

Rapport d'avancement des travaux

Expérimentations ORSTOM-FED dans la moyenne vallée du fleuve Sénégal, région de Nianga-Podor.

P. Boivin, J. L. Maeght, J.C. Poussin et T. Serres, ORSTOM Dakar.

Bilan hydro-salin et évolution (géo)chimique des sols en rizière irriguée

Campagne de contre-saison 1994

Contenu

Ce rapport présente les résultats d'une étude du bilan hydro-salin sous riziculture irriguée, dans le périmètre IT1 de Donaye. Des conclusions sur l'impact environnemental de la riziculture en sont tirées.

Rappel des objectifs

Les expérimentations conduites sont destinées à formuler un diagnostic sur la performance et les potentialités des systèmes rizicoles pratiqués. En particulier, on cherche à mettre en évidence les différents facteurs d'élaboration des rendements, et à définir la durabilité des systèmes. De ce point de vue, un problème environnemental (dégradation des sols) a été posé (Boivin et al, 1993). L'étude présentée ci-après fait donc partie d'un ensemble d'expérimentations destinées à fournir les éléments du bilan hydro-salin sous riziculture inondée, en fonction du mode de gestion de l'eau et du type de sol, afin de définir dans l'espace et dans le temps l'ampleur des risques de dégradation. Dans le même temps, la connaissance des caractéristiques du sol pendant le cycle cultural et les éléments de bilan hydrique pourront aider à une meilleure conduite de la culture

Dégradation des sols : bref rappel théorique

Facteurs de dégradation

Dès lors qu'un sol est irrigué, il est soumis à des risques de dégradation liés soit à la modification du régime hydrique, soit à la composition de l'eau. En effet, si pure soit-elle, l'eau d'irrigation contient des éléments minéraux, contrairement à l'eau météorique.

Sous climat aride, certains risques particuliers sont à considérer. La forte demande évaporatoire tend en effet à imposer un mouvement ascendant de l'eau du sol - et donc des sels qu'elle contient- et une accumulation résiduelle des sels en surface du sol lorsque l'eau s'évapore.

Concrètement, les risques identifiés pour la vallée du fleuve Sénégal sont de quatre types, plus ou moins liés entre eux :

Dégradation liée à l'engorgement du sol (hydromorphie)

Dégradation liée à l'accumulation de sels neutres (salinisation)

Dégradation liée à l'évolution chimique des eaux se concentrant (alcalinisation et sodisation).

Seuls les trois derniers points sont à l'étude. Les notions de salinisation, de sodisation et d'alcalinisation méritent d'être rappelées.

Salinisation : il s'agit d'une accumulation de sels solubles dans le profil de sol. Si ces sels sont neutres, la principale conséquence sera un stress hydrique pour les plantes, en raison de l'augmentation de la pression osmotique.

Si les sels ne sont pas neutres, la variation de pH provoquée pourra représenter un risque de dégradation ou un facteur de toxicité (ci-après). Si les sels contiennent une trop grande proportion de sodium par rapport au calcium, le sodium va s'accumuler sur le complexe d'échange des argiles : ceci s'appelle une **sodisation**. Lorsque le sodium représente plus de 10% du complexe d'échange, la sodisation se manifeste par une dispersion des argiles et un effondrement de la structure du sol, s'accompagnant d'une hausse du pH. Cette évolution est très dommageable pour les qualités agronomiques du sol, et la récupération d'un sol sodisé peut s'avérer difficile et coûteuse.

Alcalinisation : Il s'agit d'une accumulation de bases faibles provoquant une hausse du pH. Ce risque est un risque majeur pour les sols de la vallée du fleuve Sénégal : nous en rappellerons donc le mécanisme.

L'eau du fleuve Sénégal est de composition constante au cours de l'année. Elle est très peu chargée ($58\mu\text{S/cm}$ de conductivité électrique), de pH neutre (6.9 in situ) et plus riche en calcium qu'en sodium. Elle ne présente donc pas, en l'état, de risque de sodisation. Cette eau peut cependant se révéler très dangereuse. Elle est en effet légèrement excédentaire en carbonates (une base faible) (on dit alors que son alcalinité et son alcalinité résiduelle sont positives). Ce léger excédent a de lourdes conséquences si l'on tient compte du fait que l'eau se concentre par évaporation lorsque l'on irrigue.

Lorsque l'eau se concentre dans les rizières, les espèces minérales en solution se concentrent également. Ceci jusqu'à ce que le produit de solubilité d'un minéral soit atteint. Le premier minéral qui précipite lorsque l'on concentre cette eau est la calcite (carbonate de calcium). Or les carbonates sont relativement plus abondants que le calcium dans l'eau. Le mécanisme de précipitation laisse donc les carbonates excédentaires en solution : le déséquilibre entre carbonates et calcium a donc été accentué. Le mécanisme de précipitation dépend du produit des concentrations en calcium et en carbonates, qui doit être constant. Puisque la teneur en carbonates a augmenté relativement à la teneur en calcium, en cas de nouvelle concentration de l'eau, une nouvelle précipitation de calcite se produira, pour une teneur de l'eau en calcium plus faible que précédemment, et une teneur en carbonates plus élevée : le phénomène s'auto-amplifie au cours du temps, et aboutit à une eau fortement déséquilibrée, riche en carbonates et donc alcaline, et très pauvre en calcium et donc sodisante.

On le comprend, avec une eau de ce type, il faut impérativement éviter que le bilan hydrique soit déficitaire, il faut s'assurer au contraire qu'il y a lessivage de l'excédent de carbonates (et non accumulation résiduelle). Or aucun périmètre de la moyenne vallée ne prend réellement de précaution, faute d'avoir pris en compte ce risque. Les périmètres les mieux drainés le sont insuffisamment, et rejettent bien souvent leurs eaux dans une autre cuvette, ne faisant que déplacer le problème dans le paysage. Enfin, même en cas de drainage, les irrigations excessives pratiquées ont tendance à remonter les nappes phréatiques superficielles. Elles deviennent alors affleurantes et alimentent en permanence un flux évaporatoire qui provoque l'alcalinisation.

Facteurs de résistance des sols

Face à ce risque majeur, les sols de la région sont plus ou moins bien armés pour résister. Les sols de levées (texture sableuse à argilo-sableuse) sont les plus fragiles.

Les sols hollaldés (cuvettes argileuses) sont formés d'argiles riches en cations bivalents, susceptible de compenser le déficit de l'eau d'apport. Ils contiennent de même du gypse qui pourra également, en se dissolvant, fournir du calcium. Enfin, ils possèdent souvent une acidité d'échange non négligeable, et un pH acide.

