



HAL
open science

Variabilité spatiale de la qualité des eaux agricoles d'un bassin versant de deux arrondissements d'Antananarivo (Madagascar)

Nelly Ghislaine Rakoto, Narindra Serraly Andrianaivomanana, Hanta Tahina Nasimiharintsoa, Wilson Adolphe Rajerison, Alphonse Rafenomanantsoa, Rolland Rasolofoniaina

► To cite this version:

Nelly Ghislaine Rakoto, Narindra Serraly Andrianaivomanana, Hanta Tahina Nasimiharintsoa, Wilson Adolphe Rajerison, Alphonse Rafenomanantsoa, et al.. Variabilité spatiale de la qualité des eaux agricoles d'un bassin versant de deux arrondissements d'Antananarivo (Madagascar). Environnement, Ingénierie & Développement, A paraître. hal-03371145v2

HAL Id: hal-03371145

<https://hal.science/hal-03371145v2>

Submitted on 28 Jul 2022 (v2), last revised 17 Mar 2023 (v4)

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.

**Titre : Variabilité spatiale de la qualité des eaux agricoles d'un bassin versant de deux arrondissements d'Antananarivo
(Madagascar)**

Auteurs : ^{1,2}*RAKOTO Nelly Ghislaine, ¹ANDRIANAIVOMANANA Narindra Serraly, ¹NASIMIHARINTSOA Hanta Tahina, ²RAJERISON Wilson, ²RAFENOMANTSOA Alphonse, ²RASOLOFONIAINA Rolland

¹ : Laboratoire de Chimie de l'Environnement, Mention Procédés et Écologie Industrielle, Domaine Sciences et Technologies, Université d'Antananarivo Madagascar

² : Ecole Doctorale : Valorisation des Ressources Naturelles Renouvelables (VRNR) – Domaine Sciences et Technologies – Université d'Antananarivo Madagascar

*Auteur correspondant : RAKOTO Nelly Ghislaine, rakotonelly@yahoo.fr

Résumé :

Contexte : L'analyse spatiale de la qualité des eaux a été réalisée dans la zone agricole située dans un bas-fond d'un bassin versant de Tana 2 et Tana 4 – Madagascar. **Objectif** : Elle vise à déterminer la nature des eaux agricoles et la variabilité spatiale de leur alcalinité, leur salinité et leur teneur en matière organique. **Méthodes** : La zone agricole a été subdivisée en trois parcelles P1, P2 et P3 selon le type de sol. Des échantillons d'eaux prélevés sur les 43 points géo référencés de cette zone ont été soumis aux mesures de pH, Conductivité Électrique (CE) et Demande Chimique en Oxygène (DCO). La distribution spatiale de ces paramètres a été établie par interpolation des valeurs de ces indicateurs en utilisant v.kriging du logiciel GRASS GIS. **Résultats et discussion** : Les eaux des parcelles P2 présentent une forte alcalinité. Celles de la parcelle P3 sont très riches en sels dissous et en matières organiques. La distribution spatiale de l'alcalinité et la salinité suit un modèle linéaire, tandis qu'un modèle exponentiel caractérise la répartition de la matière organique.

Mots clés : Spatialisation, Krigeage, indicateurs physico-chimiques, eaux agricoles, bassin versant

Abstract:

Context: Spatial analysis of water quality was carried out on agricultural area from lowland of watershed in Tana 2 and Tana 4 - Madagascar. **Purpose**: It aims to determine agricultural water quality and spatial distribution analysis of alkalinity, salinity and organic matter content. **Methods**: The agricultural zone was subdivided into three plots P1, P2 and P3 according to soil type. Water sample taken from 43 georeferenced points were intended for pH, Electrical Conductivity (CE) and Chemical Oxygen Demand (DCO) analysis. The spatial distribution was established by interpolating those indicator values using v.kriging from GRASS GIS software. **Results and discussion**: Water from P2 plot have high alkalinity. Those from P3 plots are very rich in dissolved salt and organic matter. The spatial distribution of alkalinity and salinity follows a linear model. While an exponential mode characterizes the distribution of organic contents

Keywords: Spatialization, kriging, physico-chemical indicators, agricultural water, watershed

1 **1. Introduction**

2 L'agriculture urbaine assure à la fois des fonctions alimentaire, économique et environnementale. Pratiquée en ville ou en
3 périphérie, elle sert à approvisionner les citoyens en nourriture (Aubry 2013). Elle génère des revenus directs ou
4 supplémentaires pour les agriculteurs. Elle protège la ville contre l'inondation et permet de recycler les eaux résiduaires
5 urbaines, une pratique courante dans les pays du sud (Drechsel et al. 2011). Bien aménagée, elle offre un paysage vert au
6 milieu de l'agglomération urbaine.

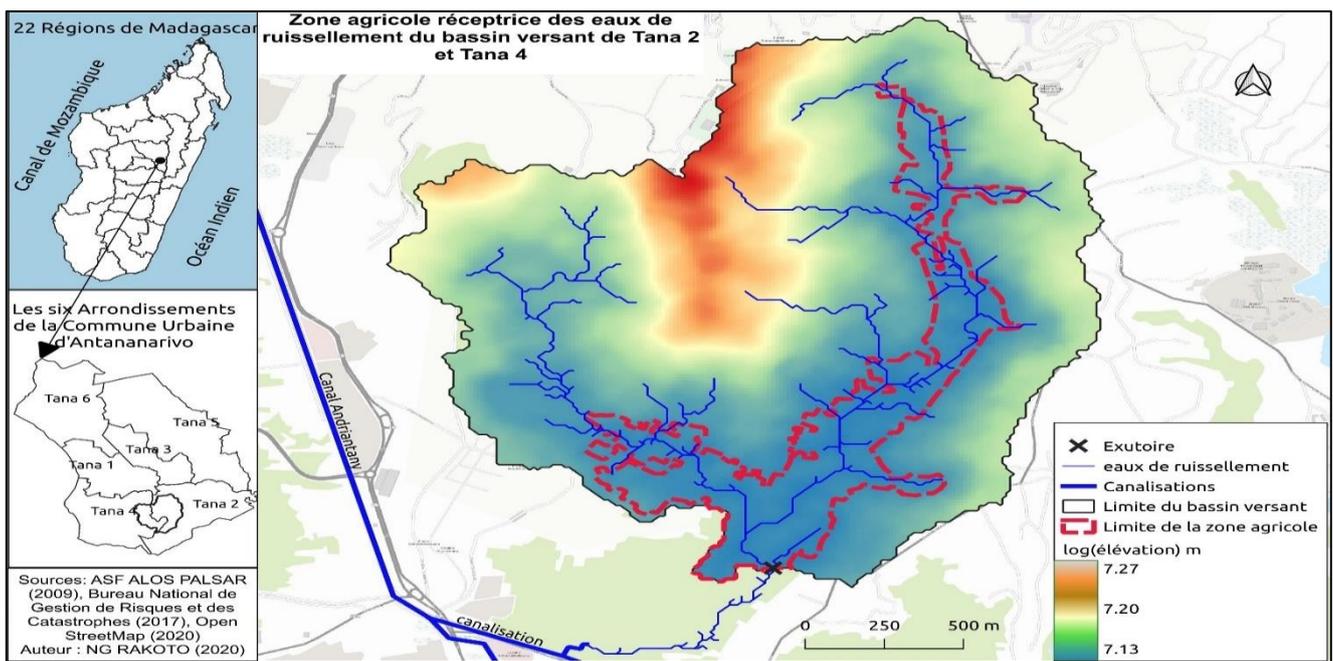
7 La topographie de la ville d'Antananarivo est caractérisée par des collines, plaines et bas-fonds avec des altitudes allant de
8 1250m à 1400m. Les activités commerciales et industrielles et les habitations se concentrent sur les collines. Les bas-fonds,
9 siège de l'agriculture urbaine, occupent 40 % de la superficie de la Commune Urbaine d'Antananarivo (Dabat, Aubry,
10 Ramamonjisoa 2006) ; ces bas-fonds récupèrent les eaux de ruissellement et les effluents liquides urbains issus des activités
11 sur les collines surtout pendant les crues (Dabat et al., 2010). Le recours aux pesticides et aux fertilisants par les agriculteurs
12 dégrade la qualité des eaux agricoles des bas-fonds et en conséquence, altère la qualité des produits de manière
13 inquiétante.

