



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, 88, pp.12-19/10.46298/eid.2022.8583. 10.46298/eid.2022.8583 . hal-03371145v4

HAL Id: hal-03371145

<https://hal.science/hal-03371145v4>

Submitted on 17 Mar 2023

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.

**VARIABILITE SPATIALE DE LA QUALITE DES EAUX AGRICOLES D'UN BASSIN VERSANT DE DEUX
ARRONDISSEMENTS D'ANTANANARIVO (MADAGASCAR)****SPATIAL VARIABILITY OF AGRICULTURAL WATER QUALITY IN A WATERSHED OF TWO ARRONDISSEMENTS OF
ANTANANARIVO (MADAGASCAR)**

*RAKOTO Nelly Ghislaine^{1,2}, ANDRIANAIVOMANANA Narindra Serraly^{1,2}, NASIMIHARINTSOA Hanta Tahina¹,
RAJERISON Wilson², RAFENOMANTSOA Alphonse², RASOLOFONIAINA Rolland²

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

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

*Auteur correspondant: rakotonelly@yahoo.fr

RESUME

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. Elle vise à déterminer la nature des eaux agricoles et la variabilité spatiale de leur alcalinité, leur salinité et leur teneur en matière organique. 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. Les résultats obtenus montrent que 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 de la salinité suit un modèle linéaire, tandis qu'un modèle exponentiel caractérise la répartition de la matière organique.

MOTS-CLES : Spatialisation, Krigeage, indicateurs physico-chimiques, eaux agricoles, bassin versant

ABSTRACT

Spatial analysis of water quality was carried out on agricultural area from lowland of watershed in Tana 2 and Tana 4 - Madagascar. It aims to determine agricultural water quality and spatial distribution analysis of alkalinity, salinity and organic matter content. 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 showed that 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. INTRODUCTION

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

La topographie de la ville d'Antananarivo est caractérisée par des collines, plaines et vallées appelées bas-fonds avec des altitudes allant de 1250m à 1400m. Les activités commerciales et industrielles et les habitations se concentrent sur les collines. Les bas-fonds, siège de l'agriculture urbaine, occupent 40 % de la superficie de la Commune Urbaine d'Antananarivo (Dabat et al., 2006). Pendant les périodes de crues notamment, ils récupèrent les eaux de ruissellement et les effluents liquides urbains issus des activités développées sur les collines (Dabat et al., 2010). Le recours aux pesticides et aux fertilisants par les agriculteurs dégrade la qualité des eaux agricoles des bas-fonds et en conséquence, altère la qualité des produits de manière inquiétante.

Cette étude s'intéresse à la variabilité spatiale de la salinité, de l'alcalinité et des matières organiques des eaux agricoles du bas-fond d'un grand bassin versant longeant les arrondissements de Tana 2 et Tana 4 Madagascar (figure 1). La zone agricole considérée est occupée par la riziculture et la cressiculture réalisées soit en monoculture soit en rotation. Elle a été choisie par l'importance de la surface cultivée en intra-urbain d'environ 0,61 km², par sa localisation géographique en intra-muros et par sa qualité de l'eau plus ou moins suspecte. Cette zone reçoit les eaux de ruissellement et les effluents urbains provenant des habitations et d'autres activités polluantes sur les collines surtout durant la période de crue. Ces effluents véhiculent des polluants entre autres, des sels dissous et de la matière organique (Dabat et al. 2010). Cet état de fait pose la question de l'altération des eaux dans la zone agricole du bassin versant de Tana 2 et Tana 4. L'importance de la dégradation de la qualité des eaux agricoles en milieu urbain peut être suivie globalement par la mesure du pH, de la conductivité électrique (CE) et la Demande Chimique en Oxygène (DCO). Le sol est un fournisseur d'éléments minéraux *via* la dégradation des éléments constitutifs des roches mères, les échanges d'éléments minéraux entre les eaux de surface et le complexe adsorbant et la minéralisation des matières organiques de la

litière (Eba et al. 2017). La nature lithologique du bassin versant conditionne la géochimie des eaux et des sols par l'érosion mécanique et la dissolution minérale (Di-giovanni et al. 1999, Wu et al. 2016). Le premier mécanisme augmente la turbidité des eaux tandis que la dissolution chimique apporte les éléments et composés dissous tels que le calcium, le magnésium, le sodium, le potassium, le chlorure, la silice, les sulfates, les composés azotés dissous (NO₃⁻, NO₂⁻, NH₄⁺), l'acide carbonique provenant de la dissolution atmosphérique du CO₂ ainsi que des réactions de minéralisation de la matière organique du sol. Les espèces ioniques contribuent à l'augmentation de la conductivité électrique. Le passage des effluents sur des formations volcaniques (granites), métamorphique (calcaire, schistes) augmente leur teneur en éléments majeurs (Ca, Mg, Mn, Na), en silicates (SiO₂) et en traceur de pollution comme le Chlore (Négre 1997, Laraque et al. 2013) tandis que la dégradation initiale de la matière organique en composés humiques et fulviques sera responsable d'une augmentation de la DCO (Laraque et al. 2013).

