

TABLE DES MATIERES

PREMIERE PARTIE

ETUDES BIBLIOGRAPHIQUES ET RAPPELS THEORIQUES

SECTION 1-A: LA QUALITE DES EAUX NATURELLES ET DES EAUX TRAITEES

CHAPITRE I: QUALITES DE L'EAU	1
I QUALITES ORGANOLEPTIQUES : FORME DE L'EAU	1
I.1 LA COULEUR DE L'EAU	1
I.2 L'ODEUR	2
I.3 LE TOUCHER	2
I.4 LE GOUT DE L'EAU	2
II PROPRIETES PHYSIQUES	2
II.1 TEMPERATURE	2
II.2 VISCOSITE	2
II.3 TENSION SUPERFICIELLE	2
II.4 PROPRIETES ELECTRIQUES DE L'EAU	2
II.5 PROPRIETES OPTIQUES	3
III L'EAU EN TANT QUE SUBSTANCE CHIMIQUE	3
III.1 LE PH	3
III.2 LES LIAISONS HYDROGENES	3
III.3 LA MINERALISATION	4
a) LA CONDUCTIVITE	4
b) LA TENEUR EN CHLORURES	4
c) LE TITRE ALCALIMETRIQUE (T.A)	4
d) LE TITRE ALCALIMETRIQUE COMPLET (T.A.C)	4
e) LA DURETE TOTALE OU TITRE HYDROTOMETRIQUE (T.H)	5
f) LA DURETE CALCIQUE OU TITRE HYDROTOMETRIQUE CALCIUM (T.H _{CA})	5
III.4 LA MATIERE ORGANIQUE EN MILIEU ALCALIN (MO _{Alc})	5
III.5 LA MATIERE ORGANIQUE EN MILIEU ACIDE (MO _{Acide})	5
III.6 LES GAZ DISSOUS	6
CHAPITRE II: LES NORMES DE POTABILITE	7
I L'EAU POTABLE	7
II NORMES PHYSICO-CHIMIQUES EN VIGUEUR	8
III NORMES MICROBIOLOGIQUES	10
IV ETUDE DE CAS DES SOURCES D'EAUX LES PLUS RENOMMEES	11
IV.1 COMPARAISON DE L'EAU BRUTE ET DE L'EAU TRAITEE DU LAC DE MANDROSEZA	11
IV.2 CAPACITE DE MINERALISATION DES EAUX DOUCES NATURELLES	11

SECTION 1-B: ETUDE BIBLIOGRAPHIQUE SUR L'USAGE DES FILTRES ET DES ADSORBANTS

CHAPITRE III: TRAITEMENT INDUSTRIEL DE L'EAU	14
I SELECTION PHYSIQUE	14
I.1 DESSABLAGE	15
I.2 DEBOURBAGE	15
I.3 DÉSHUILAGE ET DÉGRAISSAGE	15
I.4 TAMISAGE	15

II SELECTIONS CHIMIQUES	15
II.1 COAGULATION ET FLOCCULATION DES EAUX	15
II.2 DÉCANTATION – FLOTTATION : ELIMINATION DE MATIERES EN SUSPENSION ET DES COLLOÏDES	16
III SELECTION BIOLOGIQUE AEROBIE	16
IV DESINFECTION	16
CHAPITRE IV : L'ADSORPTION	18
I DEFINITION DE L'ADSORPTION	18
I.1 PHYSISORPTION :	18
I.2 CHIMISORPTION :	18
II LOIS REGISSANT L'ADSORPTION.....	18
II.1 ISOTHERME DE LANGMUIR	19
II.2 ISOTHERME DE FREUNDLICH.....	19
II.3 ISOTHERME DE BRUNAUER-EMMETT-TELLER (B.E.T)	19
III SELECTIVITE DE L'ADSORPTION	20
III.1 LES CRITERES PHYSICO-CHIMIQUES DE L'ADSORPTION	20
a) LES CARACTERES IONIQUES	20
b) LA POLARITE	20
c) LA POLARISABILITE.....	20
d) LA CONFIGURATION STRUCTURALE	20
III.2 LES MOLECULES SUSCEPTIBLES D'ETRE REELLEMENT ADSORBEES	21
a) PROBABILITE D'ADSORPTION DES CHLORURES	21
b) PROBABILITE D'ADSORPTION DES ACIDES	21
c) PROBABILITE D'ADSORPTION DES BASES	21
d) PROBABILITE D'ADSORPTION DES MAGNESIUMS	21
e) PROBABILITE D'ADSORPTION DES CALCIUMS	21
f) PROBABILITE D'ADSORPTION DES MATIERES ORGANIQUES	21
IV LES ADSORBANTS	21
iV.1 DEFINITION.....	21
IV.2 LES PARAMETRES	22
a) LE GRAVIER PETRI (G)	23
b) LE SABLE FIN (S)	23
c) L'ARGILE BROYEE A PARTIR DES BRIQUES DE MAÇONNERIE (A)	23
d) CHARBON DE BOIS (C).....	23
CHAPITRE V : LA FILTRATION.....	24
I DEFINITION	24
II LES FILTRES	24
II.1 LES FILTRES RAPIDES TRADITIONNELS.....	24
A) UTILISATION DU SABLE OU DU GRAVIER.....	24
B) UTILISATION DU CHARBON.....	25
• CAS DU CHARBON ACTIF	25
• CARACTERISTIQUES DES FILTRES AU CHARBON	25
II.2 LES FILTRES BIOLOGIQUES.....	26
A) UTILISATION DU SABLE.....	26
• LES CARACTERISTIQUES DES FILTRES A SABLE BIOLOGIQUES	26
• REGENERATION	27
B) UTILISATION DU CHARBON.....	27
III AUTRES FILTRES	28
III.1 FILTRE A CARTOUCHE.....	28
III.2 FILTRE DE NEUTRALISATION.....	28

DEUXIEME PARTIE

TRAVAUX PERSONNELS

SECTION 2-A': ETAPES EXPERIMENTALES A L'UTILISATION DU GRAVIER, DU SABLE, DE L'ARGILE ET DU CHARBON POUR LE TRAITEMENT DE L'EAU

CHAPITRE VI : L'ACTIVATION	30
I GENERATION DES MATERIAUX	30
I.1 LE GRAVIER	30
I.2 LE SABLE	30
I.3 L'ARGILE	31
I.4 LE CHARBON	31
II INSTALLATIONS	32
II.1 INSTALLATION D'ECHELLE.....	32
A 9) MINERALISATION DU CHARBON	33
B 9) MINERALISATION DE L'ARGILE	33
C 9) MINERALISATION DU GRAVIER ET DU SABLE.....	34
II.2 INSTALLATION EXPERIMENTALE	34
III LES CONTRAINTES	36
CHAPITRE VII : LAVAGE NON DESTRUCTIF	37
I ETAT DES MATERIAUX	37
II LIMITATION DE LA DEGRADATION	38
II.1 COMBINAISON A PARTIR DES RECHERCHES BIBLIOGRAPHIQUES	39
II.2 OPTIMISATION EXPERIMENTALE DE LA DUREE DE CONTACT	40
A 9) CONSEQUENCES DU SENS DE COURANT	40
B 9) SATURATION PAR PROLONGEMENT DU TEMPS DE CONTACT	41
II.3 PROBLEME D'OPTIMISATION	41
III MINIMISATION DE LA MINERALISATION.....	42
III.1 PRINCIPE	42
III.2 TEMPS DE CONTACT DE 5 MINUTES	42
A 9) REMARQUES SUR LES PH DE SORTIE	43
B 9) REMARQUES SUR LA MINERALISATION.....	43
III.3 TEMPS DE CONTACT DE 10 MINUTES	44
III.4 TEMPS DE CONTACT DE 20 MINUTES	44

SECTION 2-B': ESSAIS D'AMELIORATION DE LA QUALITE DE L'EAU

CHAPITRE VIII : VALEURS POTABLES DU SYSTEME.....	47
I NIVEAU DE POLLUTION DE L'EAU DE L'ETANG D'AMPARIHIMASINA	47
II MISE EN ŒUVRE DU TRAITEMENT	48
III PERSPECTIVES DES TRAITEMENTS.....	48
CHAPITRE IX : QUALITES CHIMIQUES DE CGAS.....	49
I AMELIORATION DES EAUX SUPPOSEES POTABLES	49
I.1 CAS DE L'EAU DE SOURCE D'AMPARIHIMASINA	49
a 9) OBSERVATIONS SUR LES PH	50
b 9) OBSERVATIONS SUR LA MINERALISATION.....	50
c 9) OBSERVATIONS SUR LA CHLORATION	51
d 9) OBSERVATIONS SUR LA DESINFECTION	51
I.2 CAS DE L'EAU DE LA JIRAMA	51
a 9) OBSERVATIONS THERMODYNAMIQUES	51
b 9) OBSERVATIONS SUR LES PH	51
c 9) OBSERVATIONS SUR LA MINERALISATION.....	51
d 9) OBSERVATIONS SUR LA CHLORATION	52

II COUPLAGE POTABILISATION - AMELIORATION POUR L'EAU DE L'ETANG	
D'AMPARIHIMASINA	52
a) OBSERVATIONS THERMODYNAMIQUES	53
b) OBSERVATIONS SUR LA DESINFECTION	53
III PARAMETRES CHIMIQUES ATTRIBUES A L'ACTIVITE DE CGAS	53
III.1 CORRECTION DU PH	53
A) CAS DES EAUX SUPPOSEES POTABLES	53
B) CAS D'UNE EAU POLLUEE	54
III.2 REMINERALISATION	54
A) CAS DES EAUX SUPPOSEES POTABLES	55
B) CAS D'UNE EAU POLLUEE	56
III.3 VARIATION DE LA TENEUR EN CHLORURES	56
A) CAS DES EAUX SUPPOSEES POTABLES	56
B) CAS D'UNE EAU POLLUEE	57
CHAPITRE X: ENTRETIEN DE CGAS	58
I LAVAGE	58
I.1 LAVAGE DE LA COLONNE D'ARGILE	58
A) TEMOIN DE NETTETE CONDUCTIMETRIQUE	59
B) TEMOIN DE CHLORATION:	59
I.2 LAVAGE DE LA COLONNE DE SABLE	60
A) TEMOIN DE NETTETE CONDUCTIMETRIQUE	61
B) TEMOIN DE CHLORATION	61
C) TEMOIN DE CARBONATATION	61
D) TEMOIN DE DURETE	61
E) TEMOIN DES MATIERES ORGANIQUES	61
I.3 LAVAGE DE LA COLONNE DE GRAVIER	62
A) TEMOIN DE NETTETE CONDUCTIMETRIQUE	62
B) TEMOIN DE CHLORATION	63
I.4 LAVAGE DE LA COLONNE DE CHARBON	63
A) TEMOIN DE NETTETE CONDUCTIMETRIQUE	64
B) TEMOIN DE CHLORATION	64
II REGENERATION DES ADSORBANTS	65
III TRAITEMENT DES RESIDUS ET BOUES	66
CONCLUSIONS	67

LISTE DES ABREVIATIONS ET SYMBOLES

A : argile en co-courant

C : charbon en co-courant

C* : charbon actif en co-courant

d_{MAX} : densité maximale

d_{min} : densité minimale

Ø : diamètre

G : gravier en co-courant

Jl.RA.MA : Jiro sy Rano Malagasy, *Electricité et Eau Malagasy*

μS.cm⁻¹ ou μS/cm : micro siemens par centimètre

MO_{acide} : matière organique en milieu acide

MO_{alc} : matière organique en milieu alcalin

O.M.S : Organisation Mondiale de la Santé

PVC : polyvinylchloride

S : sable en co-courant

\bar{S} : sable en contre-courant

TA : titre alcalimétrique

TAC : titre alcalimétrique complet

TH : titre hydrotimétrique

TH_{Ca} : titre hydrotimétrique calcium

LISTE DES FIGURES

Figure 1. Principe physique de traitement de l'eau.

Figure 2. Montage du système GCA \bar{S} : Gravier – Charbon – Argile – Sable en contre courant

Figure 3. Schéma de la méthode de combinaison des colonnes

LISTE DES GRAPHS

Graphe 1 : Variation de la conductivité de l'eau distillée sortant des colonnes de gravier, de sable, de charbon et d'argile.

Graphe 2 : Variation du pH de l'eau distillée sortant des colonnes de gravier, de sable, d'argile et de charbon.

Graphe 3 : Historique de dégradation d'un filtre

LISTE DES TABLEAUX

- Tableau 1. Fiabilité des résultats des analyses chimiques
- Tableau 2. Valeurs des solubilités des gaz dans l'eau.
- Tableau 3. Tableau de comparaison des normes adoptées par Madagascar et l'OMS.
- Tableau 4. Méthode de construction des isothermes d'adsorption.
- Tableau 5. Caractéristiques de quelques adsorbants utilisés dans le traitement de l'eau potable
- Tableau 6. Installation des filtres
- Tableau 7. Caractéristiques des adsorbants utilisés dans l'optimisation d'échelle
- Tableau 8 : Convergence des conductivités des colonnes
- Tableau 9 : Paramètres des couches dans GCA \bar{S}
- Tableau 10 : Conductivité en $\mu\text{S.cm}^{-1}$ des éluats sortant des colonnes pour 5, 10, 20 et 40 minutes de contact d'une eau distillée $0,1 \mu\text{S}$ avec l'adsorbant.
- Tableau 11 : Couple pH et conductivité (pH, χ) des adsorbats débités par chaque colonne pour un temps de contact de 5 minutes.
- Tableau 12 : Couple pH et conductivité (pH, χ) des adsorbats débités par chaque colonne pour un temps de contact de 10 minutes.
- Tableau 13 : Couple pH et conductivité (pH, χ) des adsorbats débités par chaque colonne pour un temps de contact de 20 minutes.
- Tableau 14 : Caractérisation du sol d'Amparihimasina. Globe Juillet 2005. (Rapport interne)
- Tableau 15 : Eau de source d'Amparihimasina et génériques.
- Tableau 16 : Eau du robinet alimentée par la JIRAMA et génériques.
- Tableau 18 : Correction de pH pour des eaux claires.
- Tableau 19 : Correction de pH pour l'eau de l'étang d'Amparihimasina.
- Tableau 20 : Reminéralisation d'eaux supposées potables.
- Tableau 21 : Reminéralisation de l'eau de l'étang d'Amparihimasina.
- Tableau 22 : Evolution de la teneur en chlorures des eaux claires.
- Tableau 23 : Evolution de la teneur en chlorures de l'eau de l'étang d'Amparihimasina.
- Tableau 24 : Analyse des eaux de lavage du charbon.
- Tableau 25 : Comparaison entre une eau brute et une eau traitée du Lac de Mandrozeza.
- Tableau 26 : Caractéristiques physico-chimiques de l'eau des lacs Tanganyika et Alaotra.
- Tableau 27 : Fiche de l'analyse de l'eau de l'étang d'Amparihimasina
- Tableau 28 : Enlèvement des microbes par les procédés à membranes.
- Tableau 29 : Analyse des eaux de lavage de l'argile
- Tableau 30 : Analyse des eaux de lavage du sable
- Tableau 31 : Analyse des eaux de lavage du gravier

Introduction générale

A la formation de la planète, il y a 4,5 milliards d'années, l'eau jaillit de la terre, après un long trajet entre les fissures des roches, où elle s'est débarrassée des résidus du Big Bang [15]. L'eau y résultant est pure et permet l'évolution des grands dinosaures, et peut-être même celle de l'Homme. A cause de la pollution, les réserves d'eaux naturelles sont menacées à la fois d'une exploitation excessive et d'une contamination à grande échelle. La naissance des parcs aquatiques et des aires protégées montre beaucoup de limitation dans l'utilisation des eaux naturelles, il faut aborder le traitement des eaux usées. On dépense de grandes sommes d'argent pour financer l'installation de nouvelles stations de recyclage de l'eau surtout dans les pays où les ressources sont rares face aux besoins grandissants de l'urbanisme [21]. L'eau doit être le produit d'une série de lavages, de traitements et de transformations même. Mais l'eau qui sort des stations d'épuration est moins fidèle à la nature, elle perd la plupart de ses intrants bénéfiques dus au respect des normes.

Notre étude fait partie de la recherche sur la revalorisation de la qualité des eaux. Le principe concerne l'adsorption et la filtration sur les matériaux tels que le sable, l'argile, le charbon et le gravier. Nous étudierons le cas de l'eau du robinet fournie par la JIRAMA, qui est une eau traitée, ainsi que l'impact d'une amélioration sur une eau naturelle, soit le cas de l'eau de source d'Amparihimasina, à Ambohimanga, dans le domaine du patrimoine mondial naturel de l'UNESCO qui, depuis 2001, s'efforce de préserver sa qualité. Un dernier cas est l'eau polluée de l'étang d'Amparihimasina Ambohimanga supposant l'extension de la méthode à la potabilisation de l'eau. Chacun de ces échantillons sera comparé avec les eaux améliorées.

Cette étude intègre trois grands objectifs :

- L'évaluation de la portée des analyses pour définir la qualité d'une eau.
- L'évaluation de l'activité du gravier, du charbon, de l'argile et du sable en tant que filtre ou adsorbant.
- Création de la méthodologie de modélisation d'un adsorbant d'amélioration.

Ces objectifs requièrent la subdivision de l'étude en deux grandes parties scindées en sections et chapitres. On commence par traiter la première partie s'agissant des rappels théoriques et des études bibliographiques sur l'eau et les adsorbants et la deuxième porte sur les travaux personnels.

PREMIERE PARTIE
ETUDES
BIBLIOGRAPHIQUES
ET
RAPPELS THEORIQUES

SECTION 1-A

LA QUALITE DES EAUX NATURELLES
ET DES EAUX TRAITEES

INTRODUCTION PARTIELLE

L'étude est axée sur l'importance de l'eau, en particulier, par ses propriétés physico-chimiques. Ensuite, on focalisera sur les normes de l'eau potable qui approximent les valeurs de ces propriétés pour que l'eau réponde aux besoins de l'Homme. Enfin, il est intéressant de faire une comparaison entre une eau naturelle et une eau normalisée selon les propriétés physico-chimiques étudiées.

Chapitre I : QUALITES DE L' EAU

I QUALITES ORGANOLEPTIQUES : FORME DE L'EAU

Les caractéristiques organoleptiques traduisent la perception de l'eau avec les organes humains, c'est-à-dire les cinq sens. On se propose de quantifier chimiquement et physiquement les sensations des utilisateurs par l'expérience. On distingue les quatre caractéristiques attribuables à l'eau : la couleur, l'odeur, le toucher et le goût.

I.1 La couleur de l'eau

La couleur de l'eau naturelle dépend des matières en suspension.

a) Disques de Secchi (transparence)

Le disque de Secchi sert à mesurer la transparence de l'eau d'un réservoir : une rivière, un lac ou un dépotoir. Il est muni d'une graduation qui indique à quelle profondeur le disque n'est plus discernable [1, 7]. Une eau transparente possède une grande valeur mesurée avec le disque de Secchi.

b) Disques colorés (platine cobalt)

On compare la couleur de l'eau avec les intensités de coloration de l'échelle faite avec la solution de platine - cobalt.

c) Turbidimètre

On utilise le turbidimètre pour la mesure de l'adsorption et de la diffusion de la lumière dans l'eau par les particules en suspension.

d) Colorimètre

La couleur est évaluée en fréquence d'absorption dans le visible.

I.2 L'odeur

La mesure de l'odeur reste encore empirique. On l'évalue par dilution avec de l'eau sans odeur, eau distillée par exemple, et ainsi il relève de chaque expérimentateur de percevoir la quantité d'eau distillée qu'il aurait fallu ajouter pour que l'odeur disparaisse.

I.3 Le toucher

Le toucher peut être affecté à la viscosité et à la tension superficielle de l'eau.

I.4 Le goût de l'eau

L'eau pure, H_2O est insipide. Le goût reflète la composition naturelle de l'eau. Une eau peut contenir du chlorure de sodium qui donne le goût saumâtre, ou d'autres constituants comme les carbonates qui donnent le goût amer.

C'est la combinaison de tous ces intrants qui procure son goût à l'eau et la réaction du sens humain est aussi imprévisible qu'il existe de combinaisons.

II PROPRIETES PHYSIQUES

II.1 La température :

La température est un paramètre physique qui peut traduire l'échange énergétique.

II.2 Viscosité :

C'est une propriété qui évalue la résistance aux mouvements internes ou globaux, tel que l'écoulement à travers des colonnes. Les corps composant l'eau opposent une résistance à la vitesse de glissement des couches les unes sur les autres [17].

II.3 Tension superficielle :

C'est une force de traction qui s'applique aux interfaces. Elle tend à diminuer au minimum l'étendue de cette surface [17].

II.4 Propriétés électriques de l'eau :

a) Constantes diélectriques :

La valeur de ϵ est autour de 80 pour l'eau pure. C'est une valeur relativement élevée qui explique le pouvoir ionisant de l'eau. Elle attire facilement les électrolytes présents sur son trajet.

b) Conductivité :

Une eau riche en électrolytes est conductrice d'électricité. La conductivité d'une cellule électrolytique dépend de la nature du solvant, du soluté formant la solution, de la surface des

plaques et de leur distance. Elle augmente au fur et à mesure que la température s'élève et c'est une grandeur additive telle que :

$$\chi_{solution} = \chi_{solvant} + \sum \chi_i$$

C'est une relation universelle qui montre que la conductivité χ augmente selon la quantité de sel i dissout dans le solvant.

II.5 Propriétés optiques :

L'eau est transparente, c'est-à-dire qu'un objet placé derrière un verre d'eau est toujours visible. Pourtant sa composition chimique lui confère des propriétés optiques car les molécules d' H_2O absorbent dans le visible. L'eau pure met en exergue un reflet bleu, elle se laisse traverser par l'ultraviolet de la lumière, tandis que l'infrarouge y pénètre à peine.

III L'eau en tant que substance chimique

III.1 Le pH :

Le pH ou potentiel d'hydrogène exprime la concentration d'une solution idéale ou l'activité d'une solution réelle en ion H^+ . Il est égal à l'opposé du logarithme de ces dernières.

$$pH = -\log [H^+] \text{ ou } pH = -\log a_{H^+}$$

Une eau acide est agressive en dissolvant les calcaires et les autres minerais carbonatés. Les eaux acides sont très sensibles, parce qu'elles manquent d'éléments alcalins dissous pour rejeter ou faire une barrière à la précipitation acide. La baisse du pH dans l'eau peut mener à la libération de concentrations toxiques de métaux comme l'aluminium, le cuivre et le mercure qui, dans d'autres circonstances, peuvent ne pas être biologiquement disponibles dans les réseaux aquatiques. En conséquence de la baisse du pH, les lacs et les rivières peuvent devenir complètement stériles [8]. Par contre, une eau basique est incrustante en déposant du calcaire. L'eau est tenue à avoir un pH neutre ou au voisinage de 7.

