HAL
open science

Évolution de l'impact environnemental de lixiviats d'ordures ménagères sur les eaux superficielles et souterraines, approche hydrobiologique et hydrogéologique. Site d'étude : décharge d'Étueffont (Territoire de Belfort – France)

Emilien Belle

To cite this version:

Emilien Belle. Évolution de l'impact environnemental de lixiviats d'ordures ménagères sur les eaux superficielles et souterraines, approche hydrobiologique et hydrogéologique. Site d'étude : décharge d'Étueffont (Territoire de Belfort – France). Hydrologie. Université de Franche-Comté, 2008. Français. NNT : . tel-00400680

HAL Id: tel-00400680

https://theses.hal.science/tel-00400680

Submitted on 1 Jul 2009

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

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

THÈSE

Spécialité Sciences de la Terre et de l'Environnement

Présentée à l' UFR des Sciences et Techniques
de l'Université de Franche-Comté
École doctorale Homme Environnement Santé
UMR 6249 Chrono-Environement

Évolution de l'impact environnemental de lixiviats d'ordures ménagères sur les eaux superficielles et souterraines, approche hydrobiologique et hydrogéologique.

Site d'étude : décharge d'Étueffont (Territoire de Belfort – France)

Émilien BELLE

Soutenue le 10 Avril 2008

Doctorat réalisé grâce à une convention de cofinancement entre l'ADEME et le SICTOM de la zone sous-vosgienne.

Membres du Jury :

Rapporteurs :
-**Iñaki ANTIGUEDAD**, Professeur (Catedratico), Université du Pays-Basque, Leioa (Espagne)
-**Alain DAUTA**, Chargé de Recherche CNRS, Université Paul Sabatier, Toulouse

Président du jury :
-**François ZWAHLEN**, Professeur, Université de Neuchâtel (CHYN), Neuchâtel (Suisse)

Examinateur :
-**Isabelle HEBE**, Docteur, ingénieur ADEME, Angers
-**Hervé GRISEY**, Docteur, PAST Université de Franche-Comté, Besançon, vice-président du SICTOM

Directeurs de thèse :
-**Jacques MUDRY**, Professeur, Université de Franche-Comté, Besançon
-**Lotfi ALEYA**, Professeur, Université de Franche-Comté, Besançon

Remerciements

C'est avec une grande joie et une certaine émotion que je rédige aujourd'hui ces quelques lignes de remerciements.

Je tiens en premier lieu à exprimer ma profonde gratitude à mes directeurs de thèse, les Professeurs Jacques MUDRY et Lotfi ALEYA. La confiance qu'ils m'ont témoignée, la liberté qu'ils m'ont accordée et les conseils précieux qu'ils m'ont prodigués sont des éléments qui ont fortement contribué à la réalisation de ce travail de recherche.

Je souhaite remercier le Professeur Inaki ANTIGUEDAD de l'Université du Pays Basque (Leioa) et le chargé de recherche CNRS Alain DAUTA de l'Université Paul Sabatier (Toulouse) qui me font le grand honneur d'être rapporteurs de ce travail doctoral. Je remercie également François ZWAHLEN, Professeur à l'Université de Neuchâtel et président du Jury, Isabelle HEBE, Docteur-Ingénieur ADEME, et Hervé GRISEY, Docteur PAST de l'Université de Franche-Comté et vice-président du SICTOM, d'avoir accepté de relire ce tapuscrit en tant qu'examinateur.

C'est avec un profond respect que je tiens à remercier les membres du SICTOM et de l'ADEME pour être parvenus à une entente permettant la réalisation de ce projet de thèse audacieux qui marquera à coup sûr les esprits y ayant participé, grâce aux succès de cette approche originale de la recherche appliquée. Et c'est tout particulièrement l'ancien Président du SICTOM de la zone sous-vosgienne Mr Gérard GUYON, son vice-président Hervé GRISEY, son nouveau Président Marcel GRAPIN et bien sûr Isabelle HEBE, responsable ADEME de ce projet, que je souhaite vivement à honorer pour leur volonté permanente et leur collaboration fructueuse. J'aurai également un geste particulier pour la secrétaire du 3ème cycle de l'UFC Mariette JOBARD pour sa gentillesse et son efficacité.

Je remercie l'initiateur de la collaboration entre l'Université de Franche-Comté et le SICTOM, le Docteur Hicham KHATTABI dont les travaux de thèse ont permis de monter ce projet qui s'inscrit dans la continuité de ses recherches.

Je remercie tout particulièrement Virginie GENEVOIS et Élise GRISEY avec qui nous avons pu réfléchir à des solutions adaptées aux problèmes rencontrés, et également pour leur aide lors des nombreuses heures de terrain où l'efficacité et le sens de l'humour de Bruno RÉGENT, qui nous accompagnait, ont été exemplaires. Je remercie également Thomas LEBOURG du laboratoire Géoazur (Université Sophia-Antipolis) pour son sérieux, sa sympathie et le prêt du matériel de géophysique.

Je tiens à remercier dans leur globalité toutes les équipes des laboratoires de recherche de Géosciences et de Biologie Environnementale, maintenant regroupées au sein de l'UMR Chrono-Environnement de l'Université de Franche-Comté, et plus précisément Catherine BERTRAND, Sophie DENIMAL, Jean-Pierre SIMONNET, Serge ANDRE, Chantal WACKENHEIM pour leurs judicieux conseils.

J'en profite également pour signaler la parfaite entente que j'ai pu avoir avec l'ensemble du Laboratoire de Chimie des Eaux (LCE de Besançon) dirigé par Bernard BOTELLA, et du Laboratoire de Bactériologie du CHU de Besançon dirigé par le Professeur PLESIAT.

Je remercie mes partenaires du quotidien qui ont dû me supporter pendant ces quelques années. Je pense notamment à Sébastien BOUTAREAUD et Cyril DURAND, mes conscrits, ainsi qu'à tous

les autres doctorant(e)s des deux laboratoires que j'ai eu l'occasion de côtoyer. Une pensée toute particulière pour mon guide spirituel Phano, dont je suis les traces depuis plusieurs années, et la Bastouille qui m'a gentiment accueilli dans ses chaleureux apparts lors de mes journées de terrain entre autres.

Comment remercier l'ensemble de la famille GRISEY, qui m'aura soutenu et accueilli avec une profonde gentillesse, et avec qui nous garderons des liens très amicaux…grand frère for ever.
Merci à la gallinette pour sa précieuse aide lors des sorties géophy, et pour son insatiable volonté d'aller chatouiller les spatules.

Merci mille fois à mes amis qui m'ont continuellement encouragé dans mon projet et qui tiennent une place toute particulière. Je pense à tous mes amis d'enfance et d'adolescence, les MONNIEN, les GERARD, les BOUTHERIN, les ROCHEFORT, Jerem et les autres, ceux de la Faculté, Peps, Jean-Paul, Arnaud, Chaps, Oliv, Yan, Nico, Loïc, Simon et Laurence, Marcus, Fx, Gonzo, J-B, les Bordolais, j'en oublie certainement, et enfin à tous les collègues du BUC avec qui nous avons passé d'excellents moments en montagne ou ailleurs.

Je tiens enfin à remercier toute ma famille qui m'a toujours encouragé dans ce travail, que ce soit mes Grands-parents, mes oncles et tantes, mes cousins, et bien sûr mes parents et mes frères, qui ont compté et qui comptent énormément.

Pour terminer, je rends un vibrant hommage à ma compagne Sabine pour m'avoir supporté et encouragé pendant toutes ces années.

Pardon à toutes celles et ceux que j'ai oublié…

SOMMAIRE

INTRODUCTION GÉNÉRALE ……..……1

1 PROBLÉMATIQUE DE LA GESTION DURABLE DE L'EAU 1

2 LES INSTALLATIONS DE STOCKAGE DE DÉCHETS, SOURCES POTENTIELLES DE POLLUTION DES EAUX 2

3 PRODUCTION DES LIXIVIATS ET NUISANCES POTENTIELLES 3

4 PROBLÉMATIQUE DE L'ÉTUDE PROPOSÉE 4

4.1 Travail proposé : 5

PREMIÈRE PARTIE

LES INSTALLATIONS DE STOCKAGE DES DÉCHETS (ISD), PRÉSENTATION GÉNÉRALE DU SITE D'ÉTUEFFONT……...11

1 PRINCIPE GÉNÉRAL DU FONCTIONNEMENT D'UNE ISD 12

1.1 Le processus de formation des lixiviats 12

1.2 L'évolution biologique 13

1.3 Les tassements 14

1.4 Émissions 14

2 LA DÉCHARGE D'ORDURES MÉNAGERES D'ÉTUEFFONT 15

2.1 Situation géographique, contexte climatique 15

2.2 Historique et caractéristiques du site 15

2.2.1 Historique et mise en décharge 15

2.2.2 Détails du système de collecte des lixiviats et des différentes arrivées d'eau (Figure 3) 18

2.2.3 Présentation du réseau piézométrique 19

SECONDE PARTIE

MISE EN ÉVIDENCE D'INFILTRATIONS DE LIXIVIATS A TRAVERS LES BARRIÈRES NATURELLES ET TECHNIQUES UTILISÉES DANS LES INSTALLATIONS DE STOCKAGE DES DÉCHETS : CONSÉQUENCES SUR LES EAUX SOUTERRAINES……20

1 INTRODUCTION 20

1.1 Pourquoi préserver les eaux souterraines ? 20

1.2 Problématique de l'étude 20

1.3 Intérêt scientifique de cette recherche 21

1.4 Intérêt finalisé de cette recherche 21

1.5 Choix d'un terrain pertinent 22

2 ÉTUDE DE LA PERMÉABILITE DES DEUX BARRIÈRES 23

2.1 Introduction 23

2.1.1 Législation et problèmes de l'imperméabilité des barrières 23
2.1.2 Présentation des 2 barrières naturelle et synthétique du site d'Étueffont 25
2.1.3 Comment vérifier l'imperméabilité de ces barrières ? 26

2.2 Matériels et méthodes 27

2.2.1 Campagne géophysique 27
2.2.2 Campagne de traçages 30

2.3 Résultats et Discussion 32

2.3.1 Géophysique 32
2.3.1.1 Ancienne décharge 32
2.3.1.2 Nouveau Casier 38
2.3.1.3 Conclusions sur la campagne géophysique 41
2.3.2 Traçage d'essais 42
2.3.2.1 Résultats 42
2.3.2.2 Discussion et conclusions sur les essais de traçages (**Figure 16**) 48

2.4 Conclusions sur l'étude de la perméabilité 50

3 QUANTIFICATION DES INFILTRATIONS (BILAN HYDRIQUE) 52

3.1 Introduction 52

3.2 Matériels et méthodes 53

3.2.1 Introduction 53
3.2.2 Présentation des deux unités hydrologiques considérées (Figure 17) 54
3.2.3 Données disponibles 55
3.2.3.1 Pluie, ETP, débits aux collecteurs (Volume des lixiviats) 55
3.2.4 Paramètres à évaluer 55
3.2.4.1 Détermination de la teneur en eau : 56
3.2.4.2 Détermination de la porosité efficace : Tests de percolation 60
3.2.4.3 Détermination des variations du stock d'eau 63
3.2.4.4 Détermination de la RFU 66
3.2.4.5 Estimation de la pluie efficace 67
3.2.4.6 Application finale 69

3.3 Résultats et discussion 70

3.3.1 Relation pluie efficace et débits, dynamique de recharge et de décharge 70
3.3.2 Résultats des calculs du bilan hydrique sur l'Ancienne Décharge 73
3.3.3 Résultats des calculs de bilan hydrique sur le Nouveau Casier 74
3.3.4 Comparaison de la production de lixiviats par rapport à la pluie 76
3.3.4.1 Contexte du site d'Étueffont : 77

3.4 Conclusions sur les quantifications des infiltrations 78

4 CONNAISSANCE DU MILIEU SOUTERRAIN 79

4.1 Introduction 79

4.2 Contexte géologique 79
4.2.1 Description géologique et lithologique générale (d'après Ménillet et al., 1989) 79
4.2.2 Etude structurale : failles, schistosité, et fracturation 80
4.2.3 Interprétation géologique : schéma structural, coupe et histoire géologique 83

4.3 Contexte hydrogéologique 85
4.3.1 Observation à long terme 85
4.3.1.1 Analyse des niveaux piézométriques et dynamique hydrologique 85
4.3.1.1.1 Différence entre les couples piézométriques (**annexe 3**) 86
4.3.1.1.2 Dynamique hydrologique et variations spécifiques 87
4.3.2 Observation à court terme : suivi nycthéméral et pompage d'essai sur le PZ 30 89
4.3.2.1.1 Résultats du pompage d'essai du 24 octobre, régénération du PZ30 (**Figure 29**) 89
4.3.3 Conclusions hydrogéologiques (Figure 30) 91

4.4 Conclusions sur la connaissance du milieu souterrain 92

5 ÉTUDES STATISTIQUES DES DONNÉES PHYSICO-CHIMIQUES 93

5.1 Introduction 93
5.1.1 Matériels et méthodes 93
5.1.2 Résultats et discussions 93
5.1.2.1 ACP sur les 7 campagnes physico-chimiques (**Figure 31**) 93
5.1.2.2 ACP sur les 5 campagnes physico-chimiques (**Figure 32**) 96
5.1.2.2.1 Zoom sur le détail des eaux profondes (ACP 7 campagnes, **Figure 33**) 98
5.1.2.2.2 Zoom sur le détail des eaux piézométriques (ACP 5 campagnes, **Figure 34**) 99
5.1.2.2.3 ACP sur les eaux souterraines réceptrices (eaux des piézométres sans NC, AD et SC, **Figure 35**) 100

5.2 Conclusions sur les analyses en composantes principales 102

6 CONCLUSIONS SUR LA MISE EN ÉVIDENCE DES INFILTRATIONS DES LIXIVIATS 103

TROISIÈME PARTIE

ÉVOLUTION DE LA QUALITÉ DE LIXIVIATS BRUTS D'ORDURES MÉNAGÈRES DEPUIS LA CESSATION DES DÉPOTS, INFLUENCE SUR LE FONCTIONNEMENT HYDROBIOLOGIQUE DES LAGUNES D'ÉPURATION, ET SUR LES EAUX SUPERFICIELLES……108

1 INTRODUCTION 107

1.1 Problématique 107

1.2 Intérêts scientifiques 108

1.3 Intérêts finalisés 108

1.4 Choix d'un terrain pertinent 108

2 CHOIX DU MATERIEL ET DES MÉTHODES ADAPTÉES 109

2.1 Protocole de recherche 109
2.1.1 Echantillonage (Figure 39) 109

2.2 Analyses physico-chimiques. 109

2.3 Hydrobiologie 110
2.3.1 Phytoplancton 110
2.3.1.1 Analyse qualitative 110
2.3.1.2 Analyse quantitative 111
2.3.2 Zooplancton 111
2.3.3 Abondance des protistes ciliés 112
2.3.4 Bactérioplancton 113

3 RÉSULTATS ET DISCUSSION 114

3.1 Évolution de la qualité physico-chimique et biologique des lixiviats bruts du NC et de l'AD entre 2002 et 2006 (Figure 40, Annexe 5) 114
3.1.1 Description des résultats 117
3.1.1.1 Paramètres physiques 117
3.1.1.2 Paramètres organiques 117
3.1.1.3 Paramètres azotés et nutritifs 117
3.1.1.4 Paramètres inorganiques (anions et cations) 117
3.1.1.5 Métaux et éléments traces 118
3.1.2 Conclusion sur l'évolution des lixiviats bruts (Figure 41) 118

3.2 Conséquences de l'évolution des lixiviats bruts sur le fonctionnement hydrobiologique du système de lagunage 120
3.2.1 Évolution saisonnière des paramètres abiotiques et biotiques dans les quatre lagunes de Mars 2004 à Mars 2006 à partir d'un suivi mensuel 120
3.2.1.1 Évolution des paramètres abiotiques (**Figure 42**) 120
3.2.1.2 Évolution des paramètres biotiques 125
3.2.2 ACP sur l'ensemble des données abiotiques et biotiques des 4 lagunes 142
3.2.3 Discussion et conclusion sur le fonctionnement hydrobiologique des lagunes 144

3.3 Évolution des lixiviats dans l'espace, et impact sur le réseau hydrographique superficiel 146
3.3.1 Évolution qualitative spatiale des lixiviats à travers le système de lagunage et les ruisseaux récepteurs 147
3.3.1.1 Interprétation des résultats : 148
3.3.1.2 Conclusion sur l'évolution spatiale des lixiviats 150
3.3.2 Comparaison des rendements épuratoire par lagunage et atténuation naturel 151
3.3.2.1 Résultats et Discussion 151
3.3.2.2 Conclusion sur les rendements des deux phases épuratrices 154
3.3.3 Suivi des chlorures sur l'ensemble du réseau hydrographique 154
3.3.3.1 Résultats 155
3.3.3.1.1 Le Gros Pré GP : 155
3.3.3.1.2 Le Mont Bonnet MB : 155
3.3.3.1.3 Le Haut Mont HM : 156
3.3.3.2 Conclusions sur le suivi des chlorures (**Figure 57**) 156

4 CONCLUSIONS ET PERSPECTIVES 158

QUATRIÈME PARTIE

PRÉSENCE ET SURVIE DE BACTÉRIES DANS LES LIXIVIATS D'ORDURES MÉNAGÈRES ET LES EAUX SOUTERRAINES EN CONTEXTE SCHISTEUX…….164