Les activités ménagères, industrielles, commerciales et agricoles sont les sources anthropiques de la pollution des eaux de surface. La production de déchets est une fonction croissante de la population. L'expression de la DCO, indicateur de la pollution organique, est habituellement convertie en g.hab⁻¹.j⁻¹. Les ménages et les commerces génèrent une importante quantité de déchets solides tels que les ordures ménagères et d'eaux usées telles que les eaux vannes issues des toilettes et les eaux grises issues des salles de bain et cuisines. Ces rejets contribuent à la dégradation des milieux récepteurs par l'augmentation de la quantité de matières organiques et d'éléments minéraux. La pratique agricole, à travers l'utilisation des fertilisants organiques et minéraux comme compost, chaux, dolomite et urée, constitue une source de substances basiques, de matières organiques et d'éléments minéraux pour les eaux courantes (Laraque et al. 2013). La variation de ces paramètres dans une parcelle caractérisée par le même type de sol provient des activités anthropiques. L'altération de la qualité de l'eau de surface par les matières organiques et par les éléments minéraux principalement le nitrate, entraîne un déséquilibre de l'écosystème et l'eutrophisation (Adjagodo et al., 2016).

Les propriétés des eaux agricole issue affectent celle de leur environnement le plus proche. Ainsi, la variabilité spatiale de la qualité des eaux agricoles a été caractérisée par krigeage. Cette analyse spatiale peut être appliquée dans les bas-fonds dont les pentes sont très faibles et l'eau est presque stagnante.

Ce travail vise principalement à réaliser une analyse spatiale simple de la qualité des eaux agricoles urbaines d'Antananarivo afin d'élaborer des cartes informatives destinées aux consommateurs, aux chercheurs, aux citoyens et surtout aux autorités. Les

objectifs spécifiques sont de déterminer les caractéristiques des eaux agricoles et de déterminer la répartition spatiale des compositions minérale et organique.