III.2 Les liaisons hydrogènes :

L'état liquide de l'eau est essentiellement régi par les liaisons hydrogènes. Les liaisons hydrogènes sont rompues lorsque l'eau bout et vaporise, c'est-à-dire à $100^\circ C$ à la pression de 1 Atm. Il y a association de plusieurs molécules, chaque atome d'hydrogène d'une molécule d'eau étant lié à l'atome d'oxygène de la molécule voisine. Dans l'espace, la structure est tétraédrique. La constitution réticulaire en tétraèdre et la constitution chimique [17] facilitent l'adsorption physique et chimique de l'eau.

III.3 La minéralisation :

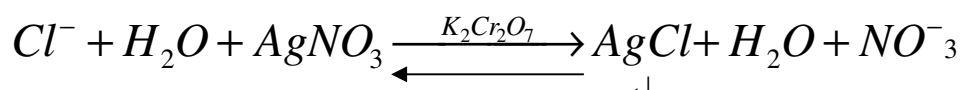
Le pouvoir corrosif de l'eau est dû à la carence de minéralisation [17]. A l'eau, s'ajoutent des traces de molécules et d'oligo-éléments, assez peu pour ne pas affecter sa pureté, sa limpidité ou son goût, selon sa potabilité. Il existe six protocoles d'analyse chimique qu'on réalise pour définir la minéralisation de l'eau.

a) La conductivité :

Elle mesure la minéralisation de l'eau. Les substances dissoutes électrolytiques réagissent à l'électrode et l'électricité résultante est évaluée avec un conductimètre. Pour obtenir la minéralisation en mg/l ou µg/l, il est nécessaire de faire des conversions. (Annexe 2, p.1)

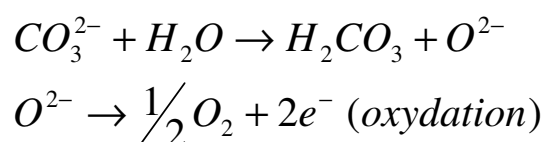
b) La teneur en chlorures :

Les chlorures sont mesurés par la méthode volumétrique de Mohr (Annexe 2, p.2). Ils désinfectent l'eau depuis plus d'un siècle en tuant les microbes responsables de certaines maladies hydriques [2]. Les stations d'épuration d'eau utilisent l'hypochlorite de sodium (NaClO) pour traiter les eaux de rivières destinées à la consommation humaine. Le chlorure est également dominant dans l'eau de mer qui est salée par le chlorure de sodium NaCl. C'est l'agent qui donne à l'eau le goût saumâtre.



c) Le titre alcalimétrique (T.A)

Le titre alcalimétrique évalue les bicarbonates, les carbonates ou les hydroxydes présents dans une eau en mesurant la teneur en alcalis libres et en carbonates alcalins caustiques [17] (Annexe 2, p.2). C'est la quantité d'acide fort pour amener le pH à 8,3 [4] c'est-à-dire que le TA montre une forte basicité de l'eau et l'ajout d'acide fort ne fait descendre le pH qu'à 8,3.



d) Le titre alcalimétrique complet (T.A.C)

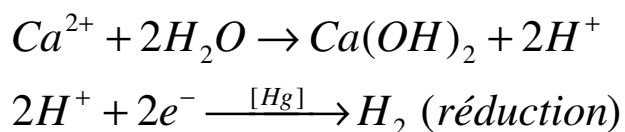
Il diffère du TA en ce point où il correspond à la teneur de l'eau en alcalis libres carbonates et bicarbonates (Annexe 2, p.2). C'est la quantité équivalente d'un acide fort nécessaire pour diminuer le pH à 4,5. Il permet de mesurer la dureté carbonatée d'une eau [4].

e) La dureté totale ou titre hydrotimétrique (T.H)

On entend par eau dure, une eau qui a un taux de calcium et de magnésium élevé. La dureté nuit à la cuisson des légumes, provoque des dépôts dans les appareils ménagers qui s'opposent aussi à un bon transfert de la chaleur [16]. Le TH mesure la teneur totale en calcium et en magnésium (Annexe 2, p.1).

f) La dureté calcique ou titre hydrotimétrique calcium (T.H_{Ca})

TH_{Ca} est la teneur en calcium sans le magnésium. Elle donne avec la teneur en magnésium la dureté totale.



III.4 La matière organique en milieu alcalin (M.O_{Alc})

La mesure des matières organiques se fait en milieu alcalin pour prévenir l'existence de matières quaternaires azotées.

III.5 La matière organique en milieu acide (M.O_{Acide})

La mesure en milieu acide est préférable quant à l'existence de matières ternaires.

Pour les mesures directes sur terrains, quelques protocoles ne sont pas disponibles. Toutefois, la possibilité de faire des analyses en différé permet d'obtenir des valeurs fiables.

Eléments à analyser	Récipient	Conservateur	mesurer avant :
Acidité	Plastique ou verre	4°C Max	24 heures
Alcalinité	—"	—"	—"
Chlorures	Verre	—"	15 jours
Conductivité	—"	—"	48 heures
Dureté	—"	pH<2 avec HNO ₃	1 mois
pH	—"	4°C Max	24 heures
Métaux	Plastique	—"	1 mois
Nitrates	Plastique ou verre	—"	24 heures
Nitrites	—"	—"	—"
Oxygène dissout	verre	—"	—"
Phénol	—"	—"	—"
Ammoniaque	—"	pH<2 avec H ₂ SO ₄	—"
Azote Kjeldahl	—"	—"	—"

Tableau 1 : Fiabilité des résultats d'analyses physico-chimiques de quelques éléments constitutifs de l'eau en fonction du temps écoulé après prélèvement.

Les analyses des chlorures, des titres alcalimétriques, des titres hydrotimétriques et des matières organiques doivent se faire en différés avec les conditions qui prévalent pour le transport au point de vue température et durée.

III.6 Les gaz dissous :

L'eau peut également contenir des gaz dissous [17]. Ce sont les gaz nécessaires aux végétaux et qui font leurs croissances.

Gaz	N ₂	O ₂	CO ₂	H ₂ S
Valeur du coefficient de solubilité α à 10 °C	0,018	0,038	0,194	3,39
Valeur de la solubilité des gaz en mg/l à 10 °C, l'eau étant au contact du gaz pur sous une pression égale à 1 bar	23,2	54,3	2 318	5 112

Tableau 2 : Valeurs de solubilité des gaz dans l'eau

Chapitre II : LES NORMES DE POTABILITE

I L'eau potable :

Par eau potable, on entend l'eau qui, à l'état naturel ou après traitement, convient à la consommation, à la cuisson d'aliments, à la préparation de mets et au nettoyage d'objets entrant en contact avec les denrées alimentaires. L'on exige que l'eau potable doive être salubre sur les plans microbiologique, chimique et physique [6].

Selon l'OMS, une eau est dite potable lorsqu'elle ne présente pas de risque pour la santé. La définition de la potabilité repose sur des normes qui fixent les teneurs limites à ne pas dépasser pour un certain nombre de substances nocives. Le fait qu'une eau soit conforme aux normes, c'est-à-dire potable, ne signifie donc pas qu'elle soit exempte de matières polluantes, mais que leur concentration a été jugée suffisamment faible pour ne pas mettre en danger la santé du consommateur. Actuellement, quatre axes d'amélioration de la qualité de l'eau potable sont en jeu pour sécuriser la santé publique :

- (1) l'abattement des trihalométhanes,
- (2) la réduction de la turbidité de l'eau traitée,
- (3) la diminution des probabilités de contamination par les micro-organismes (*Giardia*, *Cryptosporidium*, virus),
- (4) la limitation de la présence des pesticides dans l'eau consommée [2].

Selon ces normes, une eau potable :

- Doit être débarrassée de germes pathogènes (bactéries, virus) et d'organismes parasites. Les risques sanitaires liés à ces micro-organismes sont grands.
- Elle ne doit contenir certaines substances chimiques qu'en quantité limitée : il s'agit en particulier de substances qualifiées d'indésirables ou de toxiques, comme les nitrates et les phosphates, les métaux lourds, ou encore les hydrocarbures et les pesticides, pour lesquelles des " concentrations maximales admissibles " ont été définies.
- A l'inverse, la présence de certaines substances peut être jugée nécessaire comme les oligo-éléments indispensables à l'organisme.
- Une eau potable doit aussi être une eau agréable à boire. Elle doit être claire, avoir une bonne odeur et un bon goût. Pour avoir bon goût, il lui faut contenir un minimum de sels minéraux dissous (de 0,1 à 0,5 gramme par litre), lesquels sont par ailleurs indispensables à l'organisme. Enfin, elle ne doit pas corroder les canalisations afin d'arriver "propre" à la sortie des robinets [9].

II Normes physico-chimiques en vigueur :

Il existe différents protocoles physico-chimiques adoptés par convention pour analyser l'eau. Ils sont liés à la nature des constituants qu'on veut isoler. Chaque pays possède ses propres normes à l'aide desquelles il qualifie l'eau potable. Il dépend plus aussi de la situation économique de chaque pays. Un pays industrialisé présente plus de variétés de polluants et en contrepartie un niveau technique qui peut faire face à toute contamination. En comparant les recommandations de l'eau potable à Madagascar avec les normes proposées par l'Organisation Mondiale de la Santé (O.M.S), on peut présenter le tableau suivant :

Tableau 3 : Tableau de comparaison des normes adoptées par Madagascar [1] et l'Organisation Mondiale de la Santé OMS :

Source : Publication OMS, deuxième édition, 1994 et MEM /DEA/1999

	Normes de l'eau potable selon l'O.M.S	Normes de l'eau potable selon Madagascar
Paramètres organoleptiques		
Couleur	15 PTCO	incolore
Odeur	Doit être acceptable	inodore
Turbidité	5 NTU*	5 NTU
Saveur	Doit être acceptable	Doit être acceptable
Paramètres physiques		
Température	Doit être acceptable	Min : 12°C Max : 25°C
Paramètres chimiques		
pH	préféablement	Min : 6,5 Max : 8,5
Conductivité	2500 µS/cm	2000 µS/cm
Chlorures	250 mg/l	250 mg/l
Sulfates	250 mg/l	250 mg/l
Magnésium	-	50 mg/l
Sodium	200 mg/l	-
Potassium	-	-
Aluminium	0,2 mg/l	0,2 mg/l
Résidu sec (180 °C)	1000 mg/l	-
Dureté	-	300 mg/l
Calcium	-	200 mg/l
Oxygène dissous	-	75 % de saturation
Substances indésirables		
Nitrates	50 mg/l	50 mg/l
Nitrites	3 mg/l	0,1 mg/l
Ammonium	1.5 mg/l	0,5 mg/l
Azote Kjeldahl	-	-
Ox. KMnO ₄ (Acide)	-	-
Carbone organique total	-	-
Hydrocarbures	-	-
Agents de surface	- mg/l (Laurylsulfate)	-
Matière organique	-	2 mg/l
Phénol	-	0 mg/l
Pesticides	-	-
Manganèse	0,5 mg/l	0,05 mg/l

	Normes de l'eau potable selon l'O.M.S	Normes de l'eau potable selon Madagascar
Substances indésirables (suite)		
Bore	0,3 mg/l	-
Zinc	-	5 mg/l
Fer	-	1 mg/l
Fluorure	1,5 mg/l	1,5 mg/l
Cuivre	2 mg/l	2 mg/l
Phosphore	-	-
Baryum	0,7 mg/l	-
Substances toxiques		
Chlore libre	-	2 mg/l
Arsenic	10 µg/l	0,05 mg/l
Cyanure	70 µg/l	0 mg/l
Cadmium	3 µg/l	0,01 mg/l
Chrome	50 µg/l	0 mg/l
Mercure	1 µg/l	0 mg/l
Nickel µg/l	20	50
Plomb µg/l	10	50
Antimoine µg/l	5	0
Sélénium	-	0,01 mg/l
Polychlorobiphényle	-	0 mg/l
HPA	-	-
Acrylamide	-	-
Benzo(a)pyrène	0,7 µg/l	-
Benzène	-	-
Epichlorhydrine	-	-
Tétrachlorure de carbone	2 µg/l	-
1,2-dichloroéthane	30 µg/l	-
trichloroéthylène	70 µg/l	-
tétrachloroéthylène	40 µg/l	-
chlorure de vinyle	5 µg/l	-
Paramètres microbiologiques		
Coliformes totaux	0 N/100 ml	0 N/100 ml
Coliformes thermo tolérants	0 N/100 ml	0 N/100 ml
Entérocoques	-	-
Streptocoques fécaux	-	0 N/100 ml
E. coli	0 N/100 ml	0 N/100 ml
Clostridium sulfito-réducteurs	-	0 N/20 ml
Organismes pathogènes	-	-
Substances radioactives		
Radium-226	-	1 Becquerel/l
Radium-228	-	1 Becquerel/l
Tritium	-	-
Dose totale indicative	- mSv/an	-
Désinfectants et sous-produits de désinfection		
Bromates	25 µg/l	
Chloroformes	200 µg/l	
Bromodichlorométhane	60 µg/l	
Dibromochlorométhane	100 µg/l	
Bromoforme	100 µg/l	
Total THM	100 µg/l	
Chlore	5 µg/l	
Chlorites	200 µg/l	
Dichloroacétate	50 µg/l	
Trichloroacétate	100 µg/l	

(*) NTU : *Nephelometric Turbidity Units*

Madagascar montre plus de rigueur sur les spécifications mais les matériels de mesures ne lui permettent pas d'insister longuement sur ses normes.

Du fait de son long parcours cyclique avant d'aboutir à l'organisme, l'eau s'expose à différentes compositions historiques. Cette liste de normes n'est donc pas exhaustive. Des réactions entraînent une grande variabilité de la composition de l'eau. Des normes adoptées par un pays ne figurent pas obligatoirement dans les protocoles de l'O.M.S et vice versa. A l'exemple des matières organiques, on peut en recenser plus que les matières énumérées comme polluants organiques dans le tableau 3.

III Normes microbiologiques :

Les microbes apportent des maladies qui affaiblissent l'activité de la population. Toutefois, l'eau ne peut s'en défaire totalement car elle est le véhicule pour leurs différents déplacements qui sont tout aussi nécessaires à l'environnement. Il existe 5 types microbiens principaux dépistables dans une eau naturelle [5].

- Les flores aérobies mésophiles.

Ils ne doivent pas excéder 20 dans 1 ml d'eau à 30°C.

- Les coliformes

On les dénombre par colimétrie. On distingue la mesure des coliformes totaux 37°C, des coliformes thermotolérants à 44°C et des coliformes fécaux. Ils doivent être inférieurs à 1 dans 100 ml.

- Les streptocoques fécaux

La présence de Streptocoques fécaux (entérocoques) ou Escherichia coli traduit une contamination par les matières fécales. La présence de germes tests de contamination fécale conduit à considérer l'eau comme bactériologiquement impure et menacée de pollution [16]. Ils doivent être inférieurs à 1 dans 100 ml.

- Les spores anaérobies sulfite-réducteurs (spores ASR)

Les spores ASR ou Sporovibrio desulfuricans sont génératrices d'hydrogène sulfuré [16]. Ils doivent être inférieurs à 1 dans 20 ml.

- Les salmonelles

Ils ne doivent exister dans 25 ml.

IV Etude de cas des sources d'eaux les plus renommées

La comparaison des propriétés physico-chimiques des eaux révèle une relation étroite avec leurs situations géophysiques naturelles.

IV.1 Comparaison de l'eau brute et de l'eau traitée du lac de Mandrozeza

Le traitement d'une eau brute a pour conséquence la diminution de quelques éléments vitaux alors qu'ils donnent leur valeur à l'eau. A partir du tableau 25 suivant, on peut constater cette diminution.

Lac Mandrozeza	Eau brute	Eau traitée
Examen physique :		
Température	16°C	16°C
Aspect	trouble	limpide
Turbidité	3,9	0,2
Odeur	absence	absence
pH	6,9	7,7
Analyse chimique :		
suspensions	3,5mg/l	traces
Matières organiques	0,6mg/l	0,3mg/l
Chlore libre	-	0,8mg/l
Calcium Ca ⁺⁺	2mg/l	4mg/l
Ammonium NH ₄ ⁺	0	0
Magnésium Mg ⁺⁺	0,486mg/l	0,243mg/l
Sodium Na ⁺	1,2mg/l	1,2mg/l
Fer Fe ⁺⁺	0,2mg/l	0
Bicarbonate HCO ₃ ⁻	8,54mg/l	13,42mg/l
Chlorure Cl ⁻	1,7mg/l	3,5mg/l
Nitrite NO ₂ ⁻	0	0
Nitrate NO ₃ ⁻	0	0
Analyse bactériologique :		
Flore totale Mésophile 20°C/72h	>100	-
Flore totale Mésophile 37°C/24h	>100	-
Coliformes thermotolérants	9,3.10 ²	0
Coliformes totaux	2,4.10 ²	0
Escherichia coli	9,3.10 ²	0
Stréptocoques fécaux	2,4.10 ²	0
Clostridium sulfito-réducteurs	incomptable	0
Salmonelles		0
Vibrio		0
Coliformes identifiés		0

Source : Rapport sur l'état de l'environnement urbain 1997 / ONE

Tableau 25 : Comparaison entre une eau brute et une eau traitée du Lac de Mandrozeza

IV.2 Capacité de minéralisation des eaux douces naturelles :

Parmi les eaux les plus minéralisées, on a le lac de Tanganyika, en Afrique centrale. C'est le septième plus grand et le second le plus profond lac du monde. Le lac est connu pour ses nombreuses variétés de poissons ; on trouve des crocodiles et des hippopotames sur ses

rives ; les terres avoisinantes sont très fertiles [15]. Ces particularités sont intéressantes d'où son introduction dans cette comparaison [7]. Ce lac est comparé avec le lac Alaotra qui est le premier lac productif de Madagascar [15], [20].

Lac	Tanganyika		Alaotra
Couleur de l'eau	-		Brun rouge
Profondeur maximal m	1436	1436	4
Transparence			0,25
Température en surface °C			20,5-28
pH	8,5-9,2	8,66-9,06	6,8-7,3
μS/cm	600-620	606-620	80-250
Na mg/l	57-64,2	57-63,6	1,3
K mg/l	18-35,5	18-35,5	1,9
Ca mg/l	9,2-17,6	9,2-17,6	2,8
Mg mg/l	41,6-43,7	39,2-43,3	1,2
Cl mg/l	20,9-28,3	20,9-36,6	2,1
SO ₄ ²⁻ mg/l	7,2-20,3	7,2-15,3	0,01

Tableau 26 : Caractéristiques physico-chimiques de l'eau du Lac Tanganyika, Afrique Centrale et du Lac Alaotra, Madagascar.

La dureté magnésienne est supérieure à la dureté calcique pour le lac Tanganyika. On a le cas contraire pour le lac Alaotra. Les valeurs de la minéralisation du lac Tanganyika sont environ 9 à 30 fois supérieures à celles du lac Alaotra, valeurs certainement liées à la taille des lacs.

Des chimistes dénommés aquariophiles tentent de reproduire le lac de Tanganyika par le mélange des sels chimiques tirés de l'analyse. Le plus grand problème est l'effort pour que le mélange soit homogène et exempt de floculation précoce. Une méthode avancée dans la littérature propose un brassage puissant pendant au moins deux jours pour mélanger l'hydrocarbonate de magnésium et cela pour produire 20 à 30 litres d'eau [7]. On peut imaginer le temps et l'effort nécessaire pour reproduire un lac similaire à Tanganyika.

Au lieu d'ajouter du sel, cette étude propose l'aménagement d'un réseau de filtre à partir de roches sédimentaires.

SECTION 1-B

ETUDE BIBLIOGRAPHIQUE
SUR L'USAGE DES FILTRES
ET DES ADSORBANTS

INTRODUCTION

On se propose de faire un aperçu du traitement et des procédures conventionnelles pour rendre une eau potable. Il a déjà été testé de faire ces processus dans les temps anciens mais à partir de la filtration. Alors qu'il n'était pas encore question de l'adsorption, l'argile a déjà servi de dégraisseur, le charbon de désodorisant, le sable d'épurateur d'eau [23]. Due à la performance des techniques, des découvertes physiques et chimiques, les usines de traitement sont nées. La révolution du charbon actif a fait son apparition en 1930. Il s'agit d'un matériau dérivé du charbon et dans lequel toutes les activités utiles du charbon ont été réunies. L'étude met toutefois l'accent sur le degré de conservation de ces anciennes méthodes en industries et porte l'intérêt sur l'adsorption et la filtration.

Chapitre III : TRAITEMENT INDUSTRIEL DE L'EAU

Pour obtenir l'eau potable, on écarte les matières en suspensions, les substances colloïdales, et les substances dissoutes contenues dans l'eau et qui nécessitent des sélections physiques, chimiques ou biologiques.

I SELECTION PHYSIQUE :

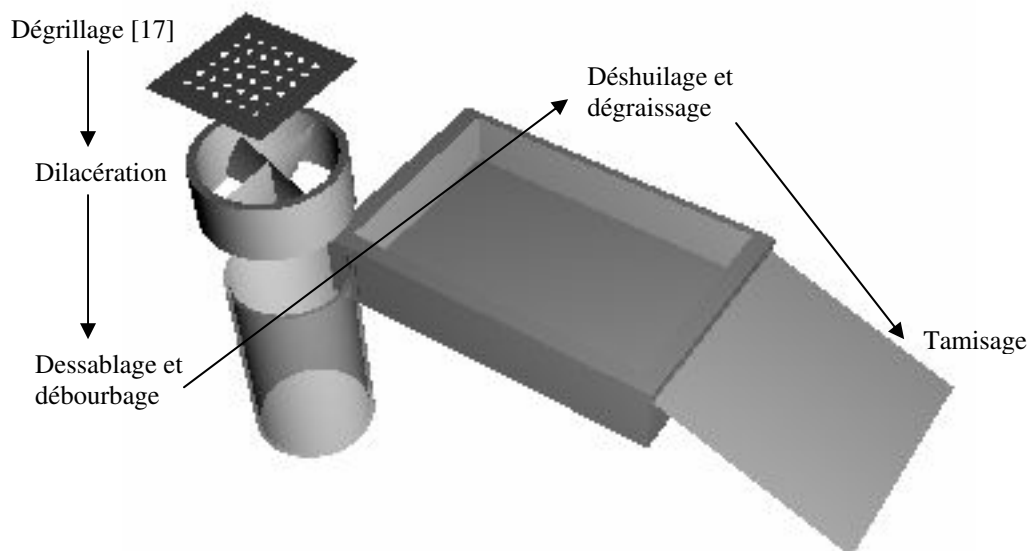


Fig. 1 : Principe physique de traitement de l'eau

Définitions :

I.1 DESSABLAGE

Il porte sur les particules de granulométrie supérieure à 200 microns. On évalue la hauteur nécessaire pour créer la sédimentation des particules de sables où il y a lieu de tenir compte de la forme des grains, de la concentration des solides en suspension et de la nature de l'écoulement horizontal [17].

La nucléation ou germination est également favorisée. C'est un phénomène physico-chimique par lequel les particules en solution s'accumulent à la surface des solides et augmentent les volumes de ces derniers.

I.2 DEBOURBAGE

Il s'agit d'une décantation qui précède la clarification des eaux de surfaces particulièrement chargées. Il élimine les sables fins et les limons de granulométrie inférieure à 200 microns. Le temps de contact est fonction de la charge en matières en suspension, de leurs caractéristiques de tassement et de la concentration finale recherchée à l'extraction [17].