14 Cette étude s'intéresse à la variabilité spatiale de la salinité, de l'alcalinité et des matières organiques des eaux agricoles
15 du bas-fond d'un grand bassin versant longeant les arrondissements de Tana 2 et Tana 4 Madagascar (figure 1). La zone
16 agricole considérée est occupée par la riziculture et la cressiculture réalisées soit en monoculture soit en rotation. Elle a
17 été choisie par l'importance de la surface cultivée en intra-urbain d'environ 0,61 km², par sa localisation géographique en
18 intra-muros et par sa qualité de l'eau plus ou moins suspecte. Cette zone reçoit les eaux de ruissellement et les effluents
19 urbains provenant des habitations et d'autres activités polluantes sur les collines surtout durant la période crue. Ces
20 effluents véhiculent des polluants entre autres, des sels dissous et de la matière organique (Dabat et al. 2010). Cet état de
21 fait pose la question de l'altération des eaux dans la zone agricole du bassin versant de Tana 2 et de Tana 4 ?

22 L'importance de la dégradation de la qualité des eaux agricoles en milieu urbain peut être suivie globalement par la mesure
23 du pH, de la conductivité électrique (CE) et la Demande Chimique en Oxygène (DCO). Ces paramètres sont à la fois d'origine
24 naturelle et anthropique ; Le sol est un fournisseur d'éléments minéraux *via* la dégradation des éléments constitutifs des
25 roches mères, *via* les échanges d'éléments minéraux entre les eaux de surface et le complexe adsorbant et *via* la
26 minéralisation des matières organique de la litière (Eba et al. 2017). La nature lithologique du bassin versant conditionne
27 la géochimie des eaux et des sols par l'érosion mécanique et la dissolution minérale (Di-giovanni et al. 1999, Wu et al.
28 2016). Le premier mécanisme augmente la turbidité des eaux tandis que la dissolution chimique apporte les éléments
29 dissous tels que le calcium, le magnésium, le sodium, le potassium, le chlorure, la silice, le sulfate, les composés azotés

30 dissous (NO_3^- , NO_2^- , NH_4^+), l'acide carbonique provenant de la dissolution atmosphérique du CO_2 ainsi que des réactions de
 31 minéralisation de la matière organique du sol. Les espèces ioniques contribuent à l'augmentation de la conductivité
 32 électrique. Le passage des effluents sur des formations volcaniques (granites), métamorphique (calcaire, schistes)
 33 augmente leur teneur en éléments majeurs (Ca, Mg, Mn, Na), en silicates (SiO_2) et en traceur de pollution comme le Chlore
 34 (Haury et al. 1996, Négrel 1997, Laraque et al. 2013) tandis que la dégradation initiale de la matière organique en composés
 35 humiques et fulviques sera responsable d'une augmentation de la DCO. (Laraque et al. 2013). L'importance de la production
 36 de déchets par les ménages, les activités industrielles et commerciales sont des fonctions croissantes de la population (Sofia
 37 et Houria 2011). L'expression de la DCO, indicateur de la pollution organique, est habituellement convertie en $\text{g.hab}^{-1}.\text{j}^{-1}$.
 38 Les ménages et les commerces génèrent une importante quantité de déchets solides et liquides : eaux vannes, eaux de
 39 lavage et de cuisines. Ces dernières contribuent à l'augmentation de la quantité de matières organiques et d'éléments
 40 minéraux à travers les ions tensioactifs des eaux de surface et à leur changement de pH (Gendreau et al. 1983). La pratique
 41 agricole, à travers l'utilisation des fertilisants organiques et minéraux comme compost, chaux, dolomie et urée, constitue
 42 une source de substances basiques, de matières organiques et d'éléments minéraux pour les eaux courantes (Laraque et
 43 al. 2013, Haury et al. 1996).

44 La qualité d'un échantillon d'eau agricole issue d'un point affecte celle de son voisin. Ainsi, la variabilité spatiale de la qualité
 45 des eaux agricoles a été réalisée par krigeage ; elle considère seulement la distance entre les paires des points
 46 d'échantillonnage sans tenir compte de l'écoulement et l'infiltration. Cette analyse spatiale peut être appliquée dans les
 47 bas-fonds dont les pentes et l'écoulement sont très faibles.



48
 49 **Figure 1** : Zone agricole étudiée réceptrice des eaux de ruissellement du bassin versant de Tana 2 et Tana 4

50 Ce travail vise principalement à réaliser une analyse spatiale simple de la qualité des eaux agricoles urbaines d'Antananarivo
51 afin d'élaborer des cartes informatives destinées aux consommateurs, aux chercheurs, aux citoyens et surtout aux autorités.
52 Les objectifs spécifiques sont de déterminer les caractéristiques des eaux agricoles et de déterminer la répartition spatiale
53 des compositions minérale et organique.

54 **2. Matériels et Méthodes**

55 **2.1. Échantillonnages**

56 Le sol constitue une source naturelle d'éléments minéraux et de matière organique pour les eaux de surface. Pour mettre
57 en évidence l'importance des apports anthropiques, la zone agricole étudiée a été subdivisée en trois parties selon les
58 types de sol (figure 2, tableau 1) : la parcelle P1 est constituée par des sols hydromorphes minéraux à gley ou pseudogley
59 indifférenciés. La parcelle P2 est constituée d'un sol ferralitique sur roches plus ou moins riches en quartz tandis que la
60 parcelle P3 est un sol ferralitique sur roche acide fortement décomposé. Les parcelles P1 caractérisées par des sols
61 hydromorphes, sont plus riches en matières organiques et plus pauvres en éléments minéraux que les sols ferralitiques de
62 P2 et P3.

63 La qualité des eaux agricoles des bas-fonds change avec la saison (Razafintsalama, Rakotondraibe 2014, Andrianirina,
64 Razanamparany, Ramanantsizehena 2020). Les échantillonnages d'eaux stagnantes ont été réalisés pendant la crue au
65 cours des mois de février et mars 2019. Des échantillons ont été prélevés sur 43 points de la zone agricole dont 15 points
66 (EA_P1) issus de la parcelle P1, 17 points (EA_P2) et l'exutoire issus de la parcelle P2 et 10 points (EA_P3) issus de la parcelle
67 P3 (figure 2). Trois échantillons de 100 ml ont été prélevés dans un rayon de trois mètres pour chaque point
68 d'échantillonnage ; la moyenne des valeurs des paramètres analysés caractérise l'échantillon. Ces points, choisis
69 aléatoirement, ont été géo- référencés à l'aide d'un GPS GARMIN ETREX 10 de 3 à 5 m de précision avec un système de
70 coordonnées WGS 84 EPSG 4326. Les échantillons ont fait l'objet d'analyse de pH, de la CE et de la DCO. La mesure de la
71 DCO a été réalisée sur trois échantillons d'eau de chaque parcelle pour les valeurs les plus élevées de pH et CE.