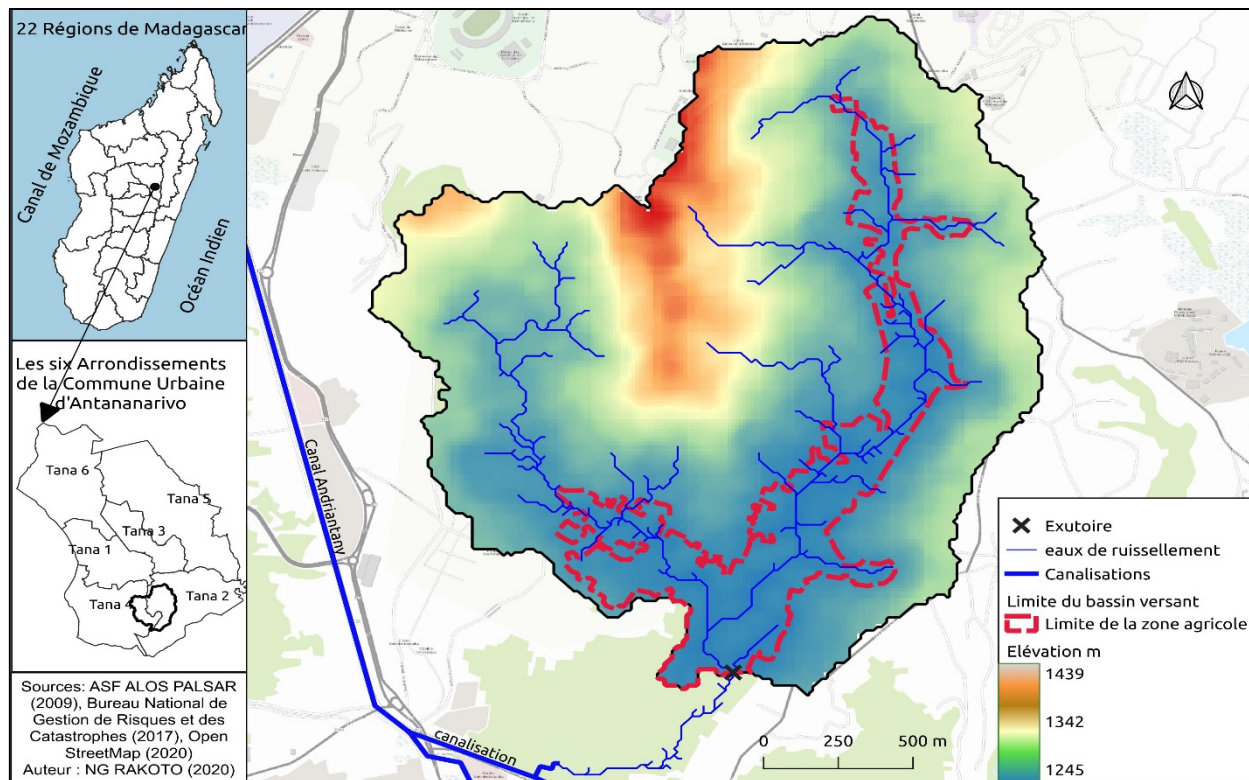


Figure 1 : Zone agricole étudiée réceptrice des eaux de ruissellement du bassin versant de Tana 2 et Tana 4

2. MATERIELS ET METHODES

2.1. Echantillonnage

Le sol constitue une source naturelle d'éléments minéraux et de matière organique pour les eaux de surface. Pour mettre en évidence l'importance des apports anthropiques, la zone agricole étudiée a été subdivisée en trois parcelles selon les types de sol (Figure 2 et Tableau 1) : la parcelle P1 est constituée par des sols hydromorphes minéraux à gley ou pseudogley indifférenciés. La parcelle P2 est constituée d'un sol ferrallitique sur roches plus ou moins riches en quartz tandis que la parcelle P3 est un sol ferrallitique sur roche acide fortement décomposé. Les parcelles P1 caractérisées par des sols hydromorphes, sont plus riches en matières organiques et plus pauvres en éléments minéraux que les sols ferrallitiques de P2 et P3. La qualité des eaux agricoles des bas-fonds change avec la saison. Les échantillonnages d'eaux stagnantes ont été réalisés pendant la crue au cours des mois de février et mars 2019.

Tableau 1 : Types et caractéristiques physicochimiques des sols des bassins versants étudié (Sources : Bourgeat 1968)

Parcelle	P1	P2	P3
Type de sols	Hydromorphes minéraux à gley ou pseudogley indifférenciés	Ferrallitiques sur roches riches en quartz	Ferrallitique sur roches acides fortement décomposées
Taux de saturation	15-20 %	15-28 %	< 20 %
pH	NA	5,5	4,8-5,7
Taux de matière organique	8-10 %	0,75 %	NA
C/N	10-12	NA	NA

Les % sont relatifs à la masse sèche
NA = Non analysé

Des échantillons ont été prélevés sur 42 points de la zone agricole dont 15 points (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 P3 (Figure 2). Trois échantillons de 100 mL

ont été prélevés dans un rayon de trois mètres pour chaque point d'échantillonnage. La moyenne des valeurs des paramètres analysés caractérise l'échantillon. Ces points, choisis 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

coordonnées WGS 84 EPSG 4326. Les échantillons ont fait l'objet d'analyse de pH, de CE et de DCO. La mesure de la DCO a été réalisée sur trois échantillons d'eau de chaque parcelle pour les valeurs les plus élevées de pH et CE.

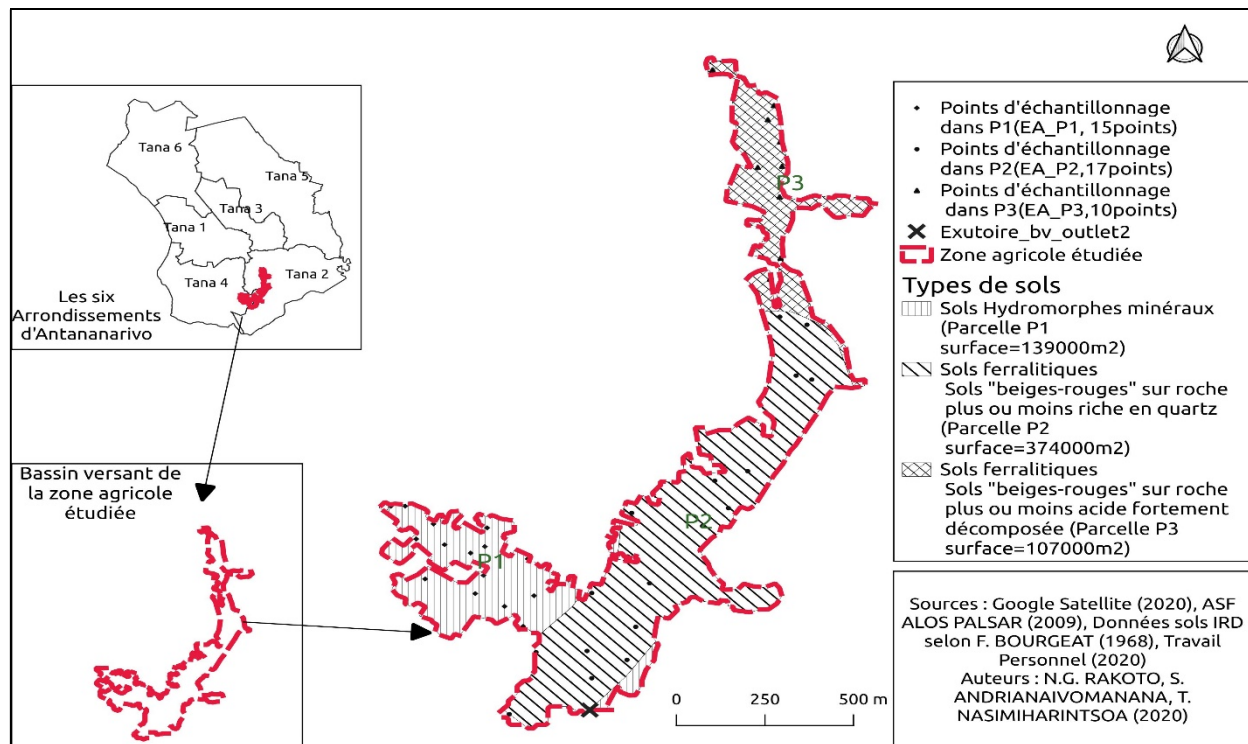
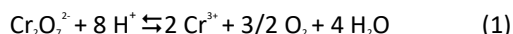