Mais il convient d'être très clair sur ce point : tous ces éléments ne fournissent qu'un **capital** de résistance à l'alcalinisation, capital qui sera **progressivement consommé**.

Conclusion sur les possibilités de dégradation des sols

L'alcalinisation est a priori inévitable compte tenu du mode de gestion actuel de l'eau. Nous souhaitons donc :

- vérifier si des signes sont déjà perceptibles (alcalinisation ou disparition du "capital de résistance" des sols?);
- établir l'ampleur des risques dans l'espace et dans le temps, en fonction des caractéristiques initiales des sols et du mode de gestion de l'eau.

Choix du site

Le site qui fait l'objet de ce rapport a entre autres été retenu parce qu'il présente :

- les risques de dégradation les plus élevés, de part son mode de gestion;
- les capacités de résistance les plus grandes, en raison de ses caractéristiques initiales.

Risques élevés : les périmètres IT sont planés, bien aménagés, non pourvus de drains, et ceinturés de digues puissantes (anti-inondation). Cette configuration fait qu'à priori, et sauf transfert important à travers les sols, l'eau apportée pour l'irrigation ne peut que se concentrer sur place. Le bilan salin est donc accumulateur.

Bonne résistance des sols : ce sont des sols très argileux, acides et riches en gypse.

Première partie : bilan hydrique sous culture

Dispositif expérimental et résultats

Une parcelle de 0.33 ha (également suivie au plan agronomique : cf. premier rapport d'avancement des travaux) a été équipée pour :

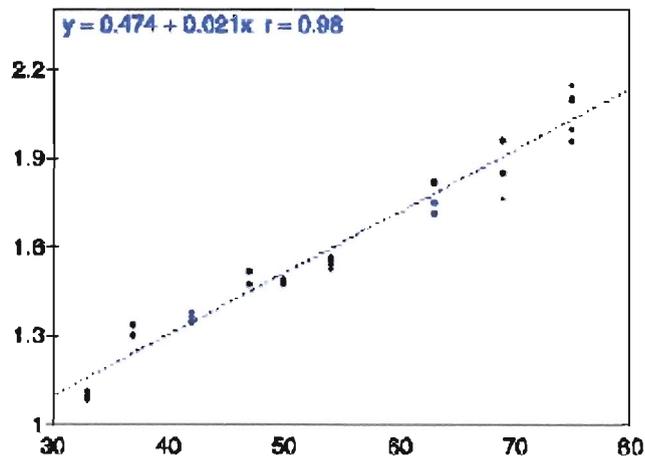
- mesurer les entrées d'eau (apports par irrigation) et la qualité de l'eau;
- mesurer l'infiltration de l'eau dans le sol, son stockage, et la recharge de la nappe;
- mesurer l'évapo-transpiration;
- mesurer le stock d'eau de surface (lame de submersion) et ses variations;
- suivre la composition de l'eau du sol, de surface et de nappe (conductivité, pH et ions majeurs).

Entrées d'eau

L'irrigation se fait depuis un canal surélevé, au moyen de siphons. Une échelle a été placée dans le canal, permettant de lire la hauteur d'eau. Cette mesure ainsi que toutes les suivantes ont été reliées à une même borne.

Le débit provenant des siphons a été étalonné en fonction du dénivelé (hauteur dans le canal, sortie du siphon). Les siphons sont toujours positionnés sur une planche permettant de garder un niveau de sortie constant. Etant donné les faibles variations de hauteur d'eau dans le canal par rapport au dénivelé entrée/sortie du siphon, la relation débit /hauteur dans un siphon peut être assimilée à une droite.

Sur des intervalles de temps chronométrés, et pour différentes hauteurs d'eau dans le canal, les débits au siphon ont été mesurés. Ceci permet de dresser l'abaque et d'ajuster la relation ci-après:



Abscisse : dénivelé entre l'eau du canal et la sortie du siphon en cm

Ordonnée : litres par seconde et par siphon.

Avec la relation : débit (l/s) = $0.474 + 0.021 * H$, relation valable pour des dénivelés H compris entre 30 et 80 cm.

Soit pour une lecture directe H à l'échelle du canal :

$$\text{Débit (l/s)} = -3.621 + 0.021 * H(\text{cm})$$

On utilise pour chaque apport d'eau la hauteur moyenne de l'eau dans le canal entre le début et la fin du siphonnage (faute d'un suivi limnimétrique).

Infiltration de l'eau dans le sol

Cette infiltration est mesurée au moyen de trois anneaux de 1.06 m de diamètre, enfoncés dans le sol de la rizière, permettant d'évaluer sur une unité de surface les pertes par évapo-transpiration et infiltration.

La soustraction de l'évapo-transpiration déterminée sur lysimètres (ci-après) permet d'obtenir l'infiltration. La première phase d'imbibition a fait l'objet d'un suivi plus particulier. Les mesures dans les anneaux ont été faites une fois par semaine sur une durée de 24 h.

L'évolution de la perte moyenne sur les anneaux est présentée en figure 2

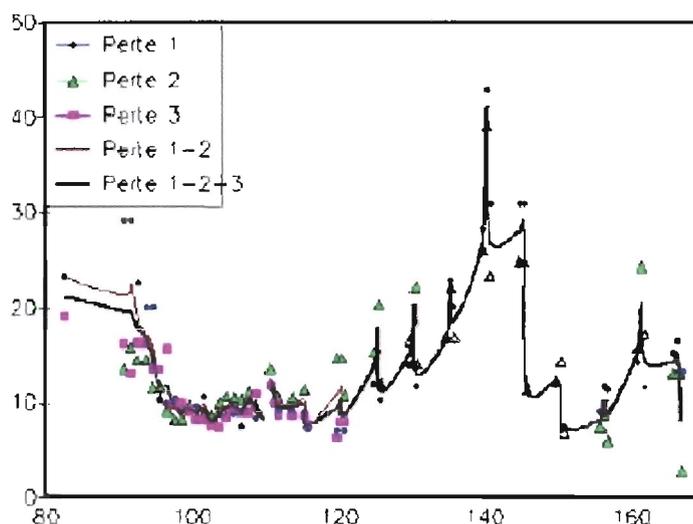


Figure 2 : Perte moyenne (infiltration et évapotranspiration) aux anneaux en mm/jour

Les pertes évoluent de la façon suivante :

-une perte importante au départ (jusqu'au jour 100 environ), cette perte repose sur peu de mesures, dont certaines semblent erronées. Il est toutefois possible qu'une recharge en eau du sol se soit produite jusqu'à la fin mars (ci-après);

-une période relativement stable (jusqu'au 120e jour environ), correspondant à la période de croissance lente du riz, et durant laquelle les pertes dans les anneaux sont égales à l'ETR (ci-après);

-une période de hausse brutale correspondant à la phase de croissance du riz et de hausse des températures. Les pertes passent alors de 10 à 20 mm/j.