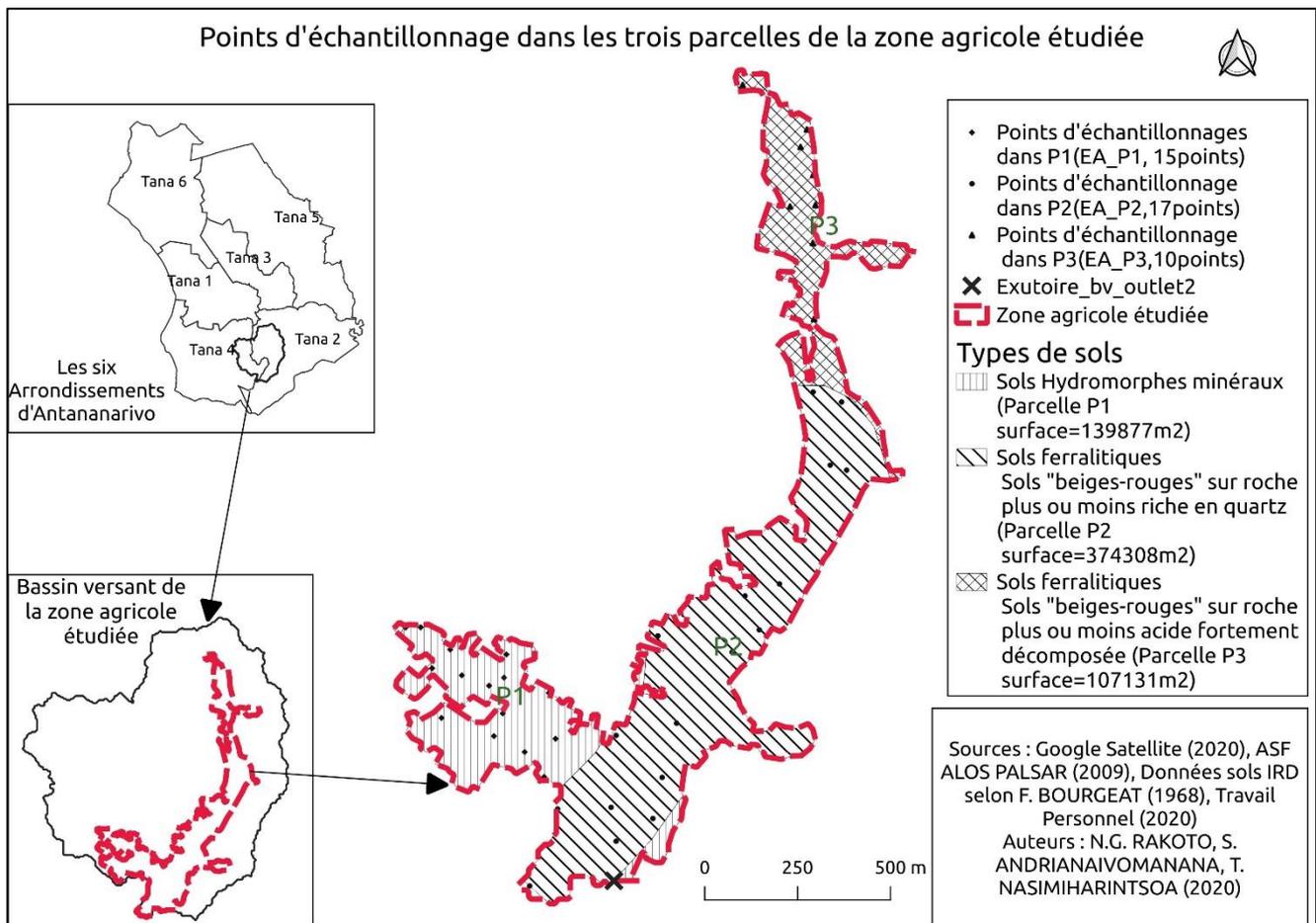


Figure 2 : Points d'échantillonnage dans les trois parcelles étudiées

2.2. Analyse des eaux agricoles

Le pH indicateur d'alcalinité (pH>7) ou d'acidité (pH<7) des eaux est équivalent à l'activité en ion H⁺ de la solution. Il a été mesuré à l'aide d'un pHmètre « pHM-210 Meterlab Radiometer Analytical » avec une précision de l'ordre de ± 0,01. La Conductivité Électrique (CE en μs.cm⁻¹) permet d'apprécier la force ionique de la solution, c'est une fonction croissante de la quantité de sels dissous, présents dans les échantillons. Elle a été déterminée à l'aide d'un conductimètre HANNA avec une précision de ± 0,02 mS.cm⁻¹. La Demande Chimique en Oxygène (DCO en mg d'oxygène.l⁻¹) est en relation avec la quantité de matières organiques contenues dans les eaux. La méthode consiste à déterminer l'excès de bichromate de potassium qui n'a pas réagi avec les composés organiques présents dans l'eau. Cet excès est mesuré par l'absorbance à 440 nm de l'ion Cr₂O₇²⁻ (spectrophotomètre V-1200). La DCO correspond à la quantité d'oxygène équivalent à celle du bichromate consommé par ces matières. Elle est calculée sachant que 1 mole de Cr₂O₇²⁻ libère 1.5 mole d'oxygène lorsqu'il est réduit en Cr³⁺ (1) :



Types de sols		P1	P2	P3
Classification	Classe	Hydromorphe	Ferrallitique	Ferrallitique
	Sous classe	Minéraux	Fortement dé-saturé	Fortement dé-saturé
	Groupe	-	Rajeuni	Rajeuni
	Sous-groupe	Sols à gley ou pseudogley indifférenciés		
	Famille	-	Roches plus ou moins riches en quartz	Roches plus ou moins acides profondément décomposés
	Couleur	-	Beige rouge	Beige rouge
Propriétés physico-chimiques	Taux de saturation (%)	15 – 20	15 – 28	< 20
	pH		5.5	4.8 – 5.7
	Matière Organique (%)	8 – 10	0.75	-
	C/N	10 – 12	-	-
	Remarque	Engorgé d'eau	Présence des éléments minéraux à la surface	-

86 **Tableau 1:** Types et caractéristiques physicochimiques des sols des bassins versants étudiés (Sources : Bourgeat 1968,

87 **Aubert et Segalen 1965)**

88 L'Organisation des Nations Unies pour l'alimentation et l'agriculture (FAO) recommande un pH compris entre 6,5 et 8,4 et
89 n'impose aucune restriction pour les CE inférieures à 700 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ pour les eaux d'irrigation (FAO, 2003). Or, selon le décret
90 n° 2003/464 du 15/04/03 promulgué par le Ministère de l'Environnement, des Eaux et Forêts Malagasy, l'intervalle de pH
91 acceptable est compris entre 6,5 et 9 et les valeurs limites de la CE et de la DCO sont respectivement de 200 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ et
92 150 $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ (Ministère de l'Environnement des Eaux et Forêts Malagasy, 2003) .

93 **2.3. Analyse de la variabilité spatiale de la pollution des eaux**

94 L'interpolation spatiale par krigeage consiste à créer un modèle spatial permettant d'obtenir une représentation des
95 paramètres étudiés à partir des données dispersées. Cette méthode est basée sur l'hypothèse : les deux points rapprochés
96 dans l'espace tendent à avoir des caractéristiques similaires.

97 Les analyses des eaux agricoles du bas-fond permettent d'obtenir des données sur le pH, la conductivité électrique et la
98 DCO des 43 points dispersés. Le krigeage permet de prédire en tout point de l'espace des valeurs non échantillonnées (pH,

99 CE et DCO) à partir des points précédents. L'interpolation a été réalisée en deux dimensions selon un variogramme
100 omnidirectionnel γ (qui ne dépend que de la distance) équivalent à une fonction d'une variable aléatoire grâce à l'outil
101 v.kriging du logiciel libre GRASS.