1 INTRODUCTION 163

1.1 Problématique 163

1.2 Intérêts scientifiques 163

1.3 Intérêts finalisés 164

1.4 Pertinence du site d'Etueffont 164

2 MATÉRIELS ET MÉTHODES 164

2.1 Choix des bactéries étudiées 164

2.2 Spécification des caractères bactériologiques, de la présence chez l'homme et des normes en vigueur 166

2.2.1 Coliformes totaux 166
2.2.1.1 Caractères bactériologiques 166
2.2.1.2 Présence chez l'Homme. 166
2.2.1.3 Présence dans l'environnement et valeur indicatrice 166
2.2.1.4 Normes (pour l'eau potable) 166
2.2.2 Escherichia coli 167
2.2.2.1 Caractères bactériologiques 167
2.2.2.2 Présence chez l'Homme et pouvoir pathogène 167
2.2.2.3 Présence dans l'environnement et valeur indicatrice 167
2.2.2.4 Normes (pour l'eau potable) 167
2.2.3 Entérocoques 168
2.2.3.1 Classification et caractères bactériologiques 168
2.2.3.2 Présence chez l'Homme et pouvoir pathogène 168
2.2.3.3 Présence dans l'environnement et valeur indicatrice 168
2.2.3.4 Normes (pour l'eau potable) 169
2.2.4 Pseudomonas aeruginosa 169
2.2.4.1 Caractères bactériologiques 169
2.2.4.2 Présence chez l'Homme et pouvoir pathogène 169
2.2.4.3 Présence dans l'environnement et valeur indicatrice 169
2.2.4.4 Normes (pour l'eau potable) 170

2.3 Méthodes d'analyses : Numération des bactéries étudiées 170

2.4 Prélèvements 171

2.4.1 Suivi pluri-annuel 171
2.4.2 Suivi pluri-mensuel 171
2.4.3 Suivis nycthéméraux 171

3 RÉSULTATS ET DISCUSSION 172

3.1 Suivi pluri-annuel des Eschérichia Coli et entérocoques sur l'ensemble du site : lixiviats, lagunes, eaux superficielles et souterraines (Tableau 16) 172
3.1.1 Évolution des bactéries fécales dans les lixiviats et les lagunes 173
3.1.1.1 Résultats et Discussion 173
3.1.2 Suivi de la pollution bactérienne dans les ruisseaux récepteurs 175
3.1.2.1 Résultats et Discussion 175
3.1.3 Suivi de la pollution bactérienne dans les eaux souterraines 176
3.1.4 Conclusion sur le suivi annuel 176

3.2 Suivi pluri-mensuel des 6 bactéries dans les lixiviats, et les PZ 30 et 40, dynamique hydrologique et origine des bactéries (Tableau 17) 177
3.2.1 Résultats 177
3.2.1.1 Coliformes totaux (**Figure 60**) 179
3.2.1.2 *Escherichia coli* (**Figure 60**) 179
3.2.1.3 Entérocoques (**Figure 60**) 179
3.2.1.4 *Pseudomonas aeruginosa* (**Figure 60**) 180
3.2.2 Discussion 180
3.2.2.1 Concentrations bactériennes dans les lixiviats 180
3.2.2.2 Concentrations bactériennes dans les eaux souterraines 182
3.2.3 Circulations des bactéries dans l'aquifère 183
3.2.4 Conclusion du suivi mensuel 185

3.3 Suivis nycthéméraux, recharge hydraulique et dynamique d'apport à très court terme 187
3.3.1 Etudes nycthémérales, variation toutes les 6 heures 187
3.3.1.1 Présentation des résultats 187
3.3.1.2 Discussion et interprétation 193
3.3.2 Dynamique immédiate de régénération bactérienne du PZ 30, essai de pompage et comptage bactérien du 24 octobre 2005 (Figure 64) 194
3.3.2.1 Résultats 194
3.3.2.2 Discussion sur l'alimentation du PZ 30 195
3.3.3 Conclusion du suivi à court terme 196

4 CONCLUSIONS 197

CONCLUSION GÉNÉRALE……199

LISTE DES ANNEXES 207

LISTE DES TABLEAUX 213

LISTE DES FIGURES 215

BIBLIOGRAPHIE 219

Introduction Générale

1 PROBLÉMATIQUE DE LA GESTION DURABLE DE L'EAU

"Water is going to be the dominant world issue into the current century. The supply of water may threaten the social stability of the world.", que l'on peut traduire par : « Au cours du siècle que nous vivons, l'eau est en phase de devenir la clé de l'avenir de la planète, l'alimentation en eau sera une menace pour la stabilité du monde entier », a déclaré Anna Tibaijuka (sous-secrétaire générale des Nations Unies, responsable du programme des Nations Unies pour les établissements humains UN-HABITAT, organisme coordonnateur des questions d'établissements humains, des déchets solides et eaux usées), lors de l'ouverture de la 17ème Semaine Mondiale de l'eau qui s'est déroulée du 12 au 18 août 2007 à Stockholm. En quelques années, la prise de conscience des problèmes de l'approvisionnement et de la qualité de l'eau s'est accélérée, et ces problématiques sont devenues cruciales et mondiales.
En France, la première loi sur l'eau, relative au régime et à la répartition des eaux et à la lutte contre la pollution (article L.211 du code de l'Environnement), a instauré en 1964 une gestion par bassin hydrographique. Depuis la seconde loi sur l'eau de 1992, l'eau fait partie du patrimoine de la nation. Sa protection, sa mise en valeur et son utilisation sont d'intérêt général. Cela signifie qu'une ressource en eau de bonne qualité et en quantité suffisante est nécessaire au développement économique et au bien-être des populations. Cette loi reconnaît l'unité physique et l'interdépendance en quantité comme en qualité de toutes les eaux superficielles et souterraines : il s'agit toujours de la même eau, sans cesse entraînée par l'énergie du soleil et la gravité dans un cycle fermé qui constitue un continum aquatique essentiel pour la survie de toutes les espèces vivantes.

L'Europe a mis en place le 22 décembre 2000 la directive-cadre sur l'eau (DCE), qui met le cycle de l'eau au centre de la politique de l'eau. Cette directive a pour objectifs la restauration et la préservation de la qualité des ressources en eaux superficielles, souterraines et littorales. Cette directive, transposée en France par la loi n° 2004-338 du 21 avril 2004, reconduit les principes de gestion par bassin hydrographique et fixe une obligation de résultats, à savoir le bon état des eaux superficielles et souterraines en 2015. Un récent rapport de l'IFEN (Janvier 2008) révèle qu'en France 91 % des points de contrôles des eaux de surface et 55 % des eaux souterraines sont contaminées par au moins un pesticide. Par ailleurs, la France prépare une

troisième loi sur l'eau et les milieux aquatiques pour prendre en compte notamment les exigences de cette directive, et les insuffisances des précédentes lois sur l'eau (1964 et 1992), afin de parvenir à une exploitation durable de la ressource en eau.

2 LES INSTALLATIONS DE STOCKAGE DE DÉCHETS, SOURCES POTENTIELLES DE POLLUTION DES EAUX

Les déchets, produits par les ménages et par les activités économiques, sont générateurs de nuisances et peuvent être dangereux pour l'homme et la nature. Il est donc essentiel d'en contenir la production et d'en maîtriser le devenir. Le code de l'environnement définit le déchet comme "tout résidu d'un processus de production, de transformation ou d'utilisation, toute substance, matériau, produit […] abandonné ou que son détenteur destine à l'abandon" (article L541-1 du code de l'environnement). Il existe différents types de déchets. De manière générale, on peut distinguer les déchets par leur producteur (déchets ménagers, industriels ou agricoles) ou par la façon dont ils sont collectés (collecte par la commune, apport volontaire dans les déchèteries ou les points de tri sélectif, etc.) ou encore par leur devenir (mise en décharge, incinération, recyclage, etc.). Le règlement CE 2150/2002 relatif aux statistiques sur les déchets a en outre établi une nomenclature par type de déchets. On peut distinguer 3 types de déchets : -inertes ; - non dangereux ; - dangereux.

Les centres d'enfouissement technique (CET), anciennement appelés décharges autorisées font partie de ces lieux potentiellement nuisibles. Ce terme est désormais désuet, on parle maintenant d'Installation de Stockage des Déchets (**ISD**), et d'ISDND (Installation de Stockage des Déchets Non Dangereux pour les sites dits de classe II composés par les ordures ménagères et les déchets industriels banals, dont la décharge d'Étueffont fait partie). En France, les méfaits de ces stockages font l'objet d'une surveillance accrue depuis une prise de conscience collective par les hautes instances administratives. Ainsi, le dépôt d'ordures ménagères est interdit et les gérants de sites sont responsables de sa surveillance et de son impact pendant les trente années qui suivent sa fermeture. La loi du 13 juillet 1992, relative à l'élimination des déchets, prescrit que depuis le 1er juillet 2002 seul le stockage des déchets "ultimes" est autorisé. Cette échéance a parfois été interprétée à tort comme la fin des décharges, alors qu'il s'agissait d'un objectif donné à tous les acteurs de la gestion des déchets visant à favoriser la mise en place de filières de valorisation et à détourner ainsi du stockage un volume croissant de déchets. D'après le rapport d'information de l'Assemblée

Nationale concernant la « gestion des déchets ménagers sur le territoire », la saturation des installations de stockage concernera 66 départements d'ici à 2010.

Au fil du temps, à des textes généraux succèdent des textes techniques très précis. Les contraintes imposées aux gestionnaires conduisent à la création de décharges de plus en plus étanches en fond et en surface, alors que des réglementations organisent l'admission de déchets pour écarter, grâce aux tris et aux procédés de stabilisation, les polluants les plus dangereux pour la santé ou l'environnement. L'évolution des textes suit celles des connaissances, et on a pu se rendre compte par le passé que les ISD avaient un réel impact sur leur milieu environnant, en particulier les nuisances sur les eaux de surface et souterraines. Ces études ont permis une prise de conscience des phénomènes de pollution, il s'en est suivi une meilleure gestion des sites qui permet aujourd'hui de limiter considérablement les impacts de ces zones de stockages.

De manière plus générale, le problème de la gestion des déchets est quotidien et planétaire, et si la situation est dramatique dans les pays en développement, les pays occidentaux ne sont pas épargnés. Les récents problèmes de la ville de Naples en Italie en témoignent : la ville a été envahie par les ordures ménagères qui ont été déposées dans la rue, car les centres de stockage existants ne pouvaient plus accueillir les nouveaux déchets et la construction de nouveaux centres fait l'objet de nombreux contentieux ; cette situation a dépassé le seul domaine de la gestion pour devenir un véritable problème politique.

La surconsommation des sociétés occidentales, et la consommation du reste du monde engendrent une production toujours plus importante de la masse des déchets qui en résulte. La surpopulation à venir ne fera qu'accroître la demande ; les enjeux et la gestion devenant planétaires. Le devenir et les conséquences des sites de stockage de déchets d'ordures ménagères, lorsqu'ils existent, sur l'environnement sont une source de pollution majeure. Et du fait de l'augmentation à l'avenir et à l'échelle mondiale de la quantité de déchets produits, les problèmes de pollution liés à leur devenir sont un des enjeux environnementaux majeurs du futur qui sont évidement liés à celui de la préservation des ressources en eau. L'homme est le propre producteur de ses déchets, et il se doit d'en contrôler au mieux leur nocivité.

3 PRODUCTION DES LIXIVIATS ET NUISANCES POTENTIELLES

Dans le cas des centres de stockage de classe II (déchets non dangereux), l'eau favorise la transformation bio-physico-chimique des déchets. Le fonctionnement d'une décharge peut

alors être assimilé à un réacteur complexe à multi-compartiments (biologique, minéral, organique de synthèse) qui sont en permanence en contact les uns avec les autres et qui réagissent de façon interactive simultanément ou non (Lamy Environnement, Les Déchets). L'ensemble de ces phénomènes conduit à la génération de métabolites gazeux, le biogaz et à l'entraînement par l'eau de molécules très diverses qui donnent lieu à des lixiviats, tous deux vecteurs essentiels de la charge polluante. La présence de matière organique fermentescible est à l'origine des principaux rejets dans ce type de décharges. L'objectif actuel du stockage de ces déchets est d'assurer un confinement efficace et suffisamment durable des déchets ainsi qu'une maîtrise adaptée des deux types d'effluents générés, les lixiviats et le biogaz, qui sont à l'origine des principaux impacts environnementaux et sanitaires des décharges. Nous nous intéresserons uniquement à l'impact des lixiviats.

La maîtrise des flux de lixiviats consiste d'abord à confiner les déchets pour éviter la pollution des eaux souterraines, puis à collecter les lixiviats, les stocker puis les traiter. Les lixiviats ne peuvent être rejetés dans le milieu naturel qu'après traitement et sous réserve que leur composition respecte les valeurs réglementaires de rejets. L'infiltration et/ou le rejet de surface de lixiviats non-traités entraîne des perturbations physiques et chimiques des milieux récepteurs qui se traduisent par une détérioration de la qualité des eaux. Le plus souvent, le traitement des lixiviats est assuré dans une station d'épuration collective, urbaine ou industrielle après une vérification préalable que celle-ci est apte à les traiter sans nuire à la qualité des boues d'épuration. Dans cette recherche en revanche, c'est un traitement sur site par lagunage naturel qui est exploré.

4 PROBLÉMATIQUE DE L'ÉTUDE PROPOSÉE

Les matières qui entrent dans la composition d'un centre de stockage sont : les déchets, les eaux météoriques et les matériaux constitutifs de l'installation. Ainsi, la quantité et la qualité des flux sortants seront directement influencées par la qualité et la quantité des flux entrants.

L'eau est le vecteur principal de l'évolution des lixiviats de décharge. Les entrées d'eau dans un centre de stockage sont constituées des précipitations météoriques directes auxquelles s'ajoute l'eau apportée par les déchets eux-mêmes, et dans certains cas des eaux de ruissellement.

Le site d'Etueffont a la particularité d'être constitué de deux zones de stockage indépendantes qui présentent chacune une barrière imperméable propre et ayant une qualité de lixiviats

différente. En effet, le site a reçu pendant une vingtaine d'années les déchets sur une surface naturelle réputée imperméable, avant de stocker les déchets dans un casier imperméable constitué d'une géomembrane synthétique pendant un temps beaucoup plus restreint jusqu'à la fermeture de la décharge (environ 3 ans). Le site permet donc de comparer deux sites de stockages distincts sur les critères de l'âge des déchets entreposés, donc de la qualité des lixiviats, et de pouvoir en évaluer l'impact sur le milieu naturel. La notion de temps est primordiale dans une étude d'impact de décharge d'ordures ménagères, car l'ensemble des éléments constitutifs évoluent en permanence et sont inter-dépendants. Les lixiviats sont la source polluante majeure des décharges sur les eaux alentour, et suivant leur toxicité et leur dilution, les modifications du milieu environnant ne seront pas les mêmes. Ce milieu peut être divisé en deux parties, les eaux superficielles et les eaux souterraines. La contamination peut avoir lieu par infiltration directe dans le substratum et polluer les nappes phréatiques, où par rejet des effluents, traités ou non, dans le réseau hydrographique de surface et le détériorer. Les effets de ces deux types de contamination pouvant interagir entre elles sont :

- d'une part, pour les eaux souterraines, un problème d'alimentation en eau potable par pollution des captages d'eau si ceux-ci sont hydrogéologiquement accessibles ;

- d'autre part, pour le réseau hydrographique superficiel, une détérioration des écosystèmes aquatiques, en particulier liée au problème d'eutrophisation qui menace la vie piscicole par asphyxie, et également d'alimentation en eau potable.

4.1 Travail proposé :

Dans le cadre de cette problématique environnementale, l'objectif de cette recherche est d'explorer l'impact des lixiviats d'ordures ménagères sur les eaux souterraines et superficielles, grâce à une double approche, hydrobiologique d'une part et hydrogéologique d'autre part.

4.1.1 Première partie

La première partie consiste à présenter le fonctionnement général d’une installation de stockage des déchets, et à découvrir le site d’étude de la décharge d’ordures ménagère d’Étueffont.

4.1.2 Seconde partie

Dans une seconde partie intitulée «Étude de la perméabilité de matériaux naturels et synthétiques réputés imperméables sur les centres d'enfouissement technique, et conséquences sur les eaux souterraines», l'intérêt est de proposer une nouvelle méthodologie d'approche par une analyse globale de l'impact d'un site de stockage réputé imperméable sur les eaux souterraines.

La méthodologie généralement utilisée est une étude géologique du substratum, parfois appuyée par une étude hydrogéologique, et des analyses physico-chimiques des lixiviats et des eaux des piézomètres. En plus de cette méthodologie générale, des études d'investigations en profondeur (la géophysique sous ses diverses formes est fréquemment employée) permettant de mieux visualiser les infiltrations. En complément, un calcul du bilan hydrique apporte un aspect quantitatif à l'étude. Concernant la mise en évidence de fuites à travers des zones imperméables, les essais de traçages couplés à des analyses physico-chimiques sont efficaces.

Le travail proposé est une approche couplée et adaptée de l'ensemble de ces méthodes d'investigation, et permet, du fait de son caractère multidisciplinaire, de répondre aux différentes questions spécifiques, souvent traitées dans leur unique domaine. Cette approche globale permet de comprendre et d'appréhender l'ensemble des processus menant à la dégradation des eaux souterraines par l'infiltration inopportune des lixiviats issus des centres de stockage imperméables.