I.3 DÉSHUILAGE et DÉGRAISSAGE

Etant donnée la densité des huiles et graisses par rapport à celle de l'eau, elles tendent à remonter en surface. Ce phénomène d'ascension peut être amélioré en réduisant la vitesse d'écoulement ou en offrant une surface tranquille à l'eau [17].

I.4 TAMISAGE

C'est simplement la filtration sur support mince. On distingue :

- le macrotamisaage pour retenir certaines matières en suspension, flottantes ou semi-flottantes, de dimensions comprises entre 0,2 mm et quelques millimètres,
- le microtamisaage destiné à retenir les matières en suspension de très petites dimensions contenues dans les eaux de consommation (plancton) ou dans les eaux résiduaaires prétraitées [17].

II SELECTIONS CHIMIQUES :

II.1 COAGULATION ET FLOCCULATION DES EAUX :

La structure des suspensions colloïdales est déstabilisée par le coagulant qui neutralise les charges électriques réparties à sa surface. Ensuite se forment des agrégats des particules ainsi déchargées par transport : c'est la *floculation*. Ces agrégats peuvent à leur tour servir

d'adsorbants efficaces pour les polluants. La floculation peut être favorisée par des produits spéciaux appelés *floculants*.

Une séparation solide-liquide habituelle (filtration, tamisage...) peut servir pour obtenir l'eau potable [17].

II.2 DÉCANTATION – FLOTTATION : élimination de matières en suspension et des colloïdes :

a) DÉCANTATION

Deux types de matières peuvent être décantés :

— les particules grenues qui se sédimentent indépendamment les unes des autres, avec une vitesse de chute constante;

— les particules plus ou moins floculées qui résultent d'une agglomération naturelle ou provoquée des matières colloïdales en suspension.

Lorsque la concentration de matières est faible, le floc dispersé décante comme s'il était seul, mais sa vitesse de chute augmente au fur et à mesure que ses dimensions se développent par suite de sa rencontre avec des particules plus fines : c'est la décantation diffuse.

Pour des concentrations élevées, l'abondance des floccs crée une décantation d'ensemble freinée, caractérisée par une interface nettement marquée entre la masse boueuse et le liquide surnageant: c'est la décantation en piston [17].

b) LA FLOTTATION

La flottation n'est autre que le phénomène inverse de la décantation, c'est-à-dire que les particules remontent à la surface du fait de leurs poids et de la poussée d'Archimède.

III SELECTION BIOLOGIQUE AEROBIE :

Les bactéries peuvent prendre une part active à l'épuration des eaux. En effet, elles se nourrissent des particules qui sont contenues dans l'eau. Le premier principe est de constituer un *lit bactérien* qui est une surface remplie de microorganismes où l'on déverse l'eau à traiter. Des boues résultent de ce traitement, et ces boues sont alors décantées.

IV DESINFECTION :

Le chlore a éradiqué certaines maladies hydriques depuis longtemps. Cependant, on a constaté que les sous-produits de la chloration (organochlorés) sont suspectés d'être nocifs

pour la santé humaine. On distingue les trihalométhanes (THM) qui sont des produits de la réaction du chlore sur la matière organique par substitution électrophile sur des sites nucléophiles. Le trihalométhane le plus souvent rencontré est le chloroforme CHCl_3 et selon la norme Européenne, les organochlorés semblent augmenter les risques de cancérogenèse pour une personne consommant deux litres d'eau par jour pendant soixante-dix ans.

Actuellement, c'est la filtration membranaire qui limite la quantité de chlore utile pour désinfecter l'eau potable. Le chlore est additionné à l'eau potable traitée pour éviter la reviviscence bactérienne dans les réseaux de distribution.

D'autres part, le parasite *Cryptosporidium parvum* est résistant au chlore et est responsable de l'épidémie de Milwaukee, USA en 1993 (environ 40 000 cas dont plus de 20 mortels). Des recherches récentes ont révélé l'efficacité des filtres membranaires pour la rétention de ces parasites. Les membranes d'ultrafiltration et de nanofiltration constituent des barrières physiques pour les micro-organismes

Les performances de rétention des membranes sont présentées dans le tableau 28 [2].

Tableau 28 : Enlèvement des microbes par les procédés à membranes.

	Enlèvement		
	microfiltration	ultrafiltration	nanofiltration
Kystes de protozoaires (<i>Giardia</i> et <i>Cryptosporidium</i>)	Total	Total	Total
Virus	Partiel	Total	Total

Ces traitements physiques sont notamment efficaces pour corriger la turbidité, pour diminuer les microorganismes, pour limiter les sous-produits de désinfection et pour améliorer la qualité gustative de l'eau potable [2].

Chapitre IV : L'ADSORPTION

I DEFINITION DE L'ADSORPTION :

On distingue la physisorption, qui conserve l'identité des molécules adsorbées, et la chimisorption qui conduit à la rupture des liaisons chimiques. Il y a une différence d'environ le sixième de l'énergie mise en jeu au cours de la chimisorption et de celle mise en jeu au cours d'une physisorption ; soit une enthalpie d'adsorption de l'ordre de 200 kJ.mol^{-1} contre 30 kJ.mol^{-1} [18]. Ce domaine énergétique comprend une variation de température perceptible. En effet, le principe de Le Chatelier - Van't Hoff affirme que l'adsorption est quantitativement favorisée par une température faible parce que la physisorption et la chimisorption sont des processus exothermiques [23].

I.1 Physisorption :

La physisorption peut se faire même à basse température, sans apport de grande énergie. C'est un processus qui engage 8 à 21 kJ/mol de chaleur, ce qui équivaut à une chaleur de diffusion [23]. Les forces qui favorisent ce phénomène sont classées en trois groupes :

- Les forces de dispersion (Van der Waals, London)
- Les forces polaires résultant de la présence de champ électrique dans les micropores.
- Les liaisons hydrogènes dues aux groupements hydroxyle ou amine.

L'interaction entre l'adsorbant et la molécule adsorbée va dépendre de l'adéquation entre les propriétés des deux entités (polaire - polaire, non polaire - non polaire), de la masse molaire, de la forme de la molécule [18].

I.2 Chimisorption :

La chimisorption se manifeste à haute température. La chaleur de la réaction est comprise entre 40 et 200 kJ/mol [23]. Des interactions comparables avec celles intervenant en réaction chimique sont constatées entre les atomes superficiels du solide et les molécules de l'eau.

II LOIS REGISSANT L'ADSORPTION

On peut évaluer l'adsorption selon plusieurs lois. Ces lois permettent alors de déterminer le paramètre d'adsorption adapté à chaque caractéristique de l'eau. La plupart du temps, ces paramètres dérivent du rapport entre la concentration finale et la concentration initiale en soluté [17].

II.1 Isotherme de Langmuir

$$\frac{x}{m} = \frac{a.c}{1 + b.c}$$

a, b : constantes caractéristiques de l'adsorbant

x : masse adsorbée à l'équilibre

m : masse d'adsorbant

$\frac{x}{m}$ = Concentration dans la phase solide

c = concentration dans la phase liquide à l'équilibre.

Hypothèses :

Les molécules adsorbées forment une monocouche et occupent une portion αS de la surface totale S. Ce qui implique :

- L'existence de sites définis d'adsorption ;
- Une et une seule entité adsorbée par site ;
- Une énergie d'adsorption constante ;
- L'absence d'interaction entre les molécules adsorbées.

II.2 Isotherme de Freundlich

$$\log C = \log C^0 + K$$

C : [mol/g] Concentration d'adsorbat par gramme d'adsorbant

K : coefficient d'adsorption

C^0 : [mol/g] Concentration de l'adsorbat dans l'éluant

Hypothèse :

Adsorption monomoléculaire en phase liquide

II.3 Isotherme de Brunauer-Emmett-Teller (B.E.T)

Hypothèses :

Ce modèle admet la formation de multicouches d'adsorbat et rend compte du phénomène de saturation. Il fait intervenir la solubilité du soluté dans son solvant, sous forme de concentration c_s de saturation [3].

Pour la mesure de l'activité adsorbante à partir de l'expérience, l'isotherme de Freundlich est la plus adaptée [23]. Les trois isothermes sont linéarisables en construisant un graphique aux dimensions appropriées que l'on donne dans le tableau suivant [3]:

Tableau 4. Méthode de construction des isothermes d'adsorption

Isothermes	Ordonnée	Abscisse
Langmuir	m / x	$1 / c$
Freundlich	$\log (x / m)$	$\log c$
BET	$c / (c_s - c) x / m$	c / c_s

III SELECTIVITE DE L'ADSORPTION

III.1 Les critères physico-chimiques de l'adsorption :

Les molécules inertes ne peuvent prétendre à l'adsorption. On peut distinguer les caractéristiques sujettes à l'adsorption [17].

a) Les caractères ioniques

Les interactions électrostatiques entre des ions, minéraux ou organiques, et l'adsorbant sont fonction du pH dont les variations peuvent modifier l'ionisation des molécules. Les molécules à caractère basique sont facilement adsorbées et désorbées.

b) La polarité

La structure dissymétrique de certaines molécules entraîne l'apparition de deux pôles, positif et négatif, distincts. Ces molécules polaires ont un moment dipolaire permanent d'où les attractions électrostatiques entre l'adsorbant et adsorbat. En général, les adsorbants sont polaires et retiennent à leur surface des molécules polaires. Les molécules oxygénées, azotées ou halogénées sont douées de polarité.

c) La polarisabilité

Certaines molécules peuvent être polarisées même si elles ne possèdent pas de moment dipolaire en approchant des substances ayant de charges induites.

Le nuage électronique se déforme au voisinage des substances polaires et la molécule se comporte comme une substance polaire ; ce caractère augmente avec le nombre de cycle, et l'on conçoit que les molécules polycycliques puissent s'adsorber très facilement.

d) La configuration structurale :

L'emplacement des différents sites polaires ou polarisables, la géométrie des molécules interviennent de manière importante dans les phénomènes d'adsorption: la facilité d'adsorption augmente avec la planéité des molécules et certains adsorbants fixent plus facilement les carbures linéaires que les carbures ramifiés.

III.2 Les molécules susceptibles d'être réellement adsorbées :

Pour bien assimiler l'étude, des enquêtes élémentaires s'imposent selon les analyses adoptées.

a) Probabilité d'adsorption des chlorures :

Les chlorures sont des entités ioniques de la forme (A^+ , Cl^-), A étant le contre ion positif. Ils sont plus ou moins adsorbés selon le contre ion positif qui exerce la force dipolaire d'interaction.

b) Probabilité d'adsorption des acides :

L'ion H^+ est facilement adsorbé. Sa grande mobilité et sa petite taille favorisent son interaction avec les sites les plus difficiles d'accès.

c) Probabilité d'adsorption des bases :

L'ion hydroxyde OH^- contenu dans l'eau permet une plus grande ionisation des bases minérales.

d) Probabilité d'adsorption des magnésiums :

Les magnésiums sont en solution sous forme d'ions Mg^{2+} associés aux halogénures, en particulier les chlorures et aux carbonates. Le faible moment dipolaire entre les deux parties des halogénures diminue la probabilité d'adsorption de la combinaison des deux. Au passage dans une colonne de granulométrie modérée, ces molécules ne sont pas adsorbées.

e) Probabilité d'adsorption des calciums :

Les calciums sont dissous dans l'eau sous forme d'ion bivalent Ca^{2+} semblable au magnésium. Son affinité à former le dihydroxyde de calcium le rend sujet à l'adsorption.

f) Probabilité d'adsorption des matières organiques :

Les matières organiques sont adsorbées suivant leurs tailles. Un temps de rétention prolongé garantit un amas micellaire d'énergie qui peut retenir des structures organiques.

IV LES ADSORBANTS :

IV.1 DEFINITION :

L'adsorbant est soit liquide (substrat), soit solide. Dans le cas qui nous concerne, l'adsorbant est solide en forme de grains. On assiste à une réaction solide-liquide, solide-gaz, ou solide-solide. La réaction solide-solide n'étant pas favorable aux conditions du milieu, elle n'a pas lieu de se produire. La cristallisation imparfaite et dissymétrique des grains favorise les molécules tronquées où les liaisons chimiques sont incomplètes [18]. Ces groupements réactifs varient avec le matériau utilisé. Par broyage, on obtient des accidents sur la surface des solides ; ce qui constituent alors les pores d'adsorption physique. Ces composantes reformées présentent des liaisons insatisfaites qui réagissent avec les molécules qui les frôlent

à proximité. Plus il y a de parties tronquées, plus il y a de pores pour servir de sites d'adsorption.

IV.2 LES PARAMETRES :

Les paramètres d'adsorbants à considérer sont leurs natures, leurs masses et leurs isothermes respectifs. Quant à leur activité, elle dépend de leur préparation, et de leur teneur en eau.

La connaissance de quelques matériaux peut donner une idée sur la nature idéale de l'adsorbant [23]. En usage, citons :

- Le charbon actif,
- L'alumine Al_2O_3 ,
- Le gel de silice,
- La terre de Fuller,
- La terre à diatomée,
- Le tamis moléculaire,
- Les résines à macropores,
- Les résines à macropores échangeuses d'ions
- Le dioxyde de manganèse
- Les floccs de sulfate d'aluminium
- Les silices activées

Le tableau suivant donne les caractéristiques des adsorbants en usage. La mesure de la surface BET est surtout destinée au charbon actif par l'azote gazeux mais sert à comparer le pouvoir adsorbant des autres matériaux.

ADSORBANTS	SURFACES BET en m^2/g
Charbon actif	400 - 1500
Terre à diatomées	200
MnO_2	100 - 300
SiO_2 activée	250
$FeOOH$	250 – 320
Hydroxyde de fer fraîchement précipité	300
Floc d'hydroxyde d'aluminium	50 – 100
Acides humiques édaphiques	1900
Kaolinite	10 – 50
Illites	30 – 80
Montmorillonite	50 -150
Calcite ($< 2 \mu m$)	12,5

Tableau 5 : Caractéristiques de quelques adsorbants utilisés dans le traitement de l'eau potable.

Concernant la nature des adsorbants utilisés, on a le gravier, le sable, l'argile et le charbon. Leurs compositions minéralogiques expliquent leurs intérêts.

a) Le gravier pétri (G)

C'est un matériau meuble constitué de fragments de roches et de minéraux, composant les bétons en maçonnerie. Il est produit par l'érosion et le gravier de Madagascar est transporté par l'eau donc il est usé et arrondi [15].

b) Le sable fin (S)

Le sable fin est composé de quatre minéraux durs essentiels :

- Le quartz à base de silice.
- Le mica à base de silicate d'aluminium.
- Le feldspath à base d'aluminosilicates de potassium, de sodium et de calcium.
- La magnétite à base d'oxyde naturel de fer Fe_3O_4 .

c) L'argile broyée à partir des briques de maçonnerie (A)

L'argile ordinaire est un mélange de kaolin qui est composé par le kaolinite, phyllosilicate hydraté de formule $\text{Al}_2\text{Si}_2\text{O}_5(\text{OH})_4$ formé par la décomposition de silicates d'aluminium, notamment le feldspath [15]. Matériau qui présente des microcristaux très actifs pour adsorber, l'argile a servi à nettoyer les étoffes et dégraisser les laines [3].

d) Charbon de bois (C)

Le charbon est constitué de 78 % de carbone, 7,3 % de cendres, 6,4 % d'oxygène, 5 % d'hydrogène, 1,4 % d'azote, 1,2 % d'humidité et de 0,7 % de soufre [15]. Il a été en cours depuis 1910 pour enlever les chlores de l'eau et bien plus tôt pour son pouvoir de décoloration. [23]. C'est à partir de 1930 qu'il laisse place au charbon actif qui est justement une forme améliorée du charbon de bois.

La granulométrie est présentée en échelle limitée, notamment pour les grains de sables.

On peut classer les adsorbants suivants leur porosité ou le rayon moyen r [1, 11]:

- l'adsorbant microporeux, de porosité inférieure à 1,5 nm ou $r \leq 20$ nm
- l'adsorbant mésoporeux, de porosité entre 1,5 et 30 nm ou $r = 100$ nm
- l'adsorbant macroporeux, de porosité supérieure à 30 nm ou $r \geq 1000$ nm

Chapitre V : LA FILTRATION

I DEFINITION :

La filtration est le phénomène certain qui se déroule dans les colonnes dès lors qu'on utilise des matériaux filtrants, de pores minuscules qui laissent un nombre limité de produits passer. Cette sélectivité constitue l'atout de la méthode.

La filtration lente est une méthode d'épuration biologique qui consiste à faire passer l'eau à traiter à travers un lit de matériau filtrant [17].

Au cours de ce passage, la qualité de l'eau s'améliore considérablement par la diminution du nombre de micro-organismes (bactéries, virus, kystes), par l'élimination de matières en suspension et colloïdales et par des changements dans sa composition chimique. A la surface du lit se forme une mince couche appelée "membrane biologique". Cette mince couche superficielle est essentielle, car c'est là que le processus d'épuration se déroule.

La filtration permet d'extraire les particules de l'eau. Chaque système de filtration est conçu pour une utilisation déterminée de l'eau. (Par exemple: usage domestique, eau potable, agriculture, industrie, etc.).

II LES FILTRES :

Il est possible de classer les filtres en deux types :

- Les filtres rapides traditionnels.
- Les filtres biologiques.

II.1 LES FILTRES RAPIDES TRADITIONNELS

On les appelle aussi des filtres fermés. Il y a capture des particules de la solution en dépit de la vitesse d'écoulement élevée, soit 30 à 70 m/h [17].

a) Utilisation du sable ou du gravier

Les couches de sable et de gravier sont disposées en fonction de leur densité et de leur taille. Elles sont utilisées pour des eaux faiblement chargées de matières solides en suspension, l'eau dans ce cas est envoyée sous pression à travers le lit de sable disposé dans des réservoirs clos réalisés par chaudronnerie ou en résine armée de fibres de verre [10]. Ces couches captent et extraient les particules présentes dans l'eau qui s'écoule assez rapidement (de 5 à 30 mètres à l'heure).

Le sable et le gravier captent :

- les petits insectes et organismes
- les algues
- les zooplanctons
- les poussières en suspension
- les particules de « floc » formées par un prétraitement de coagulation
- toute autre particule plus grosse présente dans l'eau

Il n'est pas à exclure le cas où le filtre laisse passer certains organismes et matières solubles (par exemple: les bactéries et l'arsenic) ; tandis que les particules captées s'y accumulent et finissent par l'obstruer. C'est la saturation. La filtration effectuée au delà du point de saturation n'est plus valable car le filtre est désormais ralenti.

Le lavage de ces filtres est effectué par inversion du courant d'eau avec éventuellement injection d'air comprimé et les impuretés sont rejetées à l'égout avec l'eau de lavage [10].

b) Utilisation du charbon

- Cas du charbon actif :

Le charbon actif en grain permet de capter certaines particules, mais ce type de filtre fonctionne principalement par adsorption; procédé par lequel les organismes vivants en présence dans l'eau se fixent aux grains de charbon [17]. Ce procédé aide à éliminer la couleur, le goût, l'odeur et les autres perturbations liées à la matière organique. Utilisé également comme catalyseur, il permet d'éliminer le chlore résiduel et les chloramines [10].

- Caractéristiques des filtres au charbon :

- Durée ou temps de contact :

La durée ou le temps de contact peut varier de 10 à 20 minutes. Si la matière organique n'est pas en contact suffisamment longtemps avec les grains de charbon, elle ne sera pas adsorbée et passera à travers le filtre.

Le filtre laisse passer certains organismes et matières solubles (p. ex. les bactéries et le calcium) :

- matières organiques
- autres particules
- micro-organismes

Régénération

Une fois que le charbon atteint sa capacité d'adsorption, on dit qu'il est *épuisé*. Les matières organiques passent alors à travers le filtre.

Les filtres au charbon doivent être régulièrement nettoyés à contre courant pour les débarrasser de toute accumulation de particules captées. Les filtres domestiques s'épuisent en un ou deux mois.

Il est à noter que le nettoyage à contre courant n'élimine pas la matière adsorbée sur le charbon. Ainsi, il faut remplacer ou régénérer le charbon épuisé. Seules les grandes usines de traitement des eaux ont la capacité de régénérer le charbon.

Après la filtration sur sable, sur gravier ou sur charbon, une eau malsaine peut encore garder le risque d'infection. L'eau doit être soumise à des procédés de traitement supplémentaires, de désinfection notamment, avant d'être jugée potable ou propice à l'utilisation domestique.

II.2 LES FILTRES BIOLOGIQUES

Il y a capture des particules à une vitesse d'écoulement assez lente. La particularité des filtres biologiques est l'existence des organismes vivants sur leurs surfaces. Ils participent à la purification de l'eau par photosynthèse, par exemple.

a) Utilisation du sable

Les filtres à sable lents biologiques fonctionnent principalement grâce à l'activité biologique, mais également au captage de particules dans le filtre à sable. Les filtres lents sont utilisés pour des eaux moyennement et fortement chargées en matières solides en suspension, l'eau dans ce cas percole par gravité à travers le lit de sable disposé dans des grands bassins ouverts à l'air libre [10].

- Les caractéristiques des filtres à sable biologiques :
 - La granulométrie du sable : le sable est fin
 - la vitesse de filtration lente et continue

À mesure que l'eau passe à travers le filtre, un film constitué de poussière, de débris et de micro organismes vivants et en décomposition, s'accumule à la surface du sable. Il s'agit du film biologique. La poussière, les particules et les micro-organismes naturels s'accumulent dans cette pellicule et contribuent à la filtration, mais ils en ralentissent le débit. Par conséquent, les filtres de ce type sont de plus grande taille que les filtres rapides. La lenteur

du débit de filtration (0,1 à 0,3 m/h) et l'existence du film biologique, rendent ce type de filtre très efficace pour extraire les particules minuscules de l'eau.

Les micro-organismes qui se développent dans le film biologique et dans les 300 premiers millimètres de la couche de sable captent et décomposent d'autres micro-organismes, minéraux ou nutriments, notamment le fer et l'arsenic. Le filtre laisse passer certains organismes et matières solubles (par exemple : les bactéries et le calcium).

- Régénération :

À force de fonctionner, le filtre finit par s'obstruer. L'eau ne réussit plus à passer lorsque le film biologique devient trop épais ou dense. Pour remédier à l'obstruction, il faut enlever le film biologique et gratter les premiers centimètres de sable.

Les filtres à sable lents ne fonctionnent pas bien si l'eau brute est trop sale ou trouble.

b) Utilisation du charbon

Le fonctionnement des filtres au charbon biologiques est semblable à celui des filtres au charbon traditionnels :

- l'eau passe lentement à travers un filtre au charbon actif en grain;
- les matières organiques solubles se fixent au charbon.

La différence entre les filtres au charbon biologiques et traditionnels est que les premiers sont conçus pour tirer profit de l'activité biologique. Les micro-organismes se développent dans les nombreuses fissures à la surface des grains de charbon et se nourrissent de matières organiques dissoutes, de minéraux et d'autres micro-organismes présents dans l'eau à filtrer.

- ◆ Les caractéristiques des filtres au charbon biologique :

- le type de charbon actif : le charbon actif est en grain.
- la durée ou le temps de contact
- l'activité biologique continue.