102 Ce variogramme obtenu lors du lancement de l'algorithme v.kriging est défini comme étant la demie moyenne des écarts
103 au carré des paramètres pH, CE et DCO entre tous les points pris deux à deux selon la relation (1). Il correspond à une
104 version binarisée des nuages de points pour lesquels on a calculé l'écart type des paramètres pH, CE et DCO. La variabilité
105 spatiale est représentative lorsque la valeur absolue du kurtosis, paramètre d'estimation des valeurs aberrantes présentes
106 dans la distribution, est inférieur à 3 (Chen et al. 2012).

$$\gamma(r) = \frac{1}{2N(r)} \cdot \sum_{i,j \in S(\Delta x, \Delta y)} (z_i - z_j)^2 \quad (1)$$

107

108 Où : γ : variogramme qui est fonction de la distance entre les ~~pairs~~ paires de points

109 $N(r)$: nombre de ~~pairs~~ paires de points à une distance r

110 z_i et z_j : valeur de la variable considéré (pH, CE ou DCO) sur le point d'échantillonnage i et j

111 $S(\Delta x, \Delta y)$: ensemble de ~~tous les pairs~~ toutes les paires de points tel que

112 $S(\Delta x, \Delta y) = \{(i, j) \mid (\Delta x_{ij}, \Delta y_{ij}) \approx (\Delta x, \Delta y)\}$

113 L'outil v.kriging génère un tableau reliant les valeurs observées sur terrain et les valeurs prédites estimées *via* le
114 modèle de l'interpolation issu du krigeage. Ce dernier sera approuvé par validation croisée à partir des deux courbes :

- 115 • Courbe 1 : valeurs prédites en fonction des valeurs observées,
- 116 • Courbe 2 : valeurs observées en fonction des valeurs observées

117 La superposition des deux courbes confirme la véracité du modèle.

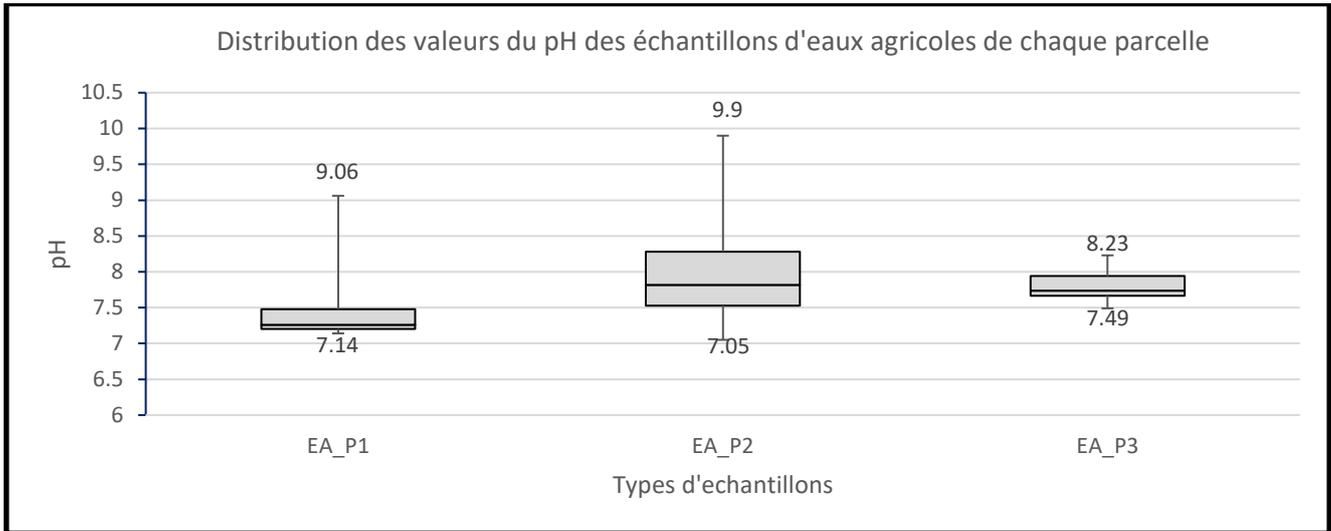
118 3. Résultats et discussions

119 3.1. Caractéristiques des eaux agricoles

120 Les boîtes caractéristiques des figures 3, 4 et 5 ne se chevauchent pas, la différence entre les valeurs des indicateurs
121 provient de la nature de l'environnement, ce qui justifie la subdivision de la zone d'étude en trois parcelles. Elles
122 représentent la qualité des eaux du milieu considéré.

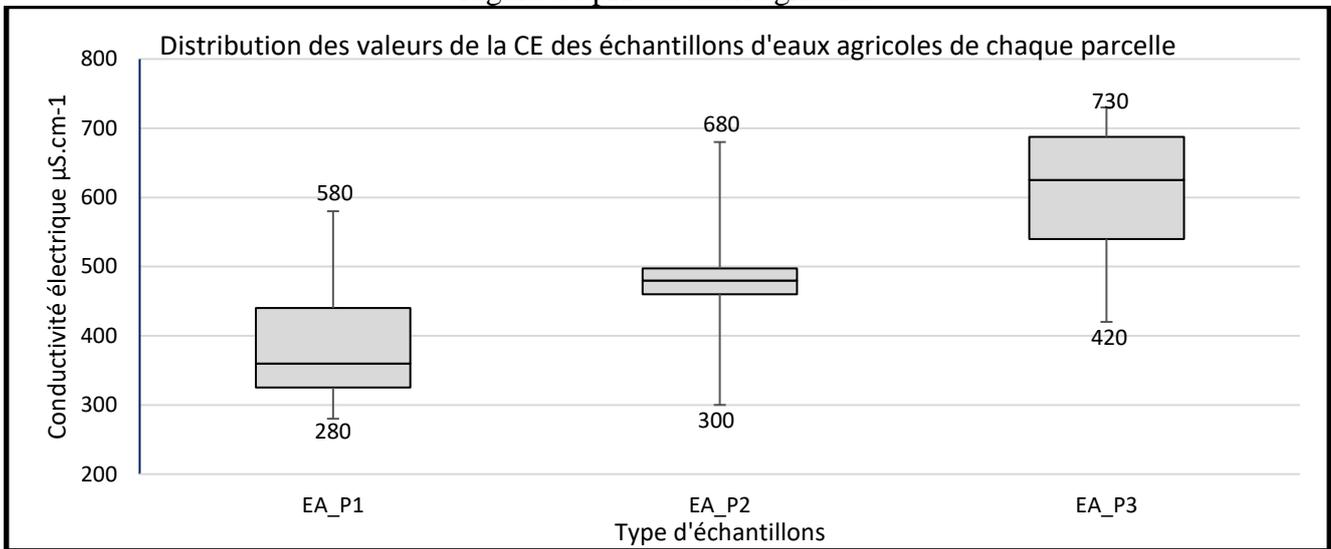
123 Les eaux agricoles sont généralement basiques ($7,05 \leq \text{pH} \leq 9,9$), riches en éléments minéraux et peu chargées en matière
124 organique. Les échantillons d'eaux agricoles prélevés dans la parcelle P2 présentent un pH élevé et une importante
125 demande Chimique en Oxygène (figures 3 et 5) par rapport à ceux des parcelles P1 et P3. Les valeurs maximales de ces
126 indicateurs (pH = 9,9 et DCO = 248 mg.l-1) dépassent les limites acceptables promulguées par l'Etat Malagasy (pH = 8,4 et

127 DCO=150 mg.l-1) et par la FAO (pH = 9). Tandis que les échantillons issus de la parcelle P3 sont les plus enrichis en éléments
128 minéraux (figure 4) avec un maximum de 730 μ S.cm-1.



