on salt and water balances at Konanki pilot area, Andhra Pradesh, India. *Irrigation and drainage Systems* 18, 1-17.
- Stewart, R.D., Abou Najm, M.R., Rupp, D.E., Selker, J. S., 2016. Modeling multidomain hydraulic properties of shrink-swell soils. *Water Resources Research* 52, 7911-7930.
- Suarez, D.L., 2001. Sodic soil reclamation: Modelling and field study. *Australian Journal of Soil Research* 39, 1225-1246.
- Sultana, N., Ikeda, T., Itoh, R., 1999. Effect of NaCl salinity on photosynthesis and dry matter accumulation in developing rice grains. *Environmental and Experimental Botany* 42, 211-220.
- Sumner, M.E., 1993. Sodic : soils-New perspectives. *Australian Journal of Soil Research* 31, 683-750.
- Sun, J., Kang, Y., Wan, S., Hu, W., Jiang, S., Zhang, T., 2012. Soil salinity management with drip irrigation and its effects on soil hydraulic properties in north China coastal saline soils. *Agricultural Water Management* 115, 10-19.
- Tabet, D.H., 1999. Intérêt d'une approche spatiale pour le suivi de la salinité des sols dans les systèmes irrigués. Cas de la subdivision de Chistian dans le Punjab (Pakistan). Thèse de doctorat, Ecole Nationale du Génie Rural des Eaux et des Forêts, 325 p.
- Taji, T., Ohsumi, C., Iuchi, S., Seki, M., Kasuga, M., Kobayashi, M., Yamaguchi-Shinozaki, K., Shinozaki, K. 2002. Important roles of drought- and cold inducible genes for galactinol synthase in stress tolerance in *Arabidopsis thaliana*. *Plant Journal* 29, 417-426
- Tan, J.L., Kang, Y.H., 2009. Changes in soil properties under the influences of cropping and drip irrigation during the reclamation of severe salt-affected soils. *Agricultural Sciences in China* 10, 1228-1237.
- Tanton, T.W., Armstrong, A.S.B., Rycroft D.W., 1988a. The leaching of salts from restructured saline clay soils. *Soil Use and Management* 4, 140-143.
- Tanton, T.W., Rycroft, D.W., Hashimi, M., 1995. Leaching of salt from heavy clay subsoil under simulated rainfall conditions. *Agricultural Water Management* 27, 321-329.
- Tanton, T.W., Rycroft, D.W., Wilkinson, F.M., 1988b. The leaching of salts from saline clay soil: Factors affecting the leaching process. *Soil Use and Management* 4, 133-139.
- Taslma, T., Van der Lelij, A., 1976. Infiltration and water movement in an in-situ swelling soil during prolonged ponding. *Australian Journal of Soil Research* 14, 337-349.
- Tayibia, H., Chourab, M., Lopeza, F.A., Alguacila, F.J., Lopez-Delgadoa, A., 2009. Environmental impact and management of phosphogypsum. *Journal of Environmental Management* 90, 2377-2386.
- Tejada, M., Garcia, C., Gonzalez, J.L., Hernandez, M.T., 2006. Use of organic amendment as a strategy for saline soil remediation: influence on the physical, chemical and biological properties of soil. *Soil Biology and Biochemistry* 38, 1413-1421.

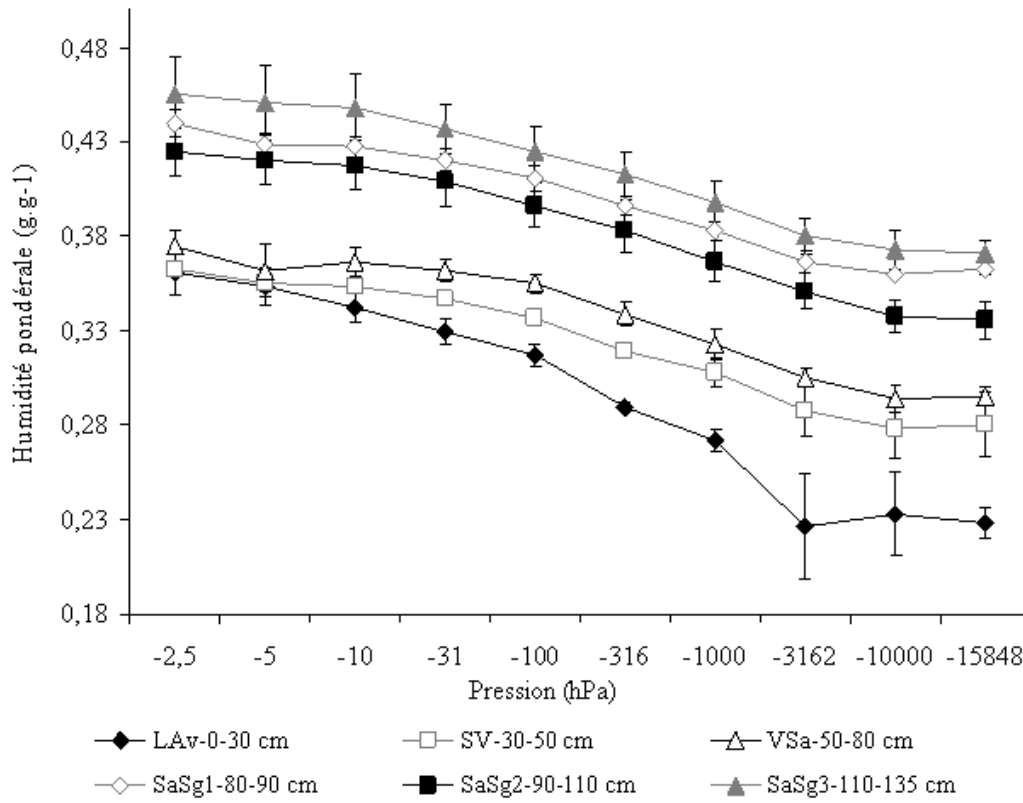
- Tiessen, H., Feller, C., Sampaio, E.V.S.B., Garin, P., 1998. Carbon sequestration and turnover in semiarid savannas and dry forest. *Climate Change* 40, 105-117.
- Touraoua, I.Y., 2009. La culture de Bourgou (*Echinochlo stagnina*). Module de formation PDERLG/Niger. 22 p.
- Tracy, S.R., Black, C.R., Roberts, J.A., Mooney, S.J., 2013. Exploring the interacting effect of soil texture and bulk density on root system development in tomato (*Solanum lycopersicum L.*). *Environmental and Experimental Botany* 91, 38-47.
- Triantafylis, J., Monteiro Santos, F.A., 2013. Electromagnetic conductivity imaging (EMCI) of soil using a DUALEM-421 and inversion modelling software (EM4Soil). *Geoderma* 211-212, 28-38.
- U.S. Salinity Laboratory Staff. 1954. Diagnosis and Improvement of Saline and Alkali Soils. USDA Handbook 60. US Government Printing : Handbook 60, Washington, VIII, 160 p.
- Umali, D.L., 1993. Irrigation-Induced salinity. A growing problem for development and the environment. World Bank technical paper number 215, 78 p.
- Vadel, A.M., 1999. Evaluation écophysiologicalue de la tolérance aux contraintes abiotiques chez le triticale (*X-Triticosecale Wittmack*) et le sorgho (*Sorgho bicolor L.*). Thèse de Doctorat, Faculté des Sciences de Tunis, Université de Tunis II.
- Valles, V., 1985. Etude et modélisation des transferts d'eau et de sels dans un sol argileux. Application au calcul des doses d'irrigation. Thèse de doctorat, Institut National Polytechnique de Toulouse, 146 p.
- Van Asten, P.J.A., van't Zelfde, J.A., van der Zee, S.E.A.T.M., Hammecker, C., 2004. The effect of irrigated rice cropping on the alkalinity of two alkaline rice soils in the Sahel. *Geoderma* 119, 233-247.
- van Genuchten, M.T. 1980. A Closed-form Equation for Predicting the Hydraulic Conductivity of Unsaturated Soils *Soil Science Society of America Journal* 44, 892-898.
- van Genuchten, M.T., 1987. A numerical model for water and solute movement in and below the root zone. Research Report No 121, U.S. Salinity laboratory, USDA, ARS, Riverside, California.
- van Hoorn, J.W., 1981. Salt movement, leaching efficiency and leaching requirement. *Agricultural Water Management* 4, 409-428.
- Vanderborght, J., Vereecken, H., 2007. Review of dispersivities for transport modeling in soils. *Vadose Zone Journal* 6, 29-52.
- Vergara, B.S., 1984. Manuel pratique de riziculture. International Rice Research Institute, 221 p.
- Verheye, W., Ameryckx, J., 1984. Mineral fractions and classification of soil texture. *Pédologie* 2, 215-225.
- Vermue E., Metselaar, K., Van der Zee, S.E.A.T.M., 2013. Modelling of soil salinity and halophyte crop production. *Environmental and Experimental Botany* 92, 186-196.
- Virmani, S.M., Sahrawat, K.L., Burford, J.R., 1982. Physical and Chemical Properties of Vertisols and their Management. In: Twelfth International Congress of Soil Science, 8-16 February, New Delhi, India. 80-93 p.

- Wallach, R., Steenhuis, T.S., Parlange, J.Y., 1998. Modeling the movement of water and solute through preferential flow paths. In: J. Delleur, editor, The handbook of groundwater engineering. CRC Press, Boca Raton, FL. 7-1-7-21 p.
- Wallender, W.W., Tanji, K.K., Gilley, J.R., Hill, R.W., Lord, J.M., Moore, C.V., Robinson, R.R., Stegman, E.C., 2006. Water flow and salt transport in cracking clay soils of the Imperial Valley, California. *Irrigation and Drainage System* 20, 361-387.
- Walter, W.M.V., Oriel, H.B., Siegmund, W.B., 2005. Halophytes as useful tools for rehabilitation of degraded lands and soil protection. 1<sup>st</sup> International Forum on Ecological Construction of Beijing, 87-93.
- Wang, J., Bai, Z., Yang, P., 2016. Using HYDRUS to simulate the dynamic changes of Ca<sup>2+</sup> and Na<sup>+</sup> in sodic soils reclaimed by gypsum. *Soil and Water Research* 11, 1-10.
- Wang, L., Sun, X., Li, S., Zhang, T., Zhang, W., Zhai, P., 2014. Application of Organic Amendments to a Coastal Saline Soil in North China: Effects on Soil Physical and Chemical Properties and Tree Growth. *PLOS ONE* 9, e89185.
- Ward, S.H., 1990. Resistivity and induced polarization methods. In: Ward, S.H. (Ed.), *Investigations in Geophysics no. 5, Geotechnical and Environmental Geophysics*. Society of Exploration Geophysicists, Tulsa, Oklahoma, 147-189.
- Watson, R., Pritchard, J., Malone, M. 2001. Direct measurement of sodium and potassium in the transpiration stream of salt-excluding and non-excluding varieties of wheat. *Journal of Experimental Botany* 52, 1873-1881.
- Wilding, L.P., Smeck, N.E., Hall, G.F., 1983. Pedogenesis and soil taxonomy. II. The Soil Orders. *Developments in Soil Science* 11B. 410 p.
- Winicov, I., 1998. New molecular approaches to improving salt tolerance in crop plants. *Annals of Botany* 82, 703-710.
- Wong, V.N.L., Dalal, R.C., Greene, R.S.B., 2009. Carbon dynamics of sodic and saline soils following gypsum and organic material additions: a laboratory incubation. *Applied Soil Ecology* 41, 29-40.
- Wopereis, M.C.S., Defoer, T., Idinoba, P., Diack, S., Dugué, M-J., 2008. Curriculum d'apprentissage participatif et recherche action (APRA) pour la gestion intégrée de la culture de riz de bas-fonds (GIR) en Afrique subsaharienne : Manuel technique. Cotonou, Bénin: le Centre du riz pour l'Afrique (ADRAO), 128 p.
- Wurtsten, J.L., Powers, W.L., 1934. Reclamation of virgin black alkali soils. *Journal of the American Society of Agronomy* 26, 752-762.
- Yadav, S., Irfan, M., Ahmad, A., Hayat, S., 2011. Causes of salinity and plant manifestations to salt stress: A review. *Journal of Environmental Biology* 32 667-685.
- Yan, K., Xu, H., Zhao, S., Shan, J., Chen, X., 2016. Saline soil desalination by honeysuckle (*Lonicera japonica* Thunb.) depends on salt resistance mechanism. *Ecological Engineering* 88, 226-231.
- Yao, R.J., Yang, J.S., Zhang, T.J., Hong, L.Z., Wang, M.W., Yu, S.P., Wang, X.P., 2014. Studies on soil water and salt balances and scenarios simulation using SaltMod in a coastal reclaimed farming area of eastern China. *Agricultural Water Management* 131, 115-123.

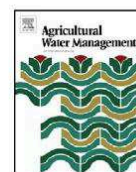
- Yensen, N.P., Biel, K.Y., 2006. Soil Remediation via Salt-Conduction and the Hypotheses of Halosynthesis and photoprotection. In : *Ecophysiology of High Salinity Tolerant Plants*. Springer Netherlands, 313-344 p.
- Yousaf, M., Ali, O.M., Rhoades, J.D., 1987. Dispersion of clay from some salt-affected, arid land soil aggregates. *Soil Science Society of America Journal* 51, 920-924.
- Zare, E., Huang, J., Santos, F. A., Triantafylis, J. 2015. Mapping Salinity in Three Dimensions using a DUALEM-421 and Electromagnetic Inversion Software. *Soil Science Society of America Journal* 79, 1729-1740.
- Zein el Abedine, A., Robinson, G.H., 1971. A study on cracking in some Vertisols of the Sudan. *Geoderma* 5, 229-241.
- Zemenu, G., Martine, A., Roger, C., 2009. Analyse du comportement d'un sol argileux sous sollicitations hydriques cycliques. *Bulletin of Engineering Geology and the Environment* 68, 421-436.
- Zhang, X.C., Norton, L.D., 2002. Effect of exchangeable Mg on saturated hydraulic conductivity, disaggregation and clay dispersion of disturbed soils. *Journal of Hydrology* 260, 194-205.
- Zhao, K.F., 1991. Desalinization of saline soil by *Suaeda salsa*. *Plant and Soil* 135, 303-305.
- Zhao, K.F., Fan, H., Song, J., Sun, M.X., Wang, B.Z., Zhang, S.Q., Ungar, I.A., 2005. Two Na<sup>+</sup> and Cl<sup>-</sup> hyperaccumulators of the chenopodiaceae. *Journal of Integrative Plant Biology* 47, 311-318.
- Zhao, K.F., Fan, K., Zhou, S., Song, J., 2003. Study on the salt and drought tolerance of *Suaeda salsa* and *Kalanchoe daigremontiana* under iso-osmotic salt and water stress. *Plant Science* 165, 837-844.
- Zhao, Z.Y., Zhang, K., Wang, P., Wang, L., Yin, C. H., Tian, C.Y., 2013. The effects of halophytes on salt balance in an arid irrigation district. *Journal of Food, Agriculture and Environment* 11, 2669-2673.
- Zorrig, W.R.M., Ferchichi, S., Smaoui, A., Abdely, C., 2012. Phytodesalination: a Solution for Salt-affected Soils in Arid and Semi-arid Regions. *Journal of Arid Land Studies* 22, 299-302.
- Zuur, A.F., Ieno, E.N., Walker, N.J., Saveliev, A.A., Smith, G.M., 2009. *Mixed Effects Models and Extensions in Ecology with R*. Statistics for Biology and Health. Springer, New York.

## Annexes

**Annexe 1** : Courbes de rétention en eau des horizons pédologiques du sol dans le secteur d'étude. Les barres d'erreurs représentent les écarts types des moyennes (n=3). (adapté de Adam, 2011).



**Annexe 2.1 : Phytodésalinisation des Vertisols salés irrigués dans la vallée du fleuve Niger par la culture de *Echinochloa stagnina***



## Phytodesalination of irrigated saline Vertisols in the Niger Valley by *Echinochloa stagnina*



Maman Nassirou Ado<sup>a,b,\*</sup>, Yajji Guero<sup>a</sup>, Didier Michot<sup>b</sup>, Boubacar Soubeiga<sup>a</sup>,  
Tristan Senga Kiese<sup>b</sup>, Christian Walter<sup>b</sup>

<sup>a</sup> Département Science du Sol, Faculté d'Agronomie, Université Abdou Moumouni de Niamey, Niger

<sup>b</sup> UMR SAS, INRA, Agrocampus Ouest, 35000 Rennes, France

### ARTICLE INFO

#### Article history:

Received 14 April 2016  
Received in revised form 24 July 2016  
Accepted 27 July 2016  
Available online 6 August 2016

#### Keywords:

Phytodesalination  
*Echinochloa stagnina*  
Vertisols  
Soil salinity  
Niger river valley

### ABSTRACT

Phytodesalination by salt-tolerant plants or halophytes has been developed as an alternative way to reclaim salt-affected soils. This study tested the use of *Echinochloa stagnina* Retz. Beauv. to increase salt removal from saline Vertisols and compared the desalination potential of two cropping techniques of this fodder crop to those of two other treatments. The study, conducted over 8 months in 100 m<sup>2</sup> experimental plots within an irrigated perimeter located in Kollo (Niger), tested four treatments: (i) bare soil without crops, considered as a control (PT); (ii) soil cultivated with rice (*Oriza sativa* L.) (PR) in two successive cropping seasons; (iii) soil cultivated with seasonal *E. stagnina* in two successive seasons (PEs) separated by a total harvest and (iv) soil permanently cultivated with *E. stagnina* (PEp) with a staggered harvest during the experimentation period. The experiment was conducted during two cropping seasons with regular irrigation in all plots to maintain water ponding at the surface. Soil salinity was monitored at the start and the end of each cropping season. Compared to the initial state, salt stock in the topsoil (0–0.1 m) decreased after two cropping seasons by 72%, 81%, 65% and 38% respectively for PEp, PEs, PR and PT treatments. Considering the 0–0.4 m layer, salt stock decreased by 29%, 40%, and 10% respectively for PEp, PEs and PT but increased by 3% for PR. Thus, desalination was greater in treatments with *E. stagnina* than in the control or the rice treatment. Moreover, soil bulk density, measured under water-saturated conditions, decreased over time and was lower in soil cultivated with *E. stagnina* (1.29–1.40 Mg m<sup>-3</sup>) than in bare soil without crops (1.41–1.56 Mg m<sup>-3</sup>). In addition, forage production of 24–27 t ha<sup>-1</sup> of dry weight biomass after 8 months of growth was sufficiently high to have an economic interest for farmers. Phytodesalination by *E. stagnina* appears to be an alternative method to restore saline clay soil that appears effective, beneficial for crop production and of low cost. Nevertheless, further work must be performed to assess effects of *E. stagnina* roots on hydro-structural properties of Vertisols and the risk of additional salinization after treatment.

© 2016 Elsevier B.V. All rights reserved.

### 1. Introduction

Irrigated land contributes to about 35% of world agricultural production and up to 50% of wheat or rice even though they represent only 18% of cultivated land (Foley et al., 2005; Umali, 1993). Clay soils, notably Vertisols, are generally suitable for irrigation due to their high water retention and relatively high fertility potential (Virmani et al., 1989). In Niger, clay soils are generally allocated to irrigated rice production (Adam, 2011; Sido, 2010).

However, irrigation contributes to soil degradation, particularly soil salinization, due to inappropriate irrigation systems and evaporation, which makes irrigated land unsuitable for crop production (Bertrand et al., 1993; Boivin, 1995; Ceuppens et al., 1997; Marlet, 2005). Extensive studies have been conducted in the Niger River valley to determine the processes underlying the mechanism of soil salinization (Adam, 2011; Barbieiro, 1995; Guéro, 2000) as well as spatial and temporal dynamics of soil salinization (Michot et al., 2013). These studies showed that salt concentration in soil surface horizons in irrigated areas of the Niger River valley is governed mainly by the capillary rise of salts due to the effects of evaporation.

Leaching is the most common practice to control soil salinity in zones where water availability is not limited (Adam et al., 2012; Qadir et al., 2000). Water is ponded for a relatively long time to force

\* Corresponding author at: Département Science du Sol, Faculté d'Agronomie, Université Abdou Moumouni de Niamey, Niger.