L'aspect chronologique de ce travail est important, puisque chaque étape conduit à la suivante, toutes les causes et les conséquences sont liées et rendent ces travaux pluri-disciplinaires et complexes.

Tout d'abord, pour tester la perméabilité douteuse des barrières étanches, qu’elles soient techniques ou naturelles, des profils géophysiques couplés à des essais de traçages mettent en évidence les zones d'infiltrations. La géophysique donne une image en 2 et 3 dimensions des structures et des écoulements du sous-sol, et les résultats des traçages confirment ou infirment la véracité des infiltrations supposées. Si les infiltrations sont confirmées, un calcul de bilan hydrique quantifie ou du moins estime le pourcentage de pertes.

Ensuite, une connaissance approfondie du sous-sol et de la dynamique de la nappe phréatique en présence est nécessaire. Elle permet d'anticiper la destination des panaches de pollution par analyse de la structure du substratum et de la direction d'écoulement de la nappe grâce au

réseau de piézomètres. Ainsi, l'étude géologique de terrain, et une analyse des niveaux piézométriques permettent d'y répondre.

Enfin, une étude statistique comparative entre les analyses physico-chimiques effectuées sur les sources polluantes (lixiviats) et dans les récepteurs potentiels (piézomètres) définit clairement quelles sont les eaux contaminées et les modifications physico-chimiques engendrées par l'infiltration des lixiviats.

L'objectif de cette seconde partie est donc de mettre en évidence les infiltrations de lixiviats à travers les barrières naturelles ou techniques et d'en étudier l'impact sur la nappe phréatique afin de préserver la qualité environnementale des ressources aquifères. Pour cela, une nouvelle approche interdisciplinaire est proposée avec l'utilisation couplée de la géophysique, des essais de traçages, du calcul de bilan hydrique, d'une connaissance géologique et hydrogéologique du milieu souterrain et enfin d'une étude comparative, qualitative et statistique des analyses de lixiviats et d'eaux souterraines des piézomètres.

4.1.3 Troisième partie

Dans cette partie intitulée «Évolution de la qualité de lixiviats bruts d'ordures ménagères depuis la cessation des dépôts, influence sur le fonctionnement hydrobiologique des lagunes d'épuration, et sur les eaux superficielles», l'intérêt est de montrer les effets des changements de la composition physico-chimique de lixiviats depuis la fin de mise en dépôt sur le fonctionnement hydrobiologique et physico-chimique d'un système de traitement de lixiviats par lagunage naturel, et enfin d'apprécier l'impact de ces effluents traités sur les eaux superficielles réceptrices.

La physico-chimie des lixiviats d'ordures ménagères évolue dans le temps en fonction principalement de la quantité des matières biodégradables disponibles. Ces matières fermentescibles sont apportées en continu lors de la période d'activité du centre de stockage. Une fois l'activité de dépôts terminée, le stock de matières à dégrader va diminuer inexorablement avec le temps et modifier continuellement la qualité des lixiviats. La production de lixiviats et sa composition varient donc dans le temps, et sont tributaires de la maturation des déchets et des conditions météorologiques. La nature des déchets, leur mode de mise en dépôts, l'épaisseur des déchets entreposés et les conditions climatiques sont autant de paramètres qui font que chaque site est un cas unique, en témoigne la très large amplitude des qualités physico-chimiques recensées à travers le monde (Farquhar, 1989 ; Christensen *et*

al., 2001). L'étude de chacun d'entre eux permet d'apporter des données supplémentaires concernant le devenir des lixiviats. L'évolution de la qualité des lixiviats va engendrer une modification de ses milieux récepteurs. Dans le cas de la décharge d'Étueffont, le premier milieu récepteur est un système de lagunage naturel composé de 4 bassins successifs. Il s'est développé dans chaque bassin une faune et une flore microbiologique spécifiques qui permettent la dégradation et la transformation des matières organiques et minérales. Les différentes espèces en présence sont plus ou moins tolérantes à la qualité du flux entrant, et un équilibre précaire s'établit en fonction de la toxicité des lixiviats bruts. Ainsi, la modification physico-chimique des apports engendre l'apparition et/ou la disparition de certaines espèces rendant l'équilibre de l'écosystème très fragile.

La connaissance des modalités de transfert de la matière et de l'énergie dans les écosystèmes est une préoccupation majeure de l'hydrobiologie moderne. Dans les réseaux trophiques microbiens des milieux aquatiques, il existe un flux de matière et d'énergie qui utilise une voie parallèle à la voie habituelle, appelée boucle microbienne ou "microbial loop" (matière organique dissoute → bactéries → protistes hétérotrophes (ciliés + flagellés + amibes) → macrozooplancton. Cette voie qui se superpose à la voie trophique linéaire basée sur l'assimilation photosynthétique (phytoplancton → zooplancton → poissons) peut être d'une importance primordiale dans le recyclage de la matière organique (Azam *et al.*, 1983) et résulte de la diversité fonctionnelle des réseaux trophiques. Si la boucle microbienne a fait l'objet de travaux en milieux marin ou lacustre, elle n'a pratiquement pas, à notre connaissance, été étudiée dans un dispositif de lagunage installé dans le but d'abattre la charge polluante contenue dans les lixiviats d'une décharge d'ordures ménagères. De mise en œuvre aisée, cette technique autorise une élimination efficace et peu coûteuse des résidus urbains. Lorsque le site n'est pas pourvu d'un système de confinement, les lixiviats riches en matières organique et inorganique, mais aussi en métaux lourds, peuvent contaminer les systèmes aquatiques souterrains et de surface. Cette charge polluante est souvent atténuée par le rôle bénéfique des microorganismes et plus précisément des bactéries qui jouent un rôle primordial dans la stabilisation des déchets. Les bactéries hétérotrophes aquatiques en utilisant le carbone organique dissous contribuent à son transfert à travers la chaîne trophique lorsqu'elles subissent la pression de prédation par les espèces bactérivores (boucle microbienne).

Le second milieu récepteur est le cours d'eau qui recueille les effluents traités. Cette zone de traitement complémentaire agit selon des mécanismes d'auto-épuration communément regroupés sous le terme d'atténuation naturelle, où le principe de dilution est prépondérant, et

associé à de nombreux mécanismes : adsorption, dégradation biologique, échanges ioniques, filtration et réactoins de précipitations (Bagchi, 2007). Nous rendrons compte du rôle du ruisseau lors de cette seconde phase d'épuration des lixiviats pré-traités par le système de lagunage sans toutefois rentrer dans le détail des mécanismes responsables de cet abattement. Le suivi d'éléments conservatifs permet de contrôler le niveau de pollution et de mettre en évidence l'impact engendré par le rejet des lixiviats traités sur les eaux superficielles, et d'éventuellement détecter d'autres sources potentielles de contamination.

Au cours de ce travail, l'analyse de l'évolution physico-chimique et biologique de deux lixiviats bruts d'âge différent sera mené, et permettra de rendre compte de l'évolution du fonctionnement hydrobiologique du système de lagunage grâce à l'étude de la boucle microbienne. Nous rapportons les résultats d'une étude qualitative (inventaire taxonomique) et quantitative (abondances) réalisée sur deux années de diverses communautés biologiques évoluant dans les 4 bassins de la station d'Etueffont, l'objectif étant d'apprécier les réponses des espèces aux diverses situations environnementales observées et de dresser un bilan sur la qualité du lagunage biologique. Enfin, nous observerons l'effet du ruisseau récepteur sur les lixiviats traités, et confirmerons l'importance de cette seconde phase d'atténuation naturelle.

4.1.4 Quatrième partie

Cette dernière partie intitulée « présence et survie des bactéries dans les lixiviats d'ordures ménagères et dans les eaux souterraines en contexte schisteux», a pour but de mettre en évidence la survie de bactéries potentiellement pathogènes dans les milieux particuliers à forte teneur organique que sont les lixiviats d'ordures ménagères, et dans les eaux souterraines moins chargées recevant des effluents contaminés.

Les bactéries étudiées (*coliformes totaux*, *Escherichia coli*, entérocoques, *Pseudomonas aeruginosa*, *Salmonella* spp. et *Staphylococcus aureus)* sont fréquemment présentes dans le milieu naturel mais témoignent souvent d'une eau contaminée et impropre à la consommation d'eau potable. Elles présentent de ce fait un risque bactériologique réel. Leur présence au sein de lixiviats d'ordures ménagères a été rarement étudiée. Or, les conditions physico-chimiques caractérisant ce milieu peuvent être à l'origine d'une réponse bactériologique pouvant traduire des séquences de développement et/ou de survie des procaryotes. La présence de ces bactéries dans des eaux contaminées par l'infiltration de lixiviats indiquerait la possibilité de leur transport à travers les milieux souterrains, qui sont dans le cas de notre étude des milieux schisteux. De plus, l'étude de cette composante bactérienne a été essentiellement réalisée dans

les eaux de surface (Marvalin *et al.*, 1989 ; Litchfield *et al.*, 2000 ; Oren & Mana, 2002 ; Aleya *et al.*, 2006) et très peu d'études renseignent sur leur présence dans les nappes phréatiques ainsi que leurs circulations potentielles et les conditions de leur survie dans le sous-sol.

Par ailleurs, il est bien admis que la durée de vie des bactéries est largement dépendante de la variabilité des conditions environnementales (Riemann & Sondergaard, 1986 ; Lavandier & Faurel, 1989 ; Elloumi *et al.*, 2008), ces variations pouvant se manifester à très court terme tant sur le plan morphologique, physiologique que quantitatif (Priscu *et al.*, 1988 ; Aleya et Hartmann, 1995 ; Gunde-Cimerman *et al.*, 2005).

En conséquence, nous avons élaboré une stratégie d'échantillonnage calée sur des cycles annuels, mensuels, journaliers et immédiats, l'objectif étant d'étudier la distribution de certains groupes bactériens à différentes échelles de temps dans différents milieux spécifiques (lixiviats bruts, eaux souterraines contaminées par l'infiltration d'effluents), et de tenter une compréhension des mécanismes d'apport et de survie des peuplements bactériens dans des contextes physico-chimiques particuliers.

Première partie :

Les Installations de Stockage des Déchets (ISD), présentation générale du site d'Étueffont

Selon l'ADEME, en 2004, la France a produit 26,1 millions de tonnes d'ordures ménagères ce qui correspond à 353 kg/hab/an. La production annuelle d'OM de chaque français a doublé en 40 ans. Cependant depuis 2002, on constate un léger recul de la production d'ordures ménagères par habitant (-6 kg/hab/an). A titre d'exemple et de comparaison, un américain du nord produit en moyenne 760 kg/hab/an, un européen 510 kg/hab/an et un japonais 410 kg/hab/an. La production de déchets reste néanmoins préoccupante, et leur avenir encore davantage. La volonté de s'affranchir des nuisances liées aux déchets est très ancienne. Dans un premier temps il s'agissait simplement de lutter contre les odeurs issues de la fermentation des ordures ménagères. Au XIXème siècle, aux odeurs est associée la crainte de maladies. L'élimination des déchets des villes devient alors une priorité. Les premières décharges sont créées et font partie des établissements dangereux incommodes et insalubres. Il s'agit alors de décharges brutes. Celles-ci sont implantées au plus loin des habitations. L'impact de ces installations sur l'environnement leur fera préférer à partir de 1938 la décharge contrôlée ou l'incinération. Considérée comme s'accompagnant de peu de nuisances pour les riverains, la décharge contrôlée peut être créée à faible distance d'habitations à partir de 1952. L'avis d'un géologue est requis pour le choix du site, la crainte de la contamination des nappes par les germes était alors la principale préoccupation. A partir des années soixante-dix, la sensibilité grandissante de la société aux questions d'environnement, l'évolution considérable des quantités et de la nature même des déchets produits par les ménages, ainsi qu'une meilleure connaissance des cas de pollution par des composés chimiques s'accompagnent d'un renforcement des contraintes pour les décharges. Une distinction est faite alors entre les décharges destinées aux déchets ménagers et industriels banals et celles acceptant les déchets industriels spéciaux. Les dossiers comportent une analyse de l'impact éventuel du site sur la qualité des eaux. Le drainage et le traitement des lixiviats deviennent obligatoires et le biogaz, désormais capté, fait l'objet de traitements destinés à minimiser les nuisances, les risques et les pollutions.

1 PRINCIPE GÉNÉRAL DU FONCTIONNEMENT D'UNE ISD

Le fonctionnement d'une ISD peut s'apparenter à un réacteur bio-physico-chimique donnant lieu à des réactions et à des évolutions complexes qui aboutissent à la transformation chimique, physique et biologique des déchets. Du fait des conditions géologiques et hydrologiques du site, de la nature des déchets stockés et du mode de gestion de l'exploitation, chaque centre de stockage est un cas unique ; il n'est donc pas envisageable de déterminer avec précision un mode d'évolution qui serait applicable à tous les centres. Cependant, certains phénomènes sont communs à la majorité des sites et peuvent être quantifiés, permettant ainsi de caractériser l'évolution générale d'une installation de stockage, en particulier en ce qui concerne les aspects biologiques, physico-chimiques, hydrauliques, et géotechniques[1] :

- les matières biodégradables mises en décharge font l'objet d'une évolution biologique sous l'action des bactéries aérobies puis des bactéries anaérobies ;

- en l'absence de dispositions particulières, l'eau qui s'écoule à travers la masse des déchets produit des lixiviats en se chargeant de substances chimiques et/ou biologiques ;

- des réactions chimiques ou physiques conduisent à la destruction partielle de la matière et à la solubilisation de certaines molécules ou à leur transformation en gaz ;

- les déchets stockés, et souvent les sols qui les entourent, sont constitués de matériaux hétérogènes sur le plan de leur qualité physique. Les casiers et les alvéoles subissent des tassements qui modifient leurs caractéristiques mécaniques et géotechniques.

[1]*Informations recueillies dans le rapport demandé par les ministères de l'Environnement et de la Santé. (Stockage des déchets et santé publique, Septembre 2004, Réalisation : Institut de veille sanitaire, ADEME, Afsse, BRGM, Ineris, RSD, Astee, SFSP.)*

1.1 Le processus de formation des lixiviats

Les eaux météoriques s'écoulent à travers la masse des déchets, avec une vitesse et un débit qui dépendent de la porosité, de la perméabilité et de l'épaisseur du milieu. Elles favorisent la biodégradation des matières organiques fermentescibles et produisent des lixiviats en se chargeant de substances organiques ou minérales provenant des déchets ou des produits de la dégradation des déchets. La formation des lixiviats met en jeu une grande diversité de phénomènes qui joueront plus ou moins en fonction de la nature des déchets, du mode

d'exploitation du centre de stockage (hauteur des déchets, surface exploitée, compactage) et de l'infiltration des eaux. Ces phénomènes peuvent être répartis en deux catégories (Amokrane, 1994) :

- les mécanismes physico-chimiques : évolution du pH, du pouvoir tampon, de la salinité et du potentiel d'oxydoréduction des solutions percolant à travers les déchets ; ces solutions mettent en œuvre des mécanismes chimiques de solubilisation, complexation, oxydoréduction, adsorption, neutralisation et transfert de matière ;

- les processus biologiques aérobies et anaérobies qui vont dégrader la fraction organique fermentescible des déchets. Il est admis que le phénomène de biodégradation est à l'origine d'une complexification des réactions qui rend difficile la généralisation de l'ensemble des phénomènes réels.

Tous ces processus sont gouvernés par la présence d'eau au sein du système. D'après Lefebvre (1998), l'humidité des déchets a plusieurs rôles :

- elle permet l'hydrolyse de la matière lignocellulosique, principal constituant des déchets organiques, impliquant une consommation de 0,1 g d'eau par gramme de cellulose ;

- elle est un vecteur de colonisation bactérienne de la surface externe et de la macroporosité des particules solides, et un vecteur de diffusion des enzymes hydrolytiques, des nutriments, des métabolites extracellulaires, de l'oxygène ;

- elle constitue 80 % du matériel massique d'un micro-organisme.

1.2 L'évolution biologique

Le principal facteur susceptible de contribuer à l'évolution des déchets est la biodégradation de la matière organique fermentescible en des formes solubles et gazeuses.

Cette dégradation par des micro-organismes (champignons, bactéries) débute par une fermentation aérobie. Toute la matière organique facilement biodégradable est alors oxydée, ces réactions sont fortement exothermiques (380 à 460 kJ/mol d'oxygène consommé, Aran, 2001). Après épuisement en quelques semaines de l'oxygène présent dans le massif de déchets, apparaît la phase anaérobie.

La dégradation anaérobie de la matière organique est le métabolisme prédominant dans les décharges de classe II. Il s'agit de processus microbiologiques et biochimiques complexes

mettant en œuvre de nombreuses espèces bactériennes, transformant la matière organique fermentescible principalement en méthane et gaz carbonique. Cette étape de dégradation est beaucoup plus longue (plusieurs années) et moins exothermique (2 à 60 kJ/mol d'oxygène consommé, Aran, 2001). Selon le substrat utilisé par les bactéries et les produits libérés, on peut distinguer quatre phases successives dans la dégradation anaérobie : - l'hydrolyse, - l'acidogénèse, - l'acétogénèse et - la méthanogénèse (Bryant, 1979). Christensen *et al.* (2001) rajoute une dernière phase dite de « maturation-stabilisation », qui correspond à la fin de la méthanogénèse, où, entre autres, l'oxygène réapparaît dans le milieu. Le détail de ces phases est développé dans la troisième partie.