Lysimètres

Trois lysimètres ont été installés. Comme pour les anneaux, on a veillé à ce que le riz ait une densité dans le lysimètre égale à la densité moyenne dans la parcelle. Les lysimètres sont munis d'orifices permettant à l'eau de circuler librement. Tous les cinq jours, les orifices sont obstrués, et une mesure d'abaissement de la lame d'eau est faite sur vingt quatre heures. Les mesures d'ETR ainsi effectuées sont reproduites en figure 3.

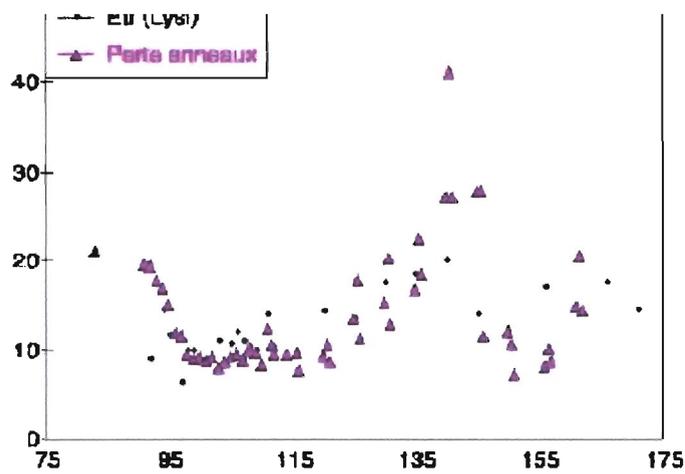


Figure 3 : Pertes comparées aux lysimètres (ETR) et aux anneaux (ETR+infiltration) en mm). En abscisses : jour de l'année

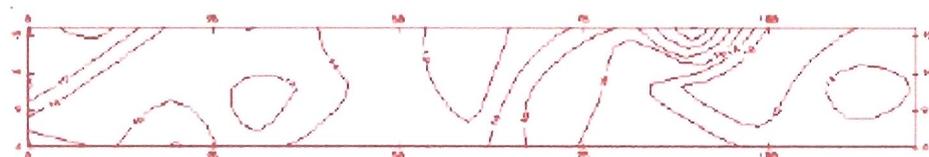
On note une parfaite superposition des mesures sur lysimètres et sur anneaux. Le bruit observé correspond d'une part à la variabilité de l'état du riz entre les différents appareils (malgré un contrôle de la densité), et d'autre part à certaines erreurs de mesures mentionnées plus tôt, et qui portent vraisemblablement sur un relevé trop approximatif de l'heure d'observation par l'observateur.

De ces deux séries de mesures, on peut déjà conclure à **une quasi absence de percolation**. Il ne se produit donc aucune infiltration, ni lessivage du sol. Ces conclusions sont confirmées par l'observation du fonctionnement du sol sous lame d'eau.

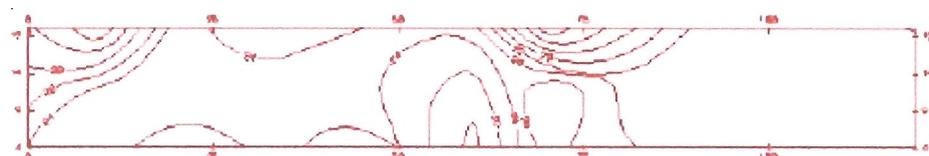
Recharge en eau du sol

Le stock d'eau du sol a été évalué par gravimétrie, avant et durant la culture.

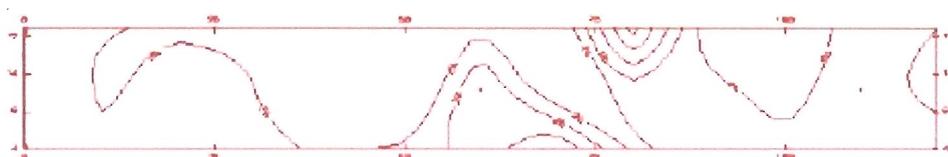
Les cartes d'humidité pondérale du sol aux profondeurs 10, 35 et 70 du 02/02/94 (avant culture) figurent ci-après (mesures effectuées sur 39 profils).



Profondeur 10cm, teneurs en eau en %



Profondeur 35 cm



Profondeur 70 cm

Les valeurs moyennes et écarts types sont :

Profondeur	10	35	70
Moyenne	14.03	22.95	25.75
Ecart type	2.76	3.09	1.08

Le 08/03/94, les profils d'humidité moyens sont :

Profondeur	10	35	70
Moyenne	35.62	31.03	29.83
Ecart type	2.36	1.90	1.42

Le 30/03 : (à sec)

Profondeur	HP Moyen	Le 21 /04 :	
		Prof	HP
10	17.81	10	38.33
30	28.49	35	31.55
50	28.18	70	30.82
70	27.08		
90	26.89		

L'évolution des profils d'humidité pondérale est récapitulée sur la figure 4. On peut y observer les valeurs d'humidité pondérale avant irrigation, deux profils à saturation, et le profil correspondant au premier "à sec".

On constate :

-que l'**humidité du sol ne varie plus à partir de 80 cm;**

-que la saturation du sol dans les horizons supérieurs a été très progressive. **Ceci correspond à un important piégeage d'air dans le sol**, qui se produit à la mise en eau, et **contribue à bloquer l'infiltration de l'eau**. La saturation complète ne se fait que lorsque l'air piégé est totalement dissous : un mois après la mise en eau, des bulles d'air se dégagent encore abondamment du sol lorsque l'on y enfonce une pique (entre 20 et 60 cm).

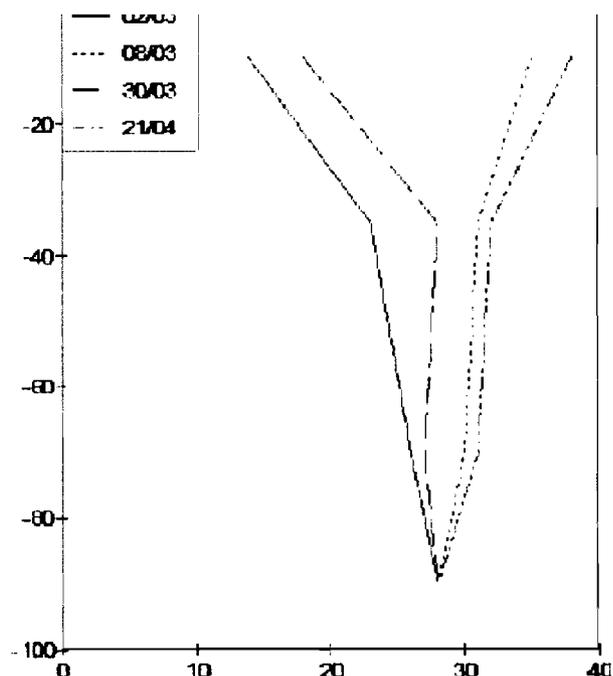


Figure 4 : Evolution du profil hydrique moyen sur la parcelle. En abscisses teneur en eau pondérale en %; en ordonnées, profondeur.