E-mail address: [adomamannasser@yahoo.fr](mailto:adomamannasser@yahoo.fr) (A.M. Nassirou).



salt leaching through the soil (Hoffman, 1986; Tanton et al., 1995) or laterally flushed to decrease the salt content of the upper soil layer (Adam et al., 2012; Armstrong et al., 1996b). These techniques are particularly effective in coarse- or medium-textured soil, in which salts are easily mobilized by water movement (Qadir et al., 2000). However, several studies (Adam et al., 2012; Ruy and Cabidoche, 1998; Tanton et al., 1995) have shown that water ponding or flushing techniques are less effective at reducing salt content in clay soils due to their low hydraulic conductivity in water-saturated soil conditions and air trapped in soil pores. Previous studies (Grismer et al., 1994; Hammecker et al., 2003; Wang et al., 1998) have shown that air trapped in soil pores between wetting fronts decreases water infiltration velocity. However, soil moisture is also affected by deep cracks in the soil and mechanisms of shrinking and swelling observed during drying and wetting phases. Flood irrigation also may generate preferential water-flow processes along prism faces, clearly visible in dry conditions, without transfer through the soil matrix (Ringrose-Voase and Nadelko, 2013). However, in Vertisols in Senegal, Favre et al. (1997) observed that ponding irrigation causes early crack closure (4–5 h), decreasing salt leaching. Additional techniques, including puddling to increase salt dissolution and drip or spray irrigation to improve water infiltration and salt dissolution, are often associated with water supply, especially in clay soils (Armstrong et al., 1996b; Dai et al., 2015; Haëfele et al., 1999). However, in arid and semi-arid areas such as in Niger, water scarcity limits application of additional water (i.e. “a leaching fraction”) to desalinate and therefore the applicability of this conventional technique in irrigated salt-affected land (Boivin, 1995; Marlet, 2005).

Chemical amendments such as gypsum ( $\text{CaSO}_4$ ) are also applied to salt-affected soils to increase soil macroporosity and promote drainage and leaching in order to reduce soil salinity or alkalinity (Gharaibeh et al., 2014; Ilyas et al., 1993; Qadir et al., 2007; Reading et al., 2012). However, the amendments, especially gypsum, are rare and expensive because their use in agriculture competes with their use in industry (Ahmad et al., 1990).

Phytodesalination techniques for salt-affected soils aim to improve crop production using salt-tolerant plants or halophytes (Jesus et al., 2015; Qadir et al., 2000; Ravindran et al., 2007; Zorrig et al., 2012) and are increasingly investigated since conventional approaches are difficult to apply in water-limited areas and are less effective in fine-textured soils (Adam et al., 2012; Ahmad et al., 1990; Tanton et al., 1995). Generally, plants used for phytodesalination of salt-affected soils should be locally available and exhibit high growth capacity and economic value (Qadir et al., 2007, 1996).

The effectiveness of this approach has been extensively reported. Rabhi et al. (2009) reported a decrease in soil electrical conductivity (EC) from 75 to 21–23  $\text{dS m}^{-1}$  with three fodder halophyte plants (*Arthrocnemum indicum*, *Sueda fruticosa* and *Sesuvium portulacastrum*) cultivated on a silty clay loam soil. In another study, Ammari et al. (2008) reported that fodder beet (*Beta vulgaris*) and barley (*Hordeum vulgare*) growing on saline silty soils for 65 days reduced soil EC by 60–70% in the topsoil (0–0.1 m). Moreover, irrigated rice (*Oryza sativa*) with two crops per year in Senegal maintained or reduced the soil salinity of clay soil, notably in the topsoil (Van Asten et al., 2004; Wopereis et al., 1998). Authors of these studies explained this reclamation by (i) the effect of ponded water, supplied permanently during the cropping season, which blocks the capillary rise of salts and (ii) root activity, which promotes salt leaching. Other authors have explained the influence of plants in decreasing soil salinity via root penetration, which improves soil structure and promotes salt leaching, and salt accumulation in plant biomass (Ammari et al., 2008; Qadir et al., 2003; Zhao et al., 2013). In Egypt, cropping of *Echinochloa stagnina* for two years on sodic clay soil reduced soil EC significantly from 27.6 to 4.3  $\text{dS m}^{-1}$  and from 38.8 to 20.7  $\text{dS m}^{-1}$  at 0–0.15 m and

0.90–1.05 m, respectively, and produced a large amount of biomass (31  $\text{t ha}^{-1}$  fresh weight biomass) (Helalia et al., 1992).

In the Niger River valley, previous study showed that an *E. stagnina* crop grown for one year on an alkaline sandy clay soil reduced soil alkalinity by about 50–60% in the root zone (0–0.5 m). This reclamation was due mainly to salt leaching promoted by root penetration and soil alkalinity consumption by plant biomass (Barbiero et al., 2001). Nevertheless, this biological approach has never been tested in saline Vertisols of the Niger River valley, where earlier study has shown that ponding and surface flushing were effective in reducing salt stock only in the topsoil (0–0.1 m) (Adam et al., 2012) due to low saturated hydraulic conductivity of these clayey soils.

The aims of this study were to (i) test the ability of irrigated *E. stagnina* to increase salt removal from saline Vertisols and (ii) compare the desalination potential of two cropping techniques of *E. stagnina* with two other treatments involving irrigated rice or water ponding on bare soil.

## 2. Materials and methods

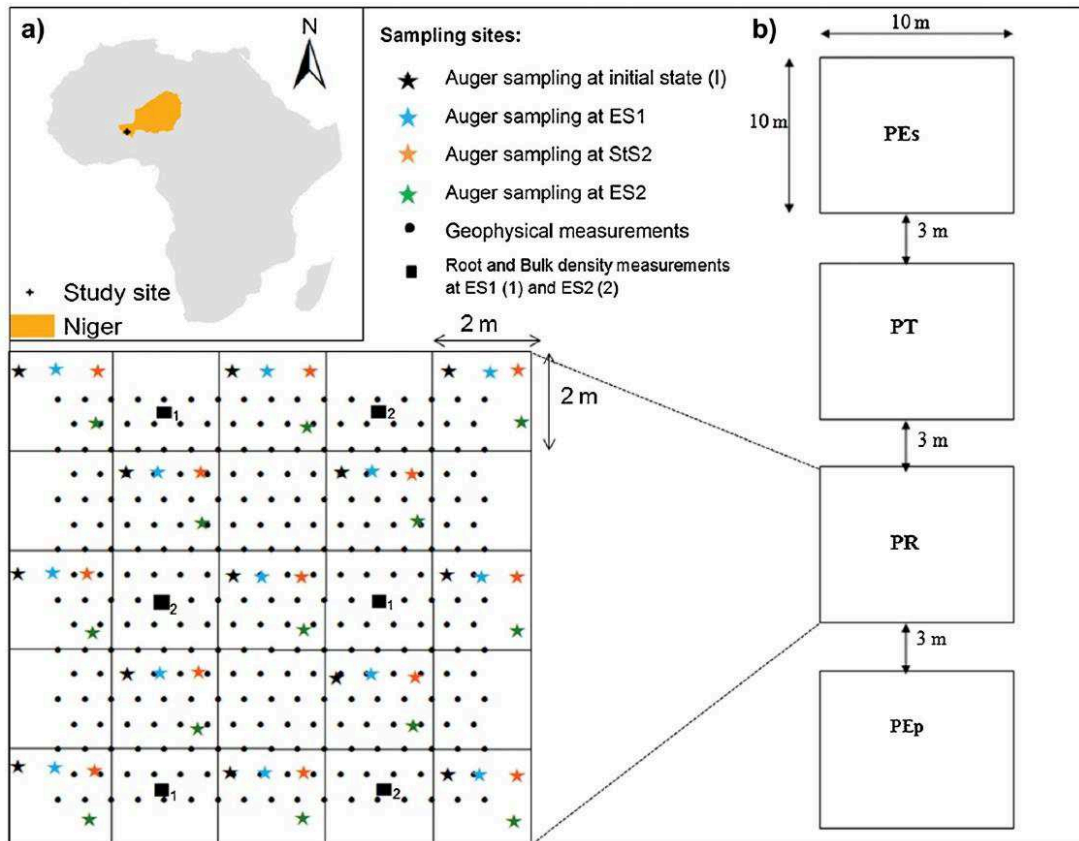
### 2.1. Study site

The study was conducted in irrigated paddy fields of Kollo, located in the Niger River valley, 50 km southeast of Niamey (13° 16' 35.32"N, 2° 21' 31.81"E, Fig. 1). The study area is part of a semi-arid agro-ecological zone with an average annual rainfall of 700 mm that occurs between June and September and monthly temperature means ranging from 25 °C in December to 40 °C in April. Paddy rice has been the dominant crop since establishment of the irrigation perimeter in 1980. Rice is produced during two cropping seasons per year during the rainy season (August to December) and the dry season (February to May) (Adam et al., 2012). The soil is classified as acid saline Vertisols (FAO, 2006; Michot et al., 2013) and has a high clay content (>70%, dominated by kaolinite and smectite), acid pH (4.5–5), high EC of soil saturated paste (13–29  $\text{dS m}^{-1}$ ) and very low saturated soil hydraulic conductivity, ranging from 1.5–2.8  $\times 10^{-8}$   $\text{m s}^{-1}$  (Table 1). The soil is non-sodic (sodium adsorption ratio <1) and has a high electrochemical stability index, ranging from 2–8. Soil salinity is influenced by precipitation and the dissolution of magnesium and calcium sulfates, such as hexahydrate, epsomite and gypsum (Adam, 2011). The specific effect of magnesium may explain the low hydraulic conductivity of these Vertisols (Curtin et al., 1994; Zhang and Norton, 2002).

Existing soil maps of the irrigated perimeter of Kollo indicate a decreasing gradient of salinity from the dyke to the inside of the perimeter. In the saline areas, soil profiles are marked by surface saline efflorescence and several spots of iron oxidation-reduction and salt precipitation at depth. The water table appears generally at a depth less than 1 m and is characterized by dominant chemical facies of magnesium sulfate (Adam, 2011). The experiment was performed in a non-irrigated field in which rice cultivation was abandoned 20 years ago due to its high soil salinity level (Adam, 2011).

### 2.2. Experimental design

The experiment tested four treatments organized in four plots (10 m  $\times$  10 m) (Fig. 1): (i) bare soil without crops, considered as control (PT); (ii) soil cultivated with rice (PR) in two successive cropping seasons; (iii) soil cultivated with *E. stagnina* in two successive seasons (PEs) separated by a total harvest and (iv) soil permanently cultivated with *E. stagnina* (PEp) for a staggered harvest during the experiment.



**Fig. 1.** (a) Location of the study site in Niger and (b) experimental design and sampling locations in the plot. Different treatments are represented: no crop (PT), rice (*O. sativa*) crop (PR), seasonal *E. stagnina* crop (PEs), and permanent *E. stagnina* crop (PEp). ES1 is the end of the first cropping season, StS2 is the start of the second cropping season, and ES2 is the end of the second cropping season.

**Table 1**  
Physico-chemical characteristics of soil in the study site, adapted from Michot et al. (2013).

Depth	Clay	Silt	Sand	pH	CE	Ca <sup>2+</sup>	Mg <sup>2+</sup>	Na <sup>+</sup>	K <sup>+</sup>	CEC	K <sub>sat</sub>	SAR <sup>a</sup>	ESP <sup>b</sup>	ESI <sup>c</sup>
m	%				dS m <sup>-1</sup>	cmol kg <sup>-1</sup>					m s <sup>-1</sup>			
0–0.30	75	22	3	5.1	13.3	4.1	15.9	1.4	0.4	20.8	2.5 × 10 <sup>-8</sup>	0.4	6.7	2.0
0.30–0.50	80	18	2	4.6	18.0	3.3	13.3	1.1	0.2	19.0	1.5 × 10 <sup>-8</sup>	0.4	5.8	3.1
0.50–0.78	84	15	1	4.5	24.9	10.2	9.9	0.9	0.1	19.7	1.9 × 10 <sup>-8</sup>	0.3	4.6	5.5
0.78–0.95	74	23	3	4.5	29.6	27.2	9.4	1.0	0.1	20.1	3.3 × 10 <sup>-8</sup>	0.2	5.0	5.9
0.95–1.10	77	21	2	4.6	29.0	36.7	9.7	0.7	0.2	19.6	0.5 × 10 <sup>-8</sup>	0.1	3.6	8.1

EC electrical conductivity, BD bulk density, K<sub>sat</sub> saturated hydraulic conductivity, SAR sodium adsorption ratio, ESP Exchangeable Sodium Percentage, ESI Electrochemical Stability Index.

$$^a \text{SAR} = C_{\text{Na}} / [(C_{\text{Ca}} + C_{\text{Mg}}) / 2]^{1/2}$$

$$^b \text{ESP} = 100 (E_{\text{Na}}) / \text{CEC}$$

$$^c \text{ESI} = \text{EC} / \text{ESP} \text{ according to Blackwell et al. (1991); CEC cation exchange capacity; C concentration of corresponding solute.}$$

The plots were separated by a 3 m alley. Each plot was bounded by bunds (0.4 m high × 0.5 m wide) and surrounded by channels (0.4 m deep × 0.5 m wide) permanently filled with water to limit water bypass from the plot. Each plot was subdivided into 2 m × 2 m subplots to organize soil sampling in space and time and minimize soil disturbance. The plots were irrigated with water from the Niger River (electrical conductivity: 0.04–0.15 dS m<sup>-1</sup>; pH: 6–8), pumped directly through PVC pipes according to a Californian irrigation system.

### 2.3. Crop production

The experiment was conducted for two cropping seasons (August to December 2014 and February to June 2015) according to the rice cropping calendar in the study area (Fig. 2). At the beginning of each cropping season, all treatment plots received the same soil preparation. Once irrigated, soil was manually puddled, i.e. plowed under water-saturated conditions to a depth of 0.10–0.15 m and then planished to allow a homogeneous surface water layer.

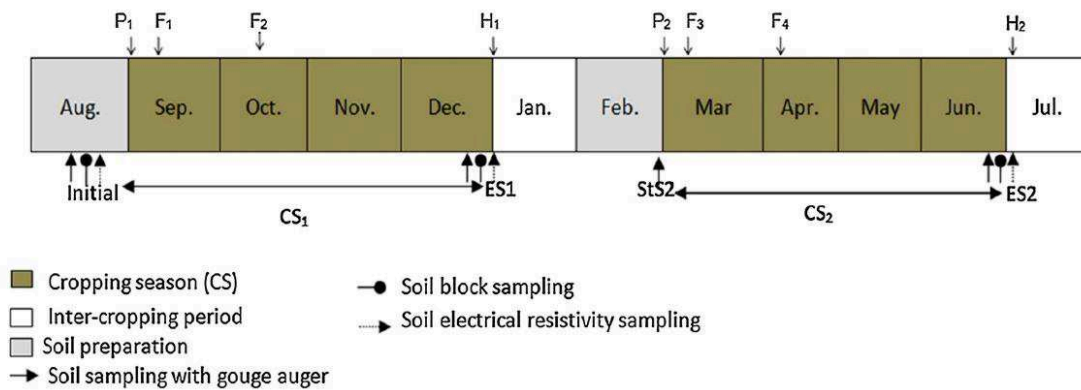


Fig. 2. Calendar of soil sampling and crop monitoring during the experimental period. ES<sub>1</sub> is the end of the first cropping season, StS<sub>2</sub> is the start of the second cropping season, and ES<sub>2</sub> is the end of the second cropping season; P = planting; F = fertilization; H = crop harvest.

Rice plants ("Gambiaka" variety, 110-day cycle), previously cultivated in nurseries for 3 weeks, were transplanted, with 3–4 plants per pocket and a spacing of 0.2 m × 0.2 m between pockets. At the same time, *E. stagnina* cuttings were transplanted in the corresponding plots with a 0.3 m × 0.3 m space between cuttings.

Two days after transplanting, all plots were irrigated until water reached a depth of 0.7 m above the soil surface. Thereafter, the same irrigation strategy was applied to all plots during the cropping season: each week, a variable amount of water from the Niger River was supplied to each plot to restore 0.7 m of water above the soil surface.

The amount of water applied to each plot at the end of each growing season was calculated as:

$$Q_w = \sum Q_i + Q_r \quad (1)$$

with  $Q_w$  the total amount of water input (mm),  $Q_i$  the amount of irrigation water (mm) and  $Q_r$  the amount of rainfall water (mm) measured at the meteorological station of Kollo.

During each cropping season, rice plots received 200 kg ha<sup>-1</sup> of NPK compound fertilizer (15–15–15) and 100 kg ha<sup>-1</sup> of urea (46% N): half of this fertilizer was applied at the tillering stage and half at panicle initiation. In the plots with *E. stagnina*, 300 kg ha<sup>-1</sup> of NPK (15–15–15) were applied two weeks after transplanting and 100 kg ha<sup>-1</sup> of urea and 100 kg ha<sup>-1</sup> of NPK (15–15–15) at the flowering stage. For the permanent *E. stagnina* plot, 100 kg ha<sup>-1</sup> of NPK (15–15–15) was applied after each harvest (Touraoua, 2009).

Yields (fresh and dry weight biomasses, grain) and growth parameters (number of tillers and plant height) were measured in two subplots of 2 m × 2 m in each cultivated plot. The number of tillers and plant height were monitored weekly. The fresh and dry weight biomasses and grain yield were measured at harvest for PEs and PR treatments. The total biomass of *E. stagnina* in the PEs treatment was cut systematically and the dry weight measured; plant stubble and roots were also collected. For the permanent *E. stagnina* treatment (PEp), fresh and dry weight biomasses were measured at each bolting stage, and plant stubbles were left at a height of 0.05–0.10 m to allow plants to regenerate.

Plant roots were measured by soil-sampling to a depth of 0.2 m with a metal frame (0.2 m × 0.2 m × 0.2 m). Roots were separated from the soil by washing them in a sieve with a 2 mm mesh. Next, plant residues were sorted, and fresh and dry weight roots biomasses were weighed. Root sampling was performed at the end of each cropping season in three replicates per cultivated treatment plot.

#### 2.4. Soil bulk density measurement

Bulk density (BD) was determined according to the cylinder method at the end of each cropping season, but always in soil-water-saturated conditions to limit the bias caused by Vertisols shrinking during drying up. Soil samples were collected in three soil layers (0–0.05, 0.20–0.25 and 0.40–0.45 m) with a metal cylinder (98.1 × 10<sup>-6</sup> m<sup>3</sup>) with three replicates per plot at each sampling date (Fig. 1). The soil samples were weighed in their wet state and then dry state after drying in the oven for 48 h at 105 °C. Soil BD (Mg m<sup>-3</sup>) was calculated as:

$$BD = \frac{M_s}{V} \quad (2)$$

with  $M_s$  the dry soil mass (Mg) and  $V$  the soil volume (m<sup>3</sup>)

#### 2.5. Soil salinity monitoring

##### 2.5.1. Soil electrical conductivity measurement

Soil samples were taken with a gouge auger at 4 depths (0–0.1, 0.1–0.2, 0.2–0.4 and 0.4–0.6 m) at the beginning and at the end of each growing season. One composite soil sample per depth was aggregated in each row of a plot at each date of sampling (Fig. 1). Soil was sampled in staggered subplots, i.e. one out of two (1/2), and with a distance of about 0.6 m between samples from successive dates (Fig. 1). A total of 20 composite soil samples (5 rows × 4 depths) were collected in each treatment and at each measurement date. Soil EC on 1:5 soil: water extract (EC<sub>1:5</sub>) was measured for each soil sample according to ISO standard 11265 (AFNOR, 1996). At each measurement date, soil EC measured on saturated paste (dS.m<sup>-1</sup>) was estimated as:

$$EC = EC_{1:5} \times 5.8 \quad (3)$$

with 5.8 the conversion factor for clay soils (Slavich and Petterson, 1993).