1.3 Les tassements

Les casiers et les alvéoles subissent pendant une période plus ou moins longue des tassements intervenant au cours de deux phases successives :

- la compression primaire pendant laquelle, sous l'effet de leur propre poids et de celui des déchets déposés par la suite, les matériaux se réarrangent par distorsion et réorientation pour combler les espaces vides. Le tassement qui en résulte intervient surtout lors de la première année de stockage,

- la compression secondaire au cours de laquelle deux phénomènes interviennent. D'abord un premier tassement est provoqué par l'écoulement des eaux et par les vibrations des engins, les particules fines comblant les espaces laissés vides entre les gros éléments. Et ensuite un second tassement, plus lent, résultant de la décomposition biochimique et biophysique des déchets. Les conditions de fermentation, en particulier la teneur en eau ou la température, influencent la vitesse de tassement.

L'observation des sites de classe II existants montre que globalement les tassements sont de l'ordre de 10 à 25 % de la hauteur totale des déchets, selon la nature des déchets, la hauteur de stockage et la nature du compactage (ADEME, 2004).

1.4 Émissions

L'importance des émissions et des nuisances générées sera directement liée au type d'installation de stockage et à sa configuration. Ces émissions sont doubles, production de

biogaz et de lixiviats. La quantité de lixiviats produits est fonction de nombreux paramètres tels que la part de la pluie susceptible de s'infiltrer dans les déchets, l'efficacité des dispositifs destinés à éviter les apports d'eau de l'extérieur, la surface exploitée, la présence de couvertures de protection, la vitesse d'infiltration des eaux à travers les déchets, le pouvoir d'absorption ou de restitution des déchets, l'efficacité du système de drainage et d'évacuation des lixiviats.

2 LA DÉCHARGE D'ORDURES MÉNAGERES D'ÉTUEFFONT

2.1 Situation géographique, contexte climatique

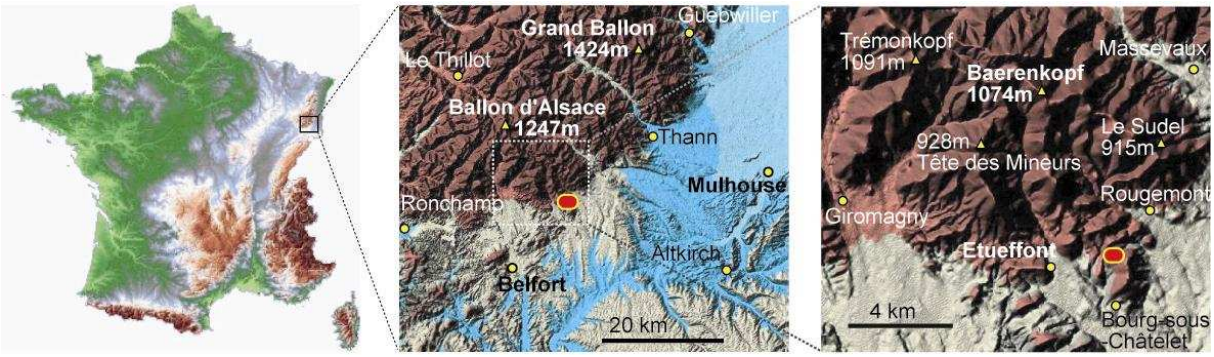


Figure 1 : Carte de localisation géographique du site d'Étueffont

La décharge d'Etueffont se situe à 15 km au Nord-Est de la ville de Belfort dans la partie méridionale du massif des Vosges (Nord-Est de la France, **Figure 1**). Elle est située sur la RD2 entre les villages d'Étueffont et de Rougemont-le-Château à une altitude moyenne d'environ 470 mètres. Le climat est de type continental très humide avec une pluviométrie annuelle moyenne de 1418 mm d'eau, la température moyenne annuelle est de 8°C et le nombre moyen de jours de gel est de 120 jours. A une quinzaine de kilomètres au Nord Ouest se situe le Ballon d'Alsace, culminant à 1247 m et étant un des endroits les plus arrosés de France continentale avec plus de 2200 mm d'eau par an.

2.2 Historique et caractéristiques du site

2.2.1 Historique et mise en décharge

La décharge d'Étueffont a été mise en place en 1976 conformément à la loi 75-633 du 15

juillet 1975, pour recevoir les déchets de 66 communes soit environ 50 000 équivalents-habitants sur une surface de 2,8 ha (**Figure 2**). Les déchets ont été broyés puis déposés successivement par tranches d'1 m d'épaisseur, sans compactage. Leur dégradation se fait essentiellement par voie aérobie et limite la production de biogaz nauséabonds (H_2S). Ce mode d'exploitation produit une quantité importante de lixiviats (Stegman & Ehrig, 1980).

De 1976 à 1999, les déchets ont été déposés à même le sol sur un substratum schisteux dans la zone dite de l'ancienne décharge (**AD** : **A**ncienne **D**écharge). Le recouvrement des couches se faisait après 2 à 3 mois de maturation des déchets. A la fin de la mise en dépôt, une réhabilitation temporaire a été faite sur la partie plate sommitale et les flancs NO et SE du monticule de déchets, avec le couvrement de cette zone par une couche de 80 cm de terre argileuse. Sur le flanc longitudinal NE et le flanc SE, les déchets s'appuient sur un merlon constitué par les schistes rabotés lors du terrassement.

Suite à la loi 92-646 du 13 juillet 1992, un système de traitement des lixiviats par lagunage naturel a été mis en place en 1994. Les lixiviats sont collectés et traversent une succession de quatre lagunes étanches et peu profondes (1 m au plus), au cours desquelles ils subissent une épuration naturelle grâce aux microorganismes. Les lixiviats traités sont ensuite rejetés dans le milieu naturel, dans le ruisseau du Gros Pré.

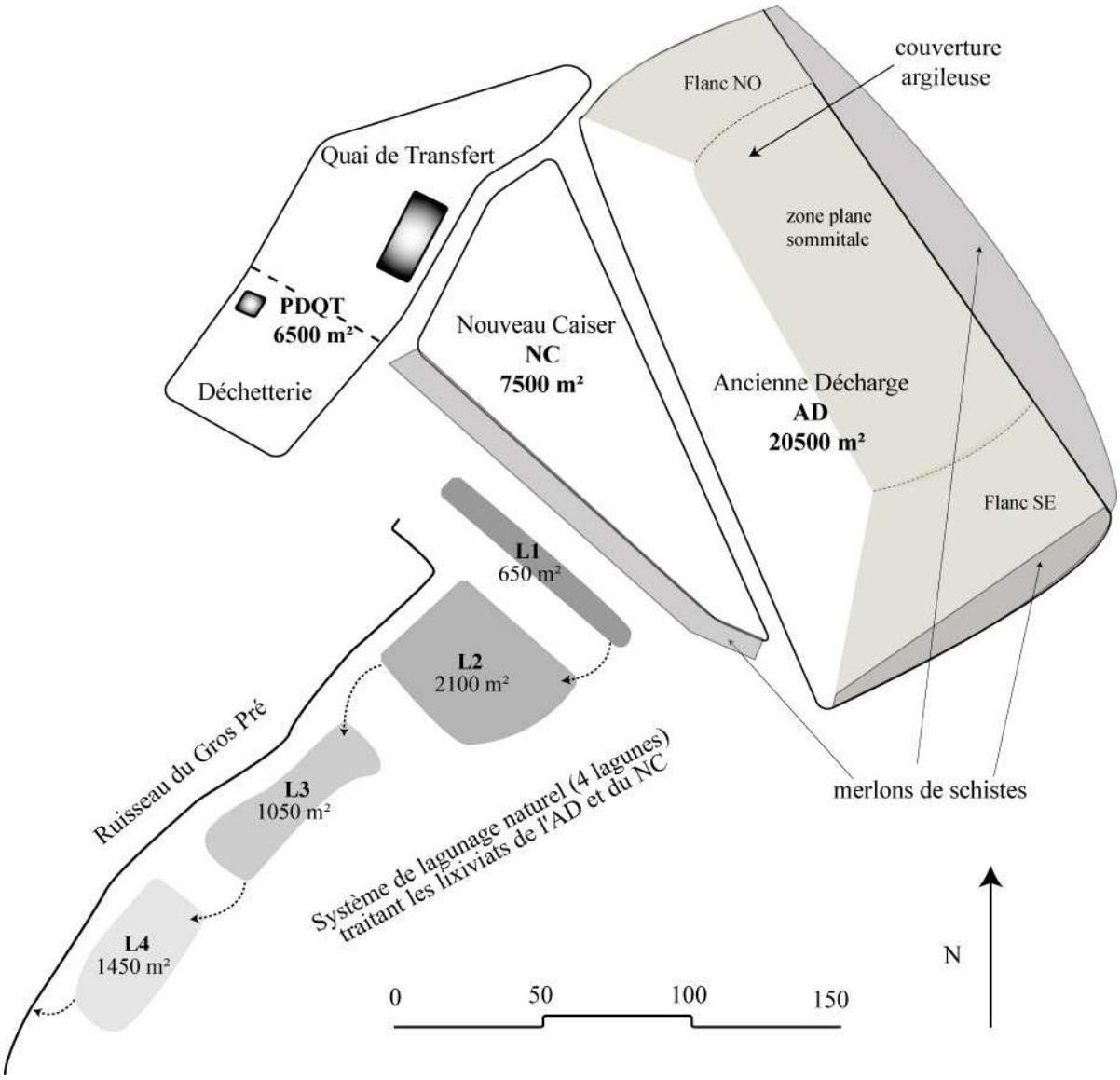


Figure 2 : Schéma de présentation du site et surface des différentes entités

A partir d'octobre 1999, les déchets sont déposés dans un nouveau casier étanche avec une barrière active membranaire (**NC** : **N**ouveau **C**asier) construit au Sud-Ouest de l'ancienne décharge appuyé sur un merlon de schistes au SO. Le dépôt d'ordures ménagères a pris fin en juin 2002, pour respecter la législation en vigueur et l'adoption de la norme ISO 2000. A l'ouest de la décharge, se trouve une plateforme comprenant une déchetterie pour le tri sélectif et un quai de transfert (**PDQT** : **P**lateforme de la **D**échetterie et du **Q**uai de **T**ransfert) permettant aux ordures ménagères collectées d'être acheminées à l'incinérateur de l'Ecopole de Bourogne.

En comparant les volumes recueillis par rapport au nombre d'années de récoltes sur les deux décharges d'Etueffont (AD : 206250 m^3 / 23 ans, soit 747 m^3 / mois ; NC : 34500 m^3 / 32 mois,

1078 m^3 / mois), on constate que la quantité de déchets reçus par mois a augmenté de façon considérable, du fait sans doute du fait de l'accroissement du nombre d'habitants dans la région.

2.2.2 Détails du système de collecte des lixiviats et des différentes arrivées d'eau (Figure 3)

Les lixiviats de l'AD (col. AD) et ceux du NC (col. NC) sont collectés, traités puis rejetés dans le ruisseau du Gros Pré. Ce ruisseau a comme source pérenne le collecteur du sous casier (**SC** : **S**ous-**C**asier) qui draine les eaux circulant sous le NC composées de petites sources mises à ciel ouvert lors des travaux, et faiblement chargées d'une partie des lixiviats infiltrés de l'AD. Les lieux de travail de la PDQT sont équipés en tout de deux sanitaires reliés à une fosse septique. Ces eaux usées ainsi que les eaux de ruissellement de l'ensemble de la PDQT passent par un dégraisseur avant d'être rejetées dans le milieu naturel par l'intermédiaire du collecteur de la PDQT (col. PDQT). Ces rejets dépendent des intempéries et constituent une source temporaire du Gros Pré. Cette plateforme est surélevée d'une dizaine de mètres par rapport au niveau des déchets du NC.

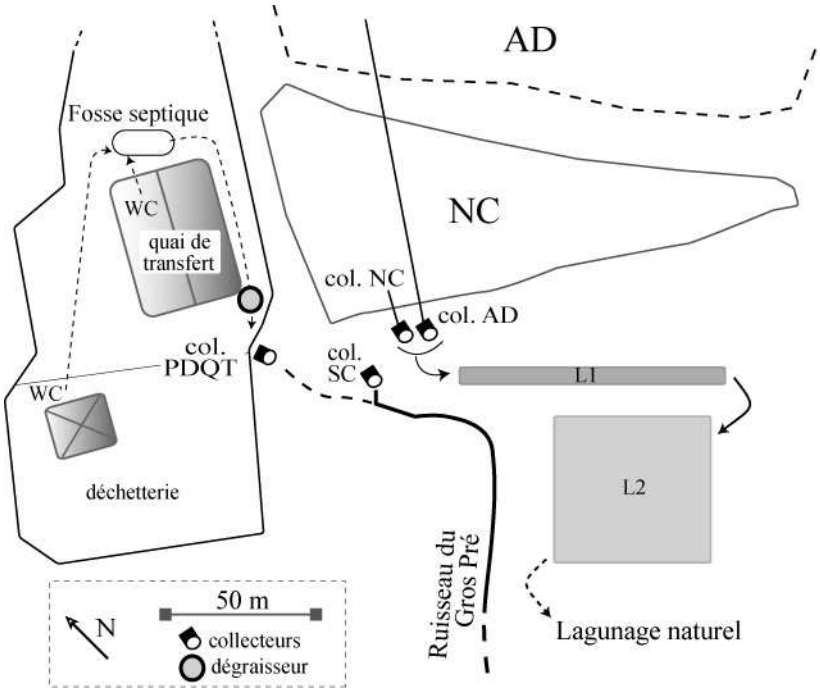


Figure 3 : Dispositif détaillé des collecteurs

Les abréviations NC, AD, SC et PDQT seront largement utilisées dans le reste du document.

2.2.3 Présentation du réseau piézométrique

Afin de surveiller et d'estimer l'impact du site sur les eaux souterraines, un réseau piézométrique de surveillance a été mis en place en 1997. On distingue deux types de piézomètres, certains dits de « surface » et d'autres de « profondeur », tous crépinés sur 3 m dans leur partie la plus profonde. Il existe selon les endroits, des couples de piézomètres (profondeur et surface) ou uniquement des piézomètres de surface, ci-dessous se trouve une carte de localisation (**Figure 4**) du réseau piézométrique sur fond de géologie simplifiée. L'étude géologique et les caractéristiques de chaque piézomètre sont développées dans le chapitre II « 4 Connaissance du milieu souterrain ».

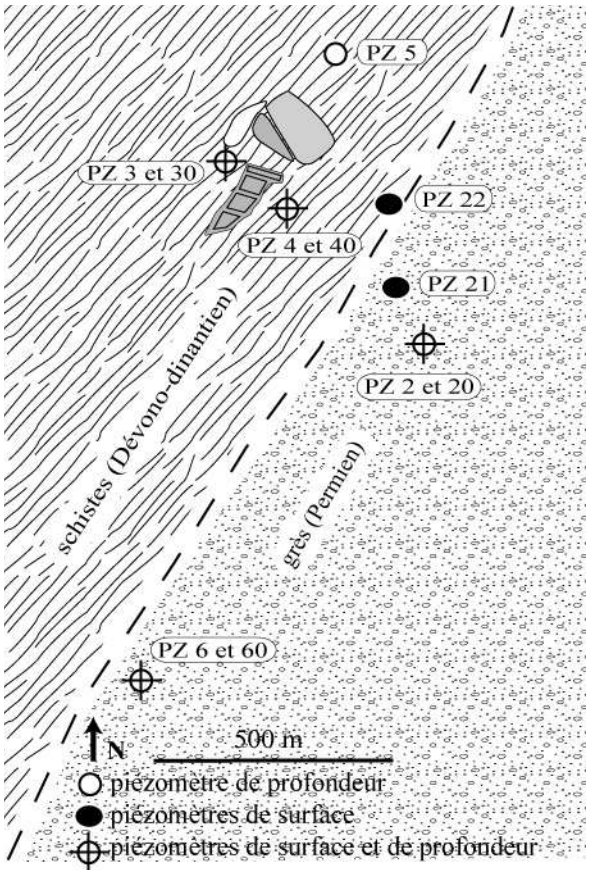


Figure 4 : Carte de localisation du réseau piézométrique

Seconde partie :

Mise en évidence d'infiltrations de lixiviats à travers les barrières naturelles et techniques utilisées dans les installations de stockage des déchets : conséquences sur les eaux souterraines

1 INTRODUCTION

1.1 Pourquoi préserver les eaux souterraines ?

Il y a des cycles de l'eau à grande échelle ou plus localisés, des cycles courts ou longs. Le temps de séjour moyen de l'eau est d'environ 12 jours dans l'atmosphère. Il est très court dans une rivière, 2 semaines environ, de quelques mois voire quelques années dans les sols, et peut être très long dans la mer où l'eau peut rester plus de 3 000 ans. Dans une nappe souterraine alluviale, le temps de séjour de l'eau va de quelques jours à quelques mois. Il est de plusieurs centaines d'années dans les nappes des bassins sédimentaires et peut atteindre 10 000 ans ou plus dans certaines nappes profondes. Il est pratiquement infini dans les nappes fossiles. De ce fait, si les rivières ont la possibilité de se régénérer grâce à l'écoulement rapide des eaux, ce n'est pas le cas pour les eaux souterraines. Il est donc impératif d'en préserver la qualité originelle.