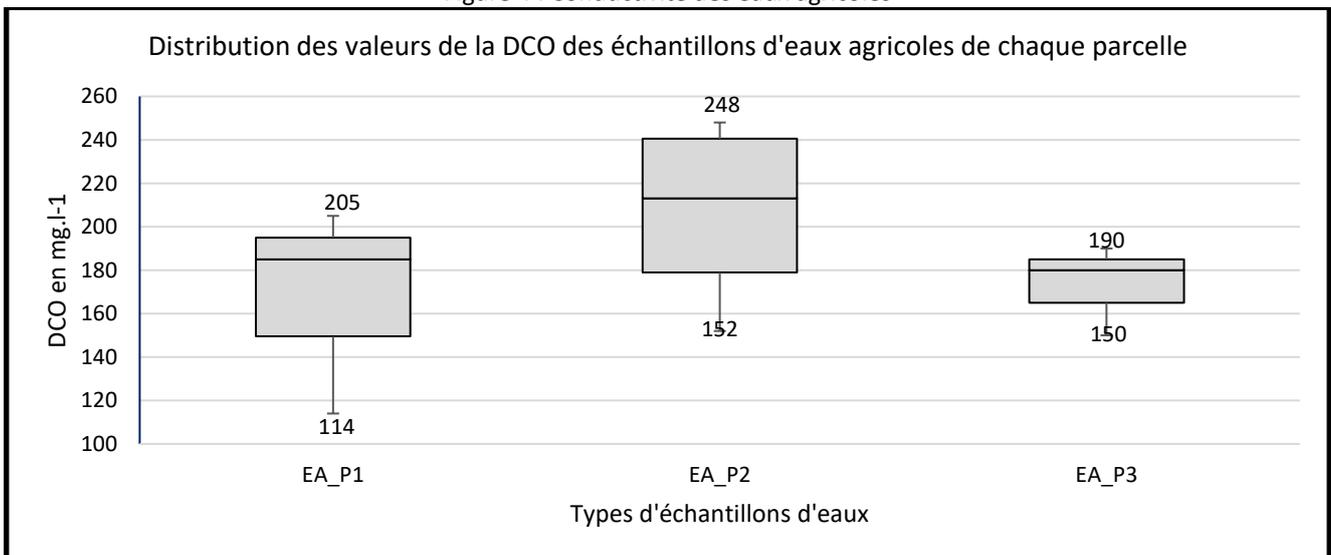
129
130

Figure 3 : pH des eaux agricoles



131
132

Figure 4 : Conductivité des eaux agricoles



133
134
135

Figure 5 : DCO des eaux agricoles

EA_P1, EA_P2 et EA_P3: échantillons d'eau prélevés dans les parcelles P1, P2, P3

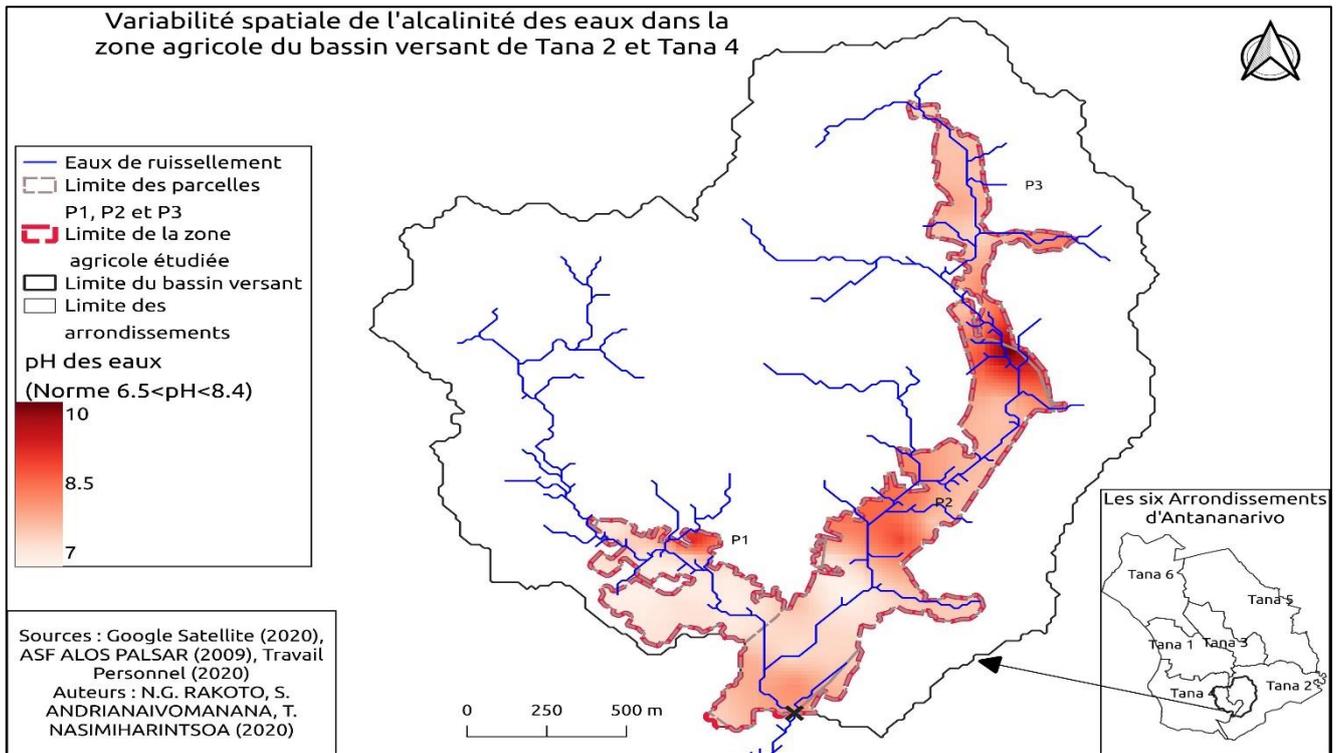
3.2. Distribution spatiale des paramètres mesurés

Deux types de modèles de distribution spatiale ont été observés. Si les variogrammes de pH et CE présentent un modèle linéaire avec un kurtosis respectif de 3,1 et 0,6 ; celui de la DCO a une allure exponentielle avec un kurtosis égale à 0,3 (tableau 2). Ces valeurs montrent la régularité des modèles. Pour tous les paramètres, l'algorithme considère par défaut une distance maximale de 856 m et une portée égale à 514 m pour le variogramme de la DCO. La portée correspond à la distance au-delà de laquelle la valeur du paramètre et la distance entre les paires de points sont statistiquement indépendants. Au-delà de ces valeurs les paires de points d'échantillonnages d'eau sont indépendantes.

La partie Nord de la zone agricole (P3) présente les valeurs les plus élevées des trois paramètres mesurés (figures 8,9 et 10). Comme P2 et P3 sont constituées de sols ferrallitiques, l'importance des valeurs enregistrées dans P3 provient des activités anthropiques : agricultures, rejets d'eaux usées des ménages, et commerces. Les caractéristiques des eaux changent au niveau de l'exutoire du bassin versant : l'écoulement des eaux sur un lit alluvionnaire calcaïque et leur stagnation contribuent à leur alcalinisation (Nisbet et Verneaux 1970, Bouchard 1983). Un pH supérieur à 9 favorise la mortalité des espèces aquatiques ; En Afrique tropicale, la salinité des eaux de ruissellement d'un bassin versant alimentant un fleuve varie de $35 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ et $1200 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$; Les valeurs élevées en CE et en DCO proviennent de l'effet de l'érosion qui draine les particules solides comme le Fe sous forme d'hydroxydes et le Mn sous forme de MnO ou MnCO_3 , les matières organiques en suspensions rejetées par les ménages et les activités anthropiques du bassin versant (Attingli et al. 2016). La distribution spatiale des trois paramètres mesurés est également associée à l'écoulement tridimensionnel des eaux des eaux qui inclut ruissellement et infiltration : le premier processus est un phénomène de surface qui favorise le transport des polluants vers les eaux de surface tandis que le second est à l'origine de la pollution de la nappe souterraine.