The salt stock (SS, g m<sup>-2</sup>) was calculated for a given soil depth as:

$$SS = \left[ BD \times h \times \left( \frac{Sm}{M} \right) \right] \quad (4)$$

with  $h$  the soil depth interval (m),  $Sm$  the mass of salt in the soil sample (g) and  $M$  the mass of the soil sample (g).  $Sm$  was estimated according to Adam (2011), who found a relationship between CE<sub>1:5</sub> and the mass of salt ( $r^2 = 0.7$ ):

$$Sm = 0.65CE_{1:5} - 0.097 \quad (5)$$

Soil salt balance was determined at the end of each growing season as:

$$\Delta SS = SS_i - SS_f \quad (6)$$

with  $\Delta SS$  the soil salt balance in ( $\text{g m}^{-2}$ ), and  $SS_i$  and  $SS_f$  the salt stock at the initial and final states of each cropping season ( $\text{g m}^{-2}$ ), respectively. Positive values of  $\Delta SS$  indicate removal of SS and thus highlight desalinization, while negative values of  $\Delta SS$  reveal salt accumulation.

### 2.5.2. Soil electrical resistivity measurement

Soil apparent electrical resistivity was measured under water-saturated conditions before the start of the experiment and at the end of each cropping season in each plot using a geophysical approach to monitor the dynamics of soil salinity in space and time (Michot et al., 2013; Rhoades et al., 1999). Apparent electrical resistivity was measured using a Syscal R1+ resistivity meter (Iris Instrument) with 4 electrodes in a Wenner configuration (Ward, 1990) with inter-electrode spacing of 0.1 m according to a design of Adam et al. (2012). Soil apparent electrical resistivity was measured at 281 points according to a systematic triangular-grid sampling plan, with 0.5 m between each point (Fig. 1). Measurements were performed in each plot (i) under water-saturated conditions to limit changes in apparent electrical resistivity due to differences in soil moisture among treatment plots and (ii) in a  $8 \text{ m} \times 8 \text{ m}$  square to limit edge effects. Apparent electrical resistivity measurements were inverted to obtain apparent electrical conductivity (ECa).

### 2.5.3. Apparent electrical conductivity mapping

Let the observations of ECa be denoted as  $ECa(s_i, a_j)$ , where  $s_i$  represents sampling-point locations from  $i = 1$  to  $m$  and  $a_j$  represents electrode spacing. For each campaign, maps of estimated  $ECa^*$  were generated by ordinary kriging after a global variogram analysis using the *Geostatistical Analyst* module of ArcGIS 10.3.  $ECa^*(s_0, a_j)$  was estimated at any unknown location  $s_0$  as:

$$ECa^*(s_0, a_j) = \sum_{i=1}^l w_i ECa(s_i, a_j) \quad (7)$$

with  $l$  the number of neighbors considered and  $w_i$  the kriging weights.

### 2.6. Statistical analysis

Linear mixed model (LMM) was performed (with R software and its “lme4” package) to evaluate changes in soil EC and SS over time (from the initial state to the end of second cropping season) in different treatments at multiple soil depths. LMM is a mathematical extension of classic linear models that considers both fixed effects ( $\alpha$ ,  $\beta$ ) linked to time and random effects linked to each treatment plot ( $\alpha_i$ ) to describe the relationship between a response variable  $y_{ij}$  and covariates  $x_{ij}$  in repeated-measurement data that are grouped according to a cluster factor:

$$Y_{i,j} = \alpha + (\alpha_i + \beta)x_{i,j} + \varepsilon_{i,j} \quad (8)$$

where random effects ( $\alpha_i$ ) linked to the cluster factor follow normal distributions with zero mean and constant variance, and  $\varepsilon_{ij}$  is the real distribution of errors. Mixed models are recommended to reduce the bias of estimates based on repeated measurements, since random effects can take correlations between observations into account (Zuur et al., 2009). The Pearson correlation test ( $P < 0.05$ ) was also performed between the parameters to establish relationships between changes in soil salinity and soil structure and crop agronomic parameters.

## 3. Results

### 3.1. Crop production

For the two cropping seasons (CS1 and CS2), irrigation was the main water input in the plots, rainfall being negligible (Table 2). The amount of water supplied per irrigation event ranged from 40 to 70 mm according to water supply periodicity of 5–6 days and 3–4 days for CS1 and CS2, respectively. The total amount of water supplied in all plots was lower during CS1 (402–650 mm) than CS2 (1332–1672 mm), which corresponded to the dry season, with higher temperatures ( $35\text{--}40^\circ\text{C}$ ) and thus increased evaporation. The control plot without crops (PT) received more water than the cultivated plots, especially during CS2 (1672 mm), while the rice-cultivated plot (PR) received the least water, especially during CS1 (402 mm).

Seasonal *E. stagnina* (PEs) produced 13.4 and 11.4  $\text{t ha}^{-1}$  of dry weight biomass during CS1 and CS2, respectively, totaling 24.8  $\text{t ha}^{-1}$  of total dry weight biomass production after 8 months of growth. The three harvests of permanent *E. stagnina* (PEp) produced 11.4, 5.1 and 10.6  $\text{t ha}^{-1}$  of dry weight biomass, respectively, totaling 27.1  $\text{t ha}^{-1}$  of dry weight biomass after 8 months of growth (Table 3). Paddy rice grain yield remained stable during both cropping seasons (5.0 and 5.8  $\text{t ha}^{-1}$  for CS1 and CS2, respectively). Dry weight root biomass to the depth 0–0.2 m under PEp, PEs and PR was 2.3, 2.3 and 0.6  $\text{t ha}^{-1}$  at the end of the first cropping season (ES1), respectively, and 3.3, 2.5 and 1.0  $\text{t ha}^{-1}$  at the end of the second cropping season (ES2), respectively (Table 3).

### 3.2. Changes in soil electrical conductivity

EC was initially heterogeneous among plots at 0–0.1, 0.1–0.2, 0.2–0.4 and 0.4–0.6 m, ranging from 8 to 14  $\text{dS m}^{-1}$  (Fig. 3). In top-soil (0–0.1 m) and the deepest soil layer (0.4–0.6 m), initial values were lower under PT (9.6 and 8.7  $\text{dS m}^{-1}$  at 0–0.1 and 0.4–0.6 m, respectively) than under PEp (12.0 and 11.5  $\text{dS m}^{-1}$  at 0–0.1 and 0.4–0.6 m, respectively).

**Table 2**

Cumulative water input (Qw) per cropping season by rainfall (Qr) and irrigation (Qi) in different treatment plots: no crop (PT), rice (*O. sativa*) crop (PR), seasonal *E. stagnina* crop (PEs), and permanent *E. stagnina* crop (PEp). CS1 and CS2 are the first and second cropping season, respectively.

Season	Source	PEp	PEs	PR	PT
CS1	Qr (mm)	10	10	10	10
CS1	Qi (mm)	640	634	392	598
Qw during CS1 (mm)		650	644	402	608
CS2	Qr (mm)	0	0	0	0
CS2	Qi (mm)	1420	1447	1332	1672
Qw during CS2 (mm)		1420	1447	1332	1672

**Table 3**

Dry weight aboveground and root biomass ( $\text{t ha}^{-1}$ ) of *E. stagnina* and *O. sativa* and paddy rice yield of *O. sativa* ( $\text{t ha}^{-1}$ ) at different dates under different treatments: rice (*O. sativa*) crop (PR), seasonal *E. stagnina* crop (PEs) and permanent *E. stagnina* crop (PEp). ES1 and ES2 are the end of first and second cropping seasons, respectively. StS2 is the start of the second cropping season, during which PEp was still growing. Numbers in parentheses represent standard deviations.

Treatment	Aboveground biomass		Root biomass		Rice yield	
	ES1	StS2	ES1	ES2	ES1	ES2
PEp	11.4 (1.2)	5.1 (1.4)	10.6 (1.4)	2.3 (0.8)	3.3 (0.9)	–
PEs	13.4 (1.1)	–	11.4 (1.3)	2.3 (1.0)	2.5 (0.1)	–
PR	7.3 (0.4)	–	5.5 (0.8)	0.6 (0)	1.0 (0.3)	5.0 (0.7)

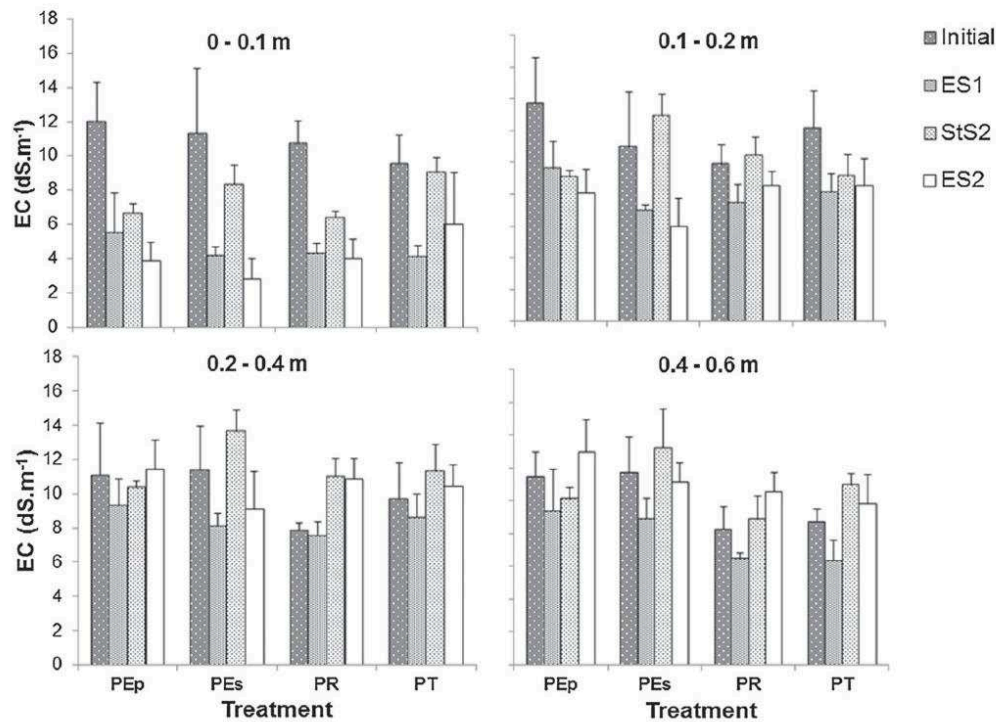


Fig. 3. Soil electrical conductivity (EC) at 0.0–1, 0.1–0.2, 0.2–0.4 and 0.4–0.6 m soil depths at different dates under different treatments: no crop (PT), rice (*O. sativa*) crop (PR), seasonal *E. stagnina* crop (PEs), and permanent *E. stagnina* crop (PEp). ES1 is the end of the first cropping season, StS2 is the start of the second cropping season, and ES2 is the end of the second cropping season. Error bars indicate standard deviations,  $n=5$ .

LMM showed that EC values significantly decreased over time (from initial state to ES2,  $p < 0.001$ ) in all plots at 0–0.1 and 0.1–0.2 m soil depths (Fig. 4). At ES1, EC decreased from initial values of 12.0, 11.3, 10.8 and 9.6  $\text{dS m}^{-1}$  to 5.5, 4.2, 4.4 and 4.2  $\text{dS m}^{-1}$  under PEp, PEs, PR and PT respectively at 0–0.1 m.

At ES2, EC values were significantly lower under PEp and PEs (3.8 and 2.8  $\text{dS m}^{-1}$  respectively) than under PR and PT (4.0 and 6.0  $\text{dS m}^{-1}$  respectively) in topsoil (0–0.1 m), while the opposite trend was observed at the initial state. In deeper soil layers (0.2–0.4 and 0.4–0.6 m), the initial EC values increased under all treatment plots except under PEs, in which the initial EC value decreased significantly at ES2, especially at 0.2–0.4 m.

However, at the start of the second cropping season (StS2), which marks the end of the inter-cropping period, EC increased again compared to that at ES1 under all treatments at all soil depths except under PEp, for which EC remained low. Nevertheless, EC was lower than at the initial state in both superficial horizons (0–0.1 and 0.1–0.2 m) under all treatments except under PT at 0–0.1 m, for which EC remained similar to its initial value (9.6 vs. 9.0  $\text{dS m}^{-1}$ ). According to LMM, PEp and PEs showed similar changes in soil EC, decreasing it more effectively than PR and PT especially at 0.1 and 0.2 m after 8 months of growth.

### 3.3. Changes in soil salt stock

Like EC, SS initially varied among treatments in the different soil layers. SS increased with the thickness of the soil considered, ranging from 630 to 815  $\text{g m}^{-2}$  in the 0–0.1 m layer to 3500–4910  $\text{g m}^{-2}$  in the 0–0.6 m soil layer (Fig. 5). It was higher under PEp, PEs and PR

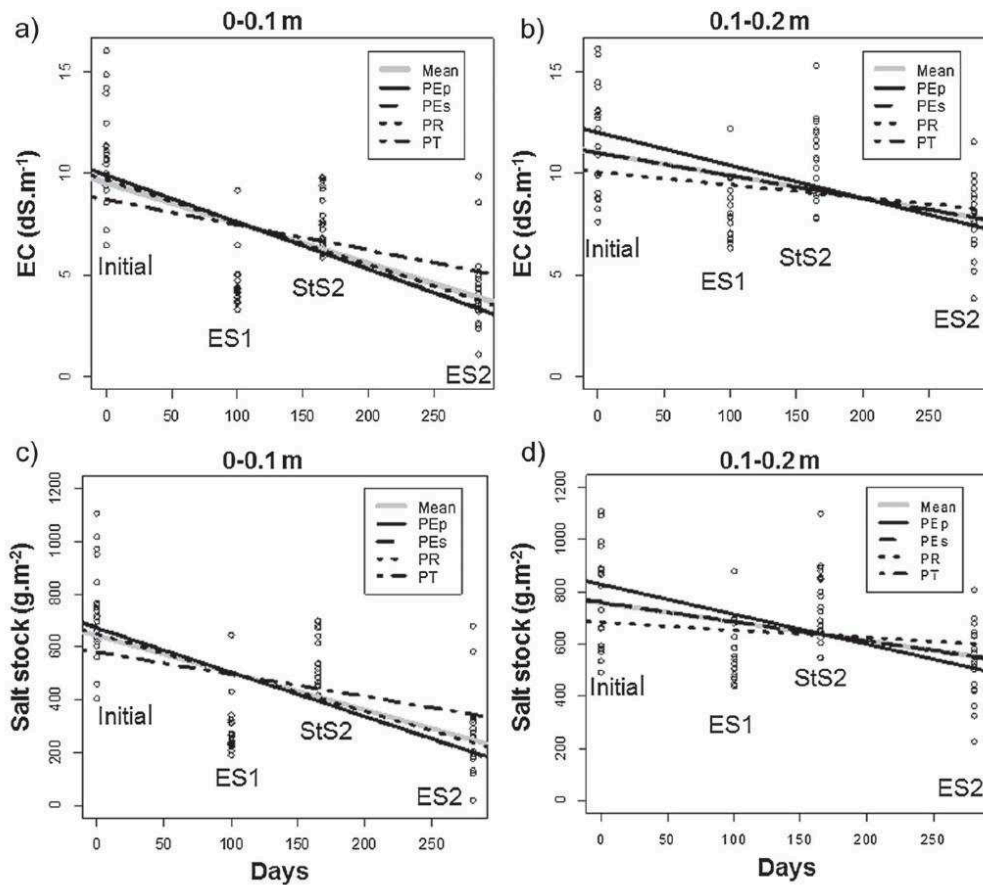
(812, 762 and 722  $\text{g m}^{-2}$ , respectively) than under PT (633  $\text{g m}^{-2}$ ) in the 0–0.1 m layer at the initial state.

LMM showed that SS decreased significantly over time (from initial state to ES2,  $p\text{-value} < 0.001$ ) in 0–0.1 and 0.1–0.2 m soil layers under all treatments (Fig. 4). At ES1, the decrease in SS was more pronounced under the treatment with seasonal *E. stagnina* (PEs), for which initial SS decreased by 66.8% and 34.9% at 0–0.1 m (253 vs 762  $\text{g m}^{-2}$ ) and at 0–0.6 m (3090.5 vs 4753  $\text{g m}^{-2}$ ), respectively (Fig. 5). However, at StS2, SS increased again compared to that at ES1 under all treatments and in all layers except under PEp in both superficial soil layers (0–0.1 and 0–0.2 m), for which SS was similar to its value at ES1. Nevertheless, SS was lower than at the initial state in topsoil (0–0.1 m) under all treatments except the treatment without crops (PT), for which SS was similar to the initial stock (Fig. 5).

At ES2, LMM showed that the decrease in SS was higher under PEp and PEs than under PT at 0–0.1 and 0.1–0.2 m (Fig. 4). Observed SS showed the following ranking: PEs < PEp < PR < PT in the 0–0.1 and 0–0.2 m layers (Fig. 5) after 8 months of growth, while the opposite trend was observed at the initial state. For thicker soil layers (0–0.4 m and 0–0.6 m), SS decreased significantly only under both treatments with *E. stagnina* (PEp and PEs) in comparison to initial state (Fig. 5), while it increased under PR (from 2409 to 2488  $\text{g m}^{-2}$  and from 3571 to 3956  $\text{g m}^{-2}$  in the 0–0.4 and 0–0.6 m soil layers, respectively).

### 3.4. Salt balance in soil

The salt balance ( $\Delta\text{SS}$ ) was positive, indicating a reduction in initial SS in all soil layers under all treatments and at the end of



**Fig. 4.** Linear mixed models of changes over time in electrical conductivity (EC) for (a) 0-0.1 m and (b) 0.1-0.2 m layers and in salt stock for (c) 0-0.1 m and (d) 0.1-0.2 m layers. Different treatments are represented: no crop (PT), rice (*O. sativa*) crop (PR), seasonal *E. stagnina* crop (PEs), and permanent *E. stagnina* crop (PEp). ES1 is the end of the first cropping season, StS2 is the start of the second cropping season, and ES2 is the end of the second cropping season.

each cropping season except under PEp at ES2 in the 0-0.6 m soil layer, for which  $\Delta SS$  was negative, indicating an increase in SS in this soil layer (Fig. 6).

At ES1,  $\Delta SS$  was relatively similar (400–510 g.m<sup>-2</sup>) among treatments in the 0-0.1 m layer. In thicker layers (0-0.4 and 0-0.6 m),  $\Delta SS$  was higher under PEp and PEs than under PT and PR. In the 0-0.4 m and 0-0.6 m layers, it equaled 859 and 1184 g.m<sup>-2</sup>, respectively, under PEp, and 1227 and 1655 g.m<sup>-2</sup>, respectively, under PEs, while it equaled 513 and 525 g.m<sup>-2</sup>, respectively, under PT and 777 and 792 g.m<sup>-2</sup>, respectively, under PR. The ranking of salt balance was therefore PEs > PEp > PR ≈ PT.

At ES2,  $\Delta SS$  was lower than that at ES1 under all treatments in all soil layers except under PEs in thicker soil layers (0-0.4 and 0-0.6 m), where the opposite trend was observed.  $\Delta SS$  was higher under PEs than under other treatments (PEp, PR and PT) in all soil layers except in topsoil (0-0.1 m), where it was relatively similar among PEs, PEp and PT.