Le filtre laisse passer certains organismes et matières solubles (par exemple : les bactéries et le calcium).

La biodégradation demande une durée de contact de 30 à 60 minutes (ce délai est encore plus long dans le cas de filtres domestiques); par conséquent, les grains de charbon actif des filtres biologiques sont bien plus gros que ceux des filtres au charbon traditionnels.

♦ Durée de vie :

Un filtre au charbon biologique bien conçu, peut fonctionner efficacement durant sept ans avant que l'on doive remplacer le charbon, alors que les filtres au charbon traditionnels s'épuisent en un ou deux mois.

En se nourrissant d'une partie de la matière organique accumulée, les micro-organismes régénèrent « biologiquement » la capacité des grains de charbon d'adsorber plus de matière organique.

Le nettoyage à contre courant périodique des filtres par soufflerie d'air et retour d'eau, extrait les particules et les micro organismes en décomposition qui s'y sont accumulés ; toutefois il n'élimine pas la matière adsorbée sur le charbon.

III AUTRES FILTRES :

III.1 Filtre à cartouche

Ce type de filtre est constitué d'une enveloppe sous pression contenant une ou plusieurs cartouches filtrantes destinées à retenir les impuretés. Les finesses de filtration sont variables, le plus souvent de 5 à 80 microns, selon la texture du matériau qui constitue la cartouche (papier plissé, feutre, fils bobinés).

Les cartouches doivent être remplacées régulièrement, en fonction de leur état d'encrassement qui fait augmenter la perte de charge [10].

III.2 Filtre de neutralisation

La neutralisation permet d'ajuster le pH d'eau trop acide. Pour réaliser cette neutralisation, l'eau percole dans un filtre contenant du calcaire d'origine marine et offrant une grande surface de contact ; le gaz carbonique est ainsi neutralisé et l'eau atteint son pH d'équilibre. Ce procédé est aussi utilisé pour neutraliser des eaux de rejet trop acides. Dans ces filtres de neutralisation, on peut également employer du marbre concassé à la place du calcaire marin [10].

DEUXIEME PARTIE
TRAVAUX PERSONNELS

SECTION 2-A'

ETAPES EXPERIMENTALES A L'UTILISATION DU GRAVIER, DU SABLE, DE L'ARGILE ET DU CHARBON POUR LE TRAITEMENT DE L'EAU

INTRODUCTION

Dans notre étude, nous allons optimiser l'activité des matériaux étudiés. Les conditions de l'expérience sont établies pour renfermer toutes les opérations offertes par une usine de traitement d'eau à l'issue de la filtration et de l'adsorption. L'idée est d'utiliser des éléments faciles à se procurer et qui existent en quantité abondante et dont l'utilisation ne peut nuire à l'environnement. Le choix des adsorbants est alors aléatoire. On évite d'étaler grossièrement des couches dans le simple but de reproduire les roches sédimentaires de la nature. Or le recours aux graviers, aux sables, à l'argile et au charbon fut longtemps l'usage pour le traitement de l'eau, à cause de leur faculté de filtration et plus tard, le phénomène d'adsorption a été observé sur le charbon et l'argile. La préparation des matériaux se fait en deux étapes indépendantes : l'activation et le lavage non destructif.

Chapitre VI : L'ACTIVATION

L'activation des matériaux utilisés consiste à favoriser les deux phénomènes physiques : la filtration et l'adsorption, c'est-à-dire, en créant respectivement une granulométrie et une porosité optimale. Toutefois, certains adsorbants ont la surface des pores déjà fonctionnalisée par des groupements hydroxyles permettant la formation de liaisons hydrogène, tandis que d'autres adsorbants possèdent une structure ionique qui conduit à la présence de champ électrique intense dans les pores [18].

I GENERATION DES MATERIAUX :

I.1 Le gravier :

Le gravier qu'on utilise provient d'un chantier de construction de bâtiment situé aux environs d'Antananarivo. Les grains résultent déjà d'un concassage énergétique des pierres lorsqu'on procède à différents tamisages sur tôle perforée à différents diamètres. On obtient trois calibres distincts : du poussiéreux au gravât. Les plus gros grains sont mis à l'essai en premier. Ils sont placés dans les plus grandes colonnes pour que le vide entre la paroi des colonnes et les reliefs des grains piège les particules de l'eau.

I.2 Le sable :

Le sable provient des gisements fluviaux d'Antananarivo. On pratique le tamisage pour enlever les débris, les brins d'herbes et les autres grains. Le sable est surtout rodé par le long parcours des rivières et présente ainsi une structure plus arrondie par rapport aux sables

nouvellement formés et par rapport aux graviers de maçonneries. Cela ne signifie pas que la surface du sable soit lisse, elle est arrondie, c'est-à-dire que la répartition et les tailles des pores sont plus ou moins égales. Selon la durée d'érosion subie par les grains de sables, ces pores sont grands ou petits et ainsi, la sélection des macromolécules adsorbables est plus uniforme. On utilise la même granulométrie et la même nature de sable tout au long des expériences.

1.3 L'argile :

On broie des briques de maçonnerie pour obtenir le matériau expérimental. Les grains intermédiaires sont rares à cause du broyage manuel. On introduit alors les plus gros grains dans les plus grandes colonnes mais la fragilité de l'argile la réduit à la formation de boues et à la modification totale de la granulométrie après quelques minutes d'utilisation seulement. On va considérer cet état final comme sa forme la plus opérationnelle, soit sa forme activée. Pour limiter son érosion, on place un tampon d'ouate à la base de la colonne.

1.4 Le charbon :

Le charbon utilisé comme filtre résulte du broyage manuel du charbon de bois des banlieues suburbaines d'Antananarivo. Nous obtenons alors trois calibres différents. Il ne subit aucun réchauffage supplémentaire à celui qui a servi à la carbonisation des masses végétales. On écarte ensuite les impuretés par flottation dans l'eau en dépit de la confusion avec les particules de charbon. Dans un grand bain, les brins d'herbes et les masses plus légères restent à la surface de l'eau, tandis que les grains de charbon sédimentent lentement vers le fond. On rejette l'eau en surface et le charbon humide est immédiatement introduit dans les colonnes. On laisse l'eau s'infiltrer lentement permettant ainsi au charbon de se structurer. La partie inférieure de la colonne de charbon ne devant pas être perturbée ou trop mobile au risque de soulever ou de gonfler le tampon d'ouate.

A part le sable, les matériaux qu'on utilise ont tous été l'œuvre de pressage et de broyage au pilon. Les accidents faciaux sont fréquents à chaque morceau éparpillé. Ces accidents faciaux constituent les pores d'adsorption. Il existe néanmoins des limites pour cette formation de pores. Plus les accidents sont importants, plus les sites sont impraticables.

II **INSTALLATIONS :**

II.1 **INSTALLATION D'ECHELLE :**

On pratique sur des colonnes de tailles différentes pour mieux apprécier la différence relative à un changement d'échelle. L'adsorbant est placé dans des colonnes de hauteurs et de diamètres différents. La filtration rapide est conditionnée par des grains de granulométrie élevée. On utilise alors les grains de plus grands calibres, sauf le cas échéant où l'on ne dispose que de granulométrie unique, comme le cas du sable.

On utilise des tuyaux PVC de 50 mm Ø, répartis à deux hauteurs différentes de 40 et 80 cm, et contenant des adsorbants selon le tableau suivant :

adsorbants	abréviation	h = 80 cm (.4)	h = 40 cm (.2)
gravier	(G.)	G(4)	G2
sable	(S.)	S(4)	S2
argile	(A.)	A(4)	A2
charbon	(C.)	C(4)	C2

Tableau 6 : Installation des filtres

Le volume et la masse des adsorbants sont des paramètres qui servent à évaluer la microporosité qui est une référence pour les comparaisons. Bien que la mesure des surfaces spécifiques nécessite des expériences sur FTIR ou par méthode de gaz azote, on a évalué les données suivantes relatives aux adsorbants.

	VOLUME (ml)	VOLUME (ml)	MASSE (g)	
G4	1 306,00	1 062,33	1 364,17	1,28
G2	645,50	335,00	430,18	1,28
S4	1 306,00	1 062,33	1 407,80	1,33
S2	638,33	335,00	443,94	1,33
A4	1 306,00	1 062,33	713,67	0,67
A2	637,00	335,00	225,05	0,67
C4	1 306,00	1 062,33	218,27	0,21
C2	655,33	335,00	68,81	0,21

Tableau 7. Caractéristiques des adsorbants utilisés dans l'optimisation d'échelle

Pour activer le système et pour pouvoir observer l'effet de l'échelle, on verse l'eau distillée de conductivité $0,1 \mu\text{S} \cdot \text{cm}^{-1}$ dans les huit colonnes et on filtre. L'activation de chaque colonne est alors jugée sur la stabilisation des eaux de lavage sortant de chacune d'elles. Un moyen exploitable est la mesure de la conductivité des éluats. Le conductimètre utilisé est un conductimètre portable OAKTON TDSTestr 1®. Il mesure les solides dissous totaux avec

ATC. Il est périodiquement étalonné avec une solution standard de chlorure de potassium KCl OAKTON ® de 447µS à 25°C.

Une série de mesures conductimétriques aboutit aux résultats suivants :

	G		S		A		C	
	G4	G2	S4	S2	A4	A2	C4	C2
Conductivité finale (µS.cm ⁻¹)	40	40	40	40	80	50	100	50
Interdépendance de minéralisation	Néant		Néant		Proportionnelle à l'échelle		Proportionnelle à l'échelle et décroît avec le temps	

Tableau 8 : Convergence des conductivités des colonnes

Les eaux de lavage sortent avec des conductivités supérieures (Annexe page 2, tableau 1). Le lavage dépense une dizaine de litres d'eau distillée et de mouillages durant une dizaine de jours pour aboutir aux résultats nets et stables. Il est nécessaire de procéder au hasard pour trouver le débit idéal pour stabiliser la réaction de chaque colonne.

a) Minéralisation du charbon

Le cas du charbon démontre la dégradation par unité de surface. On remarque que la colonne C4 débite de l'eau à 100µS/cm et une taille réduite de moitié débite de l'eau deux fois moins minéralisée. Les particules d'eau s'enrichissent en minéraux libérés par unité de particules de charbon. Sachant qu'on part d'une eau distillée donc très peu chargée, ce phénomène peut être attribué à deux états du charbon :

- La fragilité et la sensibilité à l'érosion.
- Le gonflement de la structure organique permettant le cumul des éléments dissous.

Au début, le charbon est plus minéralisé qu'à la fin. On peut l'expliquer par la structuration. Ensuite, après chaque repos de 24 heures, sa conductivité présente une petite hausse puis continue une décroissance temporelle semblable à la veille. Sa conductivité se stabilise aux valeurs présentées par le tableau 8 précédent. On peut en déduire que la dessiccation provoque un décapage particulier sur le charbon. Les pores sont très développés avec un volume variable. Pour obtenir des améliorations continues, on doit éviter ce décapage par dessiccation en conservant le filtre au charbon de bois avec de l'eau qui l'immerge.

b) Minéralisation de l'argile

Concernant l'argile, on peut également affirmer l'action de l'érosion sur les grains. Les colonnes A4 et A2 ont été alimentées par des grains d'argile de tailles relativement grossières. Sa minéralisation est toute au moins inférieure à celle du charbon. On constate que la minéralisation est proportionnelle à la hauteur des colonnes. En faisant la moyenne, on

obtient la stabilisation finale de la minéralisation. C'est l'épuisement de l'argile. La variation fréquente des minéralisations, à pression constante, avant cette stabilisation se traduit par l'existence du gonflement réel et montre le pouvoir adsorbant des grains d'argile (annexe p.2). Il est ainsi évident que la minéralisation dépend du volume et de la pression superficielle appliquée sur chaque grain.

Le charbon et l'argile sont des filtres rapides traditionnels. Pour favoriser l'adsorption, on réduit la granulométrie des grains au risque de ralentir le passage dans ces colonnes.

c.9) Minéralisation du gravier et du sable

Concernant le gravier et le sable, on s'aperçoit que la minéralisation est constante quelque soit la dimension de la colonne. Ce sont des filtres biologiques. Une molécule d'eau minéralisée par une unité de surface ne peut plus l'être sur une autre. L'eau circule à l'intérieur des interstices minéraux en étant « étranglée » et se déplace avec un état limité de minéralisation. On remarque que cet effet dépend plus de la dimension des grains. Les cristaux des minéraux sont solides et ne peuvent se rétracter ni pour s'inviter d'autres cristaux, ni pour élargir la voie de l'éluat.

Cette situation n'est pas valable pour l'argile et le charbon qu'on suppose dotés de volumes dilatables. Soit ils ouvrent la voie à de plus grosses molécules d'eau reminéralisée en se rétractant soit réciproquement, les molécules peuvent se serrer pour se dégager de la pression en hauteur de colonne.

Dans ces filtres rapides, le processus est plutôt physique que chimique. En effet, le débit incontrôlé des colonnes ne laisse pas le temps aux particules de s'adhérer à la surface des adsorbants. La chimisorption est évaluée comme nulle tandis que l'adsorption physique est propice à cause des écoulements en interface.

II.2 INSTALLATION EXPERIMENTALE :

On transvase les adsorbants dans des colonnes en verre avec des granulométries plus petites sur la base des observations faites lors de l'optimisation d'échelle. L'utilisation du verre nous permet de mesurer la variation du volume des adsorbants au cours des opérations et ainsi de confirmer la structure compacte ou non des matériaux. Des tampons d'ouates sont placés en dessous des structures pour empêcher la fuite des grains. On humidifie au préalable les tampons pour ne pas laisser du vide qui décontracterait les matériaux dans le sens de la

pesanteur. En effet, la dilatation réelle du sol n'est pas supposée se faire vers le bas sous l'influence de l'humidité mais vers le haut. On peut désormais apprécier le réarrangement des grains dans la colonne et la vitesse de déplacement du liquide. On peut aussi observer les pores aérés qui sont susceptibles d'emmagasinier des gaz et occuper les vides nanométriques sensés exercer les forces d'adsorption. Les colonnes sont de même volume et la pression d'eau en hauteur est ainsi la même. La lenteur d'action de l'argile à une granulométrie de 1 mm peut affecter les résultats, en conséquence, on doit faire une conversion pour approcher le temps de rétention des autres colonnes. En effet, le temps de rétention prolongé dans l'argile compense le temps de contact des autres adsorbants avec leurs substrats.

Les colonnes définies suivantes sont celles utilisées pour pratiquer les expériences proprement dites relatives aux traitements de l'eau et sa revalorisation, notamment aux optimisations combinatoires. Les masses et volumes ainsi que les granulométries explicités dans le tableau 9 suivant sont leurs valeurs respectives initiales avant lavage. Les granulométries ont été mesurées à l'aide de tamis normalisés.

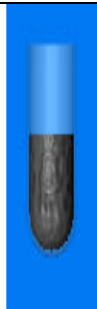
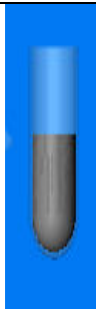


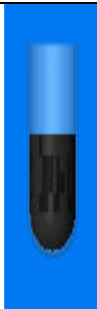
	Installation Expérimentale				Réf
					
	C	G	A	S	C*
Masse (g)	44,48	275,02	71,98	285,76	
Volume (cm ³)	211,82	214,86	107,43	214,86	242,07
Circonférence (cm)	19,5	15	15	15	19,5
Hauteur (cm)	7	12	6	12	8
Granulométrie (mm)	2 - 4	2 - 4	1 - 4	2 - 4	

Tableau 9 : Caractéristiques des filtres pour l'installation expérimentale

On initialise le débit idéal pour le traitement de l'eau par filtre ou adsorption à 6 litres à l'heure, soit trois gouttes par seconde. On limite à cette valeur les colonnes qui débitent à un rythme supérieur à l'aide d'un robinet, tandis que celles qui débitent moins, gardent le temps de rétention comme déterminant de la filtration et de l'adsorption, tel est le cas de l'argile.

III LES CONTRAINTES :

A force de broyage poussé, les matériaux peuvent devenir poudreux et difficiles à maintenir stables dans les colonnes. Tel est le cas de l'argile qui devient soluble dans l'eau.

Souvent lorsque les pores sont trop développés, ils deviennent des liants entre les interstices des grains de telle sorte que l'adsorbant s'épuise très vite et dont la régénération est non rentable. On a pu le constater pour le cas du gravier qui tenait le record du temps de rétention pendant l'optimisation d'échelle, pour la colonne G4. En effet, on suppose qu'à la surface rugueuse du gravier s'ajoute la pression exercée par la colonne rallongée. La force exercée par unité de surface devient alors très déterminante des fissurations et des canalisations interstitielles. Il se peut même qu'on aboutisse à une structure cimentée et compacte imperméable à l'eau.

Lorsque les pores sont trop grands au contraire, on observe de l'érosion et de la filtration rapide. C'est le cas de l'argile grossier qu'on a introduit dans A4. Le flux de l'eau agresse la surface et la polit des troncatures. Il est ainsi nécessaire de réduire la granulométrie pour passer à la filtration lente et à l'adsorption.

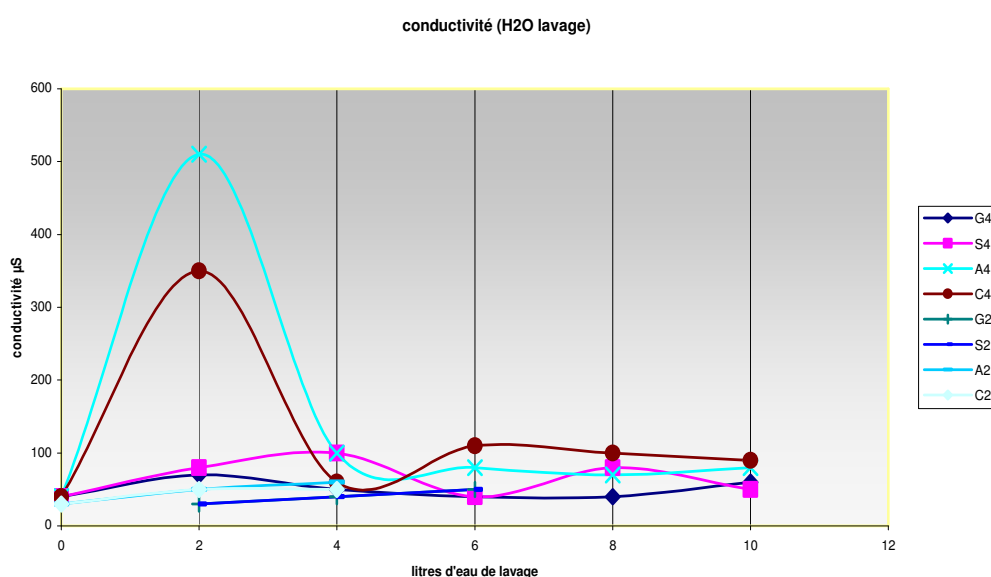
Pour demeurer fidèle à la filtration naturelle, on n'utilise aucun mode d'activation particulier. L'utilisation du système est prévue se faire à la température ambiante et de ce fait, on recourt à l'activation physique de l'adsorption et de la filtration. C'est ainsi qu'on augmente la microporosité en priorité.

Chapitre VII : LAVAGE NON DESTRUCTIF

I ETAT DES MATERIAUX :

I.1 Conductivité des eaux de lavages :

Lorsque les matériaux sont installés dans les colonnes, on les arrose continuellement à l'eau du robinet. Les eaux de lavage prennent la teinture des adsorbants et on continue le lavage jusqu'à ce que la limpidité soit remarquée. On opère sur quatre adsorbants différents qui sont en phase de dégradation constante au cours du lavage de préparation et pendant l'opération. Sur le graphe 1 suivant, on observe une stabilisation de la conductivité d'une eau distillée sortant de chaque colonne.

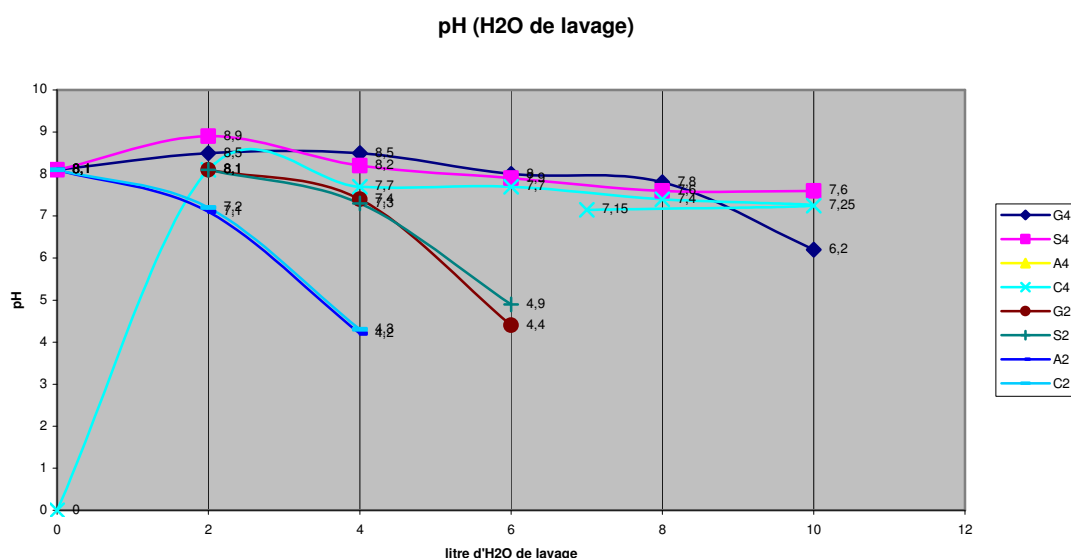


Graphe 1 : Variation de la conductivité de l'eau distillée sortant des colonnes de gravier, de sable, d'argile et de charbon.

Au début, l'eau distillée a une conductivité de $0,1 \mu S.cm^{-1}$. On observe une irrégularité au début du lavage associée au réarrangement de la structure. En effet, les plus petits grains sont entraînés par l'eau vers le fond, constituant ainsi un filtrage graduel qui ménage aussi l'adsorption. Quand les plus petits grains auront tous migrés vers le fond, la dilatation de la colonne peut être perçue en hauteur sauf pour le cas du charbon où la densité inférieure à l'eau provoque un réarrangement à chaque fois qu'on alimente la colonne en eau. Toutefois, le lavage permet une stabilisation de la couche inférieure du charbon qui reste immobile pendant le ravitaillement de la colonne. Si on laisse l'eau dans le charbon se clarifier pendant un temps de contact suffisant, la surface du charbon se stabilise et crée même un partage ou une décantation.

1.2 pH des eaux de lavages :

La mesure du pH montre une diminution au cours du temps, qui révèle aussi l'instabilité des matériaux, surtout le charbon et l'argile. Lorsque le pH diminue, c'est qu'on perçoit l'adsorption des ions hydroxydes ou la désorption des protons. Ces situations peuvent se produire si l'adsorbant est acide ou lorsque les sites d'adsorption des protons sont occupés. Le pH est mesuré avec un pH-mètre portable OAKTON pHTestr 2® avec compensation automatique de la température (ATC). Il est périodiquement étalonné avec des solutions tampons HACH® de pH 4, 7 et 10. La variation des pH est montrée dans le graphe 2 suivant :



Graphe 2 : Variation du pH de l'eau distillée sortant des colonnes de gravier, de sable, d'argile et de charbon.