1.2 Problématique de l'étude

Les décharges d'ordures ménagères, surtout les anciennes qui ne disposent pas d'interface avec le substratum, sont une menace pour l'environnement, en particulier pour la nappe phréatique sous-jacente. Les lixiviats qui s'infiltrent sont en partie responsables de la dégradation de la qualité de l'eau. Il convient, pour une meilleure prévention de nos ressources en eau souterraine de localiser au mieux ces écoulements nocifs afin d'en connaître leurs extensions, et ainsi d'en limiter l'impact si l'étendue du panache de pollution affecte une ressource destinée à l'alimentation en eau potable ou à un usage agricole ou industriel.

La *problématique* de cette recherche est :

- d'étudier les étanchéités d'un substratum géologique schisteux et d'une géomembrane technique en PEHD (PolyEthylène Haute Densité) servant d'interface entre un milieu sain (milieu souterrain) et un milieu potentiellement nuisible (site de stockage de déchets ménagers non-dangereux),

- et de mettre en évidence les infiltrations potentielles à travers ces barrières et d'en évaluer les conséquences sur la qualité des eaux souterraines.

1.3 Intérêt scientifique de cette recherche

Les méthodes d'investigation du milieu souterrain sont multiples, nombre d'entre elles sont complémentaires et permettent de recouper les informations afin de cerner au mieux les panaches de pollution issus de ces zones d'activité anthropique. La clé et l'originalité de ces études, à diagnostic d'impact environnemental, sont la multi-disciplinarité et sont fortement recommandées (Meju, 2000 ; Christensen *et al.*, 2001). Cependant les associations de méthodes sont très diverses et sont toutes adaptées à la particularité des sites étudiés.

L'*intérêt scientifique* est de proposer, par un couplage interdisciplinaire, une nouvelle méthode d'investigation permettant de mettre en évidence des infiltrations en profondeur à partir d'un site contaminé, et de rendre compte des modifications de la qualité physico-chimique de l'eau souterraine engendrée par l'infiltration de lixiviats d'ordures ménagères.

1.4 Intérêt finalisé de cette recherche

Les gérants des sites de stockages pourront se servir de cette étude afin de vérifier la fiabilité des barrières naturelles ou des membranes artificielles utilisées comme interface imperméable entre leur source contaminante et le milieu naturel souterrain. Ceci dans le but de diagnostiquer au mieux les impacts environnementaux des centres de stockages, et donc de garantir une préservation de la qualité des eaux souterraines.

1.5 Choix d'un terrain pertinent

Le site de la décharge d'ordures ménagères d'Etueffont a la particularité :

- d'être constitué de deux décharges juxtaposées ayant chacune leur propre interface avec le sol (barrière géologique naturelle et géomembrane technique),

- d'avoir un réseau de piézomètres de surveillance autour de la décharge.

Ces deux caractéristiques physiques permettent d'en faire un site d'étude idéal pour répondre aux soucis d'impact environnementaux des installations de stockage pour les déchets non dangereux.

2 ÉTUDE DE LA PERMÉABILITE DES DEUX BARRIÈRES

2.1 Introduction

2.1.1 Législation et problèmes de l'imperméabilité des barrières

Pour les installations de classe II, le confinement des déchets et des lixiviats formés est assuré par l'étanchéité du site réalisée par une structure multicouche constituée d'une barrière de sécurité dite passive et d'une barrière de sécurité dite active :

- la barrière de sécurité passive est destinée à garantir l'étanchéité des casiers en cas de défaillance de la barrière de sécurité active sous laquelle elle se trouve. Elle est au minimum constituée de bas en haut par 5 mètres de matériaux présentant une perméabilité inférieure à 10^{-6} m.s^{-1}, et 1 mètre de matériaux présentant une perméabilité inférieure à 10^{-9} m.s^{-1}.

- la barrière de sécurité active assure l'étanchéité du casier et son indépendance hydraulique, elle est constituée de géotextiles et d'une géomembrane (ayant des performances supérieures aux matériaux naturels (Giardino & Guglielmetti, 1997), et dont les premières installations datent des années 70 (Eith & Koerner, 1997), ou de tout autre dispositif équivalent et d'une couche de drainage, qui permet d'éviter la sollicitation de la barrière de sécurité passive. Au delà de sa fonction d'étanchéité, la barrière de sécurité active assure le drainage et la collecte des lixiviats en vue de leur traitement ; grâce à la mise en place sur la géomembrane d'un ensemble drainant de 50 cm d'épaisseur d'une perméabilité de 10^{-4} m.s^{-1}, constitué de granulats siliceux à l'intérieur desquels est disposé un réseau de drains.

La collecte des lixiviats recueillis est assurée soit par un écoulement gravitaire dans un ou plusieurs collecteurs, c'est le cas du NC de la décharge d'Étueffont ; soit par pompage à travers un regard dans une fosse d'accumulation placée au point bas du casier (cas des bioréacteurs).

Si le substratum possède des caractéristiques de perméabilité compatibles avec une interface étanche, il peut être utilisé comme barrière naturelle avec un système de collecte des lixiviats adaptés. C'est le cas de l'AD.

Toutefois, même si les techniques de drainage et de récupération des lixiviats s'améliorent de plus en plus (Lombard, 1999), une défaillance éventuelle de la géomembrane et/ou du substratum peut toujours être à l'origine d'impacts environnementaux et sanitaires potentiels des lixiviats. Les problèmes rencontrés dans les années 90 ont amené le Comité français des

géosynthétiques à encourager les utilisateurs à mettre en oeuvre des dispositifs d'assurance qualité des chantiers afin de garantir leur bonne exécution et une meilleure pérennité des ouvrages (Mortgat, 1997). Les origines des défauts dans les géomembranes ont été recensées (Nosko *et al.*, 1996 ; Touze-Foltz, 2003,**Tableau 1**).

Origine des défauts	*Part en %*
Mise en place de la couche drainante granulaire	73
Pose de la géomembrane	24
Exploitation	2
Contrôle d'étanchéité	1

Tableau 1 : Répartition de l'origine des défauts dans les géomembranes

Ces géomembranes sont généralement associées à des géotextiles, et à une pose précise. En effet, un protocole de successions des couches de tout venant, de géotextile, et de géomembrane doit être respecté scrupuleusement, ainsi qu'un nivellement du terrain avant la pose. Cependant malgré ces précautions, des fissures, trous et autres détériorations de la géomembrane sont quasi-systématiquement observées et on dénombre en moyenne une quinzaine de trous par hectare de membrane (Laine & Darilek, 1993 ; Colucci & Lavagnalo, 1995 ; Darilek *et al.*, 1996).

Les cas de fuites au sein des casiers n'ayant pas subi de vérification avant comblement sont fréquents et il est souvent bien difficile d’empêcher ces infiltrations. Actuellement, différentes méthodes de détection des fuites ainsi que les techniques pouvant y remédier sont proposées sans toutefois prétendre à l'infaillibilité (Touze-Foltz, 2003).

Outre les problèmes de mise en place pouvant engendrer une détérioration des géomembranes, de nombreuses études attestent des performances de ces géomembranes à long terme en fonction souvent des facteurs environnementaux climatiques, en particulier la température, influençant les performances mécaniques des géomembranes (Eith & Koerner, 1997 ; Giardino & Guglielmetti, 1997 ; Southen & Kerry Rowe, 1997 ; Allen, 2000 ; Rowe, 2005 ; Akpinar & Benson, 2005 ; Koerner & Koerner, 2006 ; Thusyanthan *et al.*, 2007), avec toujours des incertitudes quand à leur durabilité.

Concernant les barrières naturelles, des études présentant les effets nocifs d’infiltration de lixiviats sur les nappes sous-jacentes à travers des substratums n’ayant pas des

caractéristiques de perméabilité compatible avec une mise en dépôt sont très nombreuses (e.g. Arneth *et al.*, 1989 ; e.g. Lisk, 1991 ; e.g. Allen, 2000 ; Christensen *et al.*, 2001) Par contre, une seule publication traitant de l'infiltration de lixiviats à travers un substratum réputé imperméable a été trouvée (Kayabali *et al.*, 1998).

2.1.2 Présentation des 2 barrières naturelle et synthétique du site d'Étueffont

Le site est constitué des deux installations de stockage de l'Ancienne Décharge AD et du Nouveau Casier NC ayant chacune leur propre interface avec le sous-sol (**Figure 5**) :

- l'AD dont les déchets ont été déposés à même le sol après décapage de la zone altérée de surface. Cette interface naturelle est composée par une formation géologique schisteuse, il s'agit des schistes d'Étueffont. Des tests de perméabilité donnent des valeurs comprises entre 10^{-6} et 10^{-9} m.s^{-1}. Ces valeurs sont suffisamment faibles pour limiter les infiltrations souterraines, et pour assurer une autoépuration des lixiviats (site semi-perméable de classe II).

– le NC a été créé dans une alvéole équipée d'une interface artificielle composée d'une géomembrane en PEHD ayant une perméabilité certifiée de 10^{-9} m.s^{-1}. Des drains situés en point bas récoltent les lixiviats.

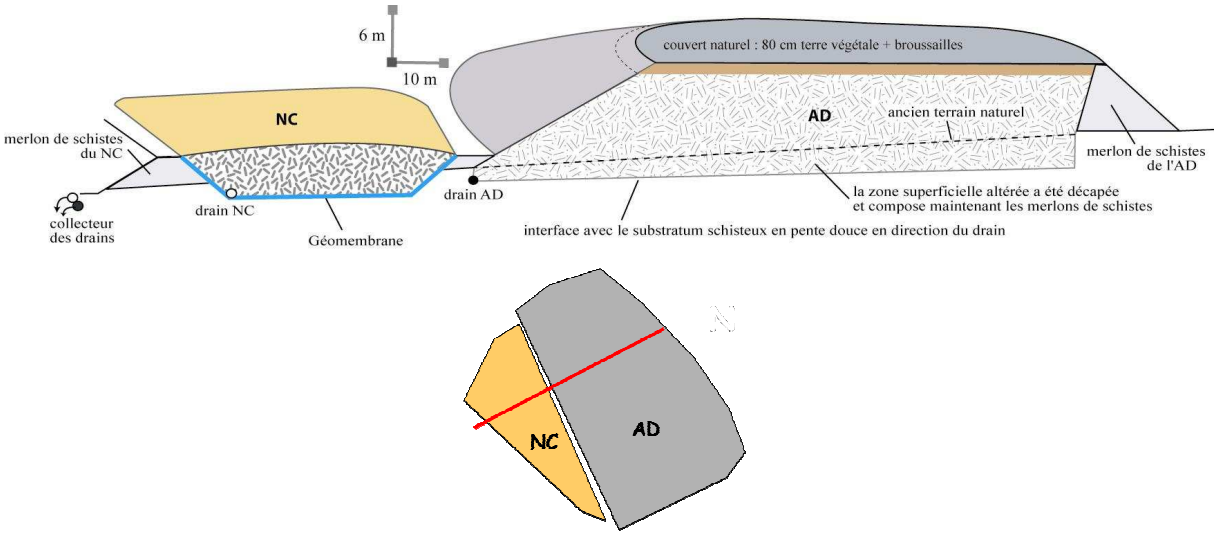


Figure 5 : Présentation des deux interfaces imperméables : géomembrane pour NC et schistes pour AD

2.1.3 Comment vérifier l'imperméabilité de ces barrières ?

Afin d'étudier l'étanchéité supposée de ces interfaces inaccessibles, deux méthodes d'investigations du monde souterrain ont été utilisées :

- la géophysique a pour but d'imager le sous-sol grâce à ces propriétés physiques : champ magnétique, flux de chaleur, propogation des ondes sismiques, force de pesanteur pour ne citer que les principales. Ce fut d'abord une voie de prospection des profondeurs (investigation géologique de la fin du XIXème et début du XXème sciècle). Puis au cours de la seconde guerre mondiale, c'est la sub-surface qui a été investie par les campagnes de géophysique pour des recherches archéologiques et les scciences du sol (Hesse, 2000 ; Michot, 2003). Enfin, à partir des années 60, ces investigations s'appliquent au suivi des contaminants dans l'environnement sur les sites et sols pollués (Reynolds, 1997 ; Bernstone, 1998).

Une des branches de cette discipline est la géoélectrique, elle est basée sur les propriétés résistives du sol. Cette résistivité est calculée à partir de la mesure en surface de l'intensité électrique et de la différence de potentiel existantes entre les différentes électrodes du dispositif de mesure. Les premiers essais sont réalisés par Conrad Sclumberger (qui a donné son nom au célèbre dispositif), qui en 1913 tenta une expérience dans son jardin lors de ces vacances en Normandie. La méthode électrique servit d'abord aux prospections géologiques (gisements de minéraux souterrains et structure géologique). Plus récemment, elle fut utilisée dans la recherche d'anciens sites enfouis comme les anciennes décharges, afin de les localiser, de les dimensionner précisément et d'en étudier leur nocivité (Carpenter *et al.*, 1990 ; Bernstone, 1998 ; Meju, 2000 ; Aristodemou & Thomas-Betts, 2000). Aujourd'hui, c'est devenu un outil très fiable dans l'imagerie des écoulements souterrains et en particulier pour la mise en évidence et la spatialisation des panaches d'infiltration issus de la décharge en 2 et 3 dimensions (Berstone & Dahlin, 1997 ; Ogilvy *et al.*, 1999).

D'autres méthodes d'investigations géophysique (radar, sismique réflexion et réfraction, polarisation, électromagnétique, tomographie) sont utilisées pour atteindre les mêmes objectifs (e.g. Reynolds, 1997 ; e.g. Meju, 2000), plusieurs études de sites relatent l'efficacité de ces méthodes (Kayabali *et al.*, 1998 ; Abbaspour *et al.*, 2000 ; Porsani *et al.*, 2004 ; Mota *et al.*, 2004 ; Depountis *et al.*, 2005 ; Monteiro Santos *et al.*, 2006).

- les *traçages d'essais* qu'ils soient chimiques, isotopiques, bactériologiques et surtout fluorimétriques sont quasi-systématiquement indispensables à la compréhension des

circulations souterraines en général. Seules quelques études attestent de leur utilisation dans l'investigation de sites pollués (Eiswirth & Hötzl, 1995 ; Hoehn *et al.*, 2000 ; Ammann *et al.*, 2003 ; Gwo *et al.*, 2005). Ils permettent souvent de valider des hypothèses émises par d'autres méthodes, et de définir l'origine même de la source polluante. La restitution des traceurs renseigne sur les temps de circulation et l'allure de la courbe sur le type de terrains traversés.

D'autres traçages dits naturels, utilisent les éléments isotopiques, organiques ou inorganiques déjà présents dans l'eau comme traceur de pollution des nappes par les décharges (Looser *et al.*, 1999 ; Hogan & Blum, 2003 ; Benfenati *et al.*, 2003 ; Heim *et al.*, 2004).

2.2 Matériels et méthodes

2.2.1 Campagne géophysique

Une collaboration avec Thomas Lebourg (laboratoire GéoAzur de l'Université Sophia Antipolis de Nice), a permis d'obtenir le prêt de matériel nécessaire à la réalisation d'une campagne de panneaux électriques, qui sont des dispositifs multi-électrodes permettant d'obtenir des images en 2 et 3 dimensions. C'est une méthode non-destructrice, qui fournit rapidement et sans un grand besoin de main d'œuvre une interprétation de la coupe du terrain prospecté avec un échantillonage fin. Le détail de la méthode des panneaux électriques est très bien détaillée dans la Thèse de Solenne Grellier, p57-68, (2003).

Cette campagne de panneaux électriques a été réalisée sur le site entre le 11 et le 14 juin 2005 selon les dispositifs suivants (**Figure 7**, p32) :

- sur l'AD, avec 2 séries perpendiculaires de 3 profils de directions NE et SO selon des dispositifs pôle-pôle (PP) permettant une analyse fine de la surface (écoulements + structure de la décharge), et des dispositifs dipôle-dipôle (DD) à plus grande profondeur d'investigation.

- et sur le NC, avec une croisée centrée selon un dispositif pôle-pôle (PP).

Cette technique de prospection est basée sur les contrastes de résistivité du sous-sol rencontrée par les courants électriques injectés. Dans la zone non saturée d'un aquifère, les zones peu résistives (conductrices) peuvent être attribuées à des milieux humides et par opposition, les zones très résistives à des zones sèches dont les vides sont remplis d'air.

Il existe une relation inverse entre conductivité électrique (CE) exprimée en $\mu S.cm^{-1}$ et

résistivité ρ exprimée en Ω.m.

Pour des solutions aqueuses on a :

$$\rho\ (\Omega.m) = 10000.CE^{-1}\ (\mu S.cm^{-1})\ \textbf{(1)}$$

La teneur en fluide, la température, la minéralisation, la granulométrie, la résistivité de la partie solide, la perméabilité, la porosité, la pression interstitielle et la teneur en argile sont autant de paramètres influençant cette relation.

La loi d'Archie et la relation de Waxman & Smits prennent en compte certains de ces paramètres et affinent la relation via des coefficients empiriques dépendant des types de sol ou de roches. Ces lois, ou d'autre s'en inspirant, n'ont toujours pas été appliquée à des déchets, mais les paramètres ayant une forte influence sur la résistivité des déchets semble être la teneur en eau, la température et la minéralisation des lixiviats (Grellier, 2005).