### 3.5. Changes in soil bulk electrical conductivity

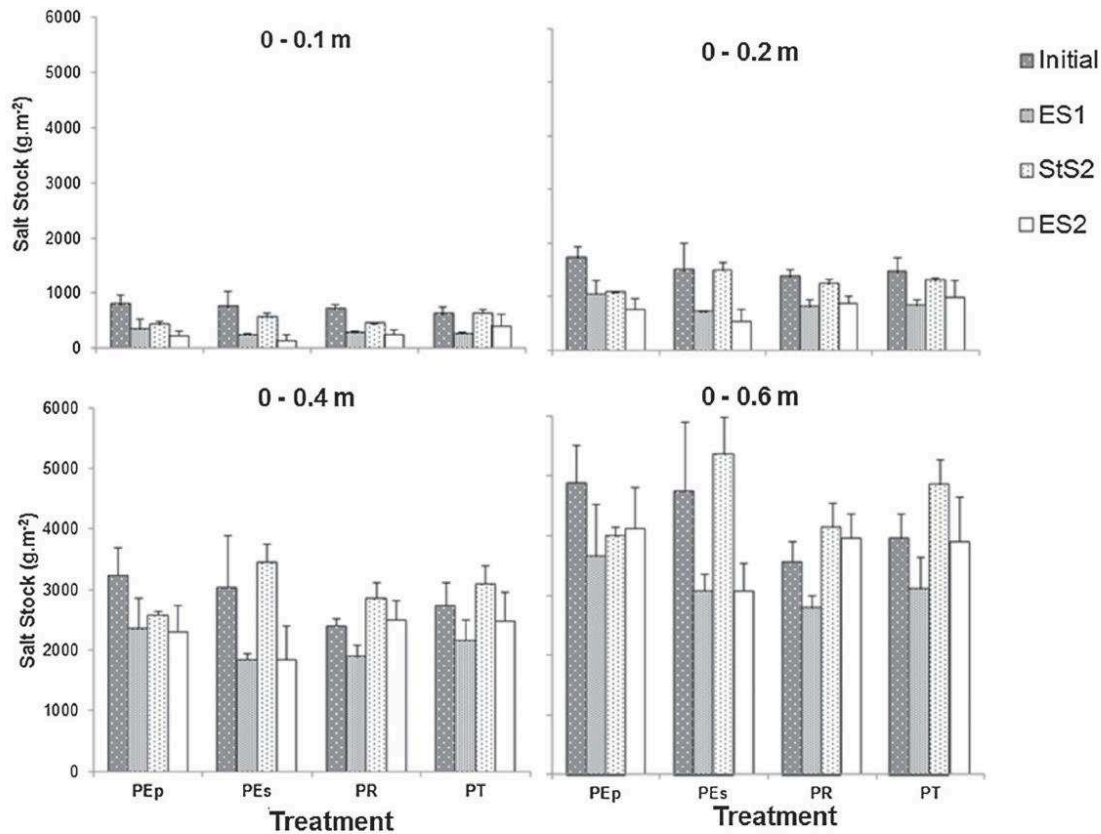
The spatial distribution of soil ECa with the 0.1 m electrode spacing under the different treatments showed high spatial heterogeneity at the initial state (Fig. 7). Soil ECa decreased and became

more homogeneous in each plot over time. This reduction and homogenization of ECa was more marked under treatments with *E. stagnina*, especially PEp.

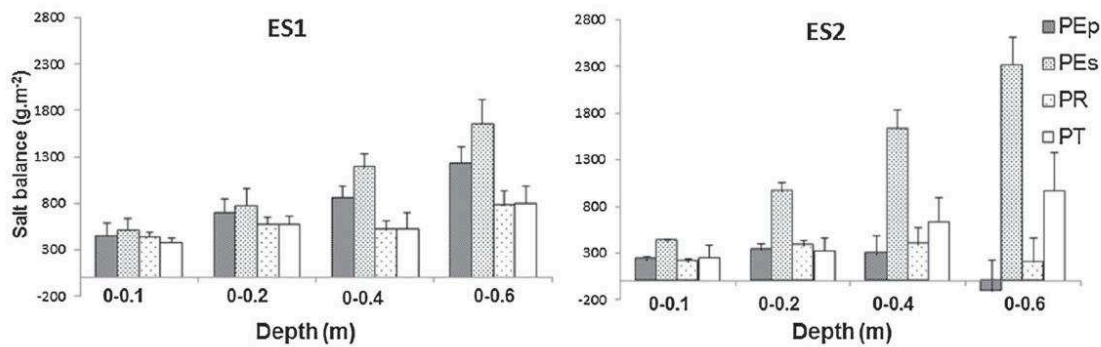
Mean ECa at the initial state was 29.2, 24.5, 28.1 and 29.6 dS.m<sup>-1</sup> under PEp, PEs, PR and PT, respectively. After each cropping, initial ECa decreased under all treatments. The reduction in soil ECa was more pronounced under *E. stagnina* plots (PEp and PEs) than under PR and PT plots. The initial value of ECa under PEp, PEs, PR and PT was decreased by 36%, 56%, 13% and 29%, respectively, at ES1 and by 86%, 88%, 81% and 75%, respectively, at ES2.

### 3.6. Changes in soil bulk density

BD measured at water saturation was lower under plots cultivated with *E. stagnina* (PEp and PEs) than under PR or PT plots at all soil depths at the end of each cropping season. At ES1, BD under PEp, PEs, PR and PT was 1.39, 1.36, 1.46 and 1.41 Mg m<sup>-3</sup>, respectively, at 0-0.05 m and 1.36, 1.37, 1.42 and 1.54 Mg m<sup>-3</sup>, respectively, at 0.40-0.45 m. At ES2, BD decreased compared to that at ES1, especially under PEp and PEs. At 0-0.05 m, BD decreased from 1.39 to 1.29 Mg m<sup>-3</sup> under PEp while it increased from 1.41 to 1.46 Mg m<sup>-3</sup> under PT.



**Fig. 5.** Salt stock in 0–0.1, 0–0.2, 0–0.4 and 0–0.6 m soil layers at different dates under different treatments: no crop (PT), rice (*O. sativa*) crop (PR), seasonal *E. stagnina* crop (PEs), and permanent *E. stagnina* crop (PEp). ES1 is the end of the first cropping season, StS2 is the start of the second cropping season, and ES2 is the end of the second cropping season. Error bars indicate standard errors,  $n=5$ .



**Fig. 6.** Salt balance (initial salt stock minus salt stock at the end of each cropping season; positive values = salt loss) for 0–0.1, 0.1–0.2, 0.2–0.4 and 0.4–0.6 m soil layers under different treatments: no crop (PT), rice (*O. sativa*) crop (PR), seasonal *E. stagnina* crop (PEs), and permanent *E. stagnina* crop (PEp). ES1 is the end of the first cropping season, and ES2 is the end of the second cropping season. Error bars indicate standard errors,  $n=5$ .

### 3.7. Correlations between parameters

Matrix correlation (Table 4) showed a significant negative correlation ( $r=-0.64$ ) between fresh root biomass and soil BD in the 0–0.2 m soil layer. Furthermore, fresh root biomass and fresh aboveground biomass were significantly positively correlated with soil pH ( $r=0.61$  and  $0.65$ , respectively). In contrast, there were no strong or significant correlations between crop yields (fresh root or aboveground biomass) and soil salinity (EC or SS).

## 4. Discussion

### 4.1. Reclamation of saline vertisols

The irrigated crop of *E. stagnina* reduced soil salinity of Vertisols in the Niger River valley. After 8 months, corresponding to two cropping seasons, soil electrical conductivity decreased significantly in the topsoil (0–0.1 m) by 55–75% and in deeper soil (0.4–0.6 m) by 20–45%. The initial salt stock also decreased by

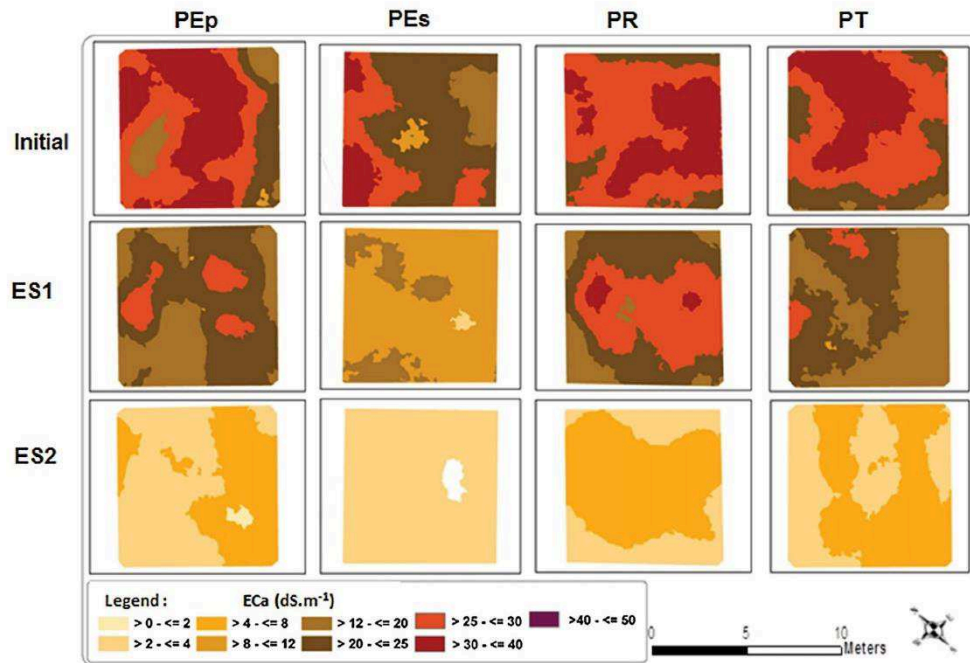


Fig. 7. Spatial and temporal distribution of apparent soil electrical conductivity (CEa) with 0.1 m electrode spacing at different dates under different treatments: no crop (PT), rice (*O. sativa*) crop (PR), seasonal *E. stagnina* crop (PEs), and permanent *E. stagnina* crop (PEp). ES1 is the end of the first cropping season, and ES2 is the end of the second cropping season. CEa maps were produced by ordinary kriging using 281 points of measurement in each plot and at each date.

Table 4

Pearson correlation matrix between *E. Stagnina* root and aboveground biomass and soil properties in the 0–0.20 m soil layer at the dates of yield.

Variables	BR <sub>r</sub>	BA <sub>r</sub>	BD	SS	ΔSS	EC	pH
BR <sub>r</sub>	<b>1.00</b>						
BA <sub>r</sub>	<b>0.87</b>	<b>1.00</b>					
BD	<b>-0.64</b>	<b>-0.64</b>	<b>1.00</b>				
SS	-0.12	-0.28	0.33	<b>1.00</b>			
ΔSS	0.20	0.34	-0.34	<b>-0.61</b>	<b>1.00</b>		
EC	-0.09	-0.27	0.27	<b>0.99</b>	<b>-0.58</b>	<b>1.00</b>	
pH	<b>0.61</b>	<b>0.65</b>	-0.30	0.00	0.15	0.03	<b>1.00</b>

BR<sub>r</sub> is root fresh biomass of *E. stagnina*; BA<sub>r</sub> is aboveground fresh biomass of *E. stagnina*; BD is soil bulk density; SS is soil salt stock; ΔSS is soil salt balance, and EC is soil electrical conductivity. Bold font indicates significant correlations ( $p < 0.05$ ),  $n = 3$ .

55–81% and 25–45% in the 0–0.1 m and 0–0.6 m soil layers, respectively. Contrary to treatment by water ponding and surface flushing, for which effective reduction in Vertisol salinity was observed only in the topsoil layer (Adam et al., 2012), the irrigated crop of *E. stagnina* also significantly reduced Vertisol salinity in deeper soil layers. These results agree with previous studies that indicate that an *E. stagnina* crop reduced (i) soil salinity of salsodic clay soils by 51–84% after 2 years of cropping in Egypt (Helalia et al., 1992) and (ii) soil alkalinity of alkaline silty soils in the Niger River valley by about 60% after one year of cultivation (Barbiero et al., 2001).

The reduction in soil salinity by *E. stagnina* may be explained, first, by the mechanical activity of roots in improving soil structure and promoting salt leaching (Barbiero et al., 2001). This process is supported by the negative correlation ( $r = -0.64$ ) between root biomass of *E. stagnina* and soil bulk density (Table 4). Indeed,

*E. stagnina* has a high capacity for root development, estimated in our study as 25–38% of total fresh weight biomass, which therefore agrees with other studies (Barbieiro, 1995; François et al., 1989). Furthermore, soil bulk density decreased over time at different depths and was lower in soil cultivated with *E. stagnina* ( $1.29\text{--}1.40\text{ Mg m}^{-3}$ ) than in bare soil without crops ( $1.41\text{--}1.56\text{ Mg m}^{-3}$ ). Moreover, improvement of physical properties of Vertisols by roots was observed by Blanchart et al. (2004), who showed that a crop of *Digitaria decumbens* significantly increased Vertisol structural stability and porosity. Other authors reported that enhancement of soil structure by plant roots increased soil hydraulic conductivity and promoted solute transfer (Akhter et al., 2004; Ammari et al., 2008).

Moreover, *E. stagnina* biomass may accumulate salts, and their export in biomass helps reduce soil salinity. According to ash analysis of *E. stagnina* biomass by François et al. (1989) and the yields measured in our study,  $664\text{--}720\text{ kg ha}^{-1}$  of salt was accumulated in the biomass produced by *E. stagnina* after 8 months of growth, which represents 11–12% of total salt removal in topsoil (0–0.1 m). This process of salt phytoaccumulation was observed for other salt-tolerant or halophytic crops: fodder beet and barley was reported to export in its biomass 306 and  $212\text{ kg ha}^{-1}$  respectively after 65 days of growth (Ammari et al., 2008). Similarly, the chenopods *Atriplex aucheri*, *Suaeda salsa* and *Salicornia europaea*, were shown to accumulate 7619, 5258 and  $4828\text{ kg ha}^{-1}$ , respectively, after one year of growth (Zhao et al., 2013). Several authors have also noted the ability of plants to accumulate salts in their biomass and help reduce soil salinity (Rabhi et al., 2009; Ravindran et al., 2007; Zhao, 1991). However, Qadir et al. (2007; 2003) consider that the amount of



salt removed by plant biomass generally contributes little to soil desalinization.

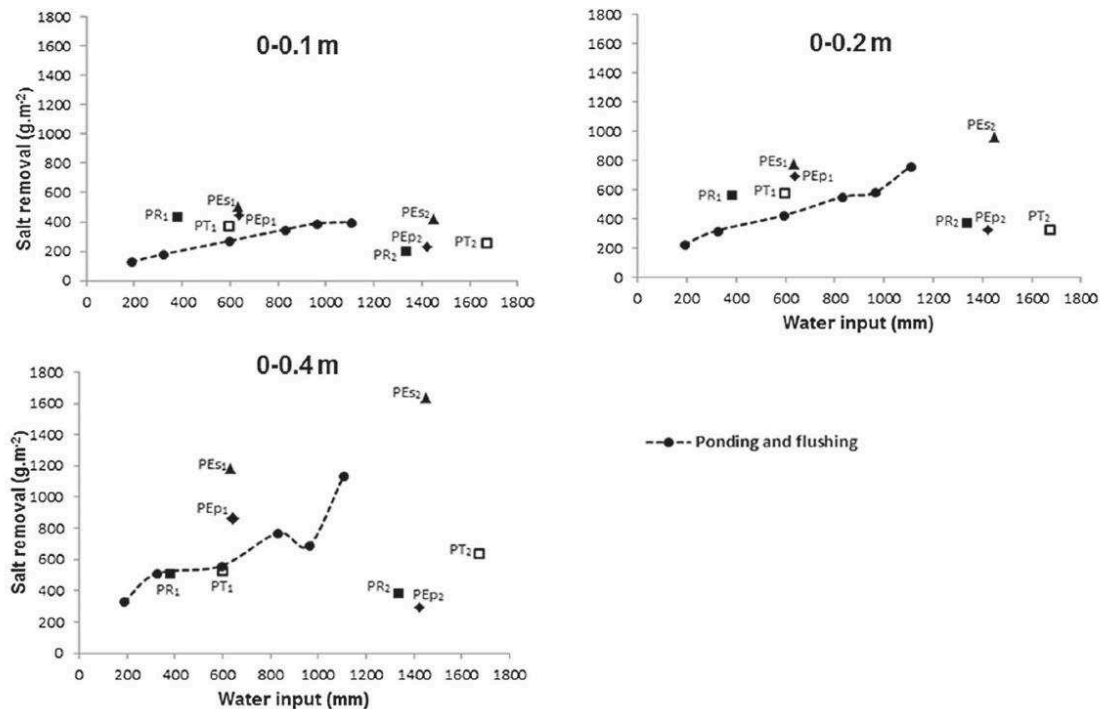
Salt leaching increased at StS2 due to soil having cracked during the inter-cropping season after ES1. Indeed, soil cracks, caused by shrinkage mechanisms during a drying phase, and promoted further by the effect of *E. stagnina* roots, induced water flow bypass and solute transfer between the soil matrix and structural porosity (Balpande et al., 1996; Bouma, 1980; Favre et al., 1997; Tanton et al., 1995). This phenomenon is supported by higher salt removal observed under soil cultivated with seasonal *E. stagnina* at ES2; this treatment was not irrigated during the inter-cropping period, unlike the treatment with permanent *E. stagnina*. Several authors (Amaya et al., 1983; Maruyama and Tanji, 1997; Wallender et al., 2006) also reported these processes, explaining that in cracked clay soils during the inter-cropping period, salts move from the inside to the outside of soil prisms under the effect of evaporation, precipitate on prism faces and then are easily dissolved and leached by irrigation. However, hydro-structural properties of these clay soils often limit dissolution and transfer of salt solutes. Indeed, supplying water causes early crack closure (4–5 h) and soil water saturation (Bouma and Loveday, 1988; Favre et al., 1997; Greve et al., 2010). The low saturated hydraulic conductivity of  $2.8 \times 10^{-8} \text{ m.s}^{-1}$  of Vertisols decreases water infiltration and salt leaching (Adam et al., 2012). This process is supported by the low salt removal observed at ES2 compared to that at ES1 in soil cultivated permanently with *E. stagnina*, to which water was applied continually (Fig. 6).

Moreover, it should be noted that the presence of water ponding on the soil surface during cropping seasons blocks the capillary rise of salts toward the soil surface (Haëfele et al., 1999; Hoffman, 1986; Tanton et al., 1995). In contrast, and in agreement with many

literature observations (Abrol et al., 1988; Armstrong et al., 1996a; He et al., 2014; Ndiaye et al., 2008) during the inter-cropping period, an increase in soil salinity was observed in the root zone under the effect of capillary rise induced by evaporation. This is supported in our study by the increase in soil salinity observed at the end of the inter-cropping period under all treatments except under the treatment with permanent *E. stagnina*, to which water was applied continually.

#### 4.2. Effectiveness of water management at removing salt

The irrigated crop of *E. stagnina* also contributed to more effective water use in paddy fields for soil desalinization than the ponding and flushing treatment (Fig. 8). Supplying 630–640 mm of water to the *E. stagnina* crop removed 55–66% and 26–38% of the initial salt stock in the 0–0.1 and 0–0.4 m soil layers, respectively. In comparison, water ponding and flushing using 1105 mm of irrigation water reduced the initial salt stock by only 36% and 19% in the 0–0.1 and 0–0.4 m soil layers, respectively (Adam et al., 2012). On the other hand, in a heavy clay saline soil, the use of puddling with a cumulative water supply of 700 mm removed only  $4300 \text{ kg ha}^{-1}$  (Haëfele et al., 1999), which was lower than the salt stock removed under the treatments with *E. stagnina* ( $9400\text{--}12,000 \text{ kg ha}^{-1}$ ). This approach to phytodesalinization by an irrigated crop of *E. stagnina* appears to remove more salt when the soil is allowed to dry between cropping seasons to create soil cracks in the rooting zone and promote salt leaching. This process is supported by the treatment with seasonal *E. stagnina*, which, compared to ponding and flushing (Adam et al., 2012), reduced soil salt stock more effectively for a given water input during each cropping season and in all soil



**Fig. 8.** Distribution of salt stock removal in 0–0.1, 0–0.2 and 0–0.4 m soil layers according to water input (mm) under treatments with ponding irrigation but no flushing (this study) compared to a treatment with water ponding and flushing without crops (Adam et al., 2012). PT is no crop, PR is treatment with a rice (*O. sativa*) crop, PE is treatment with seasonal *E. stagnina* crops, and PEp is treatment with a permanent *E. stagnina* crop. Subscripts 1 and 2 distinguish data from the first and second cropping seasons, respectively.

layers (Fig. 8). During the first cropping season, treatments with a rice crop (PR) or water ponding without a crop and no flushing (PT) are more effective at removing salt than ponding and flushing (Adam et al., 2012). During the second season, these treatments appear less effective than ponding and flushing (Fig. 8), but this may be explained by the fact that in superficial soil layers in the initial salt stock of the second season was reduced by salt removal during the first season. Finally, phytodesalinization by irrigated *E. stagnina* is a more water-efficient way to reduce salinity of Vertisols of irrigated paddy fields than ponding and flushing approaches or treatment with rice cropping.