Figure 2 : Localisation des points d'échantillonnage dans les trois parcelles étudiées

2.2. Analyse des eaux agricoles

Le pH a été mesuré à l'aide d'un pHmètre « pHM-210 Meterlab Radiometer Analytical ». La Conductivité Électrique (CE en $\mu\text{s}.\text{cm}^{-1}$) permet d'apprécier la force ionique de la solution. C'est une fonction croissante de la concentration de sels dissous dans les échantillons. Elle a été déterminée à l'aide d'un conductimètre HANNA avec un affichage de $\pm 0,02\text{mS}.\text{cm}^{-1}$. La Demande Chimique en Oxygène (DCO en $\text{mg d'oxygène}.\text{L}^{-1}$) mesure la concentration en matières organiques oxydables des eaux analysées. 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 $\text{Cr}_2\text{O}_7^{2-}$ (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 $\text{Cr}_2\text{O}_7^{2-}$ libère 1,5 mole d'oxygène lorsqu'il est réduit en Cr^{3+} selon l'équation (1) :



L'Organisation des Nations Unies pour l'alimentation et l'agriculture (FAO) recommande pour les eaux d'irrigation un pH compris entre 6,5 et 8,4 mais n'impose aucune restriction pour les CE inférieures à $700 \mu\text{S}.\text{cm}^{-1}$ (FAO, 2003). Cependant, selon le décret n° 2003/464 du 15/04/03 promulgué par le Ministère de l'Environnement, des Eaux et Forêts Malagasy, l'intervalle de pH acceptable est compris entre 6,5 et 9 et les valeurs limites de la CE et de la DCO sont respectivement de $200 \mu\text{S}.\text{cm}^{-1}$ et $95 \text{ mg}.\text{L}^{-1}$ (Ministère de l'Environnement des Eaux et Forêts Malagasy, 2003) .

2.3 Analyse de la variabilité spatiale de la pollution

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

Les analyses des eaux agricoles du bas-fond permettent d'obtenir des données sur le pH, la conductivité électrique (CE) et la DCO des 42 points dispersés. Le krigeage ordinaire a été utilisé lors de l'analyse spatiale. Les valeurs des paramètres Z_i correspondant au pH, CE et DCO sont issues de mesures ponctuelles avec une valeur moyenne inconnue.

La relation (1) permet de prédire en tout point de l'espace des valeurs non échantillonnées $Z(s_i)$ (pH, CE et DCO) à partir des points observés et de calculer $104 Z(s_0)$ au point (s_0) :

$$Z(s_0) = \sum_{i=1}^N \lambda_i Z(s_i) \quad (1)$$

où si ($i = 1 \dots N$) sont les échantillons utilisés pour l'estimation des paramètres et λ_i est le poids inconnu.

L'interpolation a été réalisée en deux dimensions selon un variogramme omnidirectionnel γ à l'aide de l'outil v.kriging du logiciel libre GRASS. L'analyse de ce variogramme permet de vérifier la corrélation des données. Le semi-variogramme (2) décrit l'évolution de la semi-variance en fonction de la distance entre les mesures et permet ainsi d'étudier les liens spatiaux entre les données :

$$\gamma(h) = \frac{1}{2|N(h)|} \sum_{N(h)} (Z_{si} - Z_{sj})^2 \quad (2)$$

Où :

- $\gamma(h)$ est le semi-variogramme fonction de la distance h entre les paires de points
- $N(h) = \{(i,j) \text{ tel que } s_i - s_j = h\}$
- $|N(h)|$ est le nombre de paires distinctes de l'ensemble $N(h)$
- Z_{si} et Z_{sj} sont les valeurs de la variable considérée (pH, CE ou DCO) sur les points d'échantillonnage i et j .