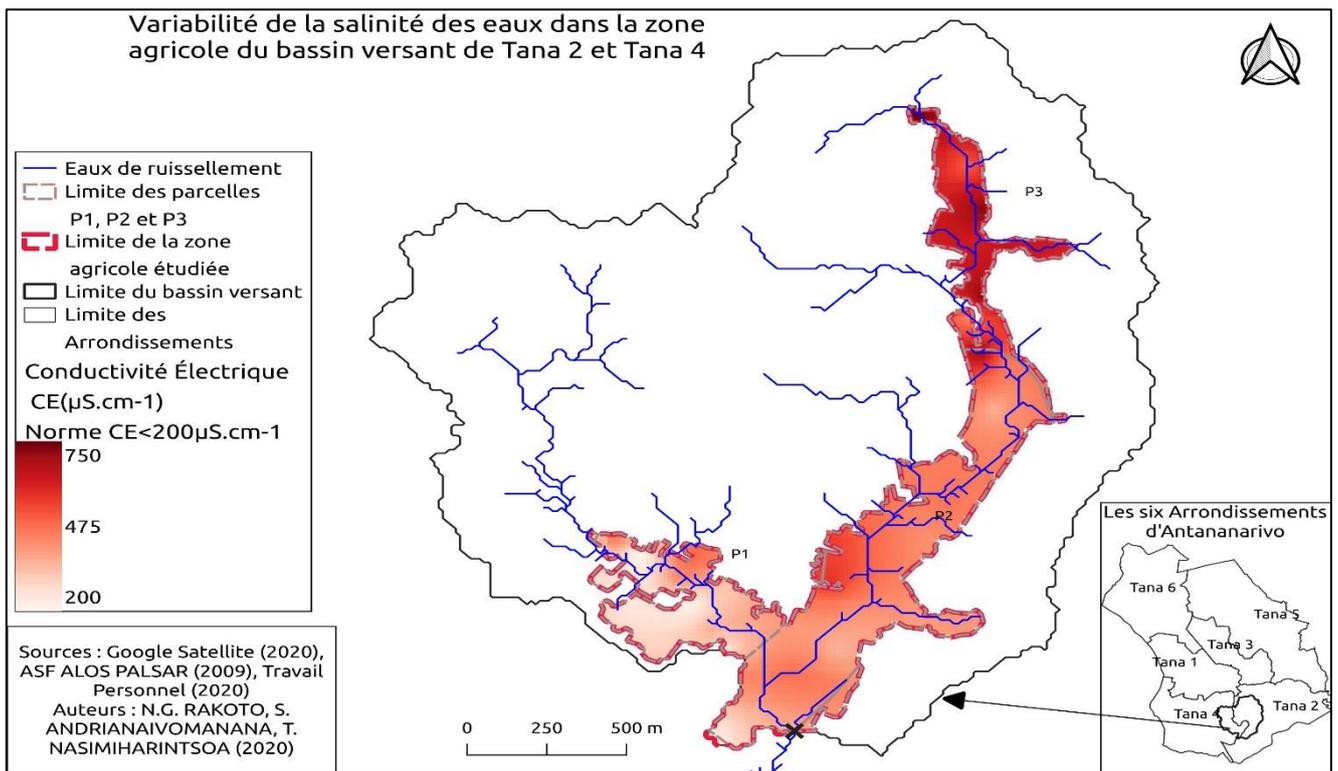
Variabilité du pH	Kurtosis	3,1
	Modèle	Linéaire
Variabilité de la CE	Kurtosis	0,6
	Modèle	linéaire
Variabilité de la DCO	Kurtosis	0,3
	Modèle	Exponentiel
	Portée	514 m

Tableau 2 : Les caractéristiques du modèle de variabilité spatiale de la pollution des eaux agricoles



156

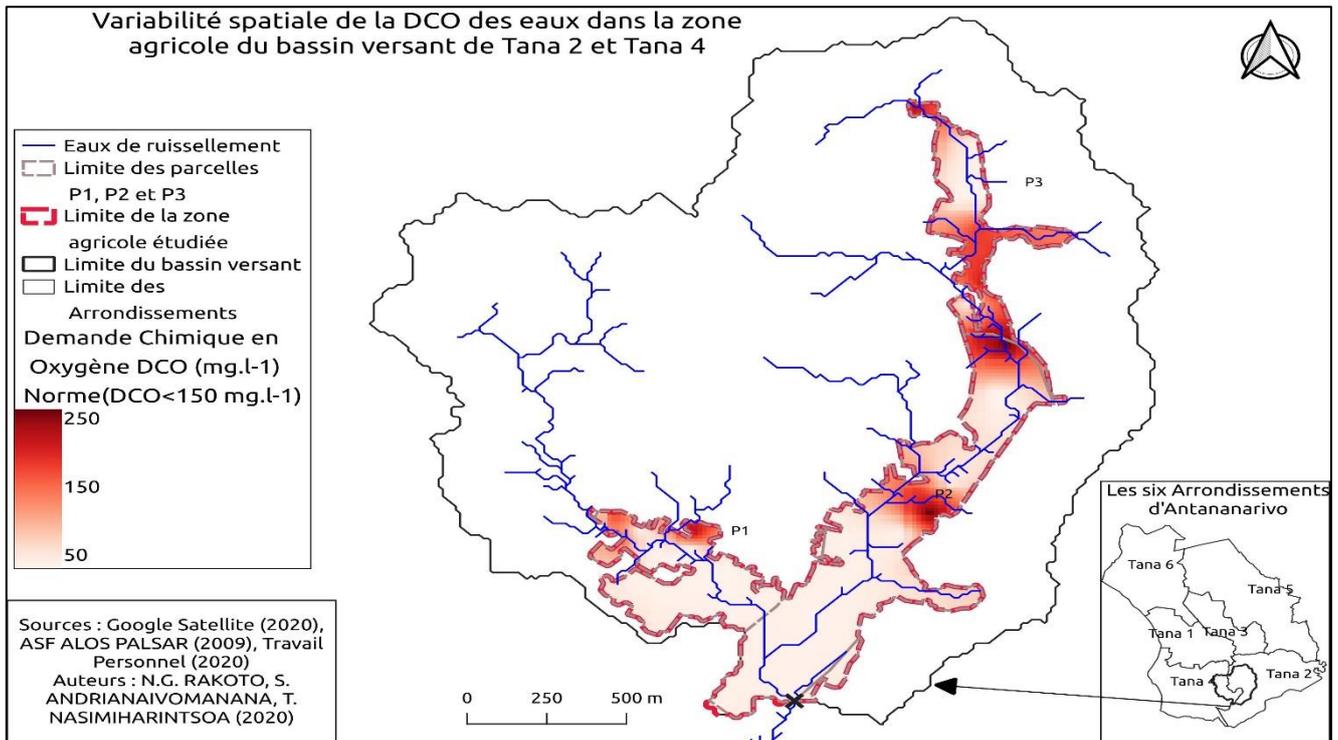
157 **Figure 6 :** Alcalinisation des eaux dans la zone agricole du bassin versant de Tana 2 et Tana 4 (précision de la carte : 5m)



158

159 **Figure 7 :** Variabilité spatiale de la conductivité dans la zone agricole du bassin versant de Tana 2 et Tana 4 (précision de la

160 carte : 5m)