#### 4.3. Interest of forage production

In addition to reducing soil salinity, irrigated *E. stagnina* produced 24–27 t ha<sup>-1</sup> of dry weight biomass after 8 months of growth. These yields were similar to those observed for same fodder crop in the Niger River valley (10–30 t ha<sup>-1</sup> of dry weight biomass) (Dieter and Hassane, 2001; Marlet et al., 1998). Another study on salsodic clay soils in Egypt, in which no fertilization was applied (Helalia et al., 1992), reported lower production of *E. stagnina* (13 t ha<sup>-1</sup> yr<sup>-1</sup> of dry weight biomass) than that in our study. In contrast, the yield in our study was lower than the 80 t ha<sup>-1</sup> of dry weight biomass of *E. stagnina* harvested from clay soils of Kenyan floodplains, in a study that showed a positive correlation between surface water depth and biomass production of *E. stagnina* (Léauthaud, 2013). *E. stagnina* also has high nutritional value (François et al., 1989; Heuzé et al., 2015) and is used as cattle feed in the Niger River valley.

#### 5. Conclusion

This study tested the ability of *E. stagnina*, a semi-aquatic grass with a high root-growth capacity and likely to grow on salt-affected soil in water-saturated conditions, to reduce the salinity of saline Vertisols of irrigated paddy fields. It also explored the potential of this fodder crop to desalinate Vertisols in comparison to classic desalination methods. The experimental study, conducted in irrigated paddy fields of Kollo (Niger), showed after a monitoring period of 8 months (two cropping seasons) a significant decrease in soil salinity with a crop of *E. stagnina*, ranging from 55–75% in the 0–0.1 m soil layer and 20–45% in the 0.4–0.6 m soil layer. Moreover, the ability of water to remove soil salt stock was greater under treatments with *E. stagnina* than under ponding and flushing. In addition, yields of *E. stagnina* (24–27 t ha<sup>-1</sup> of dry weight biomass after 8 months of growth) appeared sufficient to be economically interesting to farmers. Thus, phytodesalinization by irrigated *E. stagnina* appears to be a method for restoring saline Vertisols that is effective, water efficient and produces a beneficial crop. Complementary studies must nevertheless focus on (i) the geochemical processes of Vertisols desalination by *E. stagnina* and the effect of this plant on hydro-structural properties of Vertisols and (ii) the risk of resalinization after treatment, including during the inter-cropping period.

#### References

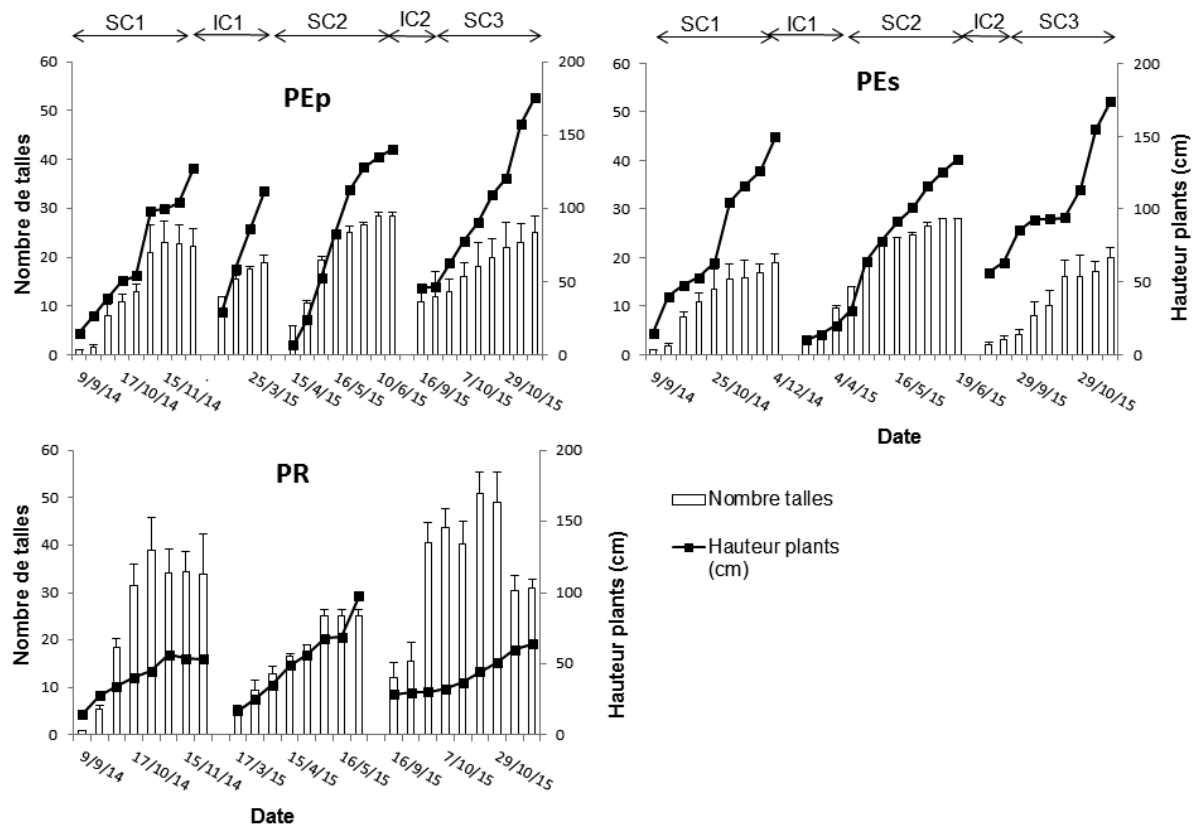
- AFNOR, 1996. Norme NF ISO 11265. Détermination de la conductivité électrique spécifique. In: Qualité des sols, Recueil de normes françaises, 3<sup>ème</sup> édition, Paris-La défense, pp. 521–524.
- Abrol, I.P., Yadav, J.S.P., Massoud, F.I. 1988. Salt-affected soils and their management. FAO Soils Bulletin No. 39, FAO, Rome, 131.
- Adam, I., Michot, D., Guero, Y., Soubega, B., Moussa, I., Walter, C., 2012. Detecting soil salinity changes in irrigated Vertisols by electrical resistivity prospecting during a desalination experiment. Agric. Water Manage. 109, 1–10.
- Adam, I., 2011. Cartographie Fine Et Suivi détaillé De La Salinité Des Sols d'un périmètre Irrigué Au Niger En Vue De Leur Remédiation. Thèse Doctorale. Université Abdou Moumouni de Niamey (Niger) et Agrocampus Ouest de Rennes, France, pp. 219.
- Ahmad, N., Qureshi, R.H., Qadir, M., 1990. Amelioration of a calcareous saline-sodic soil by gypsum and forage plants. Land Degrad. Rehab. 2, 277–284.
- Akhter, J., Murray, R., Mahmood, K., Malik, K.A., Ahmed, S., 2004. Improvement of degraded physical properties of a saline-sodic soil by reclamation with kallar grass (*Leptochloa fusca*). Plant Soil 258, 207–216.
- Amaya, T., Nagahori, K., Takahashi, T., 1983. Lysimeter experiment on the progressive process of salt exclusion—Positive studies on the salt behavior and salt exclusion in Kasaoka Bay polder. Transaction of the Japanese Society of Irrigation, Drain. Reclam. Eng. 104, 1–8.
- Ammari, T.G., Tahboub, A.B., Saoub, H.M., Hattar, B.I., Al-Zubi, Y.A., 2008. Salt removal efficiency as influenced by phyto-amelioration of salt-affected soils. J. Food Agric. Environ. 6, 456–460.
- Armstrong, A.S.B., Rycroft, D.W., Tanton, T.W., 1996a. Seasonal movement of salts in naturally structured saline-sodic clay soils. Agric. Water Manage. 32, 15–27.
- Armstrong, A.S.B., Hughes, E.J., Rycroft, D.W., Tanton, T.W., Pearce, G.R., Abbott, C.L., 1996b. Reclamation of Saline Clay Soils. A Manual of the Horizontal Leaching Technique. University of Southampton, UK, pp. 65.
- Balpande, S.S., Deshpande, S.B., Pal, D.K., 1996. Factors and processes of soil degradation in Vertisols of the Purna Valley Maharashtra, India. Land Degrad. Develop. 7, 313–324.
- Barbiero, L., 1995. Les Sols Alcalinisés Sur Socle Dans La Vallée Du Fleuve Niger: Origines De l'alcalinisation Et évolution Des Sols Sous Irrigation Thèse De Doctorat. ORSTOM, Paris, pp. 209.
- Barbiero, L., Valles, V., Régeard, A., Cheverry, C., 2001. Residual alkalinity as tracer to estimate the changes induced by forage cultivation in a non-saline irrigated sodic soil. Agric. Water Manage. 50, 229–241.
- Bertrand, R., Keita, B., Ndiaye, K.M., 1993. La dégradation des sols des périmètres irrigués des grandes vallées sub-sahariennes: cas de l'Office du Niger au Mali. Cah. Agric. 2, 318–329.
- Blackwell, P.S., Jayawardane, N.S., Green, T.W., Wood, J.T., Blackwell, J., Beatty, H.J., 1991. Subsoil macropore space of a transitional red-brown earth after either deep tillage, gypsum or both 1. Physical effects and short-term changes. Aust. J. Soil Res. 29, 123–140.
- Blanchart, E., Albrecht, A., Chevallier, T., Hartmann, C., 2004. The respective roles of roots and earthworms in restoring physical properties of Vertisols under a *Digitaria decumbens* pasture (Martinique WI). Agriculture. Ecosys. Environ. 103, 343–355.
- Boivin, P., 1995. La dégradation des terres irriguées dans la vallée moyenne vallée du Sénégal. In: Proceedings of the SCOPE Workshop in Sustainable Land Management in African Semi-arid and Subhumid Regions, Sénégal, pp. 239–244.
- Bouma, J., Loveday, J., 1988. Characterizing soil water regimes in swelling clay soils. In: Wilding, L.P., Puentes, R. (Eds.), Vertisols: Their Distribution; Properties; Classification and Management. Texas A&M University Printing Center, College Station, TX, pp. 83–96.
- Bouma, J., 1980. Field measurement of soil hydraulic conductivity characterizing water movement through swelling clay soils. J. Hydrol. 45, 149–158.
- Ceuppens, J., Wopereis, M.C.S., Miézan, K.M., 1997. Soil salinization processes in rice irrigation schemes in the Senegal River delta. Soil Sci. Soc. Am. J. 61, 1122–1130.
- Curtin, D., Steppuhn, H., Selles, F., 1994. Effects of magnesium on cation selectivity and structural stability of sodic soils. Soil Sci. Soc. Am. J. 58, 730–737.
- Dai, L., Senge, M., Ito, K., Onishi, T., Yoshiyama, K., 2015. Experimental evaluation of irrigation methods for soil desalination. Paddy Water Environ. 13, 159–165.
- Dieter, G., Hassane, D., 2001. Profil Fourragère Au Niger. Rapport FAO (pp. 25).
- FAO, 2006 World reference base for soil resources, IUSS Working Group, 2nd edition: FAO World Soil Resources Report no 103. FAO, Rome, 128.
- Favre, F., Boivin, P., Wopereis, M., 1997. Water movement and soil swelling in a dry, cracked Vertisols. Geoderma 78, 113–123.
- Foley, J.A., DeFries, R., Asner, G.P., Barford, C., Bonan, G., Carpenter, S.R., Chapin, F.S., Coe, M.T., Daily, G.C., Gibbs, H.K., Helkowski, J.H., Holloway, T., Howard, E.A., Kucharik, C.J., Monfreda, C., Patz, J.A., Prentice, I.C., Ramankutty, N., Snyder, P.K., 2005. Global consequences of land use. Science 309, 570–574.
- François, J., Rivas, A., Compere, R., 1989. Le pâturage semi-aquatique à *Echinochloa stagnina* (Retz.) Beauv. Etude approfondie de la plante Bourgou et des bourgoutières situées en zone lacustre du Mali. Bull. Recherche Agronomiques de Gembloux 24, 145–189.
- Gharaibeh, M.A., Rusan, M.J., Eltaif, N.I., Shunnar, O.F., 2014. Reclamation of highly calcareous saline-sodic soil using low quality water and phosphogypsum. Appl. Water Sci. 4, 223–230.
- Greve, A., Andersen, M.S., Acworth, R.I., 2010. Investigations of soil cracking and preferential flow in a weighing lysimeter filled with cracking clay soil. J. Hydrol. 393, 105–113.
- Grismer, M.E., Orang, N.M., Clausnitzer, V., Kinney, K., 1994. Effects of air compression and counterflow on infiltration into soils. J. Irrig. Drain. Eng. 120, 775–795.
- Guéro, Y., 2000. Contribution à l'étude Des mécanismes De dégradation Physico-chimique Des Sols Sous Climat Sahélien. Exemple Pris Dans La Vallée Du Moyen Niger. Thèse De Doctorat. Université Abdou Moumouni de Niamey, Niger, pp. 109.
- Haëfle, S., Wopereis, M.C.S., Boivin, P., N'Diaye, A.M., 1999. Effect of puddling on soil desalination and rice seedling survival in the Senegal River Delta. Soil Tillage Res. 51, 35–46.
- Hammecker, C., Antonino, A., Maeght, J.L., Boivin, P., 2003. Experimental and numerical study of water flow in soil under irrigation in Northern Senegal: evidence of air entrapment. Eur. J. Soil Sci. 54, 491–503.

- He, B., Cai, Y., Ran, W., Jiang, H., 2014. Spatial and seasonal variations of soil salinity following vegetation restoration in coastal saline land in eastern China. *Catena* 118, 147–153.
- Helalia, A.M., El-Amir, S., Abou-Zeid, S.T., Zaghoul, K.F., 1992. Bio-reclamation of saline-sodic soil by Amshot grass in Northern Egypt. *Soil Tillage Res.* 22, 109–115.
- Heuzé, V., Tran, G., Baumont, R., 2015. *Burgu (Echinochloa stagnina)*, Feedipedia, a programme by INRA, CIRAD, AFZ and FAO. <http://www.feedipedia.org/node/453> Last updated on May 11, 2015, 14:30.
- Hoffman, G.J., 1986. Guidelines for reclamation of salt-affected soils. *Appl. Agric. Res.* 1, 1–45.
- Ilyas, M., Miller, R.W., Qureshi, R.H., 1993. Hydraulic conductivity of saline-sodic soil after gypsum application and cropping. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 57, 1580–1585.
- Jesus, J.M., Danko, A.S., Fiúza, A., Borges, M.T., 2015. Phytoremediation of salt-affected soils: a review of processes applicability, and the impact of climate change. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 22, 6511–6525.
- Léauthaud, H.C., 2013. De l'influence Des Crues Sur Les Services écosystémiques Des Prairies Inondables. Alication à La Production Fourragère Dans Le Delta Du Fleuve Tana, Au Kenya. Thèse De Doctorat. Université de Montpellier II, pp. 268.
- Marlet, S., Barbiero, L., Valles, V., 1998. Soil alkalization and irrigation in the Sahelian zone of Niger II: agronomic consequences of alkalinity and sodicity. *Arid Soil Res. Rehab.* 12, 139–152.
- Marlet, S., 2005. Evolution des systèmes d'irrigation et gestion de la salinité des terres irriguées. In: *Séminaire Sur La Modernisation De l'agriculture Irriguée*, Rabat, p. 11.
- Maruyama, T., Tanji, K.K., 1997. Physical and Chemical Processes of Soil Related to Paddy Drainage. *Shinzan-Sha Science and Technology*, Japan, pp. 229.
- Micho, D., Walter, C., Adam, L., Guéro, Y., 2013. Digital assessment of soil-salinity dynamics after a major flood in the Niger River valley. *Geoderma* 207–208, 193–204.
- Ndiaye, B., Molénat, J., Ndoye, S., Boivin, P., Cheverry, C., Gascuel-Odoux, C., 2008. Modélisation du transfert de l'eau et des sels dans les casiers rizicoles du delta du fleuve Sénégal. *Revue des Sciences de l'Eau* 21, 325–336.
- Qadir, M., Qureshi, R.H., Ahmad, N., Ilyas, M., 1996. Saline-sodic field for biomass production and soil reclamation salt-tolerant forage cultivation on a. *Land Degrad. Dev.* 7, 11–18.
- Qadir, M., Ghafoor, A., Murtaza, G., 2000. Amelioration strategies for saline soils: a review. *Land Degrad. Dev.* 11, 501–521.
- Qadir, M., Steffens, D., Yan, F., Schubert, S., 2003. Sodium removal from a calcareous saline-sodic soil through leaching and plant uptake during phytoremediation. *Land Degrad. and Dev.* 14, 301–307.
- Qadir, M., Oster, J.D., Schubert, S., Noble, A.D., Sahrawat, K.L., 2007. Phytoremediation of sodic and saline-sodic soils. *Adv. Agron.* 96, 197–247.
- Rabhi, M.H.C., Lakhdar, A., Hajji, S., Barhoumi, Z., Hamrouni, M.H., Abdely, C., Smaoui, A., 2009. Evaluation of the capacity of three halophytes to desalinate their rhizosphere as grown on saline soils under nonleaching conditions. *Afr. J. Ecol.* 47, 463–468.
- Ravindran, K.C., Venkatesan, K., Balakrishnan, V., Chellappan, K.P., Balasubramanian, T., 2007. Restoration of saline land by halophytes for Indian soils. *Soil Biol. Biochem.* 39, 2661–2664.
- Reading, L.P., Baumgartl, T., Bristow, K.L., Lockington, D., 2012. Hydraulic conductivity increases in a sodic clay soil in response to gypsum applications: impacts of bulk density and cation exchange. *Soil Sci.* 177, 165–171.
- Rhoades, J.D., Chanduvi, F., Lesch, S.M., 1999. *Soil Salinity Assessment Methods and Interpretation of Electrical Conductivity Measurements Irrigation and Drainage*. FAO, Rome, pp. 150.
- Ringrose-Voase, A.J., Nadelko, A.J., 2013. Deep drainage in a Grey Vertisol under furrow-irrigated cotton. *Crop Pasture Sci.* 64, 1155–1170.
- Ruy, S., Cabidoche, Y.M., 1998. Hydraulic conductivity of the matric porosity of an unsaturated vertisol: a field and laboratory comparison. *Eur. J. Soil Sci.* 49, 175–185.
- Sido, Y.A., 2010. Etat des lieux de la riziculture au Niger Rapport d'étude/Projet Espagnol sur la riziculture en Afrique de l'Ouest, 56.
- Slavich, P.G., Petterson, G.H., 1993. Estimating the electrical conductivity of saturated paste extracts from 1:5 soil: water suspensions and texture. *Aust. J. Soil Res.* 31, 73–81.
- Tanton, T.W., Rycroft, D.W., Hashimi, M., 1995. Leaching of salt from heavy clay subsoil under simulated rainfall conditions. *Agric. Water Manage.* 27, 321–329.
- Touraoua, I.Y., 2009. La Culture De Bourgou (*Echinochloa Stagnina*). Module de formation PDERLG, Niger, pp. 22.
- Umal, D.L., 1993. Irrigation-Induced salinity A growing problem for development and the environment. *World Bank technical paper no.* 215, 78.
- Van Asten, P.J.A., Van't Zelfde, J.A., Van der Zee, S.E.A.T.M., Hammecker, C., 2004. The effect of irrigated rice cropping on the alkalinity of two alkaline rice soils in the Sahel. *Geoderma* 119, 233–247.
- Virmani, S.M., Rao, M.R., Srivastava, K.L., 1989. Approaches to the management of Vertisols in the semi-arid tropics: the ICRISAT experience in ICRISAT. In: *Management of Vertisols for Improved Agricultural Production: Proceedings of an IBSRAM Inaugural Workshop*, ICRISAT Center, India, pp. 17–33.
- Wallender, W.W., Tanji, K.K., Gilley, J.R., Hill, R.W., Lord, J.M., Moore, C.V., Robinson, R.R., Stegman, E.C., 2006. Water flow and salt transport in cracking clay soils of the Imperial Valley: California. *Irrig. Drain. Sys.* 20, 361–387.
- Wang, Z., Feyen, J., Van Genuchten, M.T., Nielsen, D.R., 1998. Air entrapment effects on infiltration rate and flow instability. *Water Resour. Res.* 34, 213–222.
- Ward, S.H., 1990. Resistivity and induced polarization methods. In: Ward, S.H. (Ed.), *Investigations in Geophysics No. 5, Geotechnical and Environmental Geophysics*. Society of Exploration Geophysicists, Tulsa, Oklahoma, pp. 147–189.
- Wopereis, M.C.S., Ceuppens, J., Boivin, P., Ndiaye, A.M., Kane, A., 1998. Preserving soil quality under irrigation in the Senegal River Valley. *Wagening. J. Life Sci.* 46, 97–107.
- Zhang, X.C., Norton, L.D., 2002. Effect of exchangeable Mg on saturated hydraulic conductivity, disaggregation and clay dispersion of disturbed soils. *J. Hydrol.* 260, 194–205.
- Zhao, Z., Zhang, K., Wang, P., Wang, L., Yin, C., Tian, C., 2013. The effects of halophytes on salt balance in an arid irrigation district. *J. Food Agric. Environ.* 11, 2669–2673.
- Zhao, K.F., 1991. Desalination of saline soils by Suaeda salsa. *Plant and Soil* 135, 303–305.
- Zorrig, W.R.M., Ferchichi, S., Smaoui, A., Abdely, C., 2012. Phytodesalination: a solution for salt-affected soils in arid and semi-arid regions. *J. Arid Land Studies* 22, 299–302.
- Zuur, A.F., Ieno, E.N., Walker, N.J., Saveliev, A.A., Smith, G.M., 2009. *Mixed Effects Models and Extensions in Ecology with R Statistics for Biology and Health*. Springer, New York.