A2 et C2 sont concernés par cette activité tandis que leurs homologues plus hauts s'acidifient plus tard. On constate que les paramètres de l'eau débitée par ces colonnes dépendent désormais de la possibilité de leur dilatation spatiale pour adsorber ou non les ions H^+ et les ions OH^- .

II LIMITATION DE LA DEGRADATION :

Sachant qu'en versant de l'eau distillée de conductivité $0,1 \mu S/cm$, l'éluat sortant de chaque colonne migre vers la valeur de $10 \mu S$. La minéralisation est critique. Pour mener à terme l'étude, on considèrera cette minéralisation comme tolérable et reflète une dégradation naturelle des matériaux, et ne nuit en aucune manière l'objectif d'obtenir de l'eau potable et son amélioration. Pour se fixer sur la nature de cette dégradation, la suite de l'étude consistera à mettre au point le fonctionnement de l'adsorption avec des analyses chimiques et l'optimisation par combinaison des colonnes.

Deux cas ont été adoptés : la combinaison résultant des expériences au laboratoire et la combinaison tirée de la littérature.

II.1 COMBINAISON A PARTIR DES RECHERCHES BIBLIOGRAPHIQUES :

On verse l'eau dans la colonne de gravier, ensuite elle passe en co-courant dans le charbon de bois et l'argile pétrie à partir de briques de maçonnerie. Ensuite elle remonte en contre courant dans le sable pour ressortir à un certain niveau de décantation.

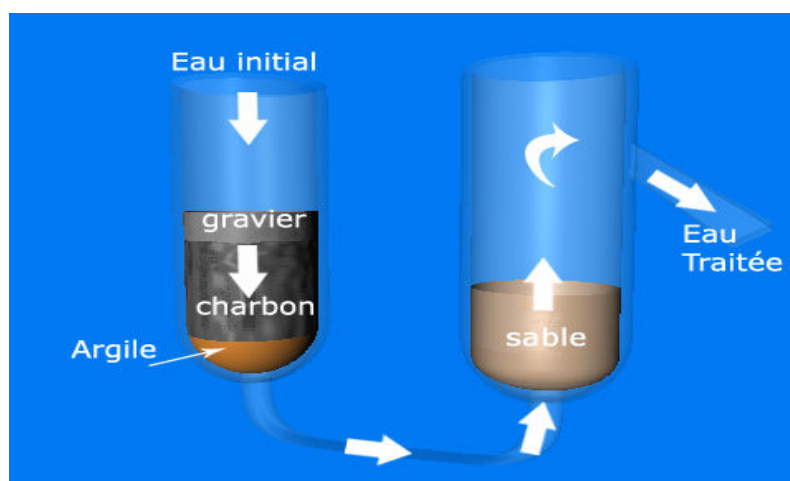


Figure 2 : Montage du système GCA \bar{S} : Gravier – Charbon – Argile – Sable en contre courant.

Les paramètres relatifs aux différentes couches de filtres sont classés dans le tableau suivant :

	Installation 1			
	G	C	A	\bar{S}
Masse (g)	135,56	171,57	70,96	1445,24
Volume (cm ³)	105,90	817,00	105,91	1086,65
Circonférence (cm)	19,5	19,5	19,5	25,5
Hauteur (cm)	3,5	27	3,5	21
Granulométrie (mm)	2 - 4	2 - 4	1 - 4	2 - 4

Tableau 9 : Paramètres des couches dans GCA \bar{S}

Dans ce système, les matériaux gonflants sont emprisonnés sous la pression du gravier et de l'eau. Ce système confère au charbon et à l'argile le système de relais. L'idée est de dégonfler le charbon lorsque l'argile s'imbibe d'eau. Au début, on verse l'eau modérément de manière à faire monter la structure de gauche jusqu'à remplir la couche relative au charbon. Par ailleurs, à cause de la lenteur de la filtration sur l'argile, on prend un laps de temps pour laisser le contact s'établir. On constate que la place de l'argile permet d'éviter que l'eau revienne en sens inverse. Mais lorsque le processus de dégonflement du charbon commence, on alimente en eau la colonne de gauche en augmentant ainsi la pression, et poussant nécessairement l'eau débitée par l'argile à sortir par le sable en contre-courant.

II.2 OPTIMISATION EXPERIMENTALE DE LA DUREE DE CONTACT :

Selon la taille des grains, la filtration au sable et au gravier relève de la filtration biologique tandis que celle au charbon est une filtration rapide. L'expérience consiste à combiner les quatre colonnes pour optimiser la qualité de l'eau. Pour ce faire, on procède à des lavages successifs à l'eau distillée. Les colonnes sont gardées immergées et on laisse la solution adhérer aux filtres pendant un court instant. Ce court instant est le temps de contact qui s'ajoute à la durée du débit de l'eau. La durée de contact est optimisée pour chaque colonne à l'aide de l'expérimentation.

Chaque colonne est remplie d'eau pendant 5, 10, 20 et 40 minutes, ensuite on mesure les minéralisations conséquentes à ces séries de durées de contact. La mesure de la conductivité des eaux de lavage sortant de chaque colonne est explicitée au tableau 10.





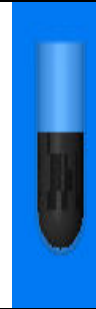
	Expérience 1	Modèle expérimental				Réf
						
Contacts (mn)	\bar{S}	C	G	A	S	C*
5	30	80	40	60	80	30
10	20	30	10	40	80	20
20	30	-	-	-	-	20
40	-	70	20	45	80	-

Tableau 10 : Conductivité en $\mu\text{S.cm}^{-1}$ des éluats sortant des colonnes pour 5, 10, 20 et 40 minutes de contact d'une eau distillée $0,1 \mu\text{S.cm}^{-1}$ avec l'adsorbant.

A 5 minutes, la minéralisation est supérieure ou égale à 40 mg/l pour C, G, A et S puis à 10 minutes, elle diminue pour ensuite remonter sauf pour le sable. D'après ce tableau, la dégradation minimale est à 10 minutes de contact, là où les minéralisations pour chaque colonne sont au minimum. On remarque que le charbon actif de référence C*, reste résistant à l'empoisonnement de sa surface.

a) Conséquences du sens de courant

Un point supplémentaire à interpréter est la différence qu'a engendré le sens du courant de circulation pour le filtre à sable. Le sable à contre courant \bar{S} , débite de l'eau moins minéralisée que le sable à co-courant. Cette différence permet de caractériser les

éléments qui subissent l'érosion dans le sable. En effet, le lavage du sable par l'eau entraîne forcément les minéraux à se détacher. Pour ces minéraux dans le système à contre courant, au lieu de suivre le circuit ascendant de l'eau, leur masse les oblige à descendre suivant la pesanteur. Ainsi on assiste à l'opposition de la force de sédimentation avec l'inverse de la pesanteur dans la colonne de sable à contre courant. Une eau propice à la sédimentation et l'adsorption sur sable donne une minéralisation minimale. C'est le cas de l'eau avec une forte dureté calco-carbonique, qui a tendance à solidifier les carbonates de calcium sur les solides en suspension. C'est la nucléation. A partir d'une certaine valeur de la dureté, l'eau est pratiquement saturée ou concentrée en solides encrassant les minéraux. Les solides formés sont massifs et s'écroulent donnant ensuite une eau à la fois déminéralisée et adoucie.

Toutefois, on constate que des minéraux hydratés ou des électrolytes arrivent à accompagner l'eau en surface pour donner cette minéralisation de 20 $\mu\text{S}/\text{cm}$ contre 80 $\mu\text{S}/\text{cm}$ pour le sable à co-courant.

b) Saturation par prolongement du temps de contact : l'argile et le gravier :

La conductivité des eaux débitées par le charbon, l'argile et le gravier dépend du temps de contact. L'existence de ce minimum à 10 minutes s'explique de différentes manières suivant le matériau. On suppose que le charbon et l'argile se dilatent et par ce fait il arrive un moment où un temps de contact prolongé sature les pores. La capacité des vésicules dilatables permet d'accepter un grand cumul de minéralisation de l'eau. Un facteur cinétique est mis en évidence. L'adsorption met un long moment à s'établir pour des molécules éloignées de leurs parois, mais le fait est qu'une attraction s'établit. Une durée prolongée provoque un écartement exceptionnel entre les pores de la surface. Cet écartement ne permet plus d'exercer les tensions superficielles. A cause de la pression d'eau en hauteur, les molécules enrichies sont désorbées et reminéralisent l'adsorbat avec les particules minérales de l'argile.

Pour le gravier, les grains sont sensés former des canaux moléculaires solides. La reminéralisation au bout de 20 minutes est plutôt attribuée à une érosion superficielle.

II.3 PROBLEME D'OPTIMISATION :

La minéralisation est proportionnelle à la conductivité. Sa valeur ne doit pas être négligée par rapport aux normes admises. L'adaptation à une utilisation communautaire exige la minimisation de la minéralisation des matériaux. En effet, on constate que l'eau distillée se recharge d'électrolytes au passage dans les colonnes. Il est jugé nécessaire de minimiser cette conductivité de sortie.

III MINIMISATION DE LA MINERALISATION:

III.1 PRINCIPE :

On part toujours d'une eau distillée dont la conductivité mesurée est de $0,1 \mu\text{S}/\text{cm}$. On la laisse s'infiltrer dans chacune des colonnes G, S, A, et C en mode co-courant. L'ordre pris pour le cycle est d'abord pris au hasard. Le schéma de la méthode est montré dans la Figure 3.

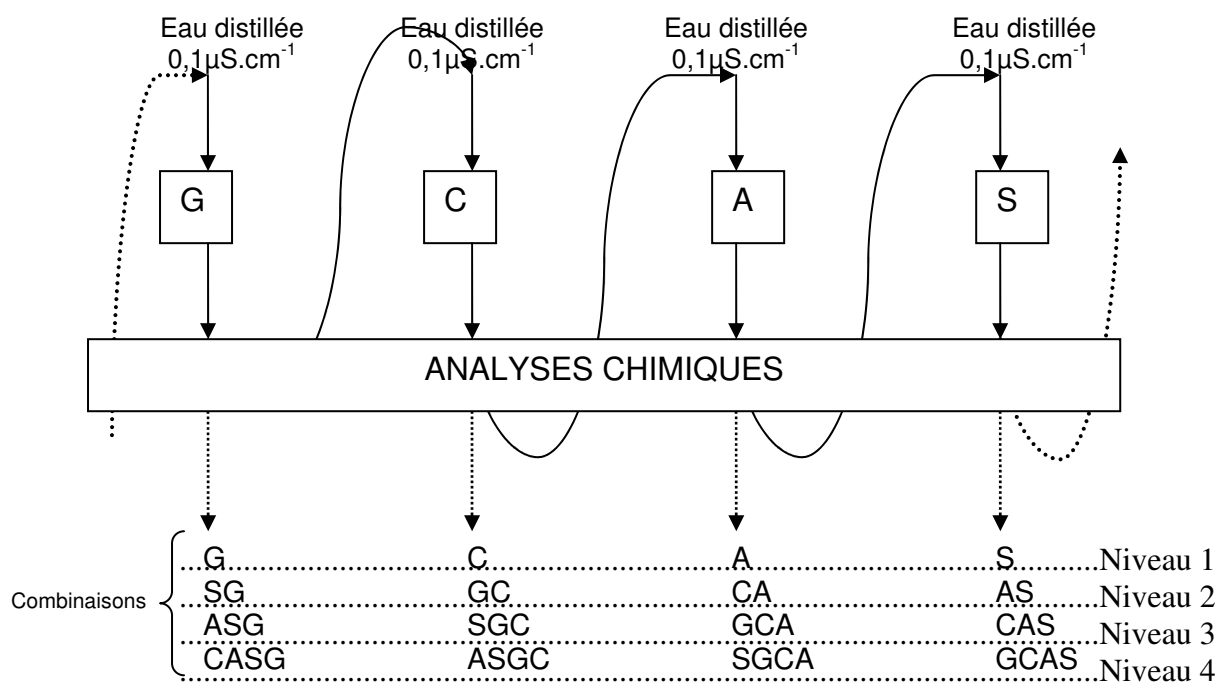


Fig. 3 : Schéma de la méthode de combinaison des colonnes

L'éluat venant de G est analysé et conduit vers S, tandis que l'éluat sortant de S est analysé et acheminé vers A, et ainsi de suite jusqu'à ce que chaque échantillon fasse le tour. Le premier éluat d'une colonne correspond au niveau 1, il est symbolisé par une seule lettre majuscule, commencement du nom de l'adsorbant qui l'a débité. Tout éluat sortant de cette colonne est symbolisé par la même lettre en dernière position. Un éluat provenant d'une autre colonne et débité par le suivant est un éluat de niveau 2 et est symbolisé par deux lettres, la première correspondant à l'adsorbant précédent et la deuxième celle de l'adsorbant actuellement débiteur. De même au niveau 3, on a un éluat qui est déjà passé dans trois adsorbants.

III.2 TEMPS DE CONTACT DE 5 MINUTES :

Pour un temps de contact de 5 minutes, on mesure le pH et la conductivité de chacun des seize éluats débités par les quatre colonnes. Toutes les valeurs des tableaux 11, 12 et 13 suivantes sont représentées sous forme de couple (pH ; conductivité en $\mu\text{S}/\text{cm}$) et chaque cellule peut être rapprochée du modèle schématisé à la figure 3 précédente. Pour constituer la combinaison relative à chaque niveau dans ces tableaux, il suffit de lire le nombre associé au

niveau et suivre le sens droit en lisant les colonnes et en terminant par la colonne de sortie finale. Par exemple, la cellule de niveau 4 dans la colonne A du tableau 11, correspond à la combinaison CGSA, c'est-à-dire, que l'eau distillée de pH 7,8 et de conductivité 0,1 $\mu\text{S}/\text{cm}$ se reminéralise à une conductivité de 30 $\mu\text{S}/\text{cm}$ après avoir traversé consécutivement le charbon, le gravier, le sable et enfin l'argile. Son pH devient plus basique.

	G	S	A	C
Niveau 1	(8,5 ; 90)	(8,5 ; 20)	(8,1 ; 40)	(7,8 ; 120)
Niveau 2	(8,5 ; 50)	(8,2 ; 15)	(8,0 ; 30)	(7,8 ; 95)
Niveau 3	(8,4 ; 90)	(8,1 ; 40)	(8,3 ; 20)	(7,7 ; 70)
Niveau 4	(8,4 ; 50)	(8,3 ; 40)	(8,2 ; 30)	(7,8 ; 60)

Tableau 11 : couple pH et conductivité (pH, χ) des adsorbats débités par chaque colonne pour un temps de contact de 5 minutes.

a) Remarques sur les pH de sortie :

On a des pH voisins pour les adsorbats sortant d'une colonne. Toutes les combinaisons qui se terminent par le charbon stabilisent le pH à 7,8 et celles sortant du gravier se stabilisent à 8,4. Les combinaisons sortant du sable quant à elles, dépendent du pH d'entrée et sa correction de pH s'épuise au niveau 4, cela équivaut sensiblement au quatrième passage et à une durée de 18 minutes. Pour l'argile, on a la même chose, les combinaisons y sortant ont des pH dépendant de l'entrée. Le gonflement de l'argile est maximal après deux passages soit un temps au bout de 8 heures pour 200 ml d'eau.

b) Remarques sur la minéralisation

La minéralisation des colonnes est assez imprévisible au contraire pour un temps de contact de 5 minutes. Elle est stable pour les combinaisons débitant à l'argile.

Avec un aperçu général des conductivités toutefois, on peut déjà s'acheminer sur une combinaison efficace des adsorbants pour réduire la minéralisation. En effet, quelle que soit la minéralisation de l'eau entrant dans chaque colonne, elle garde une marge moyenne propre à chacune d'elle. Tandis que le charbon débite l'adsorbat le plus minéralisé, le sable débite le moins minéralisé.

On propose alors la combinaison charbon, gravier, argile et sable (CGAS) pour limiter cette minéralisation. Cette combinaison sera vérifiée par les mesures faites aux prochains temps de contact de 10 et de 20 minutes.

III.3 TEMPS DE CONTACT DE 10 MINUTES :

Pour un temps de contact de 10 minutes, on a les valeurs suivantes :

	C	G	A	S
Niveau 1	(7,8 ; 70)	(8,2 ; 70)	(8,2 ; 30)	(8,2 ; 20)
Niveau 2	(7,4 ; 45)	(8,0 ; 45)	(8,2 ; 30)	(8,0 ; 10)
Niveau 3	(8,0 ; 50)	(8,0 ; 60)	(8,4 ; 30)	(8,0 ; 10)
Niveau 4	(7,6 ; 60)	(8,0 ; 90)	(8,0 ; 30)	(7,7 ; 20)

Tableau 12 : couple pH et conductivité (pH, χ) des adsorbats débités par chaque colonne pour un temps de contact de 10 minutes.

On obtient une décroissance de la minéralisation plus nette du charbon vers le sable. Les eaux débitées par le gravier ont les pH les plus voisins tandis que celles débitées par l'argile présentes des valeurs de conductivités égales. Au niveau 4 de la colonne sable correspond la combinaison CGAS, qui présente une valeur très appréciable de l'eau revalorisée.

III.4 TEMPS DE CONTACT DE 20 MINUTES :

Le dernier tableau peut renforcer les observations relatives aux temps de contact de 5 et de 10 minutes précédentes. Il s'agit des valeurs obtenues pour un temps de contact de 20 minutes.

	C	G	A	S
Niveau 1	(7,7 ; 60)	(8,0 ; 90)	(8,0 ; 30)	(7,8 ; 20)
Niveau 2	(7,9 ; 50)	(7,9 ; 40)	(8,0 ; 40)	(7,7 ; 20)
Niveau 3	(7,4 ; 50)	(8,0 ; 80)	(8,1 ; 40)	(8,0 ; 20)
Niveau 4	(7,6 ; 50)	(8,1 ; 90)	(7,8 ; 40)	(7,9 ; 20)

Tableau 13 : couple pH et conductivité (pH, χ) des adsorbats débités par chaque colonne pour un temps de contact de 20 minutes.

Le prolongement du temps de contact donne différents comportements aux colonnes.

- Si on compare les valeurs obtenues au tableau 13 avec celles obtenues au tableau 12, des variations se font remarquer. La minéralisation des eaux débitées par l'argile a augmenté régulièrement. En effet, le temps de contact a stabilisé la minéralisation pour chaque colonne à l'exception du gravier. Les éluats sortant du gravier ont une minéralisation assez imprévisible. Une eau entrant à 60 $\mu\text{S}/\text{cm}$ y sort à 40 $\mu\text{S}/\text{cm}$ alors qu'une eau inférieurement chargée (à 50 μS), y sort à des valeurs plus grandes (80 et 90 $\mu\text{S}/\text{cm}$). Cela peut faire penser que sa deuxième position après le passage au charbon est idéale.
- On remarque aussi que les niveaux 1 du tableau 13 sont toujours affectés des valeurs égales aux derniers niveaux du tableau 12. C'est à cause de l'inexistence de lavage mais cela peut s'expliquer par l'usage de l'eau distillée qui est l'eau utilisée pour le lavage même. On

obtient d'ailleurs une remise en service du système après le niveau 1. Ces résultats aident également à prévoir le comportement de tels filtres au cas où ils sont au repos ou lorsque il y a variation de composition de l'eau traitée.

- Pour obtenir un traitement continu après un temps de repos, on rince la totalité du système avec le volume d'eau à traiter égal à sa capacité totale. Puis ensuite faire suivre immédiatement l'eau à traiter sans attendre le séchage de la surface des matériaux.
- Pour une saturation, ce qui serait nécessaire c'est une régénération en contre-courant. Pour le temps de contact de 20 minutes, les valeurs des pH ont augmenté, ce qui porte le pH de l'eau débitée par CGAS à une valeur de 7,9 contre 7,7 pour 10 minutes de contact et la minéralisation de chaque colonne s'est aussi accrue de 10 $\mu\text{S/cm}$ chacune.

Déduite de ces résultats, la combinaison optimale qu'on retiendra est C.G.A.S et le temps de contact idéal pour l'eau est de 10 minutes. Pour des installations dépourvues de réglages de débit, il faut ainsi laisser l'eau couler pendant 10 minutes avant de procéder aux puisements.

CONCLUSION

Minimiser la minéralisation n'est pas suffisant si cette conductivité tolérable est inexploitable. Il faut vérifier l'ordre des adsorbants avec les analyses chimiques. Les protocoles disponibles sont au nombre de dix et servent à la construction de la combinaison idéale de traitement de l'eau. L'application du traitement sur des échantillons peut conduire à une meilleure caractérisation des phénomènes de filtration et d'adsorption.

SECTION 2-B'

ESSAIS D'AMELIORATION
DE LA QUALITE DE L'EAU

Chapitre VIII : VALEURS POTABLES DU SYSTEME

Pour montrer l'efficacité du traitement par la méthode de filtration et de l'adsorption, une eau polluée est nécessaire, soit l'eau de l'étang d'Amparihimasina.

I NIVEAU DE POLLUTION DE L'EAU DE L'ETANG:

En suivant les protocoles d'analyse de l'eau, on a pu remplir la fiche de prélèvement de l'eau de l'étang d'Amparihimasina reproduite intégralement dans le tableau 27 suivant :

Type :	Eau de mare ou eau résiduaire
Date de prélèvement :	20/04/06.
Date d'analyse :	20/04/06.
Usage :	Dépôt de déchets.
Heure de prélèvement :	09 :00 Heure Locale
Matériel de prélèvement :	Bouteilles de 0.75, 1 et 2 litres.
Point de prélèvement :	digue
Température de l'eau :	21 °C
Température de l'air ambiant :	19,5 °C.
Dépôt :	algues
Sources :	-Ferme. -Source Amparihimasina.
Récipients :	en verre et PET
Animaux :	Crapauds, larves de moustiques.
Végétaux :	algues.
Origine de l'étang :	Source d'Amparihimasina.
Caractères organoleptiques :	-Aspect : coloré -Couleur : Jaune ocre -Odeur : Vase -Saveur : Vase
Turbidité : (Disque de Secchi)	0,49 m
pH :	7,7
Conductivité $\mu\text{S}/\text{cm}$	130 $\mu\text{S}/\text{cm}$
Minéralisation mg/l	123,19
Cl mg/l	6,55
TAC en °F	4,6
TH °F	33,58
TH _{Ca} °F	15,6
MO _{Alc} O ₂ mg/l	4,5
MO _{Acide} O ₂ mg/l	6,8
Nitrate mg/l	0,029
Nitrite mg/l	0,041
Phosphore mg/l	0
Plomb $\mu\text{g}/\text{l}$	2,02
Manganèse $\mu\text{g}/\text{l}$	0,03
Cuivre $\mu\text{g}/\text{l}$	0,02
Chrome $\mu\text{g}/\text{l}$	0
Flore aérobie mésophile à 30 °C/ml	34
Coliformes totaux à 37 °C/100 ml	Au moins 10/100ml
Coliformes thermotolérants à 44 °C/100 ml	<2
Streptocoques D/100ml	Au moins 4/100ml
Spores anaérobies sulfito-réducteurs/20 ml	<2
Salmonelle/25 ml	Absence

Non
abordés
dans
l'étude

Tableau 27 : Fiche de l'analyse de l'eau de l'étang d'Amparihimasina

Trois phases étaient obligatoires. La première concerne les mesures pratiquées sur terrain, dont la température, les caractéristiques organoleptiques, la turbidité, le pH et la conductivité. La deuxième phase était de mettre les échantillons au frais pour les analyses microbiologiques et l'absorption atomique où l'on a à déterminer la teneur en métaux tel que le plomb, le manganèse, le cuivre et le chrome. Entre autres analyses, on fait aussi le dosage des nitrates, des nitrites et du phosphore par colorimétrie. La dernière phase concerne les analyses moins urgentes et faites au laboratoire sans exiger de nombreuses conditions d'expériences comme les chlorures, les titres alcalimétriques, les titres hydrotimétriques et les mesures de matières organiques (Modes opératoires, voir Annexe 2).