Lame d'eau stockée

Trois échelles de précision, relevées quotidiennement, permettent de connaître la hauteur de la lame d'eau sur la parcelle. Pour transformer ces valeurs en quantité d'eau stockée, il est nécessaire de tenir compte de la micro-topographie de la parcelle. Cette micro-topographie, et les volumes de remplissage correspondant aux cotes observées, ont été estimés par une campagne de mesures à l'aide d'un niveau, et un calcul par krigeage de façon à disposer d'estimations non biaisées.

La carte topographique de la parcelle est présentée en figure 5.

isovaleurs en cm.

Bilan hydrique

L'ensemble de ces mesures permettent d'établir le bilan hydrique de la parcelle sous culture.

Ce bilan peut s'écrire à tout instant :

$$A = Ls + Ss + I + ETR$$

où A représente les apports d'eau (déterminés par mesure du débit des siphons), Ls la variation de la lame d'eau stockée sur la parcelle (déterminée par les échelles), Ss la variation de stock d'eau du sol, I l'infiltration (nulle).

Nous avons donc tracé ces différentes quantités cumulées au cours du temps sur un même graphe, présenté en figure 6.

La courbe d'ETR est strictement parallèle aux apports, confirmant l'absence totale de pertes d'eau par infiltration et fuites.

La courbe "ETR et stock du sol" est également parallèle aux apports. La prise en compte du stockage d'eau dans le sol permet de se rapprocher de la courbe des apports. On note un léger excédent par rapport aux apports pour les premiers jours. Ceci correspond au fait que nous avons répercuté le stockage de l'eau dans le sol dès le premier jour, alors qu'il s'est fait progressivement, sur les quinze premiers jours probablement.

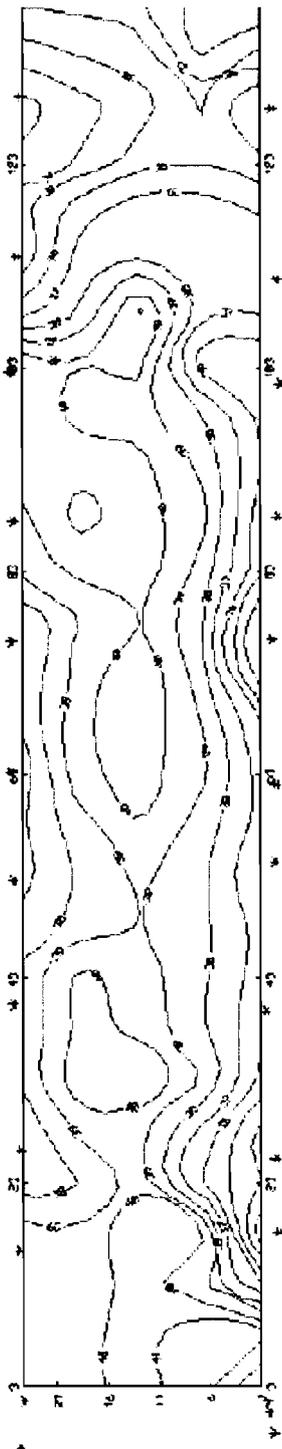
La courbe cumulant l'ensemble des facteurs se confond avec celle des apports, sauf :

-au début où elle accuse un léger excédent, qui correspond à la prise en compte dès le premier jour du stockage dans le sol;

-à partir du 135^{eme} jour, puis du 144^{eme}, ou des sauts se produisent au niveau des apports, non répercutés sur la courbe des pertes et stocks cumulés. Ceci correspond à deux apports d'eau très importants (136^{eme} et 144^{eme} jours), au cours desquels une cote maximale de la lame d'eau a été atteinte. D'après les quantités apportées, cette cote aurait dû être plus importante : un débordement s'est certainement produit alors.

La parfaite superposition des courbes sur le reste du cycle confirme la qualité des données : tant au niveau des jaugeages des apports que de l'estimation des volumes stockés et perdus.

111. Lupo. 02.02.94



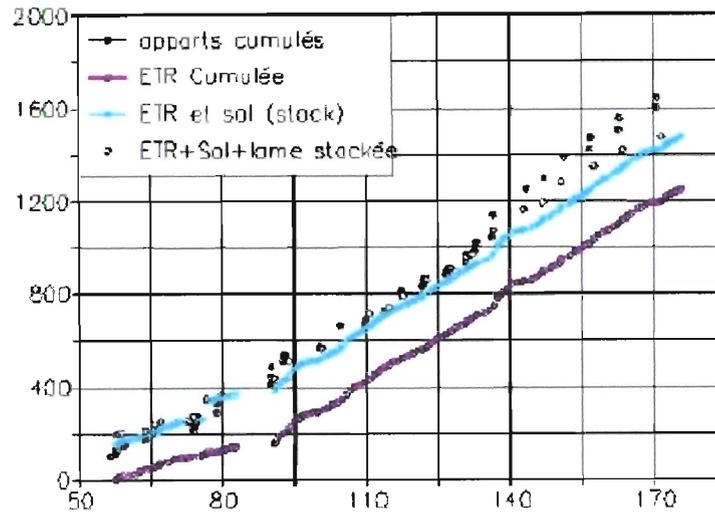


Figure 6 : Courbes cumulées des apports, et des pertes et stocks sur la parcelle, en mm.

Piézomètres

7 piézomètres ont été installés, depuis le canal d'amener d'eau jusqu'à l'extérieur de la parcelle, de façon à suivre les variations de la nappe qui se trouve à environ 150 cm de profondeur, dans le sable nouakchottien. Le suivi des cotes piézométriques, quasiment constantes au cours du temps, confirme la faiblesse des percolations depuis la surface du sols vers la nappe. Ces percolations existent néanmoins. Elles provoquent un transfert d'eau vers l'extérieur du périmètre. La qualité chimique des eaux de nappe s'en ressent également (ci-après).

Bilan hydrique : Conclusions

La consommation totale du riz de contre-saison est de 16000m³/ha.

La totalité de l'eau apportée se concentre sur place, dans les 80 premiers centimètres de sol, sans qu'aucune exportation de matière minérale puisse avoir lieu.