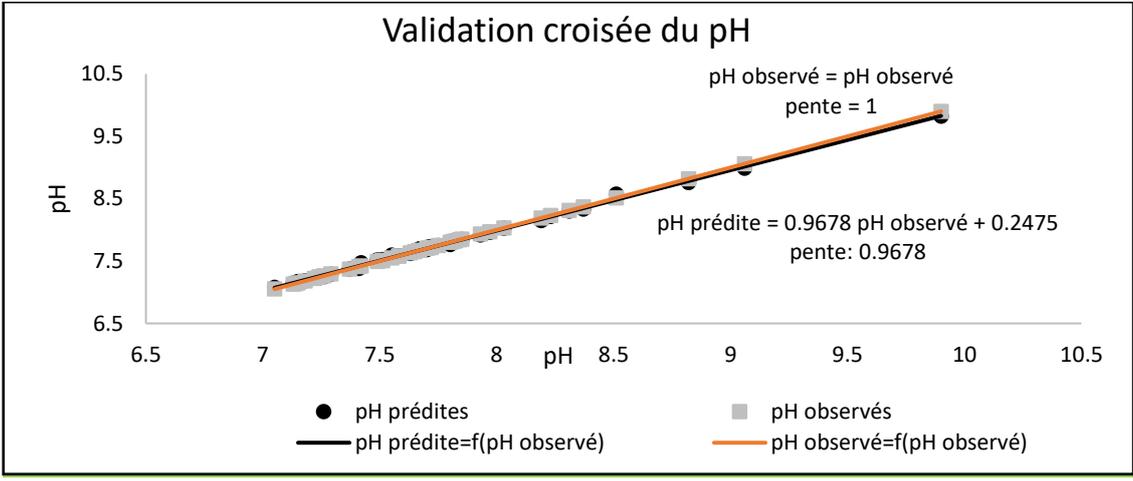


161
162
163

Figure 8 : Variabilité spatiale de la DCO des eaux dans la zone agricole du bassin versant de Tana 2 et Tana 4 (précision de la carte : 5m)

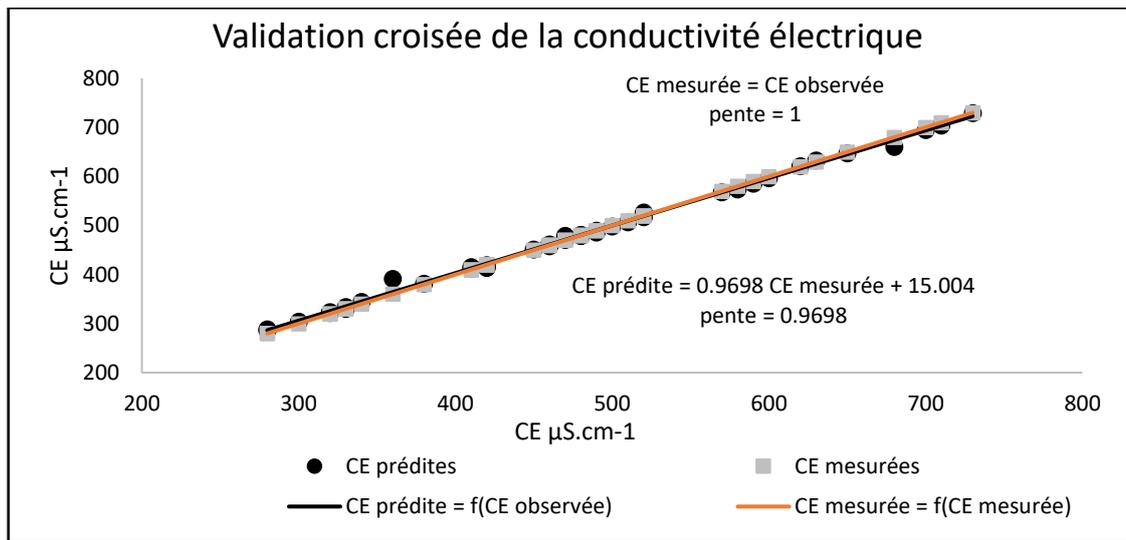
164
165
166
167

Les droites représentatives des pH et CE calculées à partir de l'outil v.kriging se superposent avec ceux de pH et CE mesurées. Ce qui valide les modèles de distribution spatiale de l'alcalinité et de la salinité des eaux agricoles. Quant à la DCO, un léger décalage des deux droites représentant les DCO observées et les DCO prédites apparait. Une augmentation des données relatives à ce paramètre est nécessaire pour limiter le biais.



168
169

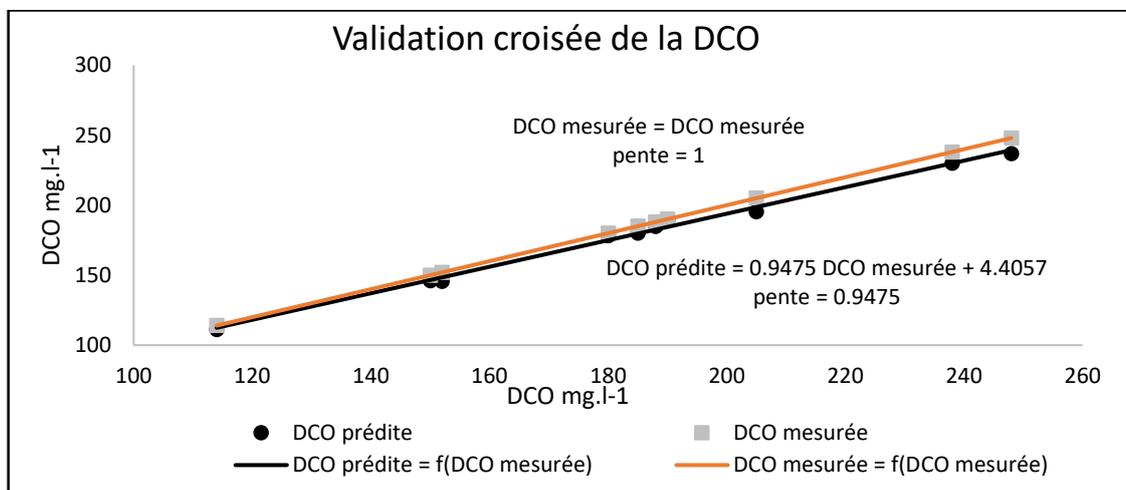
Figure 9 : Validation croisée du modèle linéaire du pH



170

171

Figure 10 : Validation croisée du modèle linéaire de la conductivité



172

173

Figure 11 : Validation croisée du modèle exponentielle de la DCO

174

4. Conclusion

175

Cette étude est focalisée sur la distribution spatiale des paramètres pH, conductivité et DCO considérés ici comme des

176

indicateurs de la qualité des eaux de la zone agricole située dans un grand bassin versant de Tana 2 et Tana 4 – Madagascar.

177

Des prélèvements d'échantillons d'eaux ont été effectués sur 43 points géo-référencés choisis aléatoirement dans les trois

178

parcelles P1, P2 et P3 caractérisés par différents types de sols.

179

Les valeurs des indicateurs ont été comparées à la norme malgache sur les eaux usées et aux directives de la FAO pour

180

l'irrigation. Le krigeage *via* l'outil v.kriging du logiciel GRASS GIS a permis de réaliser l'interpolation spatiale des indicateurs

181

pour aboutir à la carte de répartition de la pollution dans cette zone agricole.

182 Les eaux agricoles dans la parcelle P3 sont les plus altérées par les éléments minéraux et les matières organiques. Les eaux
183 de la parcelle P2 présentent une alcalinité élevée. L'alcalinité et la salinité des eaux agricoles se répartissent selon un
184 modèle linéaire tandis que la richesse en matière organique est conforme à un modèle exponentiel.

185 5. Remerciements

186 Nous adressons nos vifs remerciements :

- 187 • à l'Académie de Recherche et d'Enseignement Supérieur (ARES) et à l'Institut de Gestion de l'Environnement et
188 d'Aménagement de Territoire (IGEAT) – Université de Bruxelles – Belgique, pour l'opportunité d'apprentissage du
189 « Système d'Information Géographique Libre » qu'ils nous ont offerts
- 190 • aux enseignants qui nous ont accompagnés tout au long du stage en SIG Libre de l'année 2019 en particulier
191 madame VANHUYSSE Sabine du Laboratoire d'Analyse Géospatiale (ANAGEO), IGEAT, Université Libre de
192 Bruxelles.
- 193 • A monsieur SARAZIN Gérard, Professeur émérite de l'Institut de Physique du Globe Paris, pour ses remarques
194 avisées et son aide dans la relecture de cet article.