Par rapport aux normes, la pollution de l'étang peut encore être tolérée. L'eau peut être traitée avec des procédés simples de filtration. La quantité de plomb à Amparihimasina est loin d'être alarmante par rapport aux normes qui est de 50 µg/l. Les microbes présents dans l'eau peuvent être désinfectés par l'Eau de Javel. La conductivité de 130 µS/cm est loin en dessous de la spécification de 2000 µS/cm ; de même le taux en chlorures, en nitrates ou en nitrites. En bref, les polluants sont en traces. L'odeur et la coloration sont les conséquences de la contamination des algues, qui sont aussi sources bactériologiques.

II MISE EN ŒUVRE DU TRAITEMENT

Pendant le transport, à moins d'une heure du laboratoire, les algues décantent au fond des récipients. La vitesse de la décantation montre le mauvais état de l'eau mais constitue déjà une première étape de sa potabilisation. A l'arrivée au laboratoire, l'eau dans les bouteilles est graduellement limpide. On évite d'agiter davantage et avant de les introduire dans les colonnes, on procède à un dégrillage fin à l'aide d'un voile.

III PERSPECTIVES DES TRAITEMENTS

On commence par tester la faculté des matériaux à filtrer. La filtration consiste au triage des éléments volumineux et suspensions. A cause de la taille des fissures de filtration, les matières trop grosses ne peuvent accompagner l'eau jusqu'au bout des colonnes. Pendant la filtration, il y a encore décantation. La pollution restante est constituée par les substances en solution dans l'eau qui nécessite entre autres la décantation, la floculation, la sédimentation.

Chapitre IX : QUALITES CHIMIQUES DE CGAS

Le circuit CGAS permet de corriger le pH d'une eau. Sa reminéralisation est de 1% par rapport à la norme. Cette minéralisation est due à plusieurs apports. On cite le taux d'alcalinité, le titre hydrotimétrique et la quantité de matières organiques que le circuit aurait engendré dans son activité. Le recours à plusieurs références est nécessaire dans la mesure où la qualité cible ne se trouve pas dans les chiffres mais dans la reproductibilité d'une eau naturelle. On considèrera pour cela trois références : l'eau initiale, l'eau traitée par le charbon actif et l'eau traitée par GCA \bar{S} .

Parmi les eaux initiales, on distingue l'eau polluée et l'eau supposée déjà potable. Pour le cas de l'eau polluée, on doit mettre en évidence la dépollution par charbon actif, par GCA \bar{S} et par CGAS. L'eau de l'étang d'Amparihimasina sera l'objet de l'étude. Pour le cas de l'eau supposée potable, on procède par deux échantillons : l'eau de la JIRAMA et l'eau de la source d'Amparihimasina.

I AMELIORATION DES EAUX SUPPOSEES POTABLES

I.1 Cas de l'eau de source d'Amparihimasina :

La source d'Amparihimasina se trouve au Nord de la colline royale d'Ambohimanga. Elle servait autrefois de source pour le bain royal. Elle reste alimentée toute l'année et ne connaît pas vraiment de période sèche. Les informations suivantes concernent l'environnement géologique qui permet le ruissellement de la fontaine d'Amparihimasina. Il s'agit notamment de la caractérisation du sol et qui renseigne sur la structure des roches, des sables, de l'argile, des pierres où s'incruste cette nappe. Le rapport suivant a été établi avec l'équipe GLOBE pour la préservation du site d'Ambohimanga, qui est devenu un patrimoine mondial culturel et naturel de l'UNESCO depuis 2001. Il concerne exclusivement les deux points de prélèvement des échantillons utilisés dans cette étude.

Horizon	Humidité	Structure	Couleur	Consistance	Texture	Cailloux	Racines		
0-50 cm	Sec (6,67 %)	Polyédrique fine	7.5 YR 5/4	friable	limon	rare	Beaucoup de racines fines, moyennes et grosses		
50-90 cm	Sec (5,3 %)	Polyédrique moyenne	10 YR 8/8	friable	Limon argilo - sableux	peu	Peu de racines moyennes et grosses		
	pH eau	Azote Kjeldahl		Phosphore	Potassium		Granulométrie %		
							Argile	Limon	Sable
0-50 cm	5,50	0,140 %		10,8 ppm	0,923 cmol.kg ⁻¹		24	34	42
50-90 cm	5,85	0,042 %		4,5 ppm	0,820 cmol.kg ⁻¹		23	24	53

Tableau 14 : Caractérisation du sol d'Amparihimasina. Globe 2005 (Rapport interne)

A voir la texture du sol et de sa structure, les travaux en laboratoire peuvent miniaturiser simplement le ruissellement souterrain des eaux de pluies de la région Ambohimanga. Le rapport 2/4 de l'argile/sable témoigne cette théorie. La minéralisation est déterminée par l'argile. La contribution de la végétation n'est pas négligeable. Les plantes fournissent différentes matières organiques imprévues dans le système.

L'eau de source d'Amparihimasina est limpide, elle est habitée par quelques amphibiens. Les analyses faites sur elle et sur ses dérivés sont montrées dans le tableau 15 suivant.

	Amparihy Source	Charbon actif	GCA \bar{S}	CGAS
Limpidité	limpide	limpide	limpide	limpide
Odeur	absence	absence	absence	absence
T °C	21	21	21	23,5
pH	6,2	6,4	7,8	7
Minéralisation mg/l	85,29	27,30	54,60	146,88
Cl mg/l	5,85	2,66	0,88	1,77
TAC °F	2,9	1,9	10	17
TH °F	2,3	1,5	10	22
TH _{Ca} °F	1,6	0,3	10	16
Flore aérobie mésophile à 30 °C/ml	40	-	91	64
Coliformes totaux à 37 °C/100 ml	Au moins 10/100ml	-	<2	Au moins 10/100ml
Coliformes thermotolérants à 44 °C/100 ml	<2	-	<2	<2
Streptocoques D/100ml	<2	-	<2	<2
Spoires anaérobies sulfito-réducteurs/20 ml	<2	-	<2	Ne=4
Salmonelle/25 ml	Absence	-	Absence	Absence

Tableau 15 : Eau de source d'Amparihimasina et génériques

a) Observations sur les pH :

On a une augmentation de pH dans GCA \bar{S} et une correction dans CGAS. Il y a plus forte adsorption des ions H⁺ dans GCA \bar{S} que dans CGAS. Dans GCA \bar{S} , l'équilibre calco-carbonique est dominant. La variation de pH est due à l'affinité du calcium aux ions hydroxydes et en contrepartie de l'agressivité de l'acide sur les roches calcaires. L'eau débitée par GCA \bar{S} devient ainsi plus basique que celle débitée par CGAS.

Pour le cas du charbon actif, il débite de l'eau de qualité stable.

b) Observations sur la minéralisation :

CGAS est la plus reminéralisante. On remarque un équilibre calco-carbonique parfait dans GCA \bar{S} , le TAC étant égal au TH_{Ca}, c'est-à-dire que les carbonates sont en totalité associés au calcium. Ce système dépose donc 200 mg/l de CaCO₃ dans le conduit (Annexe 2, p.2). Le charbon actif de l'autre côté déminéralise l'eau, et en même temps diminue le TAC.

c) Observations sur la chloration :

Entre GCA \bar{S} et CGAS, c'est CGAS qui garde une teneur en chlorure supérieure donc plus à l'abri des cultures microbiennes mais dont le goût se rapprocherait de l'eau saumâtre. L'équilibre calco-carbonique dans GCA \bar{S} ne favorise pas non plus la formation des chlorures de calcium CaCl_2 .

d) Observations sur la désinfection :

Les coliformes survivant dans GCA \bar{S} sont inférieurs à ceux dans CGAS. L'eau de source d'Amparihimasina ne respecte pas la limitation des coliformes totaux qui doit être inférieure à 1 alors qu'elle sert toujours de puits pour les guérisseurs.

1.2 Cas de l'eau de la JIRAMA

L'eau de la JIRAMA respecte les normes de potabilité malgache. Suite à différents traitements, des filtrages au charbon actif et au sable, l'eau est encore désinfectée à l'aide de l'hypochlorite de sodium. Les analyses réalisées sur l'eau du robinet et ses dérivés figurent dans le tableau 16 suivant.

	Eau du robinet	Charbon actif	GCA \bar{S}	CGAS
Limpidité	limpide	limpide	limpide	limpide
Odeur	absence	absence	absence	absence
T °C	18	20	21	23
pH	7,8	6,3	7,6	7,1
Minéralisation mg/l	40,95	27,30	61,43	54,60
Cl mg/l	4,96	3,19	5,31	2,83
TAC °F	7	4,75	10	10
TH °F	6,2	2	12	14
TH _{Ca} °F	4,1	0,6	7,6	10
MO alcalin	0,7	0,1	0,5	0,8

Tableau 16 : Eau du robinet alimentée par la JIRAMA et génériques

a) Observations thermodynamiques :

La variation de la température au cours des procédés fait penser à l'échange d'énergie. Or il n'y échange d'énergie qu'au cours d'une adsorption, ceci étant négligeable si c'était un phénomène de filtration. Cette variation peut alors traduire une enthalpie d'adsorption.

b) Observations sur les pH :

Les matériaux utilisés corrigent unanimement le pH basique de l'eau de robinet. Quant à GCA \bar{S} , il adsorbe tout aussi bien les ions H^+ . CGAS garde le ton à pH 7,1.

c) Observations sur la minéralisation :

GCA \bar{S} est plus reminéralisant vis-à-vis de l'eau traitée de la JIRAMA. L'eau débitée par les colonnes est limpide mais en plus son TAC et son TH sont élevés donc elle est

capable de déposer une couche carbonatée protectrice anti-corrosion des métaux. La teneur en magnésium de 2,1°F est conservée même en traversant GCA \bar{S} et CGAS.

d°) Observations sur la chloration :

Il y a inversion dans les fonctions de chloration de CGAS et de GCA \bar{S} . Occasionnellement liée à la nature du chlorure présent dans l'eau du robinet, cette inversion montre un vrai empêchement dans le circuit CGAS, tandis que le chlorure est enrichi dans le circuit GCA \bar{S} . Mais l'inexistence d'un vrai équilibre calco-carbonique peut aussi survenir à cette chloration. En effet, l'existence d'autres cations carbonatés supposent également l'entraînement favorable des chlorures à la surface de GCA \bar{S} , expliquant cette augmentation.

II COUPLAGE POTABILISATION - AMELIORATION POUR L'EAU DE L'ETANG D'AMPARIHIMASINA

L'eau de l'étang d'Amparihimasina est couverte d'algues et de suspensions indésirables. Sa couleur change toutes les saisons et la mesure de sa turbidité révèle une très forte pollution. Le disque de Secchi disparaît à 40 cm de la surface et réapparaît à 30 cm sous un ciel clair. L'eau a un pH basique permanent et une teneur en éléments dissous élevée. Sa conductivité de 720 $\mu\text{S}/\text{cm}$ est l'une des mesures les plus élevées en Juillet 2005. Pour ôter les suspensions, on entame un dégrillage à l'aide d'un tissu en voile. Le tableau 17 suivant montre son évolution après un traitement à la filtration.

	Amparihy étang	GCA \bar{S}	CGAS
Limpidité	colorée	limpide	limpide
Odeur	infecte	absence	absence
T °C	17,5	17,5	17,5
pH	8,3	7,2	7,1
Minéralisation mg/l	123,19	56,86	94,76
Cl mg/l	6,56	2,13	6,56
TAC °F	23,5	17,5	21
TH °F	32	16,8	20,5
TH _{Ca} °F	15,6	7,9	16,1
MO _{Alc}	4,5	0,5	0,7
MO _{Acide}	6,8	1,3	0,6
Flore aérobie mésophile à 30°C/ml	34	$5,7 \times 10^2$	115
Coliformes totaux à 37°C/100 ml	Au moins 10/100ml	<2	<2
Coliformes thermotolérants à 44°C/100 ml	<2	<2	<2
Streptocoques D/100ml	Au moins 4/100ml	<2	<2
Spoires anaérobies sulfito-réducteurs/20 ml	<2	<2	<2
Salmonelle/25 ml	Absence	Absence	Absence

Tableau 17 : Eau de l'étang d'Amparihimasina et génériques

a) Observations thermodynamiques :

Vue que la température n'a pas varié, l'enthalpie d'adsorption n'existe pas, donc c'est la filtration qui domine dans le traitement d'une eau polluée.

b) Observations sur la désinfection :

Au point de vue désinfection, CGAS est très actif par rapport à $GCA\bar{S}$ contre la culture des flores aérobies mésophiles.

Le traitement potable et l'amélioration cohabitent facilement pour le cas de l'eau de l'étang d'Amparihimasina. La minéralisation et l'infection diminuent considérablement due en majorité à la filtration.

III PARAMETRES CHIMIQUES ATTRIBUES A L'ACTIVITE DE CGAS

III.1 Correction du pH :

L'eau liquide, est sujette à la physisorption grâce à l'existence des liaisons hydrogènes. La physisorption s'établit à basse température. Grâce à l'étude, on constate que les colonnes d'adsorbants sont devenues des filtres chimiques qui sont plus efficaces pour sélectionner les molécules diffuses. Selon les observations thermodynamiques faites sur les expériences, il est nécessaire de distinguer les cas des eaux claires et des eaux polluées où il existe filtration et adsorption.

a) Cas des eaux supposées potables :

Le tableau partiel relatif aux pH des eaux claires est donné successivement :

	Amparihy Source	$GCA\bar{S}$	CGAS	C*	S	G	A	C
pH	6,2	7,8	7,0	6,4	6,4	7	8,4	6,2
	JIRAMA							
pH	7,8	7,6	7,1	6,3	6,4	6,4	7,5	6,1

Tableau 18 : Correction de pH pour des eaux claires

On assiste à la diminution des hydrogènes libres H^+ dans l'éluat dans le cas de l'eau de source d'Amparihimasina. L'expérience montre une augmentation du potentiel d'hydrogène, donc correction de pH trop faible. Les protons sont adsorbés par CGAS et $GCA\bar{S}$. La forte contribution de l'argile à cette correction est à remarquer car les pores de l'argile sont supposés capables de s'accroître au cours de son gonflement, augmentant ainsi les sites d'adsorption des protons.

Dans le cas d'une eau potable basique comme l'eau de la JIRAMA, on peut constater que l'argile contribue avec une valeur de pH élevée, mais la moyenne fournie par les trois autres matériaux converge à un pH acide qui diminue le pH de l'eau du robinet. Le système est alors un parfait correcteur de pH.

b) Cas d'une eau polluée :

La variation de pH observée pour une eau initialement polluée est donnée par le tableau suivant :

	Amparihy étang	GCAS	CGAS	C*	S	G	A	C
pH	8,3	7,2	7,1	8	7,8	8	7,9	7,6

Tableau 19 : Correction de pH pour l'eau de l'étang d'Amparihimasina

Pour le cas de l'eau polluée de l'étang d'Amparihimasina, les mesures nous apprennent que les sites d'adsorption des protons sont occupés par les cations de pollutions. Ainsi, par sa petite taille, H^+ s'infiltré dans le dispositif et accompagne l'éluat jusqu'à la sortie. On constate les mêmes dispositions pour l'eau de la JIRAMA auquel on a fait allusion sur l'existence d'autres cations carbonatés forts. Les sites d'adsorptions sont occupés par eux libérant ainsi les protons qui sortent accompagnant les éluats. D'où l'acidification de l'eau de la JIRAMA et d'Amparihimasina.

Prenons le cas du passage sur le charbon actif (C^*), l'eau de l'étang d'Amparihimasina de pH 8,3 y sort avec un pH encore plus bas, soit 8. Le classement des filtres étudiés face à la correction de pH montre que c'est la filtration sur charbon qui est le plus efficace (pH à 7,6) et qui porte intérêt aux combinaisons CGAS et $GCA\bar{S}$ incluant ce matériau.

On conclut que quel que soit le phénomène physique dans les filtres, on peut toujours assister à la correction de pH. La filtration (cas d'une eau souillée) acidifie les eaux trop basiques, tandis que l'adsorption filtre les ions H^+ . Naturellement, ces filtres agissent en bon correcteur de pH à l'exception du charbon actif.

III.2 Reminéralisation :

La composition minéralogique des matériaux adsorbants indique la faculté de reminéralisation du système. A part le phénomène d'érosion, il y a aussi la reminéralisation due à la désorption.

Le terme de reminéralisation se réfère à la conductivité, au pH, au TAC, au TA, au TH, au TH_{Ca} , et encore au CO_2 libre, à l'azote ammoniacal, nitrique, et nitreux.

a) Cas des eaux supposées potables :

La reminéralisation des eaux claires est donnée par le tableau 20 suivant :

	Amparihy source	GCA \bar{S}	CGAS	C*	S	G	A	C
Conductivité $\mu\text{S/cm}$	90	40	55	20	40	70	-	30
TA	0	0	0	0	0	0	-	0
TAC °F	15	10	17	1,9	11	13	-	8,5
TH °F	2,2	10	20	1,5	10,9	17,7	-	9
TH _{Ca} °F	1,6	10	16	0,3	9,2	16,3	-	4,5
	JIRAMA							
Conductivité $\mu\text{S/cm}$	30	45	40	20	30	70	30	80
TA	0	0	0	0	0	0	0	0
TAC °F	7	10	10	4,75	8,5	15,25	7,5	11,25
TH °F	6,2	12	14	2	4	11	8,4	12,7
TH _{Ca} °F	4,1	7,6	10	0,6	3,9	8,2	6,3	0,7

Tableau 20 : Reminéralisation d'eaux supposées potables

Les éluats pour l'eau de source d'Amparihimasina et l'eau du robinet sont différents. GCA \bar{S} et CGAS présentent les mêmes comportements pour l'eau du robinet, par contre ils donnent différents éluats avec l'eau de source d'Amparihimasina, notamment sur la valeur du TAC (10 et 17°F respectivement).

L'eau de source est plus minérale avec une conductivité de 90 $\mu\text{S/cm}$. Son TAC prend part à cette valeur élevée. Au passage dans les filtres, l'eau de source se déminéralise tandis que l'eau du robinet se reminéralise.

Interprétations

C'est un phénomène de correction de la minéralisation. Selon le cas, le peu de magnésium contenu dans l'eau de source est filtrée tandis que celui de l'eau du robinet est toujours conservé. Le fait est qu'ils sont carbonatés au passage dans GCA \bar{S} mais sont par contre libres au passage dans CGAS à cause de l'absence de l'équilibrage des duretés. Ils sont alors associés à d'autres anions dans la combinaison expérimentale.

Selon l'analyse élémentaire faite sur chacune des colonnes individuelles, on remarque le facteur de changement sur le gravier qui est indifférent aux TAC des eaux à l'entrée. Le gravier fournit de l'eau avec un TAC stable au voisinage de 30 mg/l de CaCO_3 . Le charbon fait surtout une correction de TAC et le fait converger vers une valeur de 10°F environ. (Annexe). Le sable augmente le TH pour l'eau de source et le diminue pour l'eau du robinet.

GCA \bar{S} traite l'eau de source comme l'eau du robinet en filtrant et adsorbant tous les intrants. Or l'eau de source a plus de valeur naturelle et d'un goût riche qu'on tente de conserver à la consommation. D'où l'option pour la qualité de l'eau sortant de CGAS.

b) Cas d'une eau polluée :

Pour l'eau polluée de l'étang d'Amparihimasina, la reminéralisation se traduit par les résultats des analyses présentés dans le tableau suivant :

	Amparihy étang	GCAS	CGAS	C*	S	G	A	C
Conductivité $\mu\text{S}/\text{cm}$	130	60	100	10	50	110	80	70
TA	0	0	0	0	0	0	0	0
TAC °F	56,14	17,5	21	1,5	1,9	6,2	2,2	3,7
TH °F	32	16,8	20,5	5,3	20,8	24,9	16,6	12
TH _{Ca} °F	15,6	7,9	16,1	3,8	8,4	13,4	14,5	7,5

Tableau 21 : Reminéralisation de l'eau de l'étang d'Amparihimasina

La déminéralisation de l'eau polluée est due au charbon et au sable. La conductivité est en effet amoindrie à la sortie de $\text{GCA } \bar{S}$ et de CGAS. Le plus grand exploit du système est de diminuer le TAC de l'eau polluée pour l'amener à un taux semblable à celui des eaux du robinet améliorées. C'est ce qui surprend pour l'effet de CGAS, qui avec un TAC de 15°F pour l'eau de source fait débiter de l'eau à un TAC de 17°F ; alors que pour un TAC de 56,14°F pour l'eau polluée, CGAS est capable de faire diminuer le TAC à 21°F. Le phénomène peut être interprété du fait que le dispositif tend toujours à l'équilibre calco-carbonique. En observant les valeurs des duretés, cette conclusion peut être tirée aisément. On constate alors que CGAS produit de l'eau qui est plus dure et qui dépose plus de CaCO_3 que $\text{GCA } \bar{S}$. L'eau polluée améliorée présente aussi une dureté supérieure à celle de l'eau naturelle et de l'eau du robinet revalorisée.

III.3 Variation de la teneur en chlorures :

Le chlore, utilisé pour la désinfection de l'eau est présent dans l'eau traitée comme dans l'eau polluée. L'eau naturelle est quelquefois un milieu de culture microbienne, surtout lieu de ponte des anophèles, mais la nature prévoit des mesures à cet effet. L'étude du comportement des matériaux où ces eaux s'infiltrèrent apporte des précisions.

a) Cas des eaux supposées potables :

Pour les eaux claires, la variation des chlorures avec le traitement donne les résultats suivants :

Tableau 22 : Evolution de la teneur en chlorures des eaux claires

	Amparihy Source	$\text{GCA } \bar{S}$	CGAS	C*	S	G	A	C
Chlorures mg/l	5,85	0,88	1,77	2,66	0,88	1,77	0,54	3,9
	JIRAMA							
Chlorures mg/l	4,96	5,31	2,83	3,19	5,31	6,02	1,71	6,73

Pour l'eau de la JIRAMA, seule l'argile adsorbe les chlorures. Le plus affecté par cette adsorption est le circuit CGAS. GCA \bar{S} quant à lui laisse les chlorures libres avec 4,96 mg/l à l'entrée et 5,31 mg/l à la sortie.