Les conditions d'une alcalinisation du sol sont donc en quelque sorte 'optimisées' dans ce type de configuration : or ce type d'aménagement est répandu dans l'île à morfil, et près des trois quarts des périmètres villageois de la région sont situés sur des sols lourds ayant un fonctionnement hydrodynamique similaire.

Nous allons discuter, en seconde partie, des conséquences géochimiques de ce fonctionnement.

Apports des eaux d'irrigation et conséquences chimiques prévisibles

La composition moyenne de l'eau d'irrigation est présentée en tableau ci-dessous:

Ec (mS)	pH	Na (meq/l)	Ca	Mg	K	cl	So4	Alc car (mmole/l)
0.07	6.9	0.2	0.35	0.26	0.07	0.25	0.05	0.55

L'alcalinité résiduelle calcite est de l'ordre de 0.23 mmole/l.

Des concentrations de cette eau en bac à évaporation donnent les résultats suivants, par ailleurs prévisibles à l'aide de modèles géochimiques :

- hausse du pH qui atteint des valeurs de l'ordre de 9 pour un facteur de concentration de l'ordre de 200;
- précipitation de calcite;
- augmentation du SAR de l'eau qui atteint des valeurs de 12 et plus pour un facteur de concentration de l'ordre de 200.

La précipitation de calcite, et donc l'accumulation résiduelle de carbonates et la chute du calcium en solution, commencent à partir d'un facteur de concentration égal à 8.

Au champ, le facteur de concentration des eaux est théoriquement infini en fin de saison, puisque la totalité de l'eau apportée s'évapore. Créé en 1983, le périmètre étudié est donc soumis à ce processus depuis dix ans.

Grâce au bilan hydrique, il est possible de calculer l'évolution du facteur de concentration des eaux en surface, au cours de la culture. Ce facteur de concentration est présenté en figure 7 :

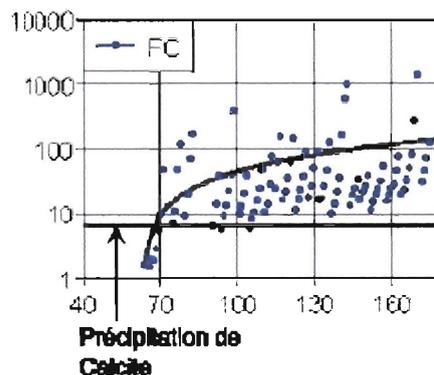


Figure 7 : Evolution du facteur de concentration des eaux de surface au cours de la culture (en abscisses : jour de l'année; en ordonnées : facteur de concentration).

Il est donc évident que de la calcite précipite en surface du sol au cours de la culture. Les carbonates étant excédentaires, en fin de cycle des carbonates de sodium et de magnésium doivent également précipiter. Plus solubles que la calcite, ils seront remis en solution lors de la remise en eau à la campagne de culture suivante ou après un "à sec". Ces carbonates en solution augmenteront le déséquilibre de l'eau d'apport, et abaisseront le taux de calcium en solution. Deux phénomènes sont donc prévisibles : (1) un blocage du calcium en solution puis du calcium du sol sous forme de calcite et (2) une sursaturation en carbonates de la surface du sol, et une élévation du pH.

La quantité totale de matière minérale apportée par l'irrigation, à l'hectare, au cours de la contre-saison est de 384 kg. Ceci correspond à un excédent d'alcalinité de 4000 équivalents/ ha abandonnés à chaque culture dans les sols (soit 120 kg de CO_3^{--}). Nous rediscuterons ces résultats ci-après à l'aide des analyses chimiques des eaux et des sols.

Qualité des eaux au cours du temps : nappe phréatique et bougies poreuses.

Les piézomètres (nappe phréatique superficielle) ont été prélevés et analysés au cours du temps. L'eau du sol a également été prélevée, sur trois stations et à trois profondeurs, au moyen de bougies poreuses.

Les ions majeurs ont été analysés, ainsi que, dans certains cas, les phosphates et les différentes formes de l'azote. Ces dernières espèces sont négligeables dans le bilan ionique, et nous en ferons donc abstraction.

Deux modes de représentation des analyses chimiques permettent de présenter et de commenter l'évolution de la composition des eaux au cours du temps. Nous avons dans un premier temps placé les analyses d'eau sur un graphique en deux dimensions, en réalisant une Analyse en Composantes Principales (ACP) de façon à utiliser la présentation des deux premiers axes factoriels, pour les eaux des piézomètres d'une part (figure 8a et 8b) et pour les eaux des bougies poreuses d'autre part (figures 9a et 9b). Puis nous avons regroupé toutes les analyses sur des diagrammes triangulaires figurant les balances anioniques (figure 10) et cationiques (figure 11) des eaux.

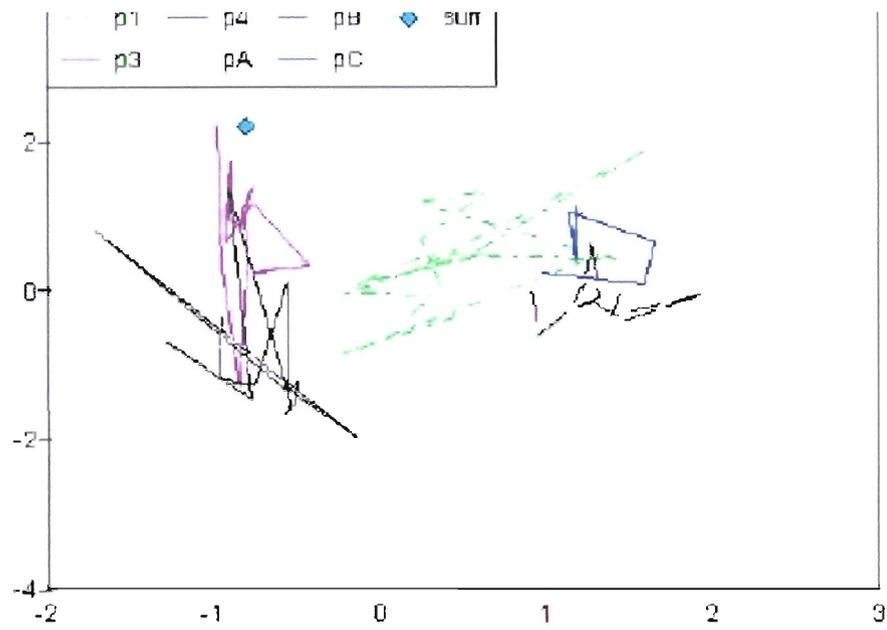


Figure 8a : Représentation des deux premiers axes factoriels de l'ACP réalisée sur la composition des eaux de nappe.