195 6. Références bibliographiques

- 196 A .H. Attingli, L.H. ZINSOU, E.W. VISSIN & P.A. LALEYE (2016). Spatialisation des paramètres physico-chimiques dans les
197 pêcheries de la Basse Vallée de l'Ouémé (sud-Bénin). *Journal of Applied Biosciences*, **Vol. 105**, n° 1, 10190.10202
198 <http://dx.doi.org/10.4314/jab.v105i1.15>
- 199 A. Laraque, J.S. Moquet, R. Alkattan, J. Steiger, A. Mora, G. Adèle, B. Castellanos, C. Lagane, J.L. Lopez, J. Perez, M. Rodriguez
200 & J. Rosales (2013). Seasonal variability of total dissolved fluxes and origin of major dissolved elements within a large
201 tropical river: The Orinoco, Venezuela. *Journal of South American Earth Sciences*. **Vol. 44**, 4-17.
202 <http://dx.doi.org/10.1016/j.jsames.2012.12.011>
- 203 B. Sofia & K.B. Houria (2011). Évaluation de l'indice de pollution organique dans les eaux naturelles cas de la Région d'El
204 Tarf (Nord-Est Algerien). *Larhyss Journal*. **N° 09**, 171-178. Disponible à l'adresse
205 <http://larhyss.net/ojs/index.php/larhyss/article/viewFile/122/116>
- 206 C. Aubry (2013). L'agriculture urbaine, contributrice des stratégies alimentaires des mégapoles ? Disponible à l'adresse
207 <https://hal-enpc.archives-ouvertes.fr/hal-00805185>

208 C. Di-Giovanni, M. Campy & J-R. Disnarc (1999). Des particules charbonneuses, tmoins des variations de l'érosion
209 chimique d'un bassin versant calcaire durant l' Holocène (bassin de Chaillexon, Doubs, France). *Earth & Planetary Sciences*.
210 **Vol. 328**, 167-172. [https://doi.org/10.1016/S1251-8050\(99\)80092-5](https://doi.org/10.1016/S1251-8050(99)80092-5)

211 F. Bourgeat (1968). Carte pédologique. *Office de Recherche Scientifique et Technique Outre-Mer (centre Antananarivo)*.
212 110p. Disponible à l'adresse <https://www.documentation.ird.fr/hor/fdi:13745>

213 F. Gendreau, P. Gubry & V. Jacques (1983). La population et le défi du développement durable. *Conférence des Nations*
214 *Unies sur l'environnement et le développement (CNUED)*. 14-23.

215 G. Aubert et P. Segalen (1965). Projet de classification des sols ferrallitiques. *ORSTOM*. 97-112. Disponible à l'adresse
216 https://horizon.documentation.ird.fr/exl-doc/pleins_textes/pleins_textes_5/b_fdi_08-09/10982.pdf

217 J. Haury, M.C. Peltre, S. Muller, M. Tremolières, J. Barbe, A. Dutartre & M. Guerlesquin (1996). Les indices macrophytiques
218 pour estimer la qualité des cours d'eau français : premières propositions. *Écologie*, **Vol. 27**, n° 4, 233-244.

219 L.E.A. Eba, K.J. kouame, S. Deh, M. Touré, A.K. Anoh & J.P.R. Jourda (2017). Évaluation de la vulnérabilité à la pollution d'
220 une eau de surface destinée à l'adduction d'eau potable d'une métropole. Cas De La Lagune Agheïn A Abidjan, (Sud
221 De La Cote D'ivoire). *European Journal of Scientific Research*. **Vol. 12**, n° 36, 306-326.
222 <https://doi.org/10.19044/esj.2016.v12n36p306>

223 M. Bouchard, (1983). Influences stationnelles sur l'altération chimique des sols dérivés de Till (Sherbrook, Que, Canada).
224 *CATENA*, **Vol. 10**, 363-382. [https://doi.org/10.1016/0341-8162\(83\)90004-8](https://doi.org/10.1016/0341-8162(83)90004-8)

225 M. Nisbet & J. Verneaux (1970). Composantes chimiques des eaux courantes. Discussion et proposition de classes en tant
226 que bases d'interprétation des analyses chimiques. *Annales de Limnologie*. **Vol. 6**, n° 2, 161-190.
227 <https://doi.org/10.1051/limn/1970015>

228 M. Razafintsalama & J. Rakotondraibe (2014). Influences des rejets des eaux usées domestiques dans les cressonnières
229 d'Andravoahangy (Madagascar) – Evaluation de la capacité maximale d'adsorption des ions Cu²⁺, Zn²⁺ et Fe²⁺ par les sols.
230 *Afrique Science*. 2014. Vol. 10, n° 1, pp. 79-90. <http://www.afriquescience.info/document.php?id=3137>. ISSN 1813-548X

231 M-H. Dabat, B. Andrianarisoa, C. Aubry, E. Faramalala Ravoniarisoa, H. Randrianasolo, N. Rakoto, S. Sarter & S. Trèche
232 (2010). Production de cresson à haut risque dans les bas fonds d'Antananarivo? *Vertigo*. Vol. 10, n° 2. 19p.
233 DOI 10.4000/vertigo.10022. Disponible à l'adresse : <http://vertigo.revues.org/10022>

234 M-H. Dabat, C. Aubry & J. Ramamonjisoa (2006). Agriculture urbaine et gestion durable de l'espace à Antananarivo.
235 *Economie Rurale*. N° 294-295, pp. 57-73. <http://journals.openedition.org/economierurale/925>

236 Ministère de l'Environnement, des Eaux et Forêts Malagasy (2003). Décret N°2003/464 sur la classification des eaux de
237 surfaces et réglementations des rejets d'effluents liquides Malagasy.

238 Organisation des Nations Unies pour l'Alimentation et l'Agriculture (2003). L'Irrigation Avec Des Eaux Usees Traitees.
239 Disponible à l'adresse : http://www.pseau.org/outils/ouvrages/fao_irrigation_avec_des_eaux_usees_traitees_2003.pdf

240 P. Drechsel, C. A.Scott, L. Raschid-Sally, M. Redwood & A. Bahri (2011). Irrigation avec des eaux usées et la santé- Evaluer
241 et atténuer les risques dans les pays à faible revenu. *Presses de l'Université du Québec*. ISBN 9782760531604. Disponible à
242 l'adresse : <https://idl-bnc-idrc.dspacedirect.org/handle/10625/47374>

243 P. Négrel (1997). Traçage des apports anthropiques sur un petit bassin versant : utilisation des rapports isotopiques du
244 strontium, des éléments majeurs et traces. *Geochimie/Geochronologie*. 907-914.
245 [https://ui.adsabs.harvard.edu/link_gateway/1997CRASE.324..907N/doi:10.1016/S1251-8050\(97\)82504-9](https://ui.adsabs.harvard.edu/link_gateway/1997CRASE.324..907N/doi:10.1016/S1251-8050(97)82504-9)

246 S. Andrianirina, B. Razanamparany & G. Ramanantsizehena (2020). Evolution spatio-temporelle de la pollution des eaux de
247 cressonnières et des eaux usées domestiques dans la Commune Urbaine d'Antananarivo, Madagascar. *Afrique Science*. Vol.
248 16, n°2, pp. 217-228. <https://www.afriquescience.net/PDF/16/2/20.pdf>

249 Y. Wu, S. Giri & Z. Qiu (2016). Understanding the spatial distribution of hydrologic sensitive areas in the landscape using soil
250 topographic index approach. *International Soil and Water Conservation Research*, **Vol. 4, n° 4**, 278-283.
251 DOI 10.1016/j.iswcr.2016.10.002. Disponible à l'adresse : <http://dx.doi.org/10.1016/j.iswcr.2016.10.002>

252 Y.C. Chen, H.C. Yeh & C. Wei (2012). Estimation of river pollution index in a tidal stream using kriging analysis. *International*
253 *Journal of Environmental Research and Public Health*, **Vol. 9, n° 9**, 3085-3100. <https://doi.org/10.3390/ijerph9093085>