La relation simple inverse **(1)** permet d'interpréter la CE d'un fluide à partir des données des panneaux électriques (Frohlich *et al.*, 1996 ; Bernstone, 1998 ; Oh *et al.*, 2003 ; Mota *et al.*, 2004 ; Jorstad *et al.*, 2004 ; Guérin *et al.*, 2004).

Le **Tableau 2** et la **Figure 6** présentent les variations de la conductivité électrique mesurée in situ des lixiviats du NC et de l'AD, celles du SC, et également celles du PZ 5, et leur équivalence en terme de résistivité. La Figure 6 présente l'évolution dans le temps de la CE dans NC, AD, SC et PZ 5.

		min	*max*	*moy*
NC	*CE (µS.cm^{-1})*	2420 -	14490	7177,1
	ρ (Ω.m)	0,7 -	4,1	1,8
AD	*CE (µS.cm^{-1})*	2260 -	4630	3005,7
	ρ (Ω.m)	2,2 -	4,4	3,5
SC	*CE (µS.cm^{-1})*	1209 -	2070	1672
	ρ (Ω.m)	4,8 -	8,3	6,2
PZ 5	*CE (µS.cm^{-1})*	115 -	162	138,9
	ρ (Ω.m)	61,7 -	86,9	73,2

Tableau 2 : Variation de la conductivité électrique CE (µS.cm^{-1}) mesurée in situ et de l'estimation de la résistivité ρ (Ω.m) correspondante dans les lixiviats du NC, de l'AD, et dans le SC et le PZ5

Commentaires :

Les eaux saines du PZ 5 sont bien moins chargées que les lixiviats et le SC, et présentent des valeurs constantes au cours du temps comprises entre 117 et 162 µS.cm^{-1}. Les eaux drainées par le collecteur sous-casier présentent une charge ionique plus importante (CE entre 1200 et 2000 µS.cm^{-1}) qu'une eau de source (CE souvent inférieure à 500 µS.cm^{-1}), ceci résulte d'une contamination possible par les fuites des lixiviats de l'AD et/ou du NC dont la charge ionique est supérieure. Les lixiviats présentent des valeurs de CE diminuant avec le temps, et fonction de l'âge des déchets. Les déchets du NC ont pour les plus vieux entre 3 et 8 ans avec une CE variant de 14490 à 2420 µS.cm^{-1}, alors que les déchets matures de l'AD ont pour les plus vieux entre 26 et 31 ans avec une CE variant de 4630 à 2410 µS.cm^{-1}. Notons que les déchets les plus récents de l'AD ont l'âge des plus vieux du NC.

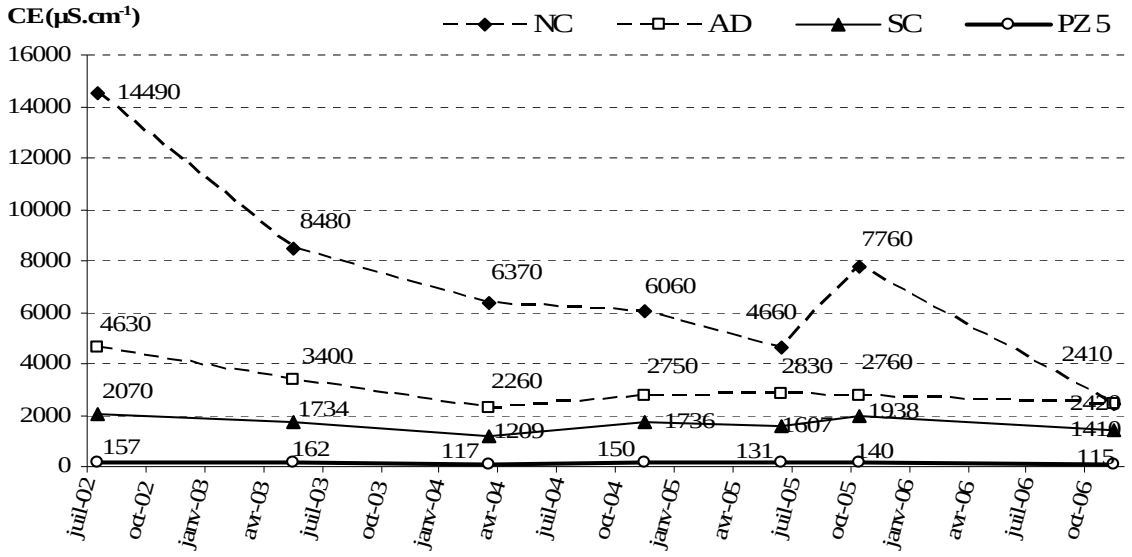


Figure 6 : Variation dans le temps de la conductivité électrique CE (µS.cm^{-1}) dans le NC, l'AD, le SC et le PZ 5

Les résistivités correspondantes, varient de 0,7 à 4,1 Ω.m pour NC et de 2,2 à 4,4 Ω.m pour AD, et concordent avec celles recueillies dans la littérature (**Tableau 3**).

auteurs	origine	variation	moy
Keller, 1988		0,9 - 5	
SEPA, 1990	25 ISD suédois	0,7 - 20	2,9
Fetter, 1994			2
Clément, 1995	25 ISD français	0,1 - 3	0,5
Belle, 2008	lixiviats âgés de 3 à 8 ans	0,7 - 4,1	1,8
Belle, 2008	lixiviats matures > 20 ans	2,2 - 4,4	3,5

Tableau 3 : Données bibliographiques renseignant sur les valeurs de résistivité des lixiviats

2.2.2 Campagne de traçages

Une première campagne de traçages chimiques avait été réalisée avant la campagne géophysique, avec l'injection de 5 kg d'Iodure sur l'AD et 5 kg de Bromure sur le NC dilués dans plusieurs centaines de litres d'eau. Les résultats de cette étude préliminaire, non présentés dans le présent document, nous ont permis de mettre en place une seconde campagne de traçage plus complète et plus précise, avec plusieurs points d'injection et des points de surveillance supplémentaires.

Le second traçage ne concerne pas l'AD, car nous avons déterminé les zones d'injection en fonction des résultats des panneaux électriques, qui nous ont indiqué (voir résultats ci-après) des directions d'infiltration où il n'existait pas de piézomètres, donc pas de moyens de prélèvement qui nous auraient permis de suivre les traceurs.

Un multi-traçage fluorescent (naphtionate, fluorescéine et éosine) a donc été réalisé le 19 janvier 2006 sur le NC et la PDQT (**Figure 7**). Afin de pouvoir s'affranchir de la forte fluorescence des lixiviats (Baker & Curry, 2004), et du problème de l'adsorption de la fluorescence des traceurs par la matière organique ou du moins de l'interaction entre le traceur et les déchets (Reinhart, 1989), les quantités utilisées ont été volontairement exagérées et nous avons injecté 1 Kg de chaque traceur.

Le naphtionate de sodium (**N**) a été dilué dans 50 L d'eau et injecté dans le regard situé en amont du système collectant les eaux du quai de transfert longeant le NC, dans le but de vérifier si la totalité des eaux recueillies sur cette zone est bien drainée jusqu'à son exutoire par le réseau d'assainissement (collecteur de la PDQT). Rappelons que cette plateforme surplombe de quelques mètres le NC.

La fluorescéine (**F**) a été diluée dans 10 L d'eau puis injectée au centre du NC à deux mètres de profondeur. Ce traçage nous permettra de définir si la totalité des lixiviats du NC est bien drainée par le collecteur du NC.

L'éosine (**E**) a, quant à elle, été injectée avec 150 L d'eau dans le regard situé au milieu de la plate-forme de déchargement de la déchetterie. Théoriquement, les deux derniers traceurs (N et E) sont rejetés dans le milieu naturel par l'intermédiaire du même collecteur, celui de la PDQT qui se jette dans un petit talweg en amont du couple PZ 3-30.

Des préleveurs automatiques ont été installés aux points d'observation probable de la sortie des traceurs : le collecteur du NC (col NC), le collecteur du SC (col SC), et le couple PZ 3/30. Notons que nous avons observé visuellement la sortie du N et de l'E le jour même dans le

collecteur de la PDQT. La durée de surveillance a été de 69 jours avec un pas de temps adapté en fonction des résultats. Au début du suivi, le pas de temps était journalier pour ensuite devenir progressivement semi-hebdomadaire en fin de suivi.

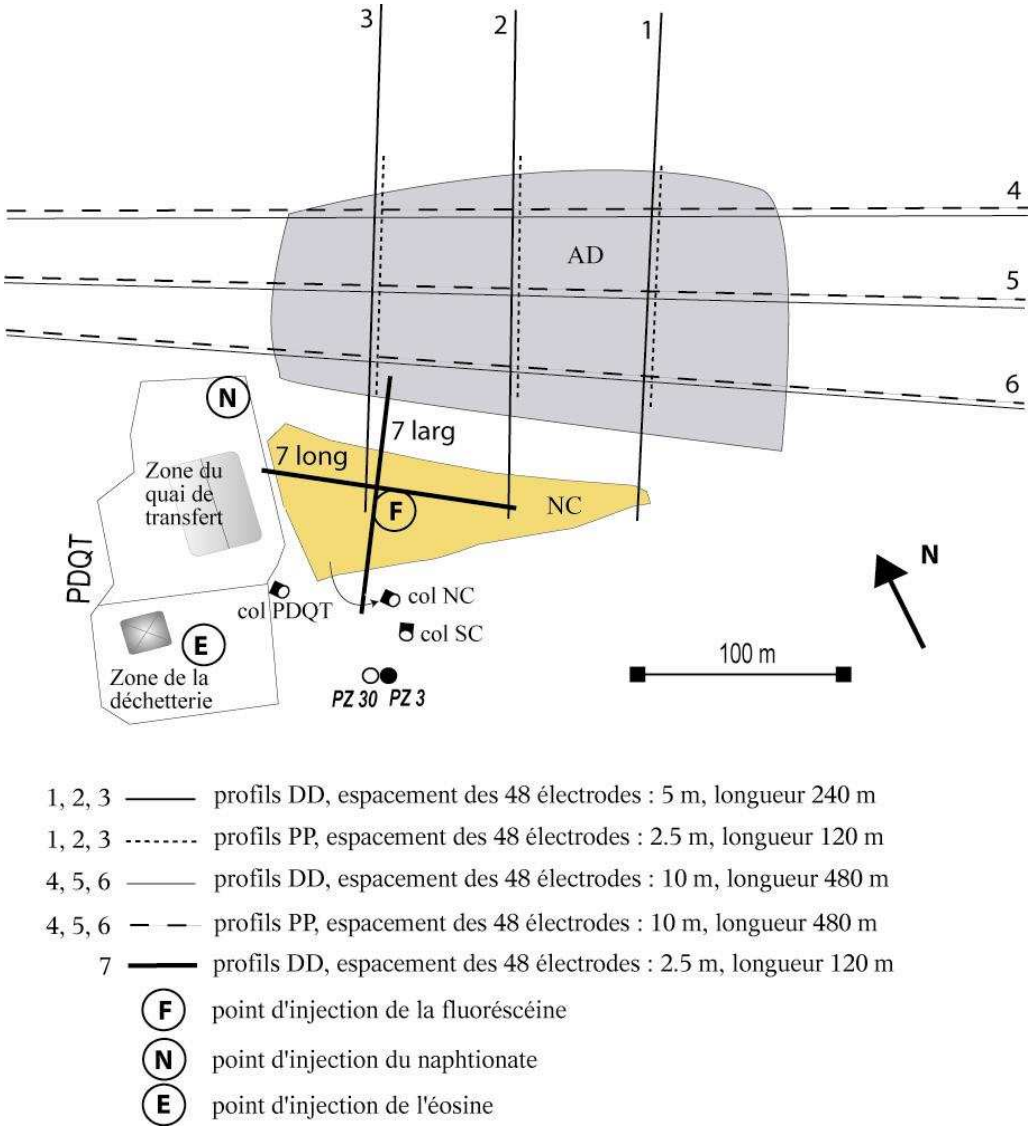


Figure 7 : Dispositif de mise en place des profils géophysiques et des points d'injection des traçages d'essais

2.3 Résultats et Discussion

2.3.1 Géophysique

Remarque : Chaque point de mesure de la résistivité est signalé sur les profils par un point blanc. La fréquence des points de mesure est souvent moindre sur les bordures et perturbe ces zones, elles ne seront donc pas considérées dans l'interprétation. De plus, sur les profils PP, plus on augmente la profondeur d'investigation et plus les points de mesures sont distants ; du fait de ce manque de précision, aucune interprétation ne sera faite dans une large partie inférieure. La présence d'objets métalliques dans les déchets, tout particulièrement dans ceux mis en place à la fin d'exploitation déposés en surface, peut constituer certaines anomalies électriques rendant difficile l'interprétation en surface.

2.3.1.1 Ancienne décharge

2.3.1.1.1 Profils en 2 dimensions

2.3.1.1.1.1 Imagerie des panneaux électriques

Nous allons commenter uniquement les profils intéressants et représentatifs de notre étude : le couple transversal PP5 DD5 (**Figure 8**), et le perpendiculaire PP3 DD3 (**Figure 9**).

D'une manière générale, les zones peu résistives ou conductrices, représentées par les couleurs bleu foncé sont considérées comme des fluides et/ou des zones humides, comme des déchets humides, lixiviats ou eaux souterraines.

1. D'un point de vue géologique, on distingue nettement la présence d'une faille à l'est de la décharge (PP5).

2. En ce qui concerne la structure même de l'AD, on note à l'aide du panneau PP3 une limite nette entre les déchets et le substratum sur lequel ils ont été déposés, cet interface se situe à une profondeur de 15-20 m par rapport à la surface, ce qui correspond bien à la hauteur des déchets de l'AD. On note sur le NE du profil une zone beaucoup plus résistive, cette zone correspond au merlon de schistes.

Sur le DD3 nous retrouvons plus en détail ce merlon, et on voit sur la partie SO la structure du NC avec l'interface géomembranaire.

3. Ce même DD3 nous montre également le plan incliné du substratum (dont la profondeur est

également de 15-20 m) du NE au SO permettant l'écoulement en pente douce des lixiviats de l'AD afin d'être collectés par le drain que nous ne distinguons pas sur le profil (certainement trop petit par rapport à la maille des mesures). En revanche on distingue sur le replat qui fait la liaison entre l'AD et le NC une zone très résistive qui correspond à des remblais de matériaux inertes (gravas) qui ont été déposés tout le long de cette limite entre les deux décharges.

4. Au centre du profil DD5, une zone d'infiltration verticale est nettement discernable, sur le DD3 on remarque également une zone d'infiltration qui peut être également interprétée comme une source.

5. On peut deviner un écoulement en direction de l'Ouest sur le DD5, s'affirmant complètement sur le PP5, qui masque les hétérogénéités du DD5, et qui constitue l'information majeure de cette campagne sur l'AD. La modélisation en 3 dimensions qui suit permet de rendre compte pleinement de l'étendue de ce panache.