L'inverse se produit pour le cas de l'eau de source, les chlorures diminuent et GCA \bar{S} ne fait passer qu'une moindre partie. CGAS est plus tolérant.

Si le charbon laisse les chlorures traverser, le gravier et le sable impose leurs sélectivités en filtrant les chlorures de l'eau de source et en laissant traverser les hypochlorites de sodium contenus dans l'eau du robinet. On y démontre la sélectivité du système vis-à-vis de la nature des composants de l'eau.

b) Cas d'une eau polluée :

Le cas de l'eau polluée d'Amparihimasina montre la différence avec l'eau claire.

	Amparihy étang	GCAS	CGAS	C*	S	G	A	C
Chlorures mg/l	6,55	2,13	3,90	2,48	4,89	2,84	3,55	2,66

Tableau 23 : Evolution de la teneur en chlorures de l'eau de l'étang d'Amparihimasina

On voit la similitude des résultats avec l'eau du robinet. Cette fois, c'est le gravier qui est le plus filtrant ou le plus adsorbant. L'argile diffuse plus le type de chlorure contenu dans l'eau de l'étang. Les anions polluants occupent les sites d'adsorption de l'argile et les chlorures contenus dans l'eau l'accompagnent à la sortie.

Vue aussi que dans le cas l'eau de source d'Amparihimasina, le taux de chlorures à passer les filtres est faible alors que pour le cas de l'eau polluée, ce taux est supérieur, ces derniers ne proviennent donc pas de la source mais sont effectivement des chlorures provenant des eaux de ménage utilisant l'eau du robinet contenant une autre nature de chlorure.

On peut conclure que le procédé CGAS et GCA \bar{S} sont efficaces pour la régulation et la sélection des chlorures.

Chapitre X : ENTRETIEN DE CGAS

L'eau qui a percolé à l'intérieur de la colonne a subi des transformations soit en ôtant des composants ou bien en rajoutant ou aussi en échangeant. Les analyses faites sur l'eau de lavage et les effets sur les échantillons consécutifs renseignent sur le mode nécessaire pour nettoyer et réactiver les adsorbants. Les résidus sont remis en solution pendant le lavage. Il serait non rentable si l'eau dépensée pendant le lavage équivaut à la quantité améliorée. Heureusement, sur une série de mesures faite sur un même échantillon, on ne perçoit pas de grands changements de l'adsorbant. Le fait de recourir au lavage périodique est même destructeur si la qualité de l'eau traitée ne change pas. En effet, lorsqu'on nettoie le système, les valeurs à obtenir doivent migrer vers les valeurs initiales qui ne sont pas toujours nulles (Pour le sable, la conductivité optimale de l'eau débitée est de 20 $\mu\text{S/cm}$).

I LAVAGE

On utilise l'eau distillée pour laver les colonnes après chacun des échantillons.

I.1 Lavage de la colonne d'argile :

L'analyse des eaux de lavage passées dans l'argile donne les résultats suivants :

	Température T °C	pH	Conductivité $\mu\text{S/cm}$	Chlorures mg/l	TA [CaCO ₃] mg/l	TAC [CaCO ₃] mg/l	TH °F	TH _{Ca} °F	MO _{Alc}
Eau d'Amparihy E (1)	17,5	8,3	130	6,56	0	56,14	32	15,6	4,5
Amparihy E dans A (2)	-	7,9	80	3,54	0	26,85	16,6	14,5	1,6
Différence A (2) – (1)	-	-	-50	-3,02	0	-29,29	-15,4	-1,1	-2,9
Eau distillée (3)	18	7,8	0	2,66	0	3,66	0	0	0
lavage A av. robinet (4)	17,65	8,4	40	3,19	0	20,13	7,6	1,6	1,5
Différence B (4) – (3)	-	-	40	0,53	0	16,47	7,6	1,6	1,5
Eau du robinet (5)	18	7,8	30	4,96	0	15,86	6,2	4,1	0,7
robinet dans A (6)	22	7,5	30	6,55	0	17,08	8,4	6,3	0,6
Différence C (6) – (5)	-	-	0	1,59	0	1,22	2,2	2,2	-0,1
lavage A ap. robinet (7)	20,5	7,3	60	3,01	0	35,39	13,1	6,3	0,6

Tableau 29 : Analyse des eaux de lavage de l'argile

Légendes : (1) Eau de l'étang d'Amparihimasina, (2) Eau de l'étang d'Amparihimasina passée dans l'argile, (3) Eau distillée, (4) Eau de lavage de l'argile avant le lavage de l'eau

du robinet, (5) Eau du robinet, (6) Eau du robinet débitée par l'argile, (7) Eau de lavage de l'argile après passage de l'eau du robinet

Le principe de conservation de la matière prévoit qu'après chaque lavage, la composition finale de l'éluat ajoutée de celle de l'eau de lavage doit être égale à la composition de l'eau initiale diminuée de l'apport stable des adsorbants. L'isotherme d'adsorption applicable au matériau peut être révélée en étudiant la progression des paramètres physico-chimiques (progression verticale de chaque colonne du tableau d'analyse du lavage).

a) Témoignage de conductimétrie :

La différence A montre l'activité d'adsorption de l'argile. Si on la compare avec la différence B, cette dernière donnant la variation de l'eau distillée utilisée pour le lavage, alors on constate que les électrolytes adsorbés de l'eau (1) ($-50\mu\text{S}/\text{cm}$) ont été désorbés par le lavage ($40\mu\text{S}/\text{cm}$) soit 80%. Cela démontre effectivement l'existence de l'adsorption monocouche des électrolytes dans l'argile d'où l'application de l'isotherme de Langmuir. Lorsque l'eau du robinet passe par contre, la conductivité n'est pas modifiée (Différence C = $0\mu\text{S}/\text{cm}$), pour ensuite désorber de nouveau à $60\mu\text{S}/\text{cm}$ pendant le lavage (7). Cela montre un échange équivalent des adsorbats avec l'eau du robinet, impliquant la potabilité probable de l'eau de l'étang d'Amparihimasina débitée par l'argile et l'équivalence de composition de l'adsorbat et de l'eau de la JIRAMA. L'eau distillée désorbe enfin les électrolytes restants après catalyse de l'eau du robinet. Cela montre à la fois l'activité de l'eau du robinet sur le nettoyage et la nécessité d'un double lavage pour l'argile.

b) Témoignage de chloration :

D'après la différence A, l'argile adsorbe les chlorures de l'eau de l'étang. La différence B montre la désorption partielle de ces chlorures et cette désorption n'est totale que suite au lavage (7) après passage de l'eau du robinet. L'isotherme BET est applicable à l'adsorption des chlorures par la constatation :

- De la désorption graduelle laissant supposer la structure multicouche de l'adsorbat.
- Que les pores n'admettent plus les chlorures de l'eau du robinet (5) par saturation.

Le débit (6) enrichi montre la grande avidité de l'eau de la JIRAMA aux chlorures mais encore l'expérience montre la nécessité de double lavage de l'argile après passage d'une eau riche en chlorures.

De même pour TAC, TH et MO, les différences A montrent des adsorptions qui ne sont désorbées en totalité qu'après le second lavage. La comparaison de l'eau de lavage (7) avec l'eau de lavage (4) montre qu'il y a désorption électrolytique, désorption calcique et désorption carbonique catalysées par l'eau de la JIRAMA et approchables avec l'isotherme BET. Ces trois paramètres mettent en évidence l'échange moléculaire relatif aux électrolytes, aux calciums, aux magnésiums et aux carbonates de l'eau de l'étang d'Amparihimasina. Ces derniers sont des propriétés qui aident à qualifier l'eau traitée de potable selon les normes de l'OMS. Cette catalyse est facultative puisque les deux lavages de l'argile peuvent en faire autant. On a alors un lavage fiable après deux rinçages de la colonne d'argile, la première avec l'eau distillée et la seconde avec l'échantillon en question.

1.2 Lavage de la colonne de sable :

L'analyse des eaux de lavages passées dans le sable donne les résultats suivants :

	Température T°C	pH	Conductivité μS/cm	Chlorures mg/l	TA [CaCO ₃] mg/l	TAC [CaCO ₃] mg/l	TH °F	TH _{Ca} °F	MO _{Alc}
Eau d'Amparihy E (1)	17,5	8,3	130	6,56	0	56,14	32	15,6	4,5
Amparihy E dans S (2)	-	7,8	50	4,89	0	23,18	20,8	8,4	1,7
Différence A (2) – (1)	-	-	-80	-1,67	0	-32,96	-11,2	-0,2	-2,8
Eau distillée (3)	18	7,8	0	2,66	0	3,66	0	0	0
lavage S av. robinet (4)	17	8	10	5,31	0	39,66	6,1	0,6	1,8
Différence B (4) – (3)	-	-	10	2,65	0	36	6,1	0,6	1,8
Eau du robinet (5)	18	7,8	30	4,96	0	15,86	6,2	4,1	0,7
robinet dans S (6)	19	6,4	30	5,31	0	19,52	4	3,9	0,8
Différence C (6) – (5)	-	-	0	0,35	0	3,66	-2,2	-0,2	0,1
lavage S ap. robinet (7)	21	6,8	30	3,9	0	17,08	2,6	0	0,8

Tableau 30 : Analyse des eaux de lavage du sable

Légendes :

(1) Eau de l'étang d'Amparihimasina, (2) Eau de l'étang d'Amparihimasina passée dans le sable, (3) Eau distillée, (4) Eau de lavage du sable avant le largage de l'eau du robinet, (5) Eau du robinet, (6) Eau du robinet débitée par le sable, (7) Eau de lavage du sable après passage de l'eau du robinet.

a) Témoignage de conductimétrie :

La différence A montre que le sable a adsorbé des électrolytes mais les eaux de lavages successifs (4) et (7) ne les désorbent pas. Cette adsorption poussée est modélisable par l'isotherme BET qui admettrait la multicouche pour les électrolytes. La différence B nulle pour la conductivité montre l'existence probable d'un échange dû à l'équivalence électrolytique. En effet, le sable est aussi utilisé par la JIRAMA pour leur traitement. L'eau de lavage (7) qui porte une conductivité semblable à celle de l'eau du robinet laisse penser que l'échange a donné place à des électrolytes détergents de l'eau de la JIRAMA qui sont facilement désorbés par le flux d'eau distillée.

Là encore, la propriété détergente de l'eau de la JIRAMA est mise en évidence. Sans l'eau de la JIRAMA, la différence A et le lavage (4) montre que l'eau distillée ne désorbe qu'une fraction des électrolytes, soit 12,5% environ (10/80). Le lavage n'est donc pas déterminant pour les résultats conductimétriques. Lorsque le sable est épuisé, il lui faut trop de quantité d'eau pour désorber les 87,5% électrolytes restant, il est plus rentable de régénérer en contre courant.

b) Témoignage de chloration :

La différence (7) – (3) exprime une désorption de 1,24 mg/l de chlorure adsorbé or le premier lavage à l'eau distillée montre une désorption de 2,65 mg/l (Différence A). L'échange existe entre adsorbant et eau du robinet mais l'augmentation du chlorure témoigne aussi l'activité de l'eau de la JIRAMA. Un seul lavage à l'eau distillée peut désorber tous les chlorures donc l'isotherme de Langmuir suffit.

c) Témoignage de carbonatation :

Le lavage enlève les carbonates du sable. On assiste même à une érosion sur les carbonates.

d) Témoignage de dureté :

Le sable adsorbe 11,2°F puis désorbe 6,1°F avec l'eau distillée, alors qu'au passage de l'eau du robinet, il adsorbe 2,2°F et désorbe 2,6°F. On applique alors l'isotherme BET et l'échange observé avec l'eau du robinet permet de situer la surface limite adsorbante de la multicouche du sable. L'eau du robinet catalyse quelque peu la désorption des calciums et des magnésiums. Le lavage n'est pas nécessaire pour la régulation des duretés.

e) Témoignage des matières organiques :

Les matières organiques adsorbées dans le sable sont échangeables dans l'eau du robinet. L'eau de la JIRAMA catalyse quelque peu leurs désorptions mais le lavage (4) témoigne que l'eau distillée est suffisante.

En conclusion, le lavage du sable n'est indispensable que si les eaux à traiter sont trop chlorées ou présentent des matières organiques indésirables. Par contre, il est déconseillé pour traiter des eaux qui ont des besoins en carbonates ou pour améliorer des eaux trop agressives (trop acides).

1.3 Lavage de la colonne de gravier :

L'analyse des eaux de lavages passées dans le gravier donne les résultats suivants :

	Température T°C	pH	Conductivité μS/cm	Chlorures mg/l	TA [CaCO ₃] mg/l	TAC [CaCO ₃] mg/l	TH °F	TH _{Ca} °F	MO _{Alc}
Eau d'Amparihy E (1)	17,5	8,3	130	6,56	0	56,14	32	15,6	4,5
Amparihy E dans G (2)	-	8	110	2,83	0	75,66	24,9	13,4	1,3
Différence A (2) – (1)	-	-	-20	-3,73	0	19,52	-7,1	-2,2	-3,1
Eau distillée (3)	18	7,8	0	2,66	0	3,66	0	0	0
lavage G av. robinet (4)	17,5	7,3	30	2,48	0	14,64	4,6	3	1,5
Différence B (4) – (3)	-	-	30	-0,18	0	10,98	4,6	3	1,5
Eau du robinet (5)	18	7,8	30	4,96	0	15,86	6,2	4,1	0,7
robinet dans G (6)	19	6,4	70	6,02	0	36	11	8,2	7,5
Différence C (6) – (5)	-	-	40	1,06	0	20,14	4,8	4,1	6,8
lavage G ap. robinet (7)	19	7,8	20	2,83	0	15,86	0	0	-

Tableau 31 : Analyse des eaux de lavage du gravier

Légendes :

(1) Eau de l'étang d'Amparihimasina, (2) Eau de l'étang d'Amparihimasina passée dans le gravier, (3) Eau distillée, (4) Eau de lavage du gravier avant le largage de l'eau du robinet, (5) Eau du robinet, (6) Eau du robinet débitée par le gravier, (7) Eau de lavage du gravier après passage de l'eau du robinet.

a) Témoin de netteté conductimétrique :

La différence A montre que le gravier adsorbe 20μS/cm d'électrolytes, au prochain lavage il désorbe 30μS/cm. L'eau du robinet y sortant est 2 fois reminéralisée et le lavage final désorbe 20μS/cm. L'hypothèse d'une monocouche est plus probable d'où l'isotherme de Langmuir.

Le lavage n'affecte donc pas les mesures conductimétriques mais l'eau du robinet est un catalyseur fort de la désorption électrolytique.

b) Témoin de chloration :

Le gravier montre une avidité en chlorures pour le premier échantillon et l'eau de lavage. Le gravier peut adsorber les chlorures mais en quantité limitée. Après introduction de l'eau du robinet, il commence à désorber. On peut supposer qu'il y a saturation de la multicouche de chlorures d'où l'approche de l'isotherme BET.

Le lavage final (7) a en l'occurrence une teneur en chlorures inférieure à celle de l'éluat précédent, ce qui peut mener à la conclusion que l'eau distillée désorbe mal les chlorures dans le gravier et que c'est l'affinité aux chlorures de l'eau de la JIRAMA qui a permis la désorption de la différence C.

Le gravier est indifférent aux carbonates, le passage de l'eau produit même l'érosion de ces derniers. Il retient momentanément les calciums, les magnésiums et les matières organiques d'où l'approche par l'isotherme de Langmuir pour ces trois paramètres. En conclusion, le gravier n'a aucun besoin de lavage ni de régénération. Son épuisement sera marqué par l'épuisement de sa carbonatation, et ainsi il faut le renouveler.

l.4 Lavage de la colonne de charbon :

L'analyse des eaux de lavages passées dans le charbon donne les résultats suivants :

	Température T °C	pH	Conductivité μS/cm	Chlorures mg/l	TA [CaCO ₃] mg/l	TAC [CaCO ₃] mg/l	TH °F	TH _{Ca} °F	MO _{Alc}
Eau d'Amparihy E (1)	17,5	8,3	130	6,56	0	56,14	32	15,6	4,5
Amparihy E dans C (2)	-	7,6	70	2,66	0	45,15	12	1	1,5
Différence A (2) – (1)	-	-	-60	-3,9	0	-10,99	-20	-14,6	-3
Eau distillée (3)	18	7,8	0	2,66	0	3,66	0	0	0
lavage C av. robinet (4)	17	7,3	50	4,61	0	37,83	4,5	2,1	1,9
Différence A (4) – (3)	-	-	50	1,95	0	34,17	4,5	2,1	1,9
Eau du robinet (5)	18	7,8	30	4,96	0	15,86	6,2	4,1	0,7
robinet dans C (6)	19,5	6,1	80	6,73	0	26,24	12,7	0,7	0,7
Différence B (6) – (5)	-	-	50	1,77	0	10,38	6,5	-3,4	0
lavage C ap. robinet (7)	19	6,2	30	3,90	0	19,52	9	4,5	-

Tableau 24 : Analyse des eaux de lavage du charbon

Légendes : (1) Eau de l'étang d'Amparihimasina, (2) Eau de l'étang d'Amparihimasina passée dans le charbon, (3) Eau distillée, (4) Eau de lavage du charbon avant le largage de l'eau du robinet, (5) Eau du robinet, (6) Eau du robinet débitée par le charbon, (7) Eau de lavage du charbon après passage de l'eau du robinet

a) Témoin de netteté conductimétrique :

La différence A montre une adsorption à $60\mu\text{S}/\text{cm}$ et le lavage suivant montre sa désorption immédiate. Cette désorption garde la même valeur au passage de l'eau du robinet et diminue au dernier lavage (7). Les valeurs nettes des conductivités montrent également une décroissance de la désorption électrolytique quelque soit la minéralisation des eaux à l'entrée. Un lavage fréquent ou une utilisation prolongée peuvent ainsi mener à la minimisation de la minéralisation.

b) Témoin de chloration :

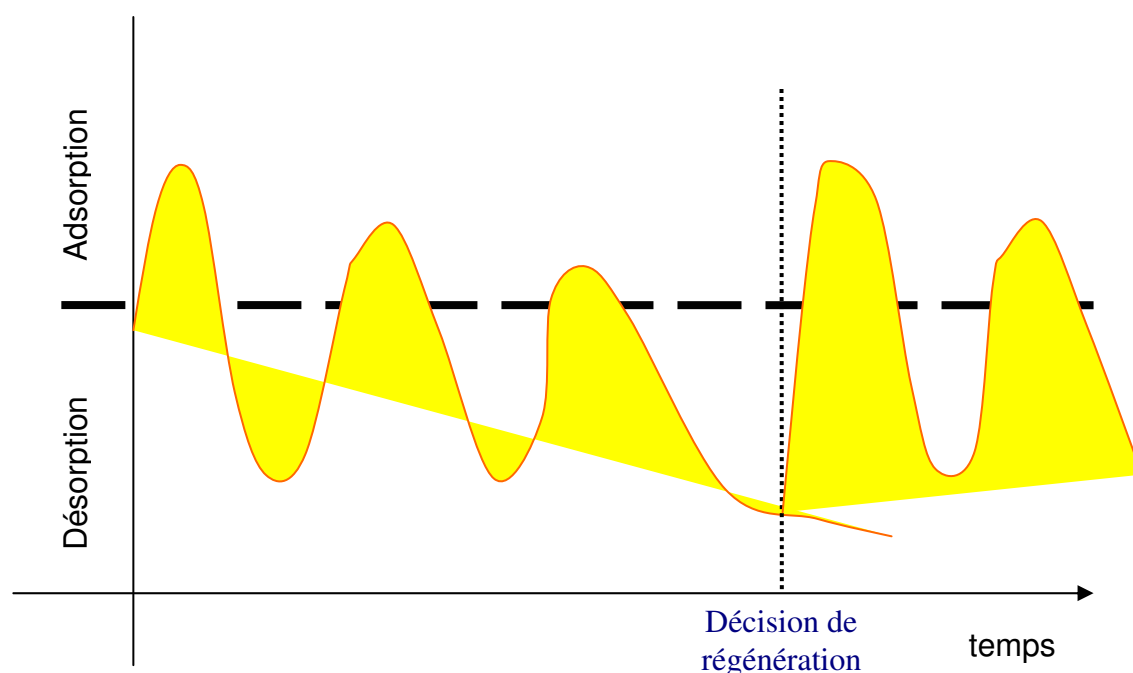
La désorption est décroissante tout comme la conductivité. On peut aussi aboutir à une maximisation de l'adsorption par mouillage du matériau.

La désorption des carbonates est décroissante indépendamment des charges en carbonates à l'entrée. Le lavage est alors inutile jusqu'à ce que le charbon soit saturé c'est-à-dire que la désorption reprend. La désorption des magnésiums est croissante tandis que celle des calciums est favorisée par le lavage. Au point de saturation, le lavage favorise la carbonatation et la désorption des calciums, ainsi on assiste alors à la mise en équilibre calco-carbonique. Pour les matières organiques, on observe des échanges avec l'eau du robinet. Le lavage à l'eau distillée est assez efficace dans la mesure où 63,33% des matières adsorbées (différence A) sont désorbées au premier rinçage (4).

II REGENERATION DES ADSORBANTS

L'historique d'un filtre peut ressembler à ceci :

Graph 3 : Historique de dégradation d'un filtre



La dégradation des colonnes est indiscutable. L'agent de l'érosion des roches est l'eau or les matériaux doivent être en contact permanent avec elle. D'où l'obligation à la régénération des matériaux. La méthode la plus utilisée et la plus courante est la régénération à contre-courant.

Le double lavage suffirait pour désorber les particules percolées dans les pores de l'argile. L'argile n'a besoin d'être régénérée que par suite à une pollution forte. Cette décision va de l'utilisateur puisque un troisième lavage n'est peut être plus rentable. Il faudrait alors choisir entre l'augmentation du lavage ou la rechange de la phase stationnaire.

Le sable est régénéré à contre courant lorsque la saturation est ressentie c'est-à-dire qu'il n'adsorbe plus les électrolytes et les matières organiques.

Régénérer le gravier équivaut à redynamiser sa carbonatation, or cela relève d'une méthode non naturelle. L'épuisement des carbonates du gravier implique son annulation. On ne peut y remédier qu'en le renouvelant.

Enfin, le charbon est très sélectif. Dès que la désorption augmente, le charbon doit être renouvelé. Il n'existe pas de méthode pour régénérer le charbon de bois.

III TRAITEMENT DES RESIDUS ET BOUES :

Les résidus de la filtration sont traités comme dans les stations de traitement de l'eau. Les filtres épuisés peuvent être réintégrés dans la nature sans risque potentiel.

Pour rejeter les filtres à argile épuisés, on sait que l'eau peut désorber les matières percolées mais due à l'insuffisance des ressources, on devrait les remplacer. Ainsi, leur dépôt doit être fait dans des milieux secs pour que l'eau ne désorbe pas les impuretés immédiatement.