Ce semi-variogramme correspond à une version binarisée des nuages de points pour lesquels on a calculé l'écart type des paramètres pH, CE et DCO. La variabilité spatiale est représentative lorsque la valeur absolue du kurtosis, paramètre d'estimation des valeurs aberrantes présentes dans la distribution, est inférieur à 3 (Chen et al. 2012). L'outil v.kriging génère un tableau reliant les valeurs observées sur terrain et les valeurs prédites estimées via le modèle de l'interpolation issu du krigeage. La validation croisée appelée « leave-one-out » a été utilisée pour apprécier l'erreur issue de l'application

des modèles de distribution spatiale. Le processus se déroule comme suit :

- On retire l'observation i noté (pH_i , CE_i , DCO_i),
- on lance le modèle avec les observations restantes
- à l'aide de ce nouveau modèle on calcule la valeur prédite de l'observation retirée
- on calcule enfin l'erreur.

Ces opérations sont reproduites pour toutes les observations étudiées, puis les valeurs prédites et les valeurs observées sont comparées dans un même graphique. La superposition ou le décalage des points permettent d'apprécier l'erreur du modèle de distribution spatiale.

3. RESULTATS ET DISCUSSION

3.1. Caractéristiques des eaux agricoles

Les Figures 3 et 4 rassemblent les résultats d'analyse de pH et CE d'une part, de DCO d'autre part. Elles montrent que les eaux agricoles sont généralement basiques (pH compris entre 7,0 et 9,9), riches en éléments minéraux et peu chargées en matière organique. Les échantillons prélevés dans la parcelle P2 présentent un pH et une Demande Chimique en Oxygène plus élevés que ceux des parcelles P1 et P3.

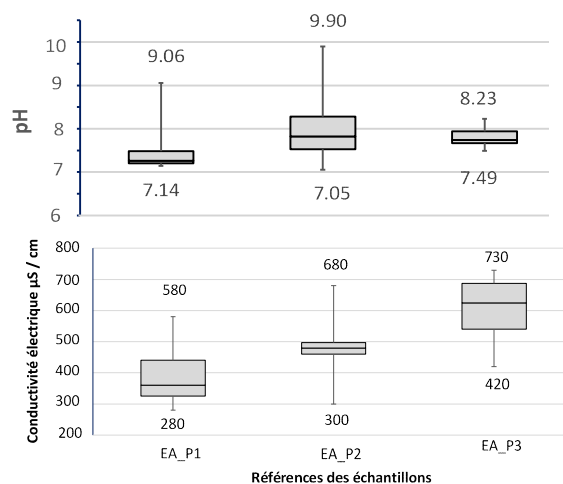


Figure 3 : pH (en haut) et CE (en bas) des eaux analysées sur les 3 parcelles étudiées P1, 2 et 3

La valeur maximale de la DCO (Fig. 4), de l'ordre de $250 \text{ mg d'O}_2 \cdot \text{L}^{-1}$ (EA_P2), dépasse la limite acceptable promulguée par l'Etat Malagasy ($DCO=150 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$) concernant les rejets d'eaux usées. La majorité des valeurs de pH des eaux agricoles respectent la limite supérieure ($pH < 9$) selon la FAO. Les conductivités électriques s'étendent de 280 à $730 \mu\text{S} \cdot \text{cm}^{-1}$. Les eaux de la parcelle P3 sont quant à elles les plus riches en éléments minéraux.

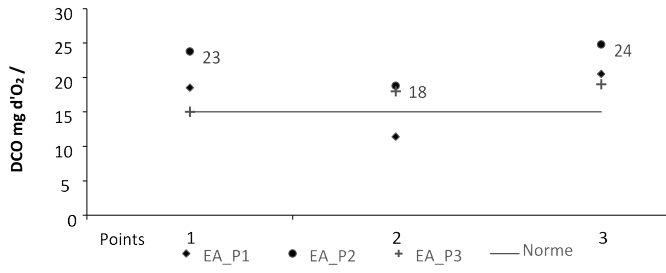


Figure 4 : DCO des eaux analysées sur les 3 parcelles étudiées P1, 2 et 3

3.2. Distribution spatiale des paramètres

Deux types de distribution spatiale ont été observés. Les semi-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 de 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.