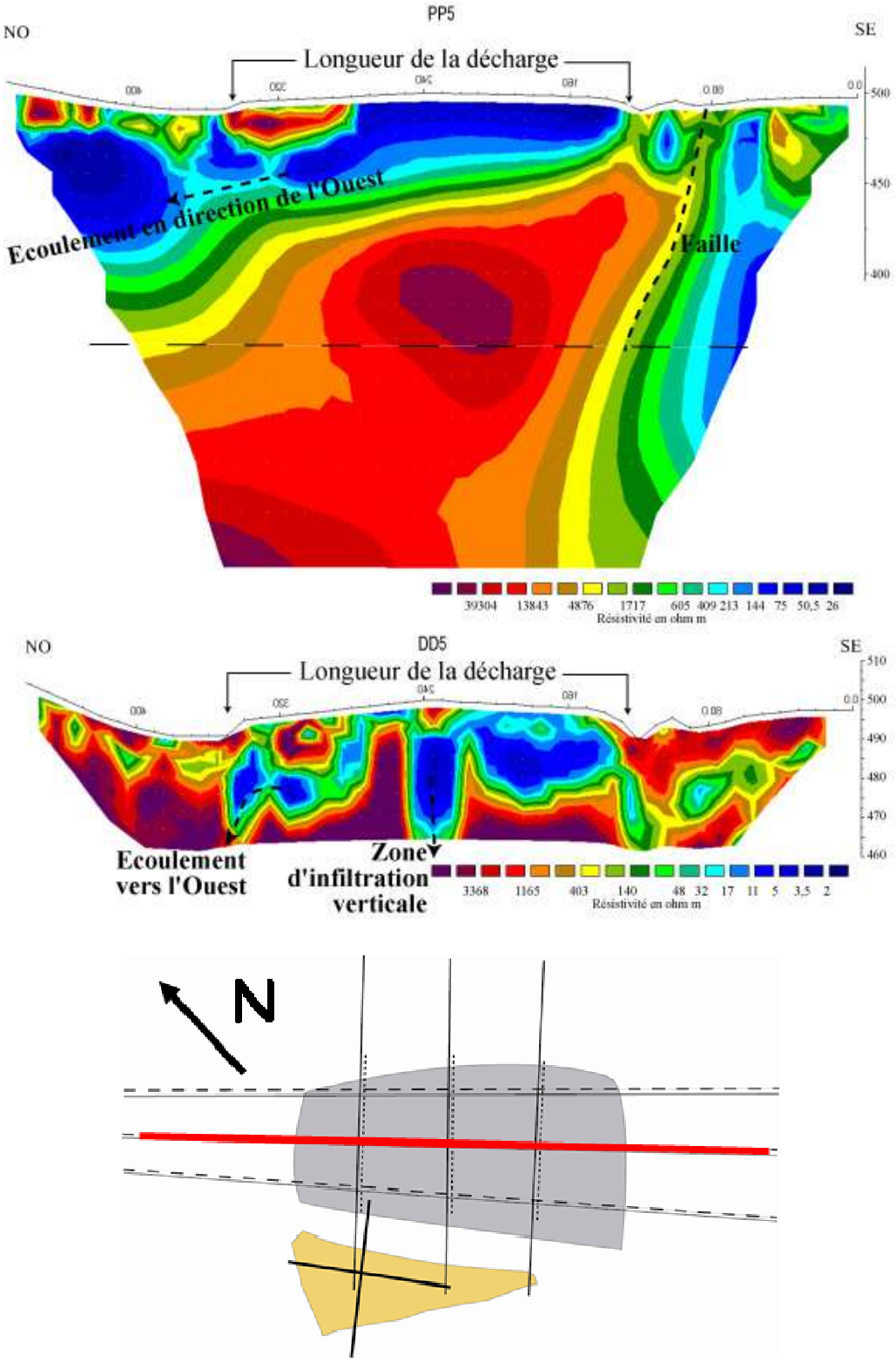


Figure 8 : Couple des panneaux électriques PP5 et DD5

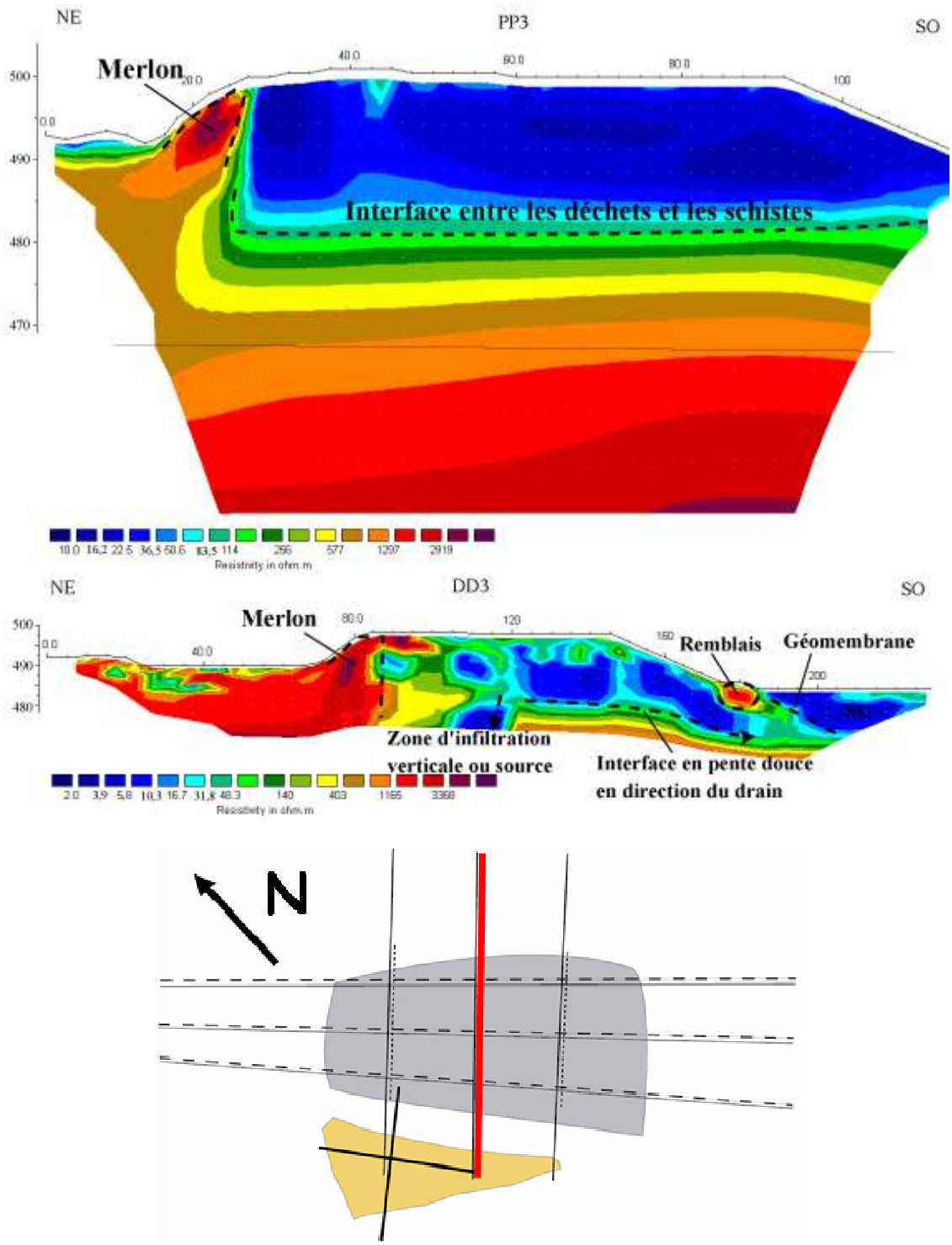


Figure 9 : Couple des panneaux électriques PP3 et DD3

2.3.1.1.1.2 Estimation de la conductivité électrique à partir des valeurs de résistivité des profils (**Tableau 4**)

référence	*localisation/milieu*	*résistivité calculée*	*CE mesurée*
PZ 5	eau de nappe saine	62-87	115-162
AD	lixiviats matures (26-31ans)	2,2-4,4	2260-4630
profils	*localisation/milieu*	*résistivité mesurée*	*CE calculée*
PP5	déchets	<75	>133
	écoulement vers l'O	144-409	24-70
	faille	605-4876	2-16
DD5	écoulement vers l'O	5-48	208-2000
	puits vertical	5-48	208-2000
PP3	interface déchets-sol	50-296	34-200
	déchets	<50	>200
	merlon	>1297	<8
DD3	interface en pente douce	48-403	25-208
	déchets	<17	>599
	puits vertical	6-32	314-1724
	merlon	>1196	<8
	remblais	>1165	<9

Tableau 4 : Interprétation des CE (µS.cm^{-1}) des différents milieux identifiés sur les profils de l'AD à partir des valeurs de résistivité (Ω.m)

Rappel : Les valeurs de CE mesurées de l'eau souterraine non influençée par les lixiviats du PZ 5 varient de 115 à 162 µS.cm^{-1} et celles des lixiviats matures de l'AD décroissent dans le temps de 4630 à 2260 µS.cm^{-1}.

Concernant les valeurs de CE calculées à partir des profils, elles donnent un ordre de grandeur de la qualité du milieu rencontré, mais en aucun cas ne sont des valeurs absolues. Ainsi, les déchets présentent des CE minimales variant de 133 µS.cm^{-1} sur le PP5 à 599 µS.cm^{-1} sur le DD3, et comprises entre 208 et 2000 µS.cm^{-1} sur le DD5. Les zones d'infiltration identifiées sur les profils de surface DD5 et DD3 rapportent respectivement des équivalences de CE comprises entre 208 et 2000 µS.cm^{-1} et entre 314 et 1724 µS.cm^{-1}. Sur le PP5, si l'écoulement issu de l'AD vers l'Ouest est clairement visible, les valeurs minimales de CE de ce panache au niveau de l'étranglement indiquent « seulement » 24 à 70 µS.cm^{-1}. Par contre, de part et d'autre de l'étranglement, on atteint rapidement des zones dont la CE est supérieure à 200 µS.cm^{-1}. Sur ce même PP5, l'échelle du code de couleur est très large (de 0 à plus de 39000), on perd donc en précision. On peut néanmoins avancer le fait que les infiltrations ou écoulements observés ont une CE supérieure aux eaux saines du PZ5 (115 à 162 µS.cm^{-1}), et que de ce fait il peut s'agir des lixiviats de l'AD, certes dilués par la nappe en présence.

2.3.1.1.2 Bloc diagramme en 3 dimensions

Grâce à l'acquisition des deux séries de 3 profils perpendiculaires sur l'AD, il a été possible de restituer un bloc diagramme 3D (**Figure 10**) avec le logiciel Rs3Dinv®, dont les isovaleurs de résistivité supérieures à 105 Ω.m ont été retirées. Cette imagerie souterraine permet de visualiser clairement un panache dont la continuité présente des résistivités inférieures à 80/85 Ω.m, ce qui équivaut à un fluide dont la CE est supérieure à 118-125 $\mu S.cm^{-1}$. L'AD est représentée par le contour de l'isovaleur de 65 Ω.m (CE>154 $\mu S.cm^{-1}$), alors que le cœur du panache présente des valeurs inférieures à 30 Ω.m (CE>330 $\mu S.cm^{-1}$). Si les valeurs de résistivité observées ne représentent pas une qualité de fluide très chargée (entre 120 et 300 Ω.m), elles sont cependant globalement supérieures aux valeurs du PZ 5 (115 à 162 Ω.m). C'est l'image, plus que les valeurs d'un fluide issu de l'ancienne décharge qui se dirige vers l'Ouest (N325/335), qui constitue l'information majeure de cette représentation en 3D. Attention, il est nécessaire de préciser que cette représentation graphique n'est qu'une interprétation basée sur 6 panneaux électriques et de plus dans un milieu fracturé. Cette 3D aurait plus de poids dans un milieu poreux homogène ou alors réalisée avec un nombre plus conséquent de profils.

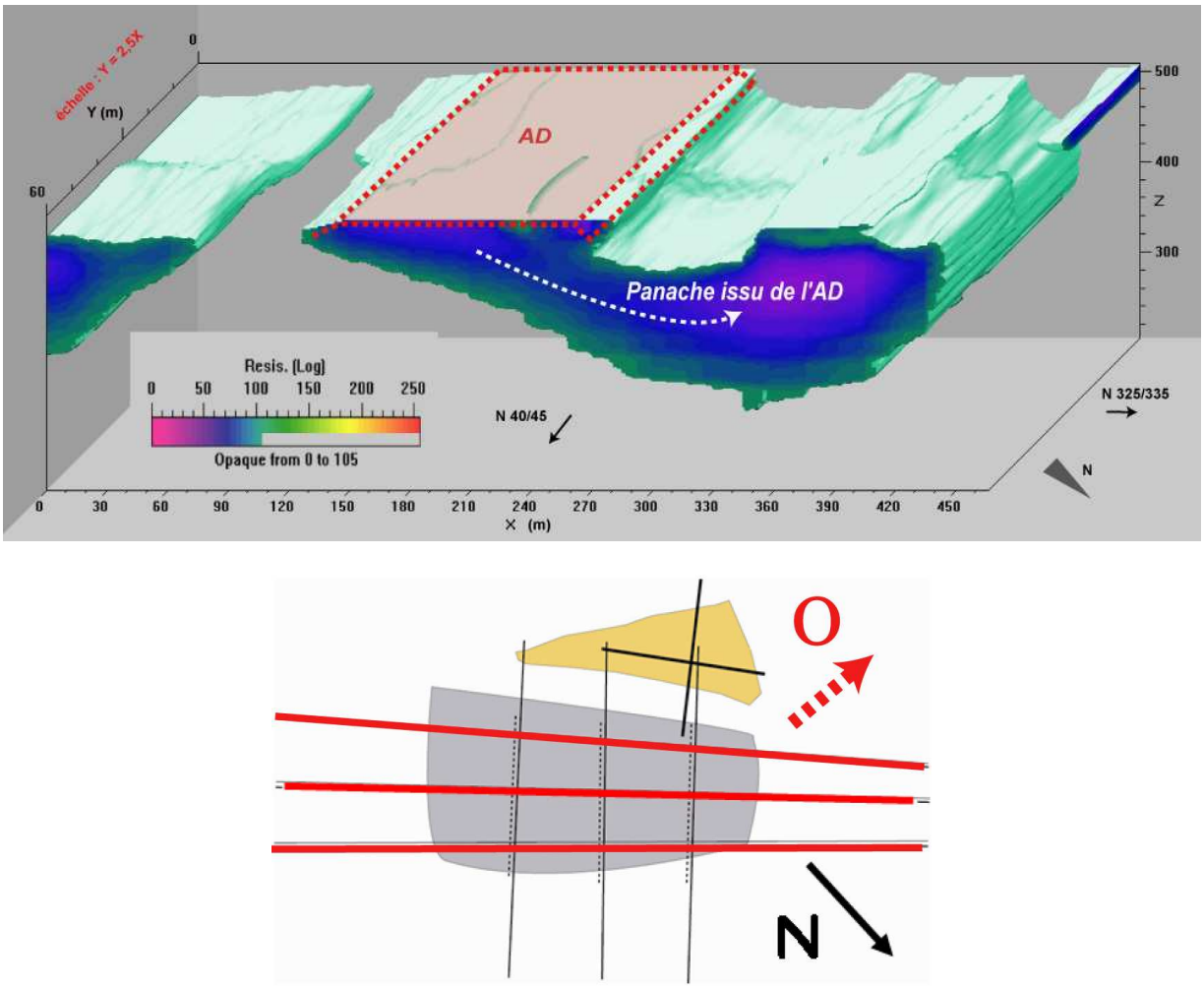


Figure 10 : Visualisation en 3D du panache d'infiltration issu de l'AD

2.3.1.2 Nouveau Casier

2.3.1.2.1 Imagerie des panneaux électriques

Sur les deux profils dipôle-dipôle (DD7 long et DD7 larg, **Figure 11**) réalisés sur le NC, on peut suivre aisément la géomembrane de fond de casier (partie SO du DD7 larg et partie NO du DD7 long). Au milieu de ces deux profils, on remarque une zone très peu résistive qui semble s'enfoncer verticalement. Plusieurs hypothèses sont à envisager :

- la géomembrane a été endommagée lors de sa mise en place ou lors des phases de remplissage, et laisse ainsi s'infiltrer les lixiviats ;

- une des sources repérées lors des terrassements dans cette zone jaillit juste en dessous de l'ouvrage, et participe à l'alimentation pérenne du collecteur sous-casier. Nous savons que la

majeure partie des drains sous-casier passe au niveau de cette zone centrale, et sachant :

- que l'épaisseur du système d'étanchéité est faible,

- que les points de mesures ne sont pas continus,

- que le fond du casier est saturé en lixiviats,

on se retrouve avec deux valeurs sensiblement identiques de part et d'autre de la membrane, à savoir les lixiviats du NC au-dessus et les eaux du SC en-dessous.

Il est possible que le profil n'intègre pas la géomembrane étanche et image cette zone comme un ensemble alors qu'il en existe peut-être deux.

Par ailleurs, sur le DD7 larg, plusieurs remarques peuvent être formulées :

- on voit clairement le drain qui collecte les lixiviats de l'AD, il semble être alimenté par une langue de surface suivant la pente du talus, ce qui confirme les observations 3. sur l'AD ;

- les zones hétérogènes situées au SO des remblais peuvent être attribuées à la nature des déchets. En effet ceux-ci sont variables dans ces endroits et sont composés de gravats et encombrants pouvant contenir de la ferraille et ainsi perturber la propagation des courants électriques. Il se peut également que le dépôt successif de ceux-ci ait pu entraîner un drainage latéral et diminue les probabilités d'infiltration des eaux de surface, comme le montrent les zones allongées en surface, et explique ainsi cette grande zone résistive en dessous de la couche de surface ;

- enfin, on peut distinguer le merlon de schistes sur lequel vient s'appuyer le NC dans la partie SO.