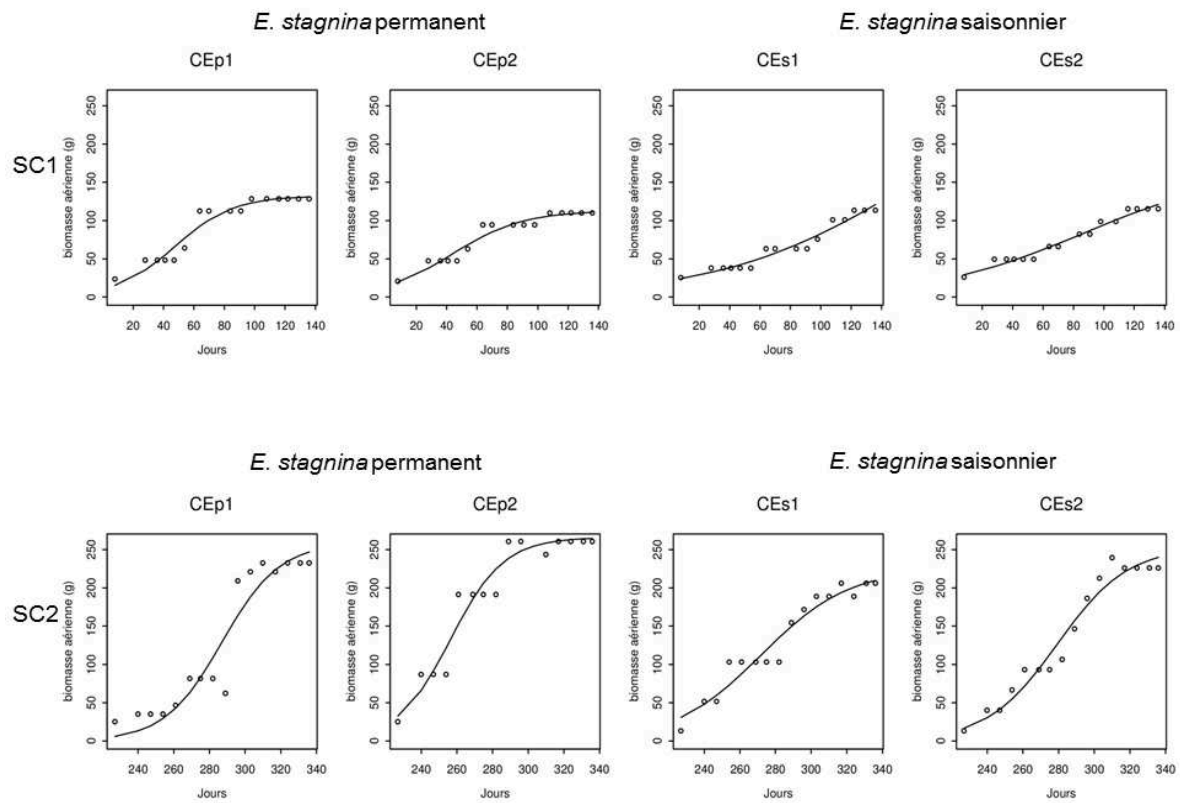
**Annexe 2.2 :** Quantité d'eau apportée par la pluie et par irrigation dans les différentes parcelles pendant la première (SC1), deuxième (SC2) et troisième (SC3) saison culturale. PT est le sol témoin sans culture, PR est le sol cultivé avec le riz (*Oriza sativa*), PEs est le sol cultivé avec *E. stagnina* saisonnier et PEp est le sol cultivé avec *E. stagnina* permanent.

Saison	Source	PEp	PEs	PR	PT
SC1	Pluie (mm)	10	10	10	10
	Irrigation (mm)	640	634	392	598
	cumul SC1 (mm)	650	644	402	608
SC2	Pluie (mm)	0	0	0	0
	Irrigation (mm)	1420	1447	1332	1672
	cumul SC2 (mm)	1420	1447	1332	1672
SC3	Pluie (mm)	72	72	72	72
	Irrigation (mm)	654	710	754	827
	cumul SC3 (mm)	726	782	826	899

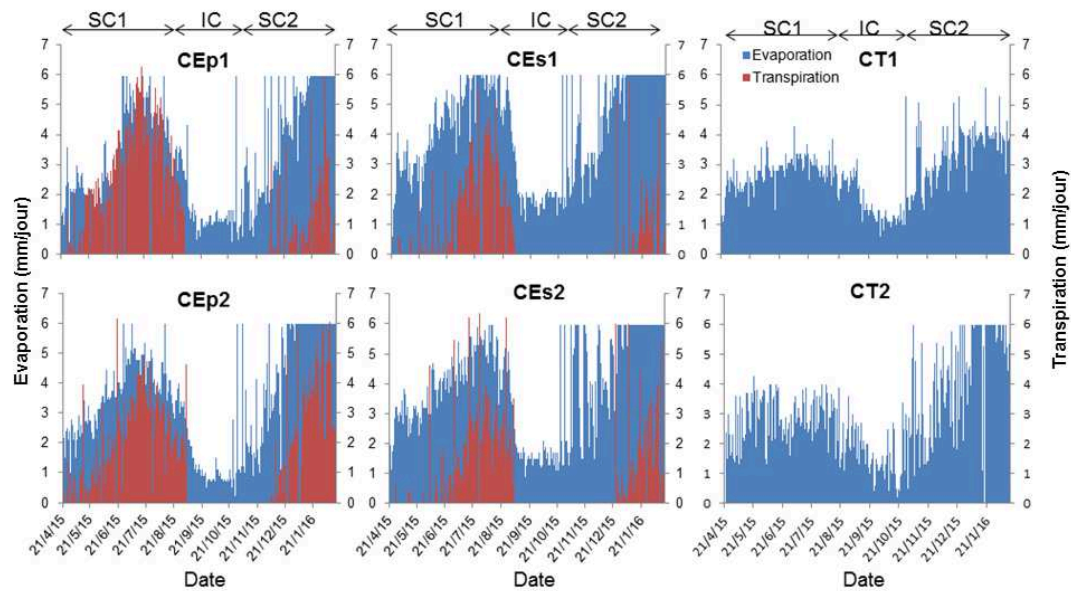
**Annexe 2.3 :** Evolution du nombre de talles et de la hauteur des plants des cultures dans les différentes parcelles cultivées *in situ* pendant la première (SC1), deuxième (SC2) et troisième saison culturale (SC3). IC1 et IC2 sont respectivement la première et la deuxième période d'inter-culture ; PR est le traitement cultivé avec le riz (*Oriza sativa*), PEs est le traitement cultivé avec *E. stagnina* saisonnier, PEp est le traitement cultivé avec *E. stagnina* permanent.



**Annexe 3.1 :** Courbes de croissance de la biomasse aérienne de *E. stagnina* dans le temps ajustées avec le modèle logistique sur les différentes colonnes pendant les différentes périodes. CT1 et CT2 sont les colonnes sans cultures ; CEs1 et CEs2 sont les colonnes cultivées avec *E. stagnina* saisonnier ; CEp1 et CEp2 sont les colonnes cultivées avec *E. stagnina* permanent, SC1 et SC2 sont respectivement la première et la deuxième saison culturale.



**Annexe 3.2 :** Distribution temporelle de l'évaporation et de la transpiration sur les différentes colonnes pendant la période de suivi de l'expérimentation au laboratoire. CT1 et CT2 sont les colonnes sans cultures ; CEs1 et CEs2 sont les colonnes cultivées avec *E. stagnina* saisonnier ; CEp1 et CEp2 sont les colonnes cultivées avec *E. stagnina* permanent ; SC1 et SC2 sont respectivement la première et la deuxième saison culturale ; IC est la période d'inter-culture.



**Annexe 4.1** : Les erreurs quadratiques moyennes (RMSE, dS/m) et le coefficient de détermination ( $R^2$ ) calculés à partir de la conductivité électrique mesurée sur la solution du sol et simulée avec le modèle hydrus-1D à 5, 15 et 21 cm de profondeur sur les différentes colonnes et pendant les différentes périodes. CT1 et CT2 sont les colonnes sans culture, CE1 et CE2 sont les colonnes cultivées avec *E. stagnina* saisonnier ; CEp1 et CEp2 sont les colonnes cultivées avec *E. stagnina* permanent, SC1 et SC2 sont respectivement la première et la deuxième saison culturale ; IC est la période d'inter-culture.

		CEp1			CEp2			CEs1			CEs2			CT1			CT2		
		SC1	IC	SC2	SC1	IC	SC2	SC1	IC	SC2	SC1	IC	SC2	SC1	IC	SC2	SC1	IC	SC2
RMES	5 cm	1,37	0,04	0,83	0,45	0,19	0,89	1,32	0,35	1,27	0,44	1,11	0,19	0,95	0,66	0,50	0,65	0,58	0,15
	15 cm	0,57	1,12	0,46	0,29	0,37	0,20	0,43	0,49	0,82	0,36	1,33	0,35	0,15	1,62	0,41	0,12	1,03	0,09
	21 cm	3,72	1,45	0,26	2,07	1,11	0,38	0,41	0,74	0,82		1,60	0,26	2,32	1,87	0,28		1,19	0,18
$R^2$	5 cm	0,29	1,00	0,37	0,93	0,99	0,44	0,21	0,99	0,35	0,42	0,97	0,59	0,82	0,98	1,21	0,81	0,98	0,80
	15 cm	0,51	0,96	0,92	0,94	0,98	0,96	0,77	0,99	0,88	0,47	0,93	0,96	0,14	0,90	0,79	0,01	0,89	0,98
	21 cm	0,02	0,95	0,98	0,55	0,91	0,89	0,98	0,99	0,91	1,00	0,89	0,98	0,25	0,90	0,93	1,00	0,87	0,94

**Annexe 4.2 :** Les erreurs quadratiques moyennes (RMSE) et le coefficient de détermination ( $R^2$ ) calculés à partir du stock de sel de sol mesuré et simulé avec Hydru-1D sur les différentes colonnes pendant les différentes périodes. CT1 et CT2 sont les colonnes sans culture, CEs1 et CEs2 sont les colonnes cultivées avec *E. stagnina* saisonnier ; CEp1 et CEp2 sont les colonnes cultivées avec *E. stagnina* permanent, SC1 et SC2 sont respectivement la première et la deuxième saison culturale, IC est la période d'inter-culture.

	CEp1		CEp2		CEs1		CEs2		CT1		CT2	
	RMSE	$R^2$	RMSE	$R^2$	RMSE	$R^2$	RMSE	$R^2$	RMSE	$R^2$	RMSE	$R^2$
SC1	0,71	0,97	2,70	0,70	1,06	0,90	0,35	0,95	0,31	0,98	2,04	0,72
IC	2,45	0,82	2,69	0,69	3,85	0,81	2,80	0,80	2,05	0,77	1,19	0,92
SC2	1,44	0,90	0,24	1,00	1,06	0,98	0,55	0,96	3,03	0,32	0,94	0,71

**Annexe 4.3 :** Les erreurs quadratiques moyennes (RMSE) et le coefficient de détermination ( $R^2$ ) calculés à partir de sel prélevé par la biomasse *E. stagnina* calculé sur la biomasse aérienne sèche et simulé avec hydru-1D sur les différentes colonnes cultivées et pendant les différentes périodes. CEs1 et CEs2 sont les colonnes cultivées avec *E. stagnina* saisonnier, CEp1 et CEp2 sont les colonnes cultivées avec *E. stagnina* permanent, SC1 et SC2 sont respectivement la première et la deuxième saison culturale, IC est la période d'inter-culture.

		CEp1	CEp2	CEs1	CEs2
RMES	SC1	0,42	0,13	0,75	1,12
	SC2	0,11	0,30	0,05	0,36
$R^2$	SC1	0,96	1,00	0,90	0,79
	SC2	0,84	0,94	0,76	0,83



## Table des matières

<b>INTRODUCTION GENERALE.....</b>	<b>1</b>
<b>PARTIE I : ETAT DE L'ART ET METHODOLOGIE GENERALE.....</b>	<b>7</b>
Chapitre 1 : Réhabilitation des sols argileux salés irrigués : revue des processus, méthodes et applicabilité .....	8
Introduction .....	9
1.1 Caractéristiques des sols argileux .....	9
1.1.1 Définition et distribution spatiale des sols argileux génériques et des Vertisols .....	9
1.1.2 Propriétés hydro structurales des sols argileux .....	11
1.1.3 Modélisation du transfert d'eau et des sels dans les sols argileux .....	14
1.2 Classification et investigation des sols salés .....	15
1.2.1 Classifications des sols salés .....	15
1.2.2 Méthodes d'investigation des sols salés .....	17
1.3 Salinisation des sols argileux irrigués.....	18
1.3.1 Processus de salinisation des sols argileux irrigués.....	18
1.3.2 Impact de la salinisation sur les sols argileux .....	19
1.4 Approches de réhabilitation des sols salés .....	21
1.4.1. Approches physiques et hydrauliques.....	21
1.4.2 Amendement chimique .....	23
1.4.3. Amendement organique .....	24
1.4.4 Approches biologiques par phytodésalinisation .....	26
1.4.5 Efficacité comparée des différentes approches .....	37
1.4.6 Modélisation du processus de phytodésalinisation .....	39
Conclusion et perspectives .....	42
Chapitre 2 : Méthodologie générale de l'étude .....	43
Introduction .....	44
2.1 Présentation de la zone d'étude.....	44
2.1.1 Bref aperçu du bassin versant du fleuve Niger.....	44
2.1.2 Présentation du secteur d'étude au sein du moyen Niger.....	46
2.2 Présentation du périmètre irrigué de Kollo .....	48
2.2.1 Localisation et contexte climatique.....	48
2.2.2 Contexte géologique local .....	50
2.2.3 Organisation des sols dans le périmètre .....	50
2.2.4 Production agricole et fonctionnement du périmètre .....	55
2.3 Présentation des dispositifs expérimentaux.....	56
2.3.1 Expérimentation <i>in situ</i> .....	57
2.3.2 Expérimentation au laboratoire .....	62
2.4 Matériel végétal.....	67
2.4.1 Culture de riz ( <i>Oriza sativa</i> ).....	67
2.4.2 <i>Echinochloa stagnina</i> .....	68
2.5 Modélisation du transfert d'eau et des sels .....	70
2.5.1 Description du modèle HYDRUS-1D .....	71
2.5.2 Fonctions du transfert d'eau et des solutés .....	72

2.5.3 Prélèvement d'eau et des solutés par la plante .....	72
2.6 Traitements statistiques des données .....	74
Conclusion .....	75

**PARTIE II : APPROCHE EXPERIMENTALE *IN SITU* DE PHYTODESALINISATION DES VERTISOLS..... 77**

Chapitre 3 : Dynamiques hydrique et saline des Vertisols irrigués sous cultures de <i>E. stagnina</i> et de riz ( <i>Oriza sativa</i> ) dans la vallée du fleuve Niger.....	79
Introduction .....	80
3.1 Matériel et méthodes .....	81
3.1.1 Dispositif expérimental .....	81
3.1.2 Installation et suivi des cultures .....	82
3.1.3 Suivi de la nappe et de l'état hydrique du sol .....	86
3.1.4 Densité apparente du sol .....	87
3.1.5 Suivi de la salinité du sol.....	87
3.1.6 Traitement statistique des données.....	89
3.1.7 Cartographie de la conductivité électrique apparente par krigeage.....	89
3.2 Résultats .....	90
3.2.1 Dynamiques de la nappe et de l'état hydrique du sol.....	90
3.2.2 Production des cultures.....	93
3.2.3 Densité apparente du sol .....	94
3.2.4 Evolution de la salinité du sol .....	95
3.2.5 Relation entre la salinité du sol et les propriétés hydriques du sol .....	107
3.3 Discussion .....	109
3.3.1 Relation entre la dynamique de la nappe et la salinité des Vertisols.....	109
3.3.2 Réduction de la salinité des Vertisols par les cultures de <i>E. stagnina</i> et de riz .....	110
3.3.3 Processus de phytodésalinisation des Vertisols : importance relative de la lixiviation et de l'exportation des sels par la biomasse de cultures.....	111
3.3.4 Dynamique de la salinité des Vertisols pendant la période d'inter-culture .....	112
3.3.5 Diversification des cultures et gestion de la salinité des Vertisols dans le périmètre .....	113
Conclusion .....	114

**PARTIE III : SUIVI EN CONDITIONS CONTROLEES DES PROPRIETES HYDRO-STRUCTURALES ET DE LA PHYTODESALINISATION DES VERTISOLS PAR APPROCHE EXPERIMENTALE SUR COLONNE..... 119**

Chapitre 4 : Etude expérimentale de l'évolution de la structure et des propriétés hydrauliques des Vertisols salés cultivés avec <i>E. stagnina</i> .....	120
Introduction .....	121
4.1 Matériel et méthodes .....	121
4.1.1 Dispositif expérimental .....	121
4.1.2 Installation et suivi des cultures .....	122
4.1.3 Echantillonnage des racines .....	124
4.1.4 Caractérisation de la structure du sol .....	125
4.1.5 Suivi des propriétés hydriques du sol.....	128
4.2 Résultats .....	131

4.2.1	Caractéristiques agronomiques des cultures .....	131
4.2.2	Propriétés hydriques du sol.....	134
4.2.3	Propriétés structurales .....	139
4.2.4	Relation entre les paramètres.....	144
4.3	Discussion .....	145
4.3.1	Potentiel agronomique de la culture de <i>E. stagnina</i> : production de la biomasse aérienne et fort développement racinaire .....	145
4.3.2	Influence de la culture de <i>E. stagnina</i> sur la structure de Vertisols .....	147
4.3.3	Amélioration des propriétés fonctionnelles des Vertisols .....	148
	Conclusion .....	149
Chapitre 5	: Suivi en conditions contrôlées et modélisation de la phytodésalinisation des Vertisols salés par <i>E. stagnina</i> .....	150
	Introduction .....	151
5.1	Matériel et méthodes .....	152
5.1.1	Dispositif expérimental .....	152
5.1.2	Installation et suivi des cultures .....	154
5.1.3	Suivi de la salinité .....	154
5.1.4	Suivi de la résistivité électrique apparente du sol.....	159
5.1.5	Modélisation du processus de désalinisation du sol .....	160
5.1.6	Analyses statistiques .....	165
5.2	Résultats .....	165
5.2.1	Evolution de la conductivité électrique du sol .....	165
5.2.2	Evolution de la résistivité électrique apparente du sol .....	167
5.2.3	Bilan de sels .....	169
5.2.4	Evolution temporelle du stock de sel dans le sol .....	169
5.2.5	Evolution de la quantité de sels exportée avec l'eau drainée et stockée dans la biomasse .....	170
5.2.6	Evolution du stock de sel pendant la période d'inter-culture après les apports d'eau.....	173
5.2.7	Modélisation du processus de désalinisation avec HYDRUS-1D .....	174
5.3	Discussion .....	179
5.3.1	Réduction de la salinité de Vertisols par <i>E. stagnina</i> .....	179
5.3.2	Importance relative de la lixiviation de sels et prélèvement de sels par la biomasse .....	180
5.3.3	Rôle de la période d'inter-culture dans le processus de la désalinisation du Vertisol .....	181
5.3.4	Modélisation du processus de désalinisation du Vertisol .....	182
	Conclusion .....	184
Chapitre 6	: Conclusion générale et perspectives.....	191
6.1	Conclusion générale.....	192
Rappel des objectifs de la thèse .....		192
Principaux résultats acquis .....		193
6.2	Perspectives .....	207
<b>REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES</b> .....		<b>212</b>
<b>ANNEXES</b> .....		<b>236</b>