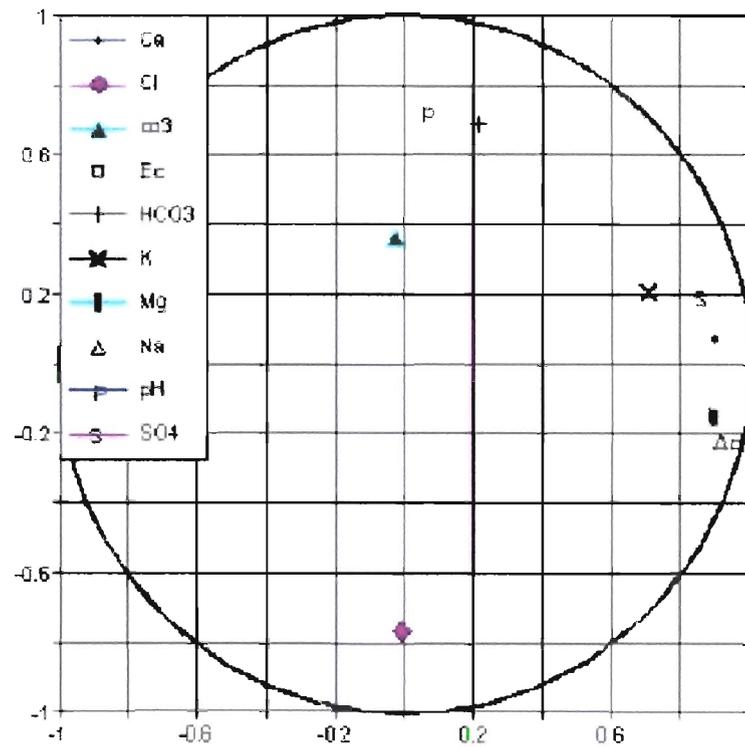


Figure 8b : Eau de nappe : composition des deux premiers axes factoriels de l'ACP : cercle des corrélations.

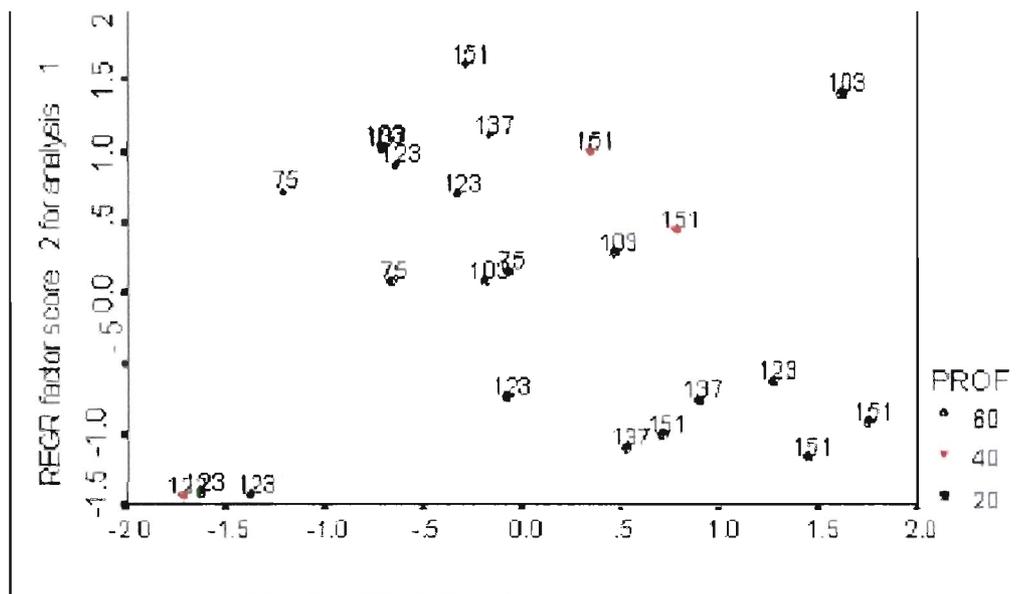


Figure 9a : Eau du sol : présentation des deux premiers axes factoriels de l'ACP des analyses chimiques. (Les numéros représentent le jour de l'année).

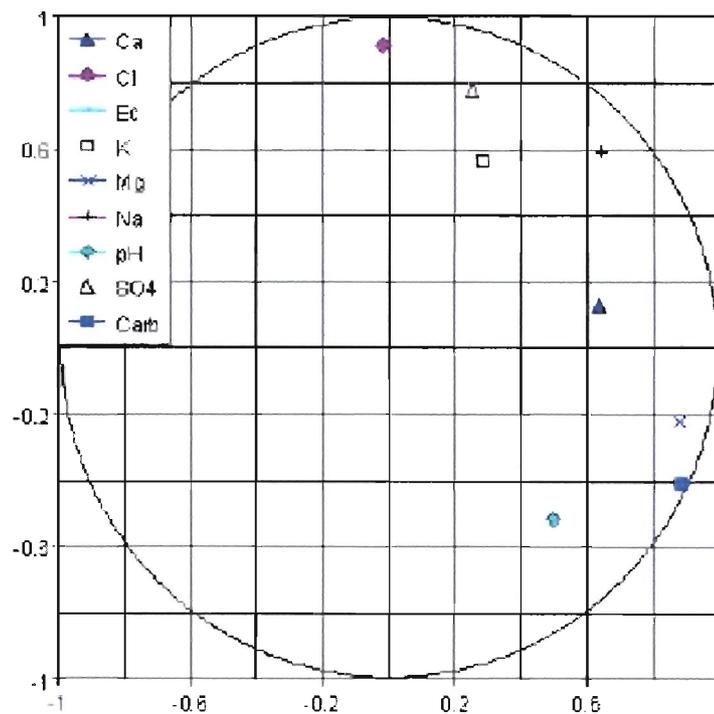


Figure 9b : Composition des deux premiers axes factoriels de l'ACP des analyses chimiques de l'eau du sol : cercle des corrélations.