Tableau 2 : Caractéristiques de variabilité spatiale des paramètres de pollution des eaux analysés

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

La partie Nord de la zone agricole (P3) présente les valeurs les plus élevées des trois paramètres mesurés (Figure 5). 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 calcique et leur stagnation contribuent à leur alcalinisation (Nisbet et Verneaux 1970, Bouchard 1983).

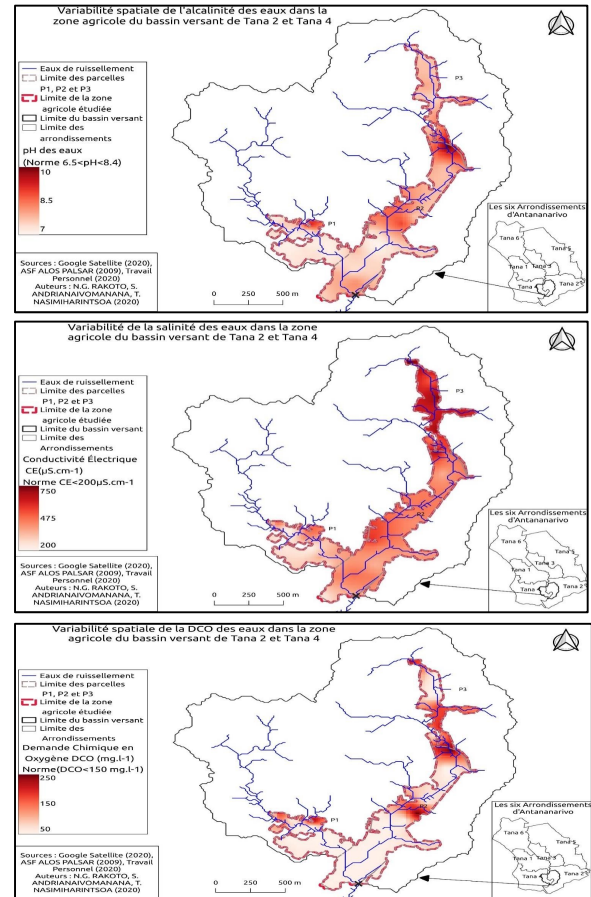


Figure 5 : Variabilité spatiale des paramètres pH (haut), CE (milieu) et DCO (bas) dans les eaux analysées.

Un pH supérieur à 9 est défavorable aux espèces aquatiques et peut entraîner leur mortalité. 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 MnCO₃, les matières organiques en suspension 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.

Les bas-fonds sont des vallées marécageuses à fond plat caractérisées par un lit mineur ou inexistant. L’écoulement des eaux dans ces bas-fonds peuvent être superficielle ou hypodermique. Le premier

provient en partie du ruissellement à la surface, il dépend de l'intensité de pluies, de la topographie et de la saturation en eau du sol. Tandis que l'écoulement hypodermique apparait dans les horizons de surface partiellement ou totalement saturés en eau, il est plus lent que l'écoulement de surface. Cette dynamique hydrologique dans les bas-fonds pourrait également affecter la qualité des eaux agricoles.

La Figure 6 montre les relations entre les valeurs des paramètres analysés dans les échantillons d'eau prélevés sur le terrain et les valeurs estimées via le modèle d'interpolation issu du krigeage. Les relations obtenues sont linéaires, les droites représentatives du pH et de la CE calculées à partir de l'outil v.kriging se superposent avec celles de ces paramètres mesurés