Concernant le gravier, puisqu'il ne contient plus des particules susceptibles d'être nocif, il peut être réintégré dans la nature.

Enfin pour le charbon, il peut être recuit pour servir de charbon actif et pour brûler les matières adsorbées.

Comme dans la nature, il y a aussi formation de l'humus qui est un milieu favorable pour la culture des bactéries purificateurs d'eau. Ce cas peut être encore plus intéressant pour reproduire l'environnement d'antan avec les terres fertiles et revitalisées en humus.

CONCLUSION PARTIELLE

Cette partie nous a fourni les perspectives de la recherche abordée en connaissance de l'adsorption et de la filtration que des roches peuvent effectuer à l'encontre d'une solution homogène. La séparation n'est pas évidente pourtant, cette modélisation pourra contribuer à l'amélioration des potentiels physico-chimiques de l'adsorption et de la filtration.

CONCLUSION GENERALE

Notre étude nous a permis de faire une approche des adsorbants avec les isothermes d'adsorption de Langmuir, de Freundlich et BET pour chaque paramètre étudié. Chaque composant de l'eau a sa particularité au contact avec un tel adsorbant. Les uns admettent différentes isothermes d'adsorption tandis que d'autres ne sont seulement pas adsorbés.

On a vu que la conductivité et le pH de chaque combinaison dépendent de la dernière couche de matériaux que l'eau traverse. Toutefois, la combinaison CGAS diffère de GCA \bar{S} dans la mesure du sens du courant. La dernière favorise surtout l'équilibre calco-carbonique qui apporte un nouvel ordre à la composition de l'eau, notamment la chloration et le pH.

On a pu corriger le pH acide de l'eau de source d'Amparihimasina et les pH basiques de l'eau du robinet et de l'eau de l'étang grâce au passage à travers CGAS.

L'adsorption des ions H^+ et des chlorures dans l'argile a pu montrer l'augmentation des sites actifs par gonflement de ce matériau et ainsi modéliser l'isotherme BET relative à la formation de multicouche par dilatation du volume des grains d'argile.

On a pu constater que le gravier n'est pas un très bon adsorbant avec une isotherme de Langmuir pour les électrolytes. Par contre, il adsorbe bien les chlorures avec une isotherme BET et sa structure compacte permet une bonne sélection de constituants selon le volume. On a vu aussi qu'il est très sensible à l'érosion liée à la dureté totale et à la dureté carbonatée.

Le comportement du charbon nous a révélé une grande instabilité mais sa minéralisation se dessine en palier décroissant démontrant un développement progressif des pores au cours de son utilisation.

Les thèmes abordés dans cette étude nous ont aussi permis de caractériser la pollution microbienne de l'étang d'Amparihimasina qui n'implique pas nécessairement une pollution chimique. C'est-à-dire que les analyses conductimétriques et les mesures de matières organiques ont peu de relation avec sa couleur et son odeur. Cela témoigne que les mesures faites dans nos expériences ne sont pas exhaustives.

Toutefois, on a constaté qu'après traitement dans CGAS ou GCA \bar{S} , les eaux d'Amparihimasina ne présentent plus ni d'odeur, ni de couleur. Les normes chimiques et organoleptiques sont respectées tandis que les normes microbiologiques ne le sont pas.

Les filtres CGAS et GCA \bar{S} maintiennent un taux de magnésium et de calcium utilisable en cas de manque de dureté de l'eau.

La particularité de notre étude est surtout le recours à aucun adduit chimique pour aboutir à des résultats concourant à des améliorations faites par les sélections chimiques des grandes usines de traitement de l'eau (p. 17). Les phénomènes qu'on a observés dans CGAS et GCA \bar{S} comprennent des « auto-alimentations » en réarrangements chimiques.

Pour étendre le conditionnement de l'eau, deux voies peuvent être empruntées :

- L'introduction de nouveaux matériaux
- l'étude de la correction d'autres paramètres physico-chimiques de l'eau par les mêmes matériaux.

Ces perspectives se basent sur la similitude d'activité des matériaux et que le système d'amélioration dépend d'autant plus de la microporosité que de la nature chimique des adsorbants.

D'autres variations de paramètres physico-chimiques peuvent être pris en compte, notamment les isothermes d'adsorption des métaux lourds et la désorption des condiments d'une eau de meilleur goût, comme à partir du gravier.

La distribution d'un label unique d'eau potable est encore envisageable à Madagascar. La différence entre les stations d'épuration est encore flagrante et la plupart des zones rurales utilisent encore les puits traditionnels aux fins de lavage et de consommation. Cette étude pourra apporter une uniformisation de la qualité de l'eau pour un besoin plus sain et plus productif de la civilisation moderne.

BIBLIOGRAPHIE

- [1]. CODE DE L'EAU MALGACHE – loi 98-029 promulgué le 20 janvier 1999.
- [2]. DECAUX, A. <http://www.u-picardie.fr/beauchamp/duce/decaux/decaux.htm>
Intégration des membranes dans la production d'eau potable – Ultrafiltration et nanofiltration dans la production d'eau potable. Dans Mémoire D.E.S.S. « Qualité et Gestion de l'Eau », Faculté des Sciences – D.E.P., Amiens : 51 p. + annexes. 2001.
- [3]. EDELINE, F, *L'épuration physico-chimique des eaux. Théorie et technologie. III.* Belgique (Revue). 1984.
- [4]. http://lionsfamily.chez-alice.fr/pages/chimie_eau_aqua.htm
- [5]. <http://mrw.wallonie.be/dgrne/legis/eausur2.htm> Arrêté royal fixant les normes générales définissant les objectifs de qualité des eaux douces de surface destinées à la production d'eau alimentaire modifié par l'arrêté du Gouvernement wallon du 17 octobre 1996 (M.B. 14.11.1996) 25 septembre 1984.
- [6]. <http://www.admin.ch/ch/f/as/2005/5929.pdf> Ordonnance du DFI sur l'eau potable, l'eau de source et l'eau minérale.
- [7]. http://www.destin-tanganyika.com/Articles/indexentre_mer_et_lacsels-s.htm
- [8]. http://www.emannorth.ca/reports/FR_WQManual_Chapter3.pdf
- [9]. <http://www.pnae.mg/> Tableau de bord environnemental National, Edition 2003.
- [10]. http://www.uae.fr/les_procedes.htm Les principaux procédés de traitement de l'eau au point d'utilisation, dans *Aqualogie* n° 21, spécial 100 applications.
- [14]. JODRA Serge, [http://www.cosmovisions.com/\\$Fleuve02.htm](http://www.cosmovisions.com/$Fleuve02.htm), 2004.
- [15]. Microsoft Corporation, *Collection Microsoft Encarta*, 2004.
- [16]. MOLL, Dominique, Agent de la qualité de l'eau, <http://www.grenoble-eau-pure.com>
- [17]. LYONNAISE DES EAUX. *Mémento technique de l'eau*, Dégremont, 8ème édition 1978.
- [18]. MOREAU, Serge, (Expert groupe Air Liquide - Adsorption et adsorbants), <http://culturesciences.chimie.ens.fr/dossiers-chimie-societe-ind.html>, *L'adsorption et l'environnement*, relu par Hélène Soyer (professeur agrégée à l'ENS).
- [20]. PNAE-ONE. *Rapport sur l'Etat de l'Environnement* édition 1994.
- [21]. SHARIFIAN, Roya, <http://www.dree.org> . *Eau potable et eaux usées en Iran.* 16 Novembre 2004.

[22]. TAMPO D. *Les eaux conditionnées, Collection Sciences et techniques agro-alimentaires*, 1992, p39.

[23]. W.J MASSCHELEIN. *Processus unitaire du traitement de l'eau potable. (Broché)*. Cebedoc, 5 Novembre 1999.

ANNEXE

1. Tableau des mesures conductimétrique et pH-métrie effectuées sur de l'eau distillée qui a servi au lavage des colonnes G, S, A et C, pendant la modélisation d'échelle. Il montre la variation de l'état des adsorbants et de leur amélioration dans le temps.

litres d'H ₂ O		0	2	4	6	8	10
G4	date de l'expérience	21/03/2006	21/03/2006	21/03/2006	21/03/2006	30/04/2006	10/04/2006
	heure	09:00	09:00	10:44	12:00	09:30	09:30
	temperature (°C)	18,5	18,5	18,5	18,5	23	23
	pH	8,1	8,5	8,5	8	7,8	6,2
	conductivité $\mu\text{S.cm}^{-1}$	40	70	50	40	40	60
S4	date de l'expérience	21/03/2006	21/03/2006	21/03/2006	21/03/2006	30/04/2006	10/04/2006
	heure	09 :00	09 :00	10 :44	12 :00	09:30	09:30
	temperature (°C)	18,5	18,5	18,5	18,5	23	23
	pH	8,1	8,9	8,2	7,9	7,6	7,6
	conductivité $\mu\text{S.cm}^{-1}$	40	80	100	40	80	50
A4	date de l'expérience	21/03/2006	21/03/2006	21/03/2006	21/03/2006	30/04/2006	10/04/2006
	heure	09:00	09:00	10:44	12:00	09:30	09:30
	temperature (°C)	18,5	18,5	18,5	18,5	23	23
	pH	8,1	7,7	7,8	7,5	7,1	6,9
	conductivité $\mu\text{S.cm}^{-1}$	40	510	100	80	70	80
C4	date de l'expérience	21/03/2006	21/03/2006	21/03/2006	21/03/2006	30/04/2006	10/04/2006
	heure	09:00	09:00	10:44	12:00	09:30	09:30
	temperature (°C)	18,5	18,5	18,5	18,5	23	23
	pH	8,1	7,7	7,7	7,4	7,25	7,15
	conductivité $\mu\text{S.cm}^{-1}$	40	350	60	110	100	90
G2	date de l'expérience		22/03/2006	30/03/2006	10/04/2006		
	heure		10:00	09:30	09:30		
	temperature (°C)		20	23	23		
	pH		8,1	7,4	4,4		
	conductivité $\mu\text{S.cm}^{-1}$		30	40	50		
S2	date de l'expérience		22/03/2006	30/03/2006	10/04/2006		
	heure		10:00	09:30	09:30		
	temperature (°C)		20	23	23		
	pH		8,1	7,3	4,9		
	conductivité $\mu\text{S.cm}^{-1}$		30	40	50		
A2	date de l'expérience	22/03/2006	30/03/2006	10/04/2006			
	heure	10:00	09:30	09:30			
	temperature (°C)	20	23	23			
	pH	8,1	7,1	4,2			
	conductivité $\mu\text{S.cm}^{-1}$	30	50	60			
C2	date de l'expérience	22/03/2006	30/03/2006	10/04/2006			
	heure	10:00	09:30	09:30			
	temperature (°C)	20	23	23			
	pH	8,1	7,2	4,3			
	conductivité $\mu\text{S.cm}^{-1}$	30	50	50			

2. Activités des colonnes en PVC pour l'eau de l'étang d'Amparihimasina :

date	20/04/2006	20/04/2006				21/04/2006		
heure	09:00	12:00 (labo)				09:23		
T °C	19,5	21,5				20,5		
Sur terrain		ED(GSAC)*	X**	X(GSAC ²)	X(GSAC ²) ²	XA ²	XS ²	XC ²
conductivité $\mu\text{S.cm}^{-1}$	130	30	140	120	130	30	140	120
pH	7,7	6,9	7,6	7,6	7,6	6,9	7,6	7,6
TA (ml)		0	0	0	0	0	0	0
TAC (ml)		2,1	3,9	4	4,1	2,1	3,9	4
TH (ml)		1,4	4,1	7,6	9,8	1,4	4,1	7,6

(*) Eau distillée passée à l'intérieur du circuit GSAC.

(**) Eau de l'étang d'Amparihimasina.

On constate qu'en premier passage dans GSAC diminue la conductance à 120, mais un second passage le fait remonter à 130. Il existe une érosion possible et même une pollution vu la recoloration de l'éluat à la sortie.

3. Quelques autres analyses chimiques effectuées :

Pour montrer la possibilité des dosages du plomb, des nitrates, du phosphore, du manganèse, du fer et du chrome, mais dont la procédure ne permet pas l'approfondissement, dans la situation actuelle.

	Andranomatsatso	Andranomanento	Amparihy source	Amparihy étang
Date de prélèvement	07/11/2005	07/11/2005	07/11/2005	07/11/2005
Heure locale	08:49	09:23	09:31	09:53
Temperature °C du prélèvement	15	17	19	24
TDS μS	270	530	110	170
analyse fait le 08/11/2005 au laboratoire de pédologie Tsimbazaza				
chlorure/volumétrie gouttes		36	4	6
chlorure/volumétrie mg/l	2,21875	5,68	1,020625	1,286875
nitrate/415 nm en mg/l	0	23,6	1,108	0,029
nitrites/435 nm en mg/l	0	0	0	0,041
analyse fait le 09/11/2005 au laboratoire de pédologie Tsimbazaza				
phosphore/700 nm en mg/l	0	0,04	0,006	0
plomb/absorption atomique ppm	0	0	0	2,02
manganèse/abs atq en ppm	0,07	0,1	0	0,03
Cuivre/abs atq en ppm	0	0,1	0,01	0,02
Chrome	0	0	0	0

LES MODES OPERATOIRES :

I MESURE DE LA CONDUCTIVITE

La conductivité est un paramètre physico-chimique variant avec la température qui est en relation directe avec la concentration des substances dissoutes dans l'eau. On mesure la conductivité avec un conductimètre et sa mesure doit être inférieure à 2000 $\mu\text{S/cm}$ à 20°C.

La relation entre la minéralisation totale d'une eau et sa conductivité est résumée dans le tableau suivant :

Tableau de calcul de la minéralisation à partir de la conductivité

Conductivité κ ($\mu\text{S/cm}$)	Minéralisation (mg / l)
$\kappa < 50 \mu\text{S/cm}$	$1,365\,079 * \kappa$ ($\mu\text{S/cm}$) à 20°C
$50 \mu\text{S/cm} < \kappa < 166 \mu\text{S/cm}$	$0,947\,658 * \kappa$ ($\mu\text{S/cm}$) à 20°C
$166 \mu\text{S/cm} < \kappa < 333 \mu\text{S/cm}$	$0,769\,574 * \kappa$ ($\mu\text{S/cm}$) à 20°C
$333 \mu\text{S/cm} < \kappa < 833 \mu\text{S/cm}$	$0,715\,920 * \kappa$ ($\mu\text{S/cm}$) à 20°C
$833 \mu\text{S/cm} < \kappa < 10\,000 \mu\text{S/cm}$	$0,758\,544 * \kappa$ ($\mu\text{S/cm}$) à 20°C
$10\,000 \mu\text{S/cm} < \kappa$	$0,850\,432 * \kappa$ ($\mu\text{S/cm}$) à 20°C

II TITRE HYDROTIMETRIQUE : Méthode complexométrique

Les alcalino-terreux présents dans l'eau sont amenés à former un complexe de type chélate par le sel disodique de l'E.D.T.A. ou Acide Ethylène Diamine Tétraacétique.

La disparition des dernières traces d'éléments libres à doser est décelée par le virage d'un indicateur spécifique : le noir d'ériochrome T (NET).

II.1 Titre hydrotimétrique TH :

La méthode permet de doser la somme des ions calcium et magnésium qui est exprimée en milliéquivalents par litre ou en degrés français (°F).

II.2 Titre calcique TH_{Ca} :

Pour la mesure du titre calcique TH_{Ca}, on élève le pH de la solution à 12-13 pour que le magnésium soit précipité sous forme d'hydroxyde et n'intervient pas puis le calcium est amené à former un complexe avec le sel disodique de l'EDTA.

Le titre TH_{Ca} est exprimé en milliéquivalents par litre ou en degrés français (°F).

La différence entre le TH et TH_{Ca} donnera le titre magnésien TH_{Mg}.

II.3 Expression des résultats :

A partir du volume d'EDTA versé, soit V_{EDTA} , on a les titres hydrotimétriques :

En mg/l de $CaCO_3$:

Le titre hydrotimétrique étant un dosage direct, on écrit :

$$N_{EDTA} \times V_{EDTA} = N \times V_{\text{échantillon}}$$

sachant que N_{EDTA} est $1,06 \times 10^{-2}$ mol/l et que la masse molaire de $CaCO_3$ est 99, donc

$$TH(\text{mg/l de } CaCO_3) = \frac{V_{EDTA}(\text{ml}) \times 1,06 \times 10^{-2}}{100 \text{ ml}} \times 99 \times 1000 = 10 \times V_{EDTA}$$

En °F :

Sachant que $1^\circ F = 10 \text{ mg/l de } CaCO_3$, donc $TH(^\circ F) = V_{EDTA}$.

III TITRE ALCALIMETRIQUE : Méthode volumétrique

La présence des bicarbonates, carbonates et hydroxydes dans l'eau détermine l'alcalinité de cette eau.

Le titre alcalimétrique complet ou TAC correspond à la teneur de l'eau en alcalis libres carbonates et bicarbonates. Le titre alcalimétrique ou TA mesure la teneur en alcalis libres et en carbonates alcalins caustiques.

Les déterminations sont basées sur la neutralisation d'un certain volume d'eau par un acide minéral dilué (Acide sulfurique H_2SO_4 , N/50), en présence d'indicateur coloré (phénolphthaléine 0,5% et l'hélianthine 0,5%). Les titres TAC et TA sont exprimés en milliéquivalents par litre ou en degrés français (°F).

Expressions des résultats :

Soit V, le volume d'acide sulfurique N/50 versé,

$$TA \text{ en } ^\circ F = V(\text{ml}) \times 5$$

$$TAC \text{ en } ^\circ F = V(\text{ml}) - 0,1 = HCO_3^- \text{ en meq}$$

$$\text{Ou } HCO_3^- \text{ en mg/l} = [V(\text{ml}) - 0,1] \times 61,02$$

IV DOSAGE DES CHLORURES : Méthode de Mohr

Le nitrate d'argent $AgNO_3$ précipite les chlorures sous forme de $AgCl$. Les chlorures sont dosés en milieu neutre par une solution de nitrate d'argent en présence de chromate de potassium à 10 %. La fin de la réaction est repérée par l'apparition de la teinte rouge brique du chromate d'argent K_2CrO_4 .

La teneur en chlorures est exprimée en milligramme de Cl^- par litre d'eau pour une prise d'essai de 100 ml.

Expressions des résultats :

Soit V en millilitres, le volume de AgNO_3 de normalité N/100 versé, la teneur en chlorure en mg/l est :

$$\frac{0,01N \times V}{100} \times 35500 \text{ mg / mole} = 3,55 \times V$$

V DOSAGE DES MATIERES ORGANIQUES

L'opération consiste à mesurer en milieu alcalin (Solution saturée de NaHCO_3) et en milieu acide (Solution d'acide sulfurique H_2SO_4 au $\frac{1}{2}$), la quantité d'oxygène enlevée au permanganate KMnO_4 N/80, par les matières organiques d'origine animale ou végétale contenue dans une eau en présence de sel de Mohr 5g/l.

Le volume de permanganate de potassium versé représente le nombre de milligrammes d'oxygène consommé par litre.

VI DOSAGE DES NITRITES : Méthode au réactif de Zambelli

L'acide sulfanilique en milieu chlorhydrique, en présence d'ion ammonium et de phénol, forme avec les ions nitrites un complexe coloré jaune dont l'intensité est proportionnelle à la concentration en nitrites.

On effectue la lecture au spectromètre à la longueur d'onde 435nm en tenant compte de la valeur lue pour le témoin et de la courbe d'étalonnage. La teneur en ions nitrites est exprimée en milligrammes par litre d'eau pour une prise d'essai de 50 ml.

La teneur en azote nitreux, exprimée en milligrammes par litre d'eau est égale à la teneur en nitrates multipliée par 0,305 pour une prise d'essai de 50 ml.

VII DOSAGE DES NITRATES : Méthode au salicylate de sodium

En présence de salicylate de sodium, les nitrates donnent du paranitrosalicylate de sodium de coloration jaune et susceptible d'un dosage colorimétrique.

Les lectures sont effectuées au spectromètre à la longueur d'onde de 415nm en tenant compte de la valeur lue pour le témoin et de la courbe d'étalonnage. La teneur en azote nitrique est exprimée en milligrammes par litre d'eau pour une prise d'essai de 50 ml.

La teneur en nitrates, exprimée en milligrammes par litre d'eau est égale à la teneur en azote nitrique multipliée par 4,43 pour une prise d'essai de 50 ml.

VIII DOSAGE DU CUIVRE : Méthode par absorption

atomique

L'analyse se fait par une lecture directe sur le spectrophotomètre d'absorption atomique à la longueur d'onde de 324,8nm en utilisant des étalons de cuivre 1mg/l ; 3mg/l et 5mg/l. La teneur en cuivre est exprimée en parties par million (ppm) .

IX DOSAGE DU PLOMB : Méthode par absorption

atomique

L'analyse se fait par une lecture directe sur le spectrophotomètre d'absorption atomique à la longueur d'onde de 217,0nm en utilisant des étalons de plomb 2mg/l et 5mg/l. La teneur en plomb est exprimée en parties par million (ppm) .

X DOSAGE DU MANGANESE : Méthode par absorption

atomique

L'analyse se fait par une lecture directe sur le spectrophotomètre d'absorption atomique à la longueur d'onde de 279,5nm en utilisant des étalons de manganèse 1mg/l ; 2mg/l et 3mg/l. La teneur en manganèse est exprimée en parties par million (ppm) .

XI DOSAGE DU CHROME : Méthode par absorption

atomique

L'analyse se fait par une lecture directe sur le spectrophotomètre d'absorption atomique à la longueur d'onde de 357,9nm en utilisant des étalons de chrome 1mg/l ; 3mg/l et 5mg/l. La teneur en chrome est exprimée en partie par million (ppm) .

Nom : RAKOTOARIVELO
Prénoms : Andriatsiferana Landry
Adresse : LOT IBK 44 Bis Ampasamadinika, 101 Antananarivo
Téléphone : 261 20 22 239 74 – 261 33 14 273 12
Email : folo_jona@yahoo.fr
Titre : Contribution à l'amélioration de la qualité de l'eau par filtration et adsorption sur colonnes de gravier, de sable, de charbon et d'argile

RESUME

Ce travail vise à élaborer une méthode pour la revalorisation des eaux. L'adsorption et la filtration sur différents types de matériaux non polluants ont été utilisées pour traiter trois échantillons d'eau. Les résultats obtenus montrent que les matériaux combinés entre eux modifient six indicateurs de la qualité de l'eau : le pH, la minéralisation, la chloration, la dureté, les matières organiques et les paramètres organoleptiques.

Mots-clés : Conditionnement, adsorption, filtration, environnement, gravier, argile, sable, charbon, minéralisation, méthodologie.

SUMMARY

This work aims to elaborate a method for revalorizing water. The adsorption and filtration on different types of non pollutant materials have been used to treat three samples of water. The gotten results show that the materials combined between them modify six indicators of the water quality: the pH, the mineralization, the chlorination, the toughness, the organic matters and the organoleptic parameters.

Keywords: Condition, adsorption, filtration, environment, gravel, clay, coal, sand, mineralization, methodology.

Encadreur: RAJERISON Wilson A., Professeur Titulaire