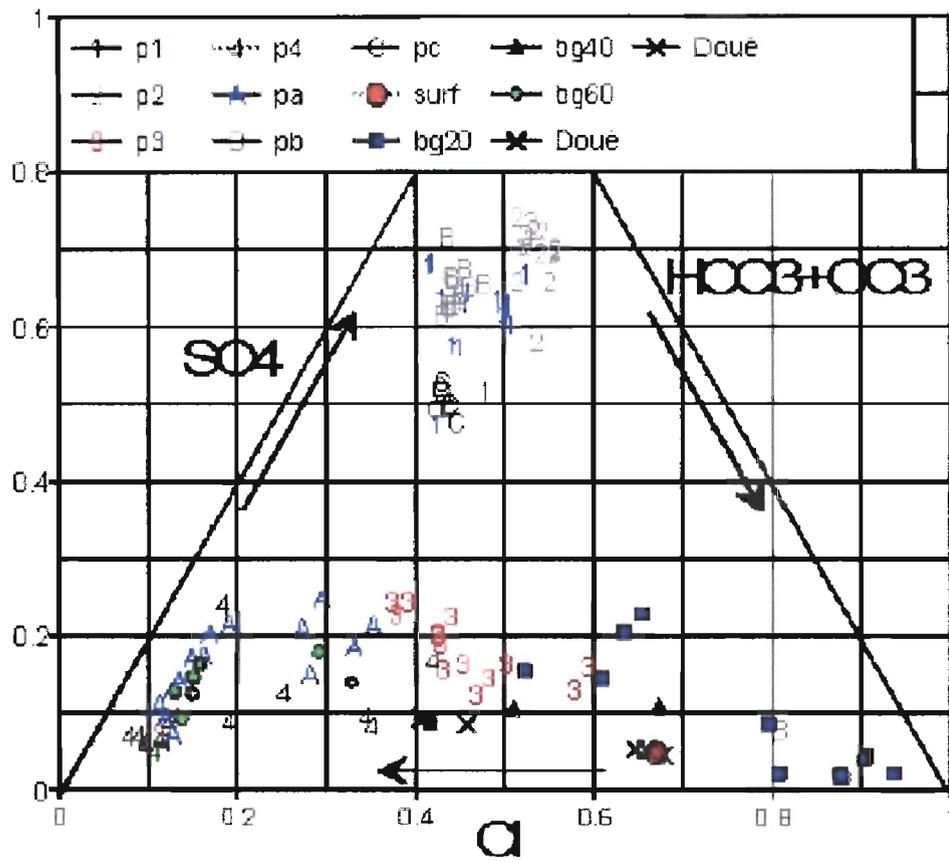


Figure 10 : Diagramme de la composition anionique des eaux de nappe et du sol.

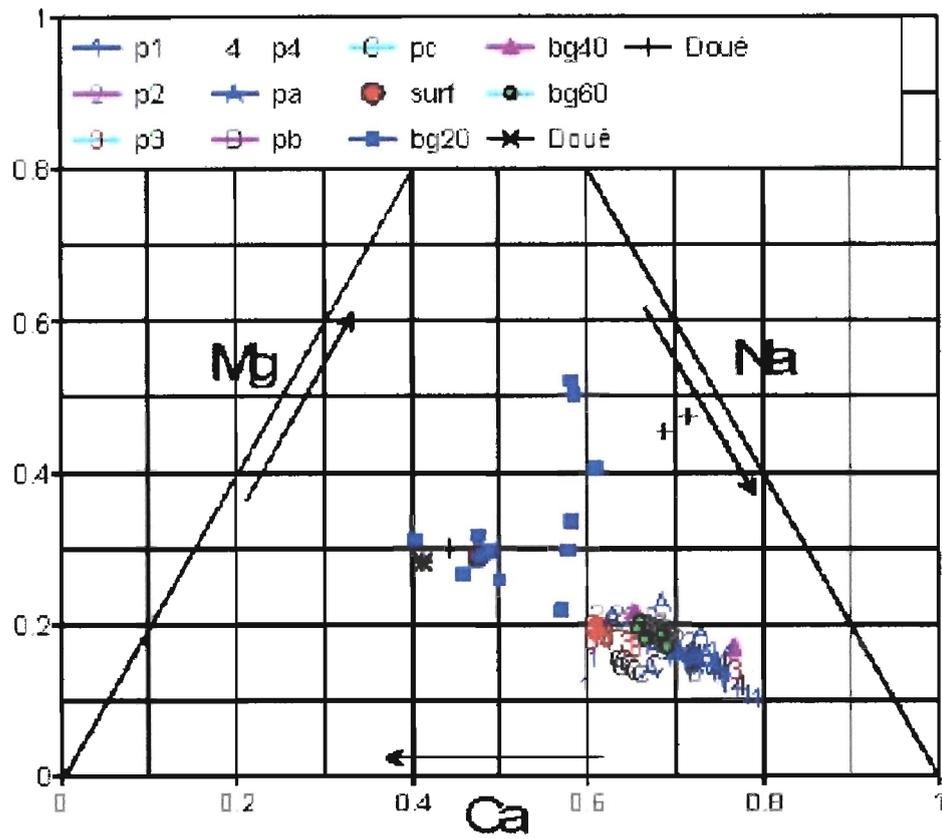


Figure 11 : Balance cationique des eaux de nappe et du sol.

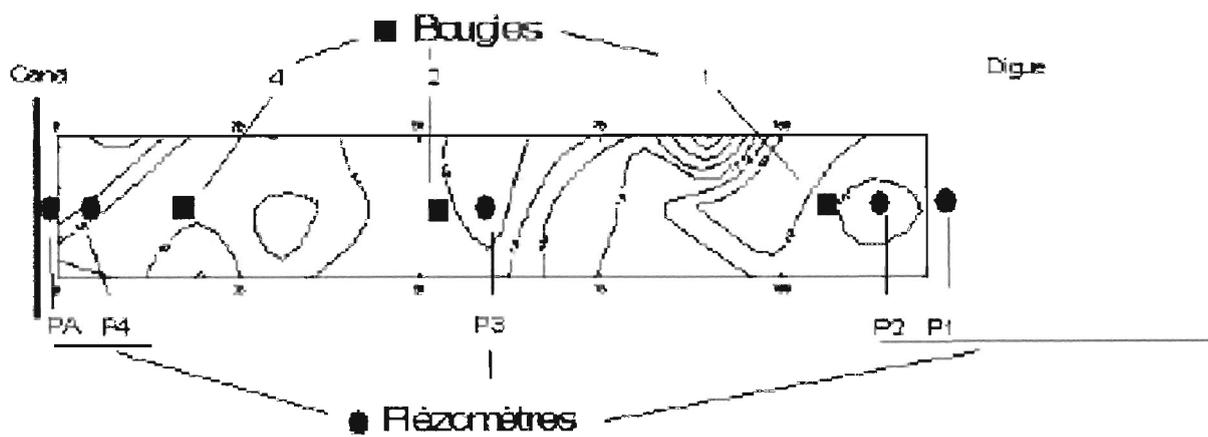


Figure 12 : Schéma d'implantation des stations de mesure.

Interprétations

Sur la figure 8a, le piézomètre 2 a été enlevé, ses eaux étant beaucoup plus salées que celle des autres piézomètres. L'axe horizontal correspond à un axe dilution -concentration des eaux (eaux concentrées vers les fortes valeurs). L'axe vertical correspond à une variation du pH et de la teneur en carbonates des eaux (fortes valeurs de pH et de carbonates vers le haut). (cf. Figure 8b)

On distingue deux groupes de piézomètres sur la figure 8a : les piézomètres hors parcelle (et hors périmètre), et les piézomètres intra-parcelle.