## Liste des figures

- Figure 1.1** : Distribution spatiale des Vertisols et de sols vertiques en Afrique tropicale et subtropicale (Kanwar et Vrimani, 1986 adapté de Dudal, 1967)..... 11
- Figure 1.2** : Photographie des fissures fines (a) et des fissures larges (b) des Vertisols dans la vallée du fleuve Niger au Niger. .... 12
- Figure 1.3** : Processus de salinisation des sols argileux sous l'irrigation pendant les périodes de culture (A) et en absence de l'irrigation pendant les périodes de non cultures (B) (adapté de Adam, 2011). .... 19
- Figure 1.4** : Croissance et développement des plantes sensibles aux sels, tolérantes et halophytes en fonction de la salinité du sol (Hillel, 2000 adapté de Greenway et Munns, 1980)..... 29
- Figure 1.5** : Processus de phytodésalinisation des sols salés (Adapté de Jesus et *al.*, 2015 et Qadir et Oster, 2002). .... 30
- Figure 1.6** : Prédiction du temps d'épuisement du stock de sel dans le sol sableux par la biomasse des halophytes contenant 25% de sels dans leur biomasse et ayant une production entre 2 t.ha-1 (□) et 10 t.ha-1 (■). Il est considéré que la biomasse est retiré complétement du site pour qu'il y n'ait pas de restitution de sel par la biomasse (adapté de Barrett-Lennard, 2002). .... 33
- Figure 1.7** : Simulation avec le modèle SWAP sur la production relative en biomasse des cultures de *Crambe maritima* (a) et *Salicornia dolichostachya* en fonction de la salinité du sol (adapté de Maas et Hoffman, 1977 et Vermue et *al.*, 2013). .... 41
- Figure 2.1** : Bassin-versant du fleuve Niger depuis la dorsale guinéenne jusqu'au delta maritime nigérian (Adapté de IRD et UNESCO, 2012)..... 45
- Figure 2.2** : Photographie aérienne datée de 2015 présentant les terrasses T2, T3 et T4 de la vallée du fleuve Niger. Le périmètre irrigué de Kollo, le secteur d'étude, est localisé sur la terrasse T4 communément appelée cuvette Niger (adapté de Google Earth, 2015). .... 49
- Figure 2.3** : Photographie du profil de sol ouvert sur le site d'étude (Adam, 2011)..... 51
- Figure 2.4** : Cartographie de la conductivité électrique d'extrait de sol dilué au rapport 1/5 aux profondeurs de 0-10 (A) et 10-20 cm (B) dans le périmètre irrigué de Kollo (Adam, 2011)..... 54
- Figure 2.5** : Organigramme synthétique de l'expérimentation *in situ* dans les parcelles et de l'expérimentation au laboratoire sur les colonnes du sol. .... 57
- Figure 2.6** : Schéma du dispositif expérimental (A) et photographie de la parcelle expérimentale (B, C et D). PT est la parcelle nue considéré comme témoin, PR est la parcelle cultivée avec le riz (*Oriza sativa*), PE<sub>s</sub> est la parcelle cultivée avec *E. stagnina* saisonnier et PE<sub>p</sub> est la parcelle cultivée avec *E. stagnina* permanent. . 59
- Figure 2.7** : Distribution spatiale des points d'échantillonnage du sol dans chacune des 4 parcelles étudiées pour le suivi de la salinité du sol, de la densité apparente et de l'enracinement des cultures ..... 61
- Figure 2.8** : Calendrier de suivi de l'expérimentation *in situ* pour les 3 saisons culturales SC1 à SC3 séparées par les périodes d'inter-culture IC1 et IC2..... 62

<b>Figure 2.9 :</b> Photographie du procédé de prélèvement des colonnes du sol <i>in situ</i> .....	62
<b>Figure 2.10 :</b> Schéma d'une colonne équipée (a) et photographie du dispositif expérimental au laboratoire (b) .....	65
<b>Figure 2.11 :</b> Calendrier hebdomadaire pour le suivi de l'expérimentation au laboratoire.....	66
<b>Figure 2.12 :</b> Coupe schématique de la subdivision de la colonne du sol pour les différents échantillonnages .....	67
<b>Figure 2.13 :</b> Schéma d'un pied de riz ( <i>Oriza sativa</i> ) (a) et photographie de la culture de riz au champ (b) (schéma adapté de Wopereis et <i>al.</i> , 2008).....	68
<b>Figure 2.14 :</b> Photographies de la culture de <i>E. stagnina</i> . a et b sont des photos des plants de <i>E. stagnina</i> dans la parcelle expérimentale du périmètre irrigué de Kollo ; c et d sont des photos des prairies inondables à <i>E. stagnina</i> dans le delta de fleuve Tana au Kenya (adapté de Léauthaud, 2013).....	70
<b>Figure 3.1 :</b> Schéma du dispositif expérimental <i>in situ</i> dans le périmètre irrigué de Kollo (Niger) .....	82
<b>Figure 3.2 :</b> Photographies de la culture de <i>E. stagnina</i> après repiquage (A) et au stade de montaison (C) et de la culture riz après repiquage (B) et au stage montaison-épiaison (D).....	84
<b>Figure 3.3 :</b> Photographies des procédés de prélèvement du bloc de sol (A), de lavage (B) et de tri des racines (C et D).....	85
<b>Figure 3.4 :</b> Principe de calcul des potentiels matriciel et total. a et b sont respectivement la pente et l'origine à l'ordonnée de l'équation d'étalonnage (adapté de Caubel, 2001).....	86
<b>Figure 3.5 :</b> Distribution des apports d'eau par irrigation (barres noires) et par la pluie (barres bleues) et fluctuation du niveau statique de la nappe (Niv. stat., points noirs) dans les différentes parcelles pendant la période de suivi allant de septembre 2014 à décembre 2015. PT est le sol nu sans culture, PR est le sol cultivé avec le riz ( <i>Oriza sativa</i> ), PEs est le sol cultivé avec <i>E. stagnina</i> saisonnier et PEp est le sol cultivé avec <i>E. stagnina</i> permanent. SC1, SC2 et SC3 représentent respectivement la 1 <sup>e</sup> , 2 <sup>e</sup> et 3 <sup>e</sup> saison culturale. IC1 et IC2 sont respectivement la première et la deuxième période d'inter-culture dans PEs, PR et PT. ....	91
<b>Figure 3.6 :</b> Evolution temporelle du potentiel total du sol à 20, 30, 60 et 80 cm de profondeur dans les différentes parcelles d'août 2014 à novembre 2015. PT est le sol nu sans culture, PR est le sol cultivé avec le riz ( <i>Oriza sativa</i> ), PEs est le sol cultivé avec <i>E. stagnina</i> saisonnier et PEp est le sol cultivé avec <i>E. stagnina</i> permanent. SC1, SC2 et SC3 représentent respectivement la 1 <sup>e</sup> , 2 <sup>e</sup> et 3 <sup>e</sup> saison culturale. IC1 et IC2 sont respectivement la première et la deuxième période d'inter-culture dans PEs, PR et PT.....	93
<b>Figure 3.7 :</b> Rendement en biomasse aérienne sèche (a) et biomasse racinaire sèche (b) des cultures dans les différentes parcelles cultivées. PR est la parcelle cultivée avec le riz ( <i>Oriza sativa</i> ), PEs est la parcelle cultivée avec <i>E. stagnina</i> saisonnier, PEp est la parcelle cultivée avec <i>E. stagnina</i> permanent. FS1, FS2 et FS3 représentent respectivement la fin de la première, deuxième et troisième saison culturale,	

R2\_PEp et R4\_PEp représentent respectivement la deuxième et la quatrième récolte dans PEp. Les barres d'erreurs représentent les écart-types (n=3). ..... 94

**Figure 3.8 :** Moyenne et écart-type de la densité apparente du sol (Da) à 0-5, 20-25 et 40-45 cm dans les différentes parcelles à la fin de la première (FS1), deuxième (FS2) et troisième (FS3) saison culturale. PT est le sol témoin sans culture, PR est le sol cultivé avec le riz (*Oriza sativa*), PEs est le sol cultivé avec *E. stagnina* saisonnier et PEp est le sol cultivé avec *E. stagnina* permanent. .... 95

**Figure 3.9 :** Evolution de la conductivité électrique à 4 profondeurs du sol (0-10, 10-20, 20-40 et 40-60 cm) dans les différents traitements à différentes dates de l'expérimentation de désalinisation. PT est le sol nu sans culture, PR est le sol cultivé avec le riz (*Oriza sativa*), PEs est le sol cultivé avec *E. stagnina* saisonnier et PEp est le sol cultivé avec *E. stagnina* permanent. EI est l'état initial, FS1, FS2 et FS3 représentent respectivement la fin de la 1<sup>e</sup>, 2<sup>e</sup> et 3<sup>e</sup> saison culturale, DS2 est le début de la 2<sup>e</sup> saison culturale. Les barres d'erreur indiquent les erreurs-standard des moyennes (n=5). ..... 97

**Figure 3.10 :** Modèle linéaire mixte représentant l'évolution temporelle de la conductivité électrique du sol à 0-10, 10-20, 20-40 et 40-60 cm dans les différentes parcelles. PT est le sol sans culture, PR est le sol cultivé avec le riz (*Oriza sativa*), PEs est le sol cultivé avec *E. stagnina* saisonnier et PEp est le sol cultivé avec *E. stagnina* permanent. EI est l'état initial, FS1, FS2 et FS3 représentent respectivement la fin de la 1<sup>e</sup>, 2<sup>e</sup> et 3<sup>e</sup> saison culturale, DS2 est le début de la 2<sup>e</sup> saison culturale. .... 98

**Figure 3.11 :** Evolution temporelle de la conductivité électrique apparente du sol mesurée selon deux écartements des électrodes (10 et 30 cm respectivement) dans les différents traitements à différentes dates au cours de l'expérimentation de désalinisation du sol. PT est le sol sans culture, PR est le sol cultivé avec le riz (*Oriza sativa*), PEs est le sol cultivé avec *E. stagnina* saisonnier et PEp est le sol cultivé avec *E. stagnina* permanent. EI est l'état initial, FS1, FS2 et FS3 représentent respectivement la fin de la 1<sup>e</sup>, 2<sup>e</sup> et 3<sup>e</sup> saison culturale. Les barres indiquent les écarts types des moyennes (n=281). ..... 99

**Figure 3.12 :** Cartographie par krigeage ordinaire de la conductivité électrique apparente du sol (CEa) mesurée avec l'écartement de 10 cm dans les différentes parcelles : (i) à l'état initial (EI) ; (ii) à la fin de la première (FS1) culturale, (iii) à la fin de la deuxième saison (FS2) ; (iv) et à la fin de la troisième (FS3) saison culturale. PT est le sol sans culture, PR est le sol cultivé avec le riz (*Oriza sativa*), PEs est le sol cultivé avec *E. stagnina* saisonnier et PEp est le sol cultivé avec *E. stagnina* permanent. .... 100

**Figure 3.13 :** Evolution dans le temps du pH dans les couches de sol à 0-10, 10-20, 20-40 et 40-60 cm de profondeur dans les différents traitements à différentes dates de suivi. PT est le sol sans culture, PR est le sol cultivé avec le riz (*Oriza sativa*), PEs est le sol cultivé avec *E. stagnina* saisonnier et PEp est le sol cultivé avec *E. stagnina* permanent. EI est l'état initial, FS1, FS2 et FS3 représentent respectivement la fin de la 1<sup>e</sup>, 2<sup>e</sup> et 3<sup>e</sup> saison culturale, DS2 est le début de la 2<sup>e</sup> saison culturale. Les barres d'erreur indiquent les erreurs standards des moyennes (n=5). ..... 101

- Figure 3.14 :** Evolution du stock des sels (SS) dans les couches 0-10, 0-20, 0-40 et 0-60cm dans les différents traitements à différentes dates. PT est le sol sans culture, PR est le sol cultivé avec le riz (*Oriza sativa*), PEs est le sol cultivé avec *E. stagnina* saisonnier et PEp est le sol cultivé avec *E. stagnina* permanent. EI est l'état initial, FS1, FS2 et FS3 représentent respectivement la fin de la 1<sup>e</sup>, 2<sup>e</sup> et 3<sup>e</sup> saison culturale, DS2 est le début de la 2<sup>e</sup> saison culturale. Les barres d'erreur indiquent les erreurs standards (n=5). ..... 102
- Figure 3.15 :** Modèle linéaire mixte de l'évolution du stock de sel en fonction du temps dans les couches 0-10, 0-20, 0-40 et 0-60 cm des différentes parcelles. PT est le sol sans culture, PR est le sol cultivé avec le riz (*Oriza sativa*), PEs est le sol cultivé avec *E. stagnina* saisonnier et PEp est le sol cultivé avec *E. stagnina* permanent. EI est l'état initial, FS1, FS2 et FS3 représentent respectivement la fin de la 1<sup>e</sup>, 2<sup>e</sup> et 3<sup>e</sup> saison culturale, DS2 est le début de la 2<sup>e</sup> saison culturale. .... 104
- Figure 3.16 :** Quantité de sel perdue dans les couches 0-10, 0-20, 0-40 et 0-60 cm dans les différents traitements après 3 saisons culturales (15 mois). PT est le sol sans culture, PR est le sol cultivé avec le riz (*Oriza sativa*), PEs est le sol cultivé avec *E. stagnina* saisonnier et PEp est le sol cultivé avec *E. stagnina* permanent. Les barres d'erreur indiquent les erreurs standards (n=5). ..... 105
- Figure 3.17 :** Quantité de sel prélevée par la biomasse sèche des cultures à la fin des différentes saisons culturales dans les différentes parcelles cultivées. PR est le sol cultivé avec le riz (*Oriza sativa*), PEs est le sol cultivé avec *E. stagnina* saisonnier, PEp est le sol cultivé avec *E. stagnina* permanent. FS1, FS2 et FS3 représentent respectivement la fin de la 1<sup>e</sup>, 2<sup>e</sup> et 3<sup>e</sup> saison culturale, R2\_PEp et R4\_PEp représentent respectivement la 2<sup>e</sup> et 4<sup>e</sup> période de récolte pour PEp. ... 107
- Figure 3.18 :** Schéma synthétique représentant les pertes ou gains de sels observés dans les différentes couches du sol et dans la biomasse des cultures pour les différents traitements étudiés. PT est le traitement témoin sans culture, PR est le traitement cultivé avec le riz (*Oriza sativa*), PEs est le traitement cultivé avec *E. stagnina* saisonnier et PEp est le traitement cultivé avec *E. stagnina* permanent. .... 112
- Figure 3.19 :** Quantité de sels perdus dans les couches 0-10, 0-20 et 0-40 cm en fonction de la quantité d'eau apportée dans les différents traitements de désalinisation. Le traitement de submersion associée avec le lavage de surface est adapté de Adam et al. (2012). PT est le sol sans culture, PR est le sol cultivé avec le riz (*Oriza sativa*), PEs est le sol cultivé avec *E. stagnina* saisonnier et PEp est le sol cultivé avec *E. stagnina* permanent. Les numéros 1 et 2 indiquent respectivement la 1<sup>e</sup> et 2<sup>e</sup> saison culturale pour le traitement correspond. .... 117
- Figure 4.1 :** Calendrier de suivi de l'expérimentation sur les colonnes du sol au laboratoire ..... 122
- Figure 4.2 :** Photographies des boutures de *E. stagnina* au repiquage (a) et à la reprise des plants (b) sur les colonnes au laboratoire. .... 123
- Figure 4.3 :** Schéma synthétique des différentes étapes pour la caractérisation de la macroporosité du sol par la méthode d'analyse d'image. .... 128

- Figure 4.4 :** Extrait sur 3 jours avec un pas de temps élémentaire de 10 mn de l'évolution de la masse brute du dispositif sur la colonne pendant les périodes éclairées (a), les périodes non éclairées (b) et suite à un apport d'eau (c). Le suivi montre en l'absence d'apport d'eau et de drainage une pente liée à l'évaporation seule (Evp) pendant la période b et une pente plus forte liée au cumul de l'évaporation et de la transpiration (Evp.+Transp.) pendant la période a. .... 130
- Figure 4.5 :** Evolution du nombre de talles (Nbre talles) et de la hauteur des plants de *E. stagnina* sur les différentes colonnes pendant la période de suivi., CEs1, CEs2 et CEs3 sont les colonnes cultivées avec *E. stagnina* saisonnier, CEp1, CEp2 et CEp3 sont les colonnes cultivées avec *E. stagnina* permanent; SC1 et SC2 sont respectivement la première et la deuxième saison culturale, IC est la période d'inter-culture. Les colonnes de troisième répétition de chaque traitement ont été détruites à la fin de la première saison culturale, donc elles n'ont pas été cultivées pendant la deuxième saison culturale. .... 131
- Figure 4.6 :** Volume racinaire (a) et longueur de densité racinaire LDR (b) de cultures de *E. stagnina* à la fin de l'expérimentation sur les différentes colonnes. CEs1 et CEs2 sont les colonnes cultivées avec *E. stagnina* saisonnier, CEp1 et CEp2 sont les colonnes cultivées avec *E. stagnina* permanent. .... 133
- Figure 4.7 :** Distribution des apports d'eau et de l'eau drainée au niveau des différentes colonnes pendant la période de suivi de l'expérimentation. CT1 et CT2 sont les colonnes sans cultures; CEs1 et CEs2 sont les colonnes cultivées avec *E. stagnina* saisonnier; CEp1 et CEp2 sont les colonnes cultivées avec *E. stagnina* permanent; SC1 et SC2 sont respectivement la première et la deuxième saison culturale; IC est la période d'inter-culture. .... 135
- Figure 4.8 :** Evolution des apports cumulés d'eau par irrigation (trait gras) et des différentes pertes cumulées d'eau par drainage, évaporation et transpiration pour les différentes colonnes pendant la première saison culturale (bleue), la période d'inter-culture (rouge) et la deuxième saison culturale (vert). CT1 et CT2 sont les colonnes sans culture; CEs1 et CEs2 sont les colonnes cultivées avec *E. stagnina* saisonnier; CEp1 et CEp2 sont les colonnes cultivées avec *E. stagnina* permanent. .... 136
- Figure 4.9 :** Evolution temporelle du potentiel matriciel du sol mesuré à 5, 15 et 21 cm de profondeur sur les différentes colonnes. CT1 et CT2 sont les colonnes sans culture, CEs1 et CEs2 sont les colonnes cultivées avec *E. stagnina* saisonnier, CEp1 et CEp2 sont les colonnes cultivées avec *E. stagnina* permanent; SC1 et SC2 sont respectivement la première et la deuxième saison culturale, IC est la période d'inter-culture. .... 138
- Figure 4.10 :** Evolution de la conductivité hydraulique du sol estimée à partir de l'eau drainée au fond des différentes colonnes pendant la deuxième saison culturale. CT2 est la colonne nue sans culture, CEs1 et CEs2 sont les colonnes cultivées avec *E. stagnina* saisonnier, CEp1 et CEp2 sont les colonnes cultivées avec *E. stagnina* permanent. .... 139