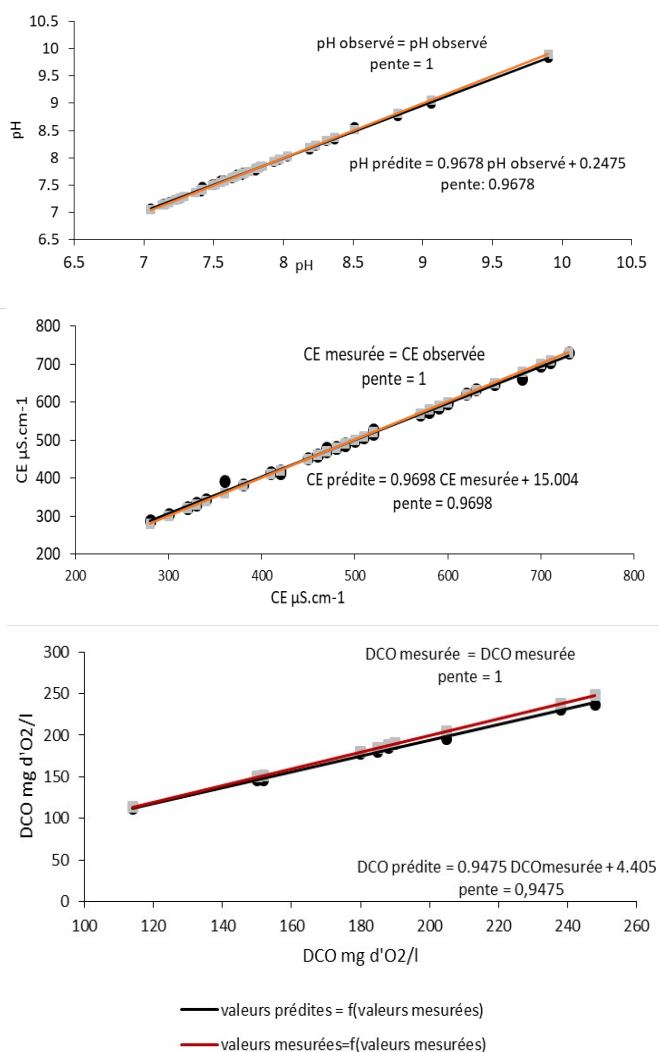


Figure 6 : Relations entre les valeurs analysées et prédites via le modèle d'interpolation issu du krigeage des paramètres pH (haut), CE (milieu) et DCO (bas) dans les eaux analysées

Toutefois, un léger décalage apparait avec les droites de validation de la DCO. En effet les incertitudes ou erreurs sur ce paramètre ne dépendent pas seulement du modèle variographique mais également de l'éloignement par rapport aux autres points d'observation et à l'incertitude de la chaîne d'analyse et de l'appareil de mesure. Pour le pH et la CE, les incertitudes de l'appareil sont respectivement de $\pm 0,02$ et $\pm 20 \mu\text{S.cm}^{-1}$, ce qui valide les modèles de distribution spatiale de l'alcalinité et de la conductivité. Quant à la DCO, un décalage apparait entre les valeurs observées et les valeurs prédites (Fig. 6 bas). Un nombre plus élevé de données serait nécessaire pour limiter le biais sur ce paramètre.

4. CONCLUSION

Cette étude est focalisée sur l'analyse de distribution spatiale des paramètres pH, conductivité et DCO considérés ici comme des indicateurs de la qualité des eaux de la zone agricole située dans un grand bassin versant de Tana 2 et Tana 4 – Madagascar. Des prélèvements d'échantillons d'eaux ont été effectués sur 43 points géo-référencés choisis aléatoirement dans les trois parcelles P1, P2 et P3 caractérisés par différents types de sols. L'analyse de variabilité a été réalisée par une technique géostatistique : le Krigeage.

Les valeurs des paramètres analysés ont été comparées à la norme malgache sur les eaux usées et aux directives de la FAO pour l'irrigation. Le krigeage via l'outil v.kriging du logiciel GRASS GIS a permis de réaliser l'interpolation spatiale des indicateurs pour aboutir à la carte de répartition de la pollution dans cette zone agricole.

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

L'étude hydrologique et l'analyse de la variabilité temporelle de la qualité des eaux pourraient compléter ce travail et aider à la prise de décision par les autorités.

5. REMERCIEMENTS

Les auteurs adressent leurs plus vifs remerciements :

- à l'Académie de Recherche et d'Enseignement Supérieur (ARES) et à l'Institut de Gestion de l'Environnement et d'Aménagement de Territoire (IGEAT) – Université de Bruxelles – Belgique, pour l'opportunité d'apprentissage du « Système

d'Information Géographique Libre » qu'ils nous ont offerts

- aux enseignants qui nous ont accompagnés tout au long du stage en SIG Libre de l'année 2019, en particulier Madame VANHUYSSSE Sabine du Laboratoire d'Analyse Géospatiale (ANAGEO), IGEAT, Université Libre de Bruxelles.
- à Monsieur SARAZIN Gérard, Professeur émérite de l'Institut de Physique du Globe Paris, pour ses remarques avisées.
- au projet SAFE-M « Soutenir l'Apprentissage et la Formation en Eau à Madagascar ».

6. REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- Adjagodo A., Agassounon Djikpo Tchiboza M., Kelome N.C. & Lawani R. (2016). Flux des polluants liés aux activités anthropiques, risques sur les ressources en eau de surface et la chaîne trophique à travers le monde : synthèse bibliographique. *International Journal of Biological and Chemical Sciences*, **10**(3), p. 1459. <http://dx.doi.org/10.4314/ijbcs.v10i3.43>
- Attingli A.H., Zinsou L.H., Vissin E.W. & Laleye P.A. (2016). Spatialisation des paramètres physico-chimiques dans les pêcheries de la Basse Vallée de l'Ouémé (sud-Bénin). *Journal of Applied Biosciences*, **105**(1), 10190-10202 <http://dx.doi.org/10.4314/jab.v105i1.15>
- Aubry C. (2013). L'agriculture urbaine, contributrice des stratégies alimentaires des mégapoles ? 24èmes Journées Scientifiques de l'Environnement - La transition écologique des mégapoles, Feb 2013, Créteil, France. <https://hal-enpc.archives-ouvertes.fr/hal-00805185>
- Bouchard M., (1983). Influences stationnelles sur l'altération chimique des sols dérivés de Till (Sherbrook, Que, Canada). *CATENA*, **10**, 363-382. [https://doi.org/10.1016/0341-8162\(83\)90004-8](https://doi.org/10.1016/0341-8162(83)90004-8)
- Bourgeat F. (1968). Carte pédologique. Office de Recherche Scientifique et Technique Outre-Mer (centre Antananarivo). 110p. <https://www.documentation.ird.fr/hor/fdi:13745>
- Chen Y.C., Yeh H.C. & Wei C. (2012). Estimation of river pollution index in a tidal stream using kriging analysis. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, **9**(9), 3085-3100. <https://doi.org/10.3390/ijerph9093085>
- Dabat M-H., Andrianarisoa B., Aubry C., Faramalala Ravoniarisoa E., Randrianasolo H., Rakoto N., Sarter S. & Trèche S. (2010). Production de cresson à haut risque dans les bas fonds d'Antananarivo ? *Vertigo*, **10**(2), 19p. <https://doi.org/10.4000/vertigo.10022>
- Dabat M-H., Aubry C. & Ramamonjisoa J. (2006). Agriculture urbaine et gestion durable de l'espace à Antananarivo. *Economie Rurale*, **294-295**, 57-73. <https://doi.org/10.4000/economierurale.925>
- Di-Giovanni C., Campy M. & Disnarc J-R. (1999). Des particules charbonneuses, témoins des variations de l'érosion chimique d'un bassin versant calcaire durant l'Holocène (bassin de Chaillexon, Doubs, France). *Earth & Planetary Sciences*, **328**, 167-172. [https://doi.org/10.1016/S1251-8050\(99\)80092-5](https://doi.org/10.1016/S1251-8050(99)80092-5)
- Drechsel P., Scott C.A., Raschid-Sally L., Redwood M. & Bahri A. (2011). Irrigation avec des eaux usées et la santé- Evaluer et atténuer les risques dans les pays à faible revenu. *Presses de l'Université du Québec*. <https://idl-bnc-idrc.dspacedirect.org/handle/10625/47374>
- Eba A.E.L., Kouame K.J., Deh S., Touré M., Anoh A.K. & Jourda J.P.R. (2017). Évaluation de la vulnérabilité à la pollution d'une eau de surface destinée à l'adduction d'eau potable d'une métropol. Cas De La Lagune Agheïn A Abidjan, *European Journal of Scientific Research*, **12**(36), 306-326. <https://doi.org/10.19044/esj.2016.v12n36p306>
- Laraque A., Moquet J.S., Alkattan R., Steiger J., Mora A., Adèle G., Castellanos B., Lagane C., Lopez J.L., Perez J., Rodriguez M. & Rosales J. (2013). Seasonal variability of total dissolved fluxes and origin of major dissolved elements within a large tropical river: The Orinoco, Venezuela. *Journal of South American Earth Sciences*, **44**, 4-17. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jsames.2012.12.011>
- Ministère de l'Environnement, des Eaux et Forêts Malagasy (2003). Décret N°2003/464 sur la classification des eaux de surfaces et réglementations des rejets d'effluents liquides Malagasy. https://edbm.mg/wp-content/uploads/2017/12/D2003-464_les_normes_des_eaux_usees.pdf
- Négrel P. (1997). Traçage des apports anthropiques sur un petit bassin versant: utilisation des rapports isotopiques du strontium, des éléments majeurs et traces. *Earth and Planetary Science*, **324**(11), 907-914, [https://doi.org/10.1016/S1251-8050\(97\)82504-9](https://doi.org/10.1016/S1251-8050(97)82504-9)
- Nisbet M. & Verneaux J.(1970). Composantes chimiques des eaux courantes. Discussion et proposition de classes en tant que bases d'interprétation des analyses chimiques. *Annales de Limnologie*, **6**(2), 161-190. <https://doi.org/10.1051/limn/1970015>
- Organisation des Nations Unies pour l'Alimentation et l'Agriculture FAO (2003). L'Irrigation Avec Des Eaux Usees Traitees. http://www.pseau.org/outils/ouvrages/fao_irrigation_avec_des_eaux_usees_traitees_2003.pdf
- Wu Y., Giri S. & Qiu Z. (2016). Understanding the spatial distribution of hydrologic sensitive areas in the landscape using soil topographic index approach. *International Soil and Water Conservation Research*, **4**(4), 278-283. <https://dx.doi.org/10.1016/j.iswcr.2016.10.002>