Les piézomètres hors parcelle (1, B, C) forment un groupe compact et stable dans le temps. Seul le piézomètre 1, en limite extérieure de parcelle, a tendance parfois à se diluer, se rapprochant du groupe des piézomètres intra-parcelle.

Les piézomètres intra-parcelle forment un second groupe, d'eau plus diluée, et de composition plus variable dans le temps. Le piézomètre 3, en milieu de parcelle, se déplace sur une verticale en se rapprochant du losange qui figure l'eau de surface (en début d'irrigation) : son pH et sa teneur en carbonates ont tendance à s'élever. Ceci correspond probablement à un transfert d'eau depuis la surface. Les autres piézomètres (A et 4, en bordure de canal) suivent un cheminement en diagonale, attestant simultanément d'une dilution et d'un apport de carbonates.

L'eau du sol suit une évolution très simple, illustrée par les figures 9a et 9b : les eaux collectées à 20 et 40 cm de profondeur voient leur pH monter de la neutralité vers des valeurs de l'ordre de 8.5, et leur teneur en carbonates s'élever. Ceci est surtout évident pour les eaux collectées à 20 cm.

Les diagrammes d'équilibre (figures 10 et 11) apportent d'autres enseignements. Sur ces diagrammes, la composition de l'eau de surface (large rond) et celle de l'eau d'irrigation (Doué, une croix) ont été figurées. Les autres croix marquées 'Doué' figurent la composition de l'eau d'irrigation après concentration.

Le diagramme des anions détermine plusieurs groupes d'eaux :

- les piézomètres hors parcelle et le piézomètre 2 (en limite extérieure) forment un groupe très homogène dont les eaux sont sulfatées. Les sulfates sont associés essentiellement au sodium et au magnésium. De ce fait, le SAR de ces eaux est élevé (supérieur à 5). Ces eaux peuvent être considérées comme les eaux de nappes initiales ;
- les piézomètres en bordure de canal correspondent à des eaux chlorurées et quelquefois carbonatées. Diluées, elles peuvent correspondre soit à une 'poche' de salinité chlorurée sodique se trouvant à ce niveau, soit à une évolution de la nappe sous irrigation (ci-après) ;
- les eaux du sol décrivent un trajet depuis les eaux carbonatées vers les eaux chlorurées, de la surface vers la profondeur. Les eaux de l'horizon 0-20 cm se situent dans un domaine plus carbonaté que les eaux d'apport. Cette sursaturation atteste de la redissolution de carbonates accumulés au cours des cycles d'irrigation antérieurs. L'eau du Doué et l'eau de surface sont superposées. Puis, lorsque l'eau de surface se concentre, elle évolue (croix) vers le pôle chloruré sodique en raison de la précipitation des carbonates. On notera à nouveau la forte proximité entre les eaux du piézomètre 3 (milieu de parcelle) et celles de l'eau du sol à 60cm de profondeur.

Le diagramme des anions montre un regroupement de toutes les eaux vers des eaux sodico-magnésiennes. Seule l'eau d'apport et les eaux du sol à faible profondeur se distinguent par une teneur en calcium un peu plus élevée, et une teneur en sodium plus faible. Ceci correspond au mélange de l'eau d'apport (plus riche en calcium que l'eau de nappe) et de l'eau du sol. On note en revanche une évolution de l'eau du sol vers un pôle très pauvre en calcium (plus pauvre que l'eau de nappe) : ceci correspond aux eaux de l'horizon 0-20 cm en fin de campagne, qui précipitent de la calcite et de la magnétite. Les croix figurant la simulation de la concentration de l'eau d'apport se déplacent dans le même sens.

Conclusions pour la chimie

Les analyses d'eau au cours du temps montrent :

- une **accumulation résiduelle de carbonates** dans les horizons supérieurs, entraînant l'**apparition de pH alcalins** (8.5) dans les 40 premiers centimètres de sol. Le SAR de l'eau du sol reste cependant à des valeurs proches de celles des eaux de nappe hors périmètre, valeurs qui sont déjà élevées. Il reste toutefois suffisamment de cations bivalents dans le sol (magnésium) pour qu'il n'y ait pas encore d'alcalisation ;
- une contamination des nappes par les eaux carbonatées-chlorurées -sodiques, s'accompagnant d'une dilution des eaux ;
- une chute des teneurs en calcium des horizons superficiels du sol.

Le processus d'alcalinisation est donc déjà avancé et nettement perceptible. L'alcalisation (sodisation) qui en résultera est encore modérée.

Conclusion générale

Les bilans hydriques et salins aboutissent à des conclusions parfaitement cohérentes, qui peuvent se résumer comme suit :

- l'eau s'accumule et se concentre dans le premier mètre de sol, essentiellement dans les 40 premiers centimètres. A ce niveau, **les conséquences de l'accumulation résiduelle de carbonates (ALCALINISATION) sont nettes**. Elles correspondent à un **premier stade de dégradation déjà dommageable pour les cultures** (ci-après). **Le stade ultime (sodisation poussée et pH très alcalins) sera atteint dans des délais que nous estimerons dans le rapport final**, au vu des conclusions de la campagne d'hivernage.

- **une contamination des nappes se produit également**, mais en raison des faibles transferts verticaux autorisés par ce type de sol, seule la nappe intra-périmètre voit sa composition évoluer pour l'instant. Ce n'est pas le cas des nappes sous sols de levées.

A ce stade, les conséquences agronomiques peuvent déjà être évaluées, en particulier au niveau d'une volatilisation des engrais azotés. Les prochaines campagnes viendront compléter le rapport agronomique déjà remis pour quantifier cet impact.

Au plan hydro-chimique, les questions posées sont maintenant les suivantes :

- quels sont les déterminants d'un retour du pH à la neutralité en inter-culture (il s'agit probablement de phénomènes d'oxydation, à vérifier) ;
- dans combien de temps le complexe d'échange des sols sera-t'il irrémédiablement atteint ?
- quelles sont les modalités de ce processus en fonction :
- du type de sol (celui-ci est le plus 'résistant' mais le moins filtrant);
- du mode de gestion de l'eau (drains de colature, ou tout simplement mauvais contrôle de l'eau et donc pertes..)
;
- quelles mesures permettraient, à l'échelle de la parcelle, d'évacuer les carbonates accumulés en surface au cours d'une saison (travail du sol en eau et évacuation de cet eau contenant les carbonates dissous ? Cultures intercalées de fourrages ? ..).

Nous pouvons donc d'ores et déjà proposer une orientation des travaux dans ce sens.