<b>Figure 4.11</b> : Photographies (image binaire traitées) montrant la distribution des macropores sur le sol cultivé avec <i>E. stagnina</i> (a) et sur le sol (nu).....	141
<b>Figure 4.12</b> : Distribution de la macroporosité totale à la fin de l'expérimentation dans les couches 0-8, 8-18 et 18-25 cm dans les différents traitements. CT1 et CT2 sont les colonnes sans culture ; CEs1 et CEs2 sont les colonnes cultivées avec <i>E. stagnina</i> saisonnier ; CEp1 et CEp2 sont les colonnes cultivées avec <i>E. stagnina</i> permanent. A sont les macropores tubulaires, B sont les macropores liés à la fissuration du sol et C sont les macropores d'assemblage liés à la structuration du sol. ....	142
<b>Figure 4.13</b> : Distribution des macropores selon la taille dans les couches 0-8, 8-18 et 18-25 cm sur les différentes colonnes. CT1 et CT2 sont les colonnes sans culture ; CEs1, et CEs2 sont les colonnes cultivées avec <i>E. stagnina</i> saisonnier ; CEp1 et CEp2 sont les colonnes cultivées avec <i>E. stagnina</i> permanent. T1 sont les macropores ayant une superficie $<0,2 \text{ mm}^2$ , T2 sont les macropores ayant une superficie comprise entre 0,2 et $1,7 \text{ mm}^2$ , T3 sont les macropores ayant une superficie comprise entre 1,7 et $28 \text{ mm}^2$ et T4 sont les macropores ayant une superficie $>28 \text{ mm}^2$ . ....	143
<b>Figure 4.14</b> : Photographies des racines de <i>E. stagnina</i> observées à la fin de l'expérimentation au fond (a et b) et dans la première tranche 0-8 cm (c) d'une colonne. ....	146
<b>Figure 5.1</b> : Coupe schématique de la position des matériels sur la section de la colonne (a) et à la verticale de la colonne (b) et photographies du dispositif expérimental sur les colonnes au laboratoire (c). ....	153
<b>Figure 5.2</b> : Calendrier hebdomadaire de suivi de la salinité sur le dispositif de colonne au laboratoire.....	155
<b>Figure 5.3</b> : Calendrier d'apport d'eau sur les colonnes pendant la période d'inter-culture pour le dessalement du sol.....	158
<b>Figure 5.4</b> : Coupe schématique de la configuration Wenner pour les mesures de la résistivité électrique du sol avec le résistivimètre. I : intensité du courant électrique ; $\Delta V$ : différence du potentiel ; A et B : les électrodes d'injection du courant, M et N : électrodes de potentiel ; a : espacement entre deux électrodes et O : point de mesure au niveau du sol. ....	159
<b>Figure 5.5</b> : Evolution dans le temps de la conductivité électrique de la solution du sol mesurée à 5, 15 et 21 cm de profondeur dans les différents traitements du début de la première saison culturale (SC1) à la fin de la seconde saison culturale (SC2). CEp1 et CEp2 sont les colonnes cultivées avec <i>E. stagnina</i> permanent, CEs1 et CEs2 sont les colonnes cultivées avec <i>E. stagnina</i> saisonnier et CT1 et CT2 sont les colonnes sans cultures.....	167
<b>Figure 5.6</b> : Evolution temporelle de la résistivité électrique apparente du sol pendant la première saison culturale (A) et la deuxième saison culturale (B) à 5, 7, 13 et 17 cm de profondeur sur les différentes colonnes du sol. CT1 et CT2 sont les colonnes sans culture, CEs1 et CEs2 sont les colonnes cultivées avec <i>E. stagnina</i> saisonnier ; CEp1 et CEp2 sont les colonnes cultivée avec <i>E. stagnina</i> permanent. ....	168

- Figure 5.7 :** Evolution du stock de sel dans le temps sur les différentes colonnes (a) et modèle linéaire mixte présentant l'évolution des stocks de sels en fonction du temps des différents traitements étudiés (b). SC1 et SC2 sont respectivement la 1<sup>e</sup> et la 2<sup>e</sup> saison culturale, IC est la période d'inter-culture, CEp1 et CEp2 sont les colonnes cultivées avec *E. stagnina* permanent, CEs1 et CEs2 sont les colonnes cultivées avec *E. stagnina* saisonnier, CT1 et CT2 sont les colonnes sans culture. .... 170
- Figure 5.8 :** Evolution dans le temps de la quantité de sel lixiviée par l'eau de drainage (SD) et de la quantité de sel exportée par la biomasse des cultures (SB) sur les différentes colonnes. SC1 et SC2 sont respectivement la 1<sup>e</sup> et la 2<sup>e</sup> saison culturale, IC est la période d'inter-culture, CT1 et CT2 sont les colonnes sans cultures, CEs1 et CEs2 sont les colonnes cultivées avec *E. stagnina* saisonnier, CEp1 et CEp2 sont les colonnes cultivées avec *E. stagnina* permanent. .... 172
- Figure 5.9 :** Evolution temporelle du stock de sel en fonction des apports d'eau successifs sur les différentes colonnes pendant la période d'inter-culture. I<sub>1</sub> à I<sub>5</sub> représentent respectivement du 1<sup>e</sup> au 5<sup>e</sup> apport d'eau. CT1 et CT2 sont les colonnes sans culture, CEs1 et CEs2 sont les colonnes cultivées avec *E. stagnina* saisonnier, CEp1 et CEp2 sont les colonnes cultivées avec *E. stagnina* permanent. .... 173
- Figure 5.10 :** Evolution temporelle de la conductivité électrique du sol (CE) mesurée sur la solution du sol (Obs) et simulée avec Hydrus-1D (Sim) à 5, 15 et 21 cm de profondeur sur les différentes colonnes. SC1 et SC2 sont respectivement la 1<sup>e</sup> et la 2<sup>e</sup> saison culturale, IC est la période d'inter-culture, CT1 et CT2 sont les colonnes sans cultures, CEs1 et CEs2 sont les colonnes cultivées avec *E. stagnina* saisonnier et CEp1 et CEp2 sont les colonnes cultivées avec *E. stagnina* permanent. .... 175
- Figure 5.11 :** Evolution temporelle du stock de sel (g/kg de terre) simulé avec le modèle Hydrus-1D dans les couches 0-8, 8-18 et 18-25 cm sur les différentes colonnes pendant la période de suivi. SC1 et SC2 sont respectivement la 1<sup>e</sup> et la 2<sup>e</sup> saison culturale, IC est la période d'inter-culture, CT1 et CT2 sont les colonnes sans culture, CEs1 et CEs2 sont les colonnes cultivées avec *E. stagnina* saisonnier et CEp1 et CEp2 sont les colonnes cultivées avec *E. stagnina* permanent. .... 176
- Figure 5.12 :** Evolution temporelle du stock de sel total dans la colonne (g/colonne) calculé à partir du bilan de sel et simulé avec le modèle Hydrus-1D sur les différents traitements pendant la période de suivi. SC1 et SC2 sont respectivement la 1<sup>e</sup> et la 2<sup>e</sup> saison culturale, IC est la période d'inter-culture, CT1 et CT2 sont les colonnes sans culture, CEs1 et CEs2 sont les colonnes cultivées avec *E. stagnina* saisonnier et CEp1 et CEp2 sont les colonnes cultivées avec *E. stagnina* permanent. .... 177
- Figure 5.13 :** Evolution de cumul de sel prélevé par la biomasse aérienne de la plante de *E. stagnina* calculé et simulé avec le modèle Hydrus-1D sur les différentes colonnes cultivées pendant la période de suivi. SC1 et SC2 représentent respectivement la 1<sup>e</sup> et la 2<sup>e</sup> saison culturale, IC est la période d'inter-culture, CEs1 et CEs2 sont les colonnes cultivées avec *E. stagnina* saisonnier et CEp1 et CEp2 sont les colonnes cultivées avec *E. stagnina* permanent. .... 178

- Figure 6.1** : Courbes simplifiées de la réduction relative du stock de sel sur le sol cultivé avec *E. stagnina* et sur le sol nu submergé pendant les différentes périodes de suivi *in situ* dans les parcelles (A) et au laboratoire sur les colonnes (B). Les valeurs entre crochets représentent l'étendue de la plus-value de *E. stagnina* à réduire plus du stock de sel que le sol nu entre les parcelles *in situ* et entre les colonnes au laboratoire..... 197
- Figure 6.2** : Schéma conceptuel comparant l'évolution des principaux flux d'eau et de sels dans le sol et les plantes, des propriétés structurales et hydraulique du sol ( $K_{sat}$ ) et du niveau piézométrique de la nappe pendant les périodes irriguée et non irriguée dans le périmètre irrigué de Kollo pour une situation de sol cultivé avec *E. stagnina* et pour une situation de sol nu. .... 205

## Liste des tableaux

<b>Tableau 1.1</b> : Test d'infiltration des Vertisols à l'ICRISAT centre Patancheru (Inde) (Virmani et al., 1982).....	14
<b>Tableau 1.2</b> : Conductivité hydraulique à saturation des Vertisols dans différents contextes.	14
<b>Tableau 1.3</b> : Classification des sols salés (adapté de USDA Salinity Laboratory, 1954). ....	16
<b>Tableau 1.4</b> : Performances globales d'expérimentations visant à dessaler les sols par différents traitements. <i>Ponding</i> : apport d'eau pour la lixiviation des sels, <i>puddling</i> : apport d'eau associé au labour à saturation, <i>flushing</i> : lavage de surface par vidange .....	25
<b>Tableau 1.5</b> : Etudes expérimentales d'utilisation des cultures pour récupérer les sols alcalins (Kelley, 1937 ; Kelley et Brown, 1934), adapté de Qadir et Oster (2002). ....	26
<b>Tableau 1.6</b> : Evaluation de la quantité de sels exportée par la biomasse aérienne de <i>Leptochloa fusca</i> en fonction de : (a) des différents niveaux de salinité de l'eau d'irrigation (0,5, 1,0 et 2,0 dS.m <sup>-1</sup> ), (b) du rendement en biomasse sèche et (c) de la teneur en sel de la biomasse (40 et 80 g.kg <sup>-1</sup> ) (Qadir et al., 2000 adapté de Malik et al., 1986).....	32
<b>Tableau 1.7</b> : Productivité des plantes tolérantes au sel ou halophytes et leur capacité d'accumulation en sels dans la biomasse (adapté de Jesus et al., 2015).....	34
<b>Tableau 1.8</b> : Efficacité comparée de différentes plantes pour la récupération de sols salés par phytodésalinisation .....	38
<b>Tableau 2.1</b> : Composition granulométrique du profil pédologique du site d'étude, teneurs en carbone organique (C), azote total (N), matière organique (MO) et conductivité électrique 1/5 (CE) (adapté de Adam, 2011). ....	52
<b>Tableau 2.2</b> : Caractérisation chimique des horizons du profil pédologique du site d'étude : pH eau et pH KCl, CEC et cations échangeables (Ca, Mg, Na, K, Fe, Fe, Mn, Al) à la cobaltihexamine ; ESP est le Pourcentage de Sodium Exchangeable et V est le taux de saturation (adapté de Adam, 2011). ....	53
<b>Tableau 3.1</b> : Concentration en matière organique et en éléments minéraux de la biomasse des cultures de <i>E. stagnina</i> et de riz à la fin de chacune des trois saisons culturales de l'expérimentation. (n=3). ....	106
<b>Tableau 3.2</b> : Matrice de corrélation de Pearson, établie à la fin de l'expérimentation et intégrant toutes les dates confondues, entre le cumul d'apport d'eau par saison (Irrig.) (mm), les propriétés hydriques du sol, la conductivité électrique rapportée à un extrait pâte saturé (CE, dS/m), le stock de sel dans le sol (SS, g/m <sup>2</sup> ), la densité apparente de la couche (Da), la biomasse aérienne fraîche (BAf) et sèche (BAS) des cultures (t/ha) et la biomasse racinaire fraîche (BRf) et sèche (BRs) prélevée dans la couche 0-20 cm (t/ha). NS est le niveau statique de la nappe (cm), $\psi_t$ est le potentiel total du sol (mBar). ....	108
<b>Tableau 4.1</b> : Classification morphologique des macropores du sol (adapté de Lamandé et al., 2003, Bottinelli et al., 2014) .....	127
<b>Tableau 4.2</b> : Rendements en biomasses fraîche et sèche de <i>E. stagnina</i> à la fin des première (FS1) et deuxième (FS2) saisons culturales sur les différentes colonnes. CEp1,	

- CEp2 et CEp3 sont les colonnes cultivées avec *E. stagnina* permanent, CEs1, CEs2 et CEs3 sont les colonnes cultivées avec *E. stagnina* saisonnier. .... 132
- Tableau 4.3 :** Biomasse racinaire sèche (g) dans les couches 0-8, 8-18 et 18-25 cm à la fin de la 1<sup>e</sup> (FS1) et 2<sup>e</sup> (FS2) saison culturale sur les différentes colonnes. CEs1, CEs2 et CEs3 sont les colonnes cultivées avec *E. stagnina* saisonnier, CEp1, CEp2 et CEp3 sont les colonnes cultivées avec *E. stagnina* permanent. .... 133
- Tableau 4.4 :** Densité apparente du sol dans les couches 0-8, 8-18 et 18-25 cm à l'état initial (EI), à la fin de la première (FS1) et deuxième (FS2) saison culturale dans les différents traitements. CT1, CT2 et CT3 sont les colonnes sans culture ; CEs1, CEs2 et CEs3 sont les colonnes cultivées avec *E. stagnina* saisonnier ; CEp1, CEp2 et CEp3 sont les colonnes cultivées avec *E. stagnina* permanent. .... 140
- Tableau 4.5 :** Matrice de corrélation de Pearson (au seuil de 5%) établie à la fin de l'expérimentation entre les caractéristiques agronomiques de *E. stagnina* et les propriétés hydro-structurales de Vertisols. Mp est la macroporosité totale du sol mesurée par analyse d'image à la fin de l'expérimentation ; Ks est la conductivité hydraulique à saturation estimée à partir de l'eau drainée ; Da est la densité apparente mesurée à la fin de chaque saison culturale ; BAF et BAs sont respectivement les biomasses aériennes fraîche et sèche mesurées à la fin de chaque saison culturale, BRf et BRs sont respectivement les biomasses racinaires fraîche et sèche mesurées à la fin de chaque saison culturale. .... 144
- Tableau 5.1 :** Paramètres hydrauliques de van Genuchten utilisés dans les différentes colonnes pour la simulation de la salinité du sol pendant la 1<sup>e</sup> saison culturale (SC1), la période d'inter-culture (IC) et la 2<sup>e</sup> saison culturale (SC2). CT1 et CT2 sont les colonnes sans culture, CEs1 et CEs2 sont les colonnes cultivées avec *E. stagnina* saisonnier et CEp1 et CEp2 sont les colonnes cultivées avec *E. stagnina* permanent (adapté de Adam, 2011). .... 162
- Tableau 5.2 :** Conductivité électrique du sol (dS.m<sup>-1</sup>) rapportée à l'extrait de pâte saturée dans les couches 0-8, 8-18 et 18-25 cm à l'état initial (EI), à la fin de la première (FS1) et deuxième (FS2) saison culturale dans les différents traitements. CEp1 et CEp2 sont les colonnes cultivées avec *E. stagnina* permanent, CEs1 et CEs2 sont les colonnes cultivées avec *E. stagnina* saisonnier et CT1 et CT2 sont les colonnes sans culture. .... 166
- Tableau 5.3 :** Bilan de sel ( $\Delta SS$ ) établi à la fin de l'expérimentation entre le stock de sel initial ( $SS_i$ ), le sel apporté par l'eau d'irrigation ( $SS_e$ ) et le stock de sel final ( $SS_f$ ) sur les différents traitements. CT1 et CT2 sont les colonnes sans cultures, CEs1 et CEs2 sont les colonnes cultivées avec *E. stagnina* saisonnier, CEp1 et CEp2 sont les colonnes cultivées avec *E. stagnina* permanent. .... 169
- Tableau 5.4 :** Teneur en élément minéraux et en sels totaux (TSt) de la biomasse aérienne (MA) et de la biomasse racinaire (MR) de la culture de *E. stagnina* sur les différents traitements à la fin la première (FS1) et la deuxième (FS2) saison culturale. CEs est le traitement cultivé avec *E. stagnina* saisonnier, CEp est le traitement cultivé avec *E. stagnina* permanent. .... 171

<b>Tableau 5.5</b> : Bilan de sel ( $\Delta SS$ ) établi à la fin de la période d'inter-culture entre la quantité de sel apporté par l'eau d'irrigation (SE), le stock de sel au début et à la fin de la période ( $SS_i$ et $SS_f$ respectivement) sur les différentes colonnes. CT1 et CT2 sont les colonnes sans cultures, CEs1 et CEs2 sont les colonnes cultivées avec <i>E. stagnina</i> saisonnier, CEp1 et CEp2 sont les colonnes cultivée avec <i>E. stagnina</i> permanent. ....	174
<b>Tableau 5.6</b> : Matrice de corrélation de Pearson ( $p < 0,05$ ) établie à la fin de l'expérimentation entre les caractéristiques agronomiques de la culture de <i>E. stagnina</i> , les propriétés hydro-structurales et la salinité des Vertisols. ....	189

## RÉSUMÉ

## ABSTRACT

*Evaluation in situ et en conditions contrôlées de la phytodésalinisation des Vertisols irrigués. Cas d'étude du périmètre rizicole de Kollo (Niger) dans la vallée du fleuve Niger*

L'objectif général de ce travail est de comprendre et d'évaluer le rôle des cultures, à fort développement racinaire et susceptibles de se développer en milieu salin et saturé, sur le processus de phytodésalinisation des Vertisols.

L'étude est réalisée sur le périmètre irrigué de Kollo (Niger) dans la vallée du fleuve Niger et couple deux expérimentations : i) la première in situ teste la capacité de *Echinochloa stagnina* à dessaler les Vertisols durant 15 mois en comparaison avec le riz (*Oriza sativa*) et le sol nu submergé et ii) la deuxième, au laboratoire sur des colonnes du sol, étudie l'effet de *E. stagnina* sur les propriétés hydro-structurales des Vertisols durant 11 mois et vise à analyser et modéliser le processus de la phytodésalinisation des Vertisols.

Les résultats montrent que la porosité du sol croît progressivement sur le sol cultivé avec *E. stagnina*. La macroporosité totale est plus élevée sur le sol cultivé avec *E. stagnina* (6 à 10 %) que sur le sol nu (2 à 4 %). La salinité des Vertisols décroît significativement avec le temps du développement des cultures. A la fin de l'expérimentation in situ, le stock des sels dans la couche 0-60 cm a baissé de 33 à 36 % sous *E. stagnina* et seulement de 3 % pour le riz et le sol nu submergé. Au laboratoire, le stock des sels initial a baissé de 65 à 87 % sous *E. stagnina* et de 34 à 45 % sur le sol nu submergé.

**Mots-clés :** Vertisols, Salinité, Phytodésalinisation, *Echinochloa stagnina*, Niger

*Evaluation of phytodesalinization of irrigated Vertisols in situ and in controlled conditions. Case of rice perimeter of Kollo (Niger) in Niger River valley*

The general objective of this study was to understand and to evaluate the role of crops, characterized by heavy root development and susceptible to growth in saline and flooded conditions, on phytodesalinization process of Vertisols.

The study was conducted in the irrigated perimeter of Kollo (Niger) in Niger River valley and coupled two experimental approaches: i) a field study to test the capacity of *Echinochloa stagnina* to reclaim Vertisols salinity during 15 months in comparison with rice (*Oriza sativa*) and ponded bare soil and ii) a laboratory experimentation on soil columns to study the effect of *E. stagnina* roots on hydro-structural properties of Vertisols during 11 months and aims to analyze and modelling phytodesalinization processes of Vertisols.

The results showed that the soil porosity progressively increased under soil cultivated with *E. stagnina*. The soil macroporosity was higher on soil cultivated with *E. stagnina* (6-10%) than bare soil (2-4%). The soil salinity of Vertisols significantly decreased with time of crop development. At the end of field study, the initial salt stock of 0-60 cm layer decreased by 33 to 36% under the *E. stagnina* crop and only by 3% under rice crop and ponded bare soil. In laboratory study, initial salt stock decreased by 65 to 87% under soil cultivated with *E. stagnina* and by 34 to 45% under ponded bare soil.

**Keywords:** Vertisols, Soil Salinity, Phytodesalinization, *Echinochloa stagnina*, Niger



AGROCAMPUS OUEST • Institut supérieur des sciences agronomiques, agroalimentaires, horticoles et du paysage  
65 rue de Saint-Brieuc – CS84215 – F-35042 Rennes Cedex  
Tél. : 02 23 48 50 00  
[www.agrocampus-ouest.fr](http://www.agrocampus-ouest.fr)