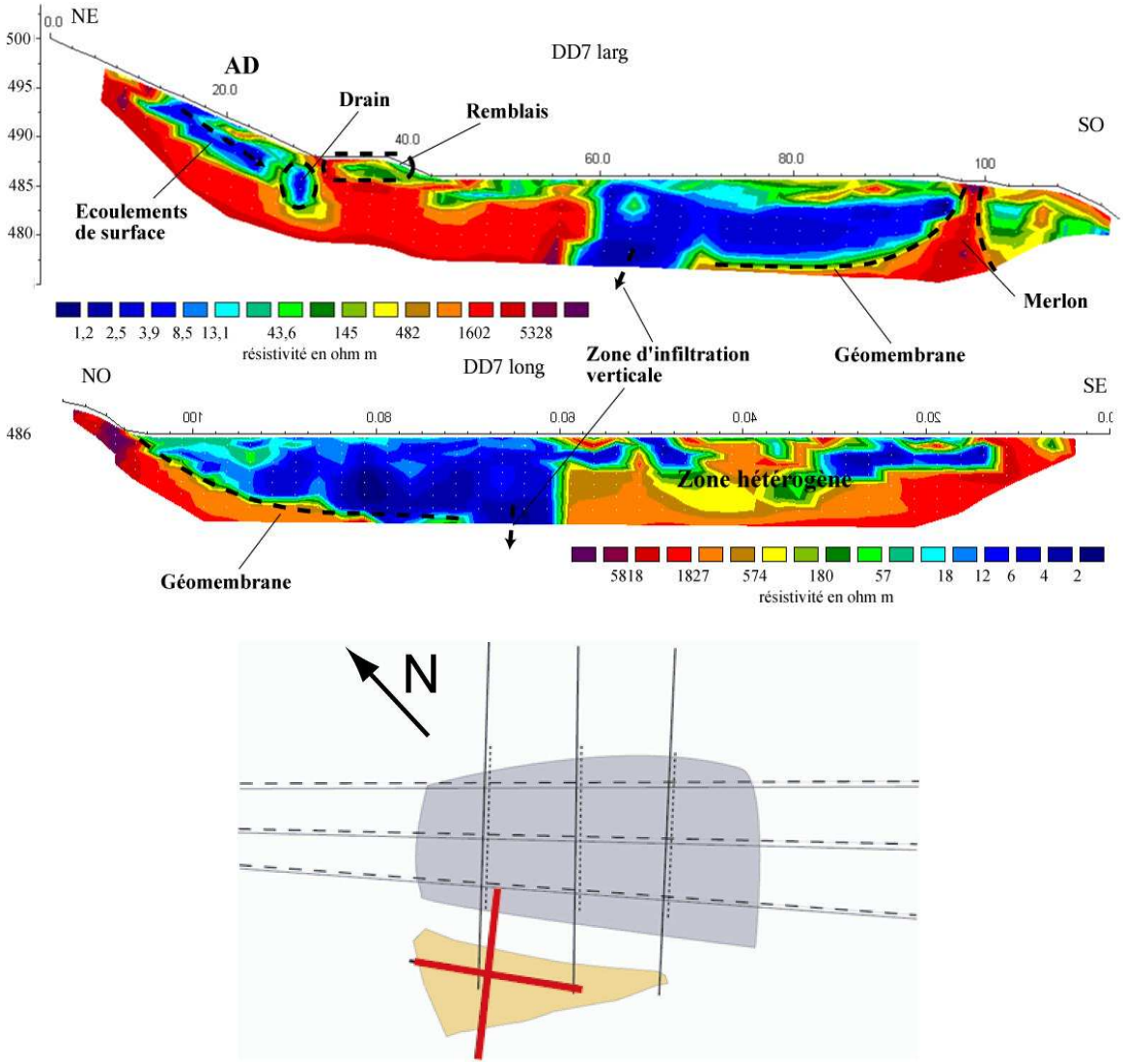


Figure 11 : Couple des panneaux électriques DD7 long et DD7 larg, réalisés sur le NC

*2.3.1.2.2 Estimation de la conductivité électrique à partir des valeurs de résistivité des profils (**Tableau 5**)*

référence	*localisation/milieu*	*résistivité calculée*	*CE mesurée*
NC	lixiviats jeunes (3-8 ans)	0,7-4,1	2420-14490

profils	*localisation/milieu*	*résistivité mesurée*	*CE calculée*
DD7 larg	interface géomembrane	145-482	21-69
	déchets	2,5-13	763-4000
	puits vertical	1,2-13	763-8333
	merlon	>1602	<6
	drain	3,9-13	763-2564
DD7 long	interface géomembrane	180-574	17-56
	déchets	<18	>556
	puits vertical	2-12	833-5000

Tableau 5 : Interprétation des CE des différents milieux identifiés sur les profils du NC à partir des valeurs de résistivité

Rappel : les lixiviats jeunes ont une CE qui baisse avec le temps et varie de 14490 à 2420 $\mu S.cm^{-1}$.

Sur les deux profils on remarque sensiblement la même chose, à savoir :

- des interfaces géomembranaires de faible CE (comprises grossièrement entre 20 et 60 $\mu S.cm^{-1}$),

- des déchets dont les CE sont supérieures à 556 et 763 $\mu S.cm^{-1}$,

- des puits verticaux d'infiltration dont le fluide a une CE supérieure à 763 et 833 $\mu S.cm^{-1}$.

Il peut donc s'agir des lixiviats du NC s'infiltrant à travers la géomembrane, nous verrons par la suite que ces lixiviats peuvent être dilués par des arrivées d'eau extérieures.

2.3.1.3 Conclusions sur la campagne géophysique

Les différents panneaux électriques réalisés sur l'*ancienne décharge* montrent individuellement :

- les détails de la structure de la masse des déchets où l'on identifie clairement le merlon de schistes sur le flanc NE et l'interface linéaire entre les déchets et le substratum ;

- la présence de zones d'infiltration verticales ou en direction de l'ouest ;

- la structure géologique profonde avec une faille au SE de la décharge.

L'obtention d'un diagramme en 3 dimensions permet de visualiser nettement un panache partant du dessous de la décharge et se dirigeant vers l'ouest.

Les conductivités électriques calculées indiquent que les zones d'infiltration et le panache sont constituées de fluides minéralisés pouvant s'apparenter à des lixiviats dilués.

Les deux panneaux disposés perpendiculairement sur le *nouveau casier* révèlent :

- la structure du casier avec son merlon de schistes et son interface très contrastée de part et d'autre de la géomembrane ;

- des puits d'infiltration verticaux situés au centre du casier, dont les équivalences conductimétriques traduisent vraisemblablement les caractéristiques de lixiviats.

2.3.2 Traçage d'essais

2.3.2.1 Résultats

*2.3.2.1.1 PZ 30 (**Figure 12**)*

On remarque sur l'ensemble du suivi deux pics distincts, synchrones pour les 3 traceurs. Notons que suite à des problèmes techniques le suivi ne commence que le 24 janvier (c-à-d à J+5 après l'injection). Les premières valeurs du suivi décroissent, ce qui indique que les jours précédents les traceurs étaient déjà passés et donc que le début du pic est intervenu rapidement après les injections. Nous observons donc que la fin du premier pic de restitution, une extrapolation graphique non exhaustive a été réalisée en pointillé pour simuler ce pic et soupçonner le fait qu'il puisse coïncider avec la pluie du 23 Janvier. Les maxima obtenus ne sont donc pas les valeurs extrêmes de ce pic, mais correspondent aux maxima du suivi. L'on obtient ainsi respectivement pour **E**, **F** et **N** : 4681,8, 45,9 et 28 $\mu g.L^{-1}$. Le second pic intervient à J+28 et coïncide avec les pluies du 16 février (40 mm) avec des valeurs maximales de 4375,8, 28,7 et 15,6 $\mu g.L^{-1}$ respectivement pour E, F et N. Les valeurs stationnent pour E entre 1000 et 1500 $\mu g.L^{-1}$ entre les deux pics et en dessous de 1000 $\mu g.L^{-1}$ après le second pic, et entre 5 et 10 $\mu g.L^{-1}$ pour F et aux alentours de 10 $\mu g.L^{-1}$ pour N entre les deux pics et après le second. Le second pic du 16 février semble marquer la fin de la

restitution puisqu'après celui-ci, et malgré les nouveaux épisodes pluvieux, aucun pic significatif n'a été enregistré. Il semble que le traceur soit passé lors de ces deux pics principaux et que sa restitution soit directement dépendante des précipitations puisque l'on observe, en considérant l'extrapolation sur le premier pic, une augmentation et une baisse franche à chaque épisode pluvieux. On peut donc supposer que ce sont les précipitations qui apportent des bouffées de traceurs.

L'apport rapide des traceurs peut avoir plusieurs origines. En effet, le PZ 30 est situé juste en aval de l'exutoire de la PDQT. Comme cité précédemment, nous avons observé le N et l'E le jour même à la sortie du collecteur avec une forte couleur rouge-orangé (E) et quelques reflets violacés (N), le talweg récepteur est creusé dans la partie superficielle des schistes altérés qui sont perméables, des infiltrations de surface amenant les eaux de la PDQT jusqu'au PZ 30 en 1 ou 2 jours sont tout à fait envisageables. Les concentrations observées pour le premier pic montrent des valeurs en E de presque 5000 $\mu g.L^{-1}$, et des valeurs beaucoup plus faibles pour N (30 $\mu g.L^{-1}$), ce qui conforte les observations visuelles. Néanmoins, si l'on avance l'hypothèse d'une relation pic de traceur / pluviométrie et si l'on prend en compte la présence de F en quantité importante (45 $\mu g.L^{-1}$), une explication complémentaire doit être proposée. La F doit d'abord traverser la colonne de déchets du NC, cela peut aller assez rapidement car l'on sait qu'il existe des circulations préférentielles au sein des déchets *(cf II, 3 Quantification des infiltrations, bilan hydrique)*, il faut ensuite qu'elle atteigne le substratum et qu'elle parcourt la distance d'une cinquantaine de mètres qui la sépare du PZ 30. Si on calcul son temps de transit sur cette distance avec les perméabilités du milieu (10^{-6} $m.s^{-1}$), il lui faudrait 58 jours pour atteindre le piézomètre, or elle a mis moins de 5 jours. L'explication possible viendrait de la structure / fracturation du substratum, qui permettrait des circulations rapides et une réaction aux pluies dans cette partie superficielle altérée. L'étude géologique et hydrogéologique approfondie permettra d'y répondre.

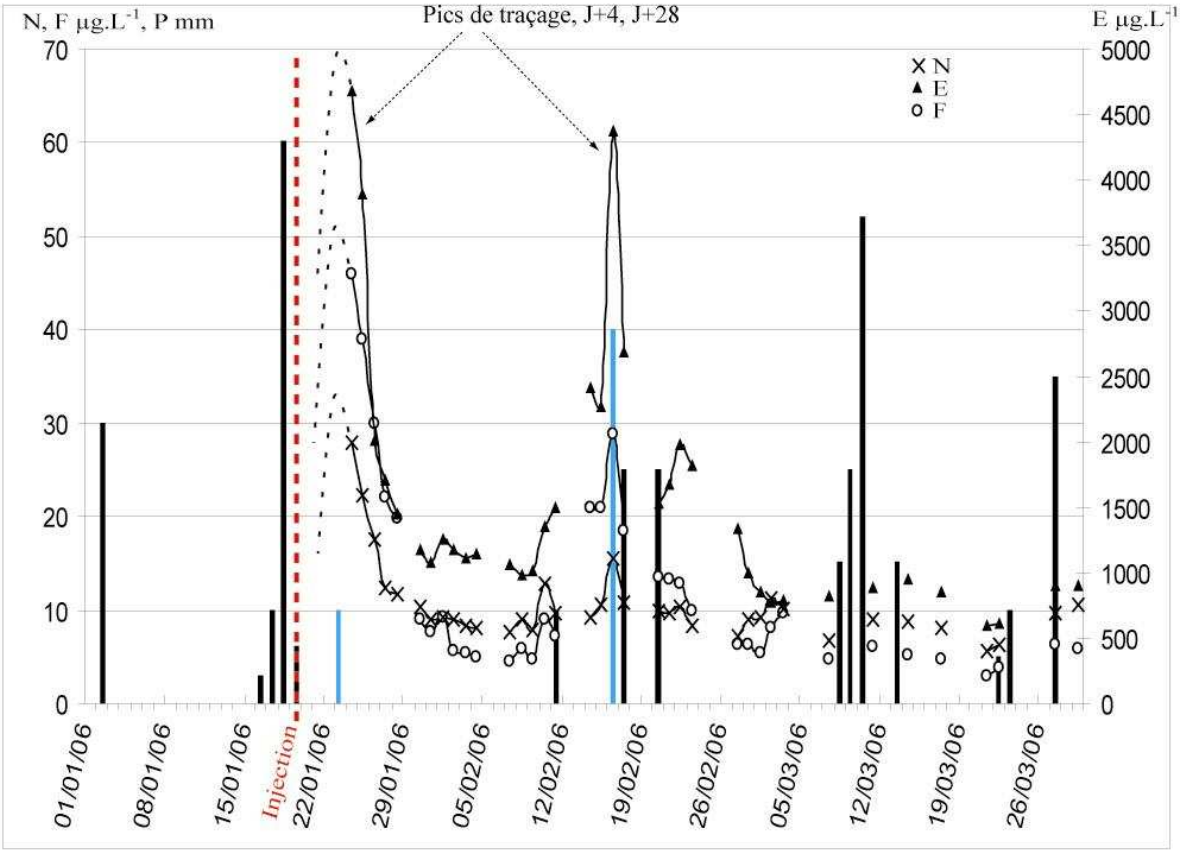


Figure 12 : Restitution des traceurs E (éosine), F (fluoréscéine) et N (nahtionate) dans le PZ 30

*2.3.2.1.2 PZ 3 (**Figure 13**)*

Le seul colorant en présence significative est l'**E**, que l'on retrouve 5 jours après l'injection (J+5) entre 30 et 40 µg.L^{-1} pendant 4 jours. Ensuite, les valeurs sont stationnaires entre 10 et 15 µg.L^{-1}, ce qui semble être le bruit de fond naturel. Les valeurs de **F** sont constantes et négligeables, avec des mesures comprises entre 0,8 et 1,8 µg.L^{-1}. Le **N** est quand à lui relativement constant autour de valeurs comprises entre 1,7 et 2,2 µg.L^{-1}, on note quelques écarts, de 1,1 à 2,8 µg.L^{-1}. La présence de quelques faibles bouffées ne permet pas cependant d'affirmer le passage du N dans le PZ 3.

Même si le PZ 3 recueille un peu d'E en même temps que son homologue de surface, il semble qu'il n'y a pas de communication franche avec les circulations superficielles. La constance des valeurs peut représenter le bruit de fond fluorescent d'une eau schisteuse aux longueurs d'ondes des 3 traceurs.

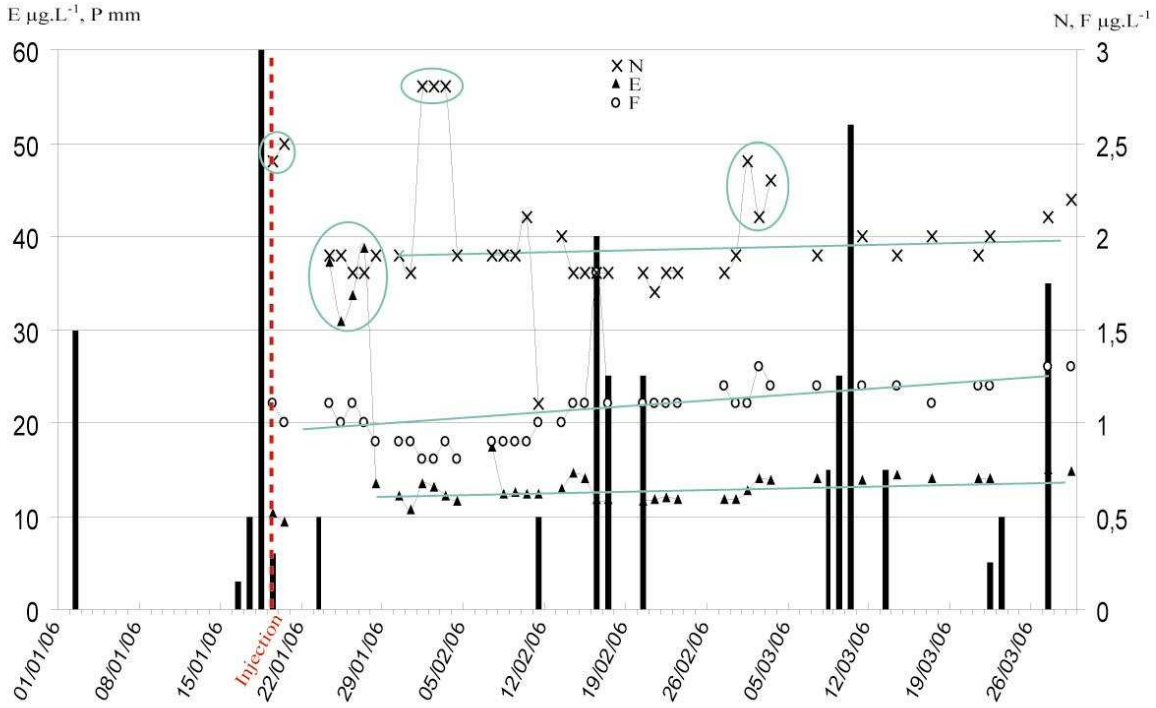


Figure 13 : Restitution des traceurs E (éosine), F (fluoréscéine) et N (naphtionate) dans le PZ 3

2.3.2.1.3 SC et NC

Les deux courbes de restitution présentent une évolution similaire même s'il est nécessaire de détailler chacune d'elle.

Concernant le SC (**Figure 14**), une hausse progressive des valeurs est observée pour **E** et **F**, on note ensuite une augmentation nette des concentrations à J+13, pour atteindre un plateau dont les valeurs s'homogénéisent pendant 13 jours autour respectivement de 100 et 20 µg.L^{-1}, avant de chuter brusquement (J+25/27) et de reprendre une ascension progressive jusqu'à un pic commun à J+42/43, avec des valeurs de 49,2 et 12,8 µg.L^{-1}. Ensuite, on atteint un bruit de fond avec des valeurs stabilisées entre 25 et 30 µg.L^{-1}, et entre 6 et 8 µg.L^{-1}. La courbe de restitution du **N** est similaire mais comporte quelques nuances avec notamment des valeurs nulles dans les premiers jours du suivi, avant d'augmenter brusquement le 24 janvier (le lendemain de la pluie du 23 janvier), et de continuer de s'accroître fortement jusqu'à atteindre des valeurs seuil autour de 300-315 µg.L^{-1}, et de plafonner pendant la même période de 13 jours avant de chuter comme les autres traceurs à J+30. Il s'en suit une hausse très régulière des concentrations jusqu'à un second pic à J+43 pour une valeur maximale de 245 µg.L^{-1}. La fin du suivi est plus chaotique avec un semblant de stabilisation autour de 150 µg.L^{-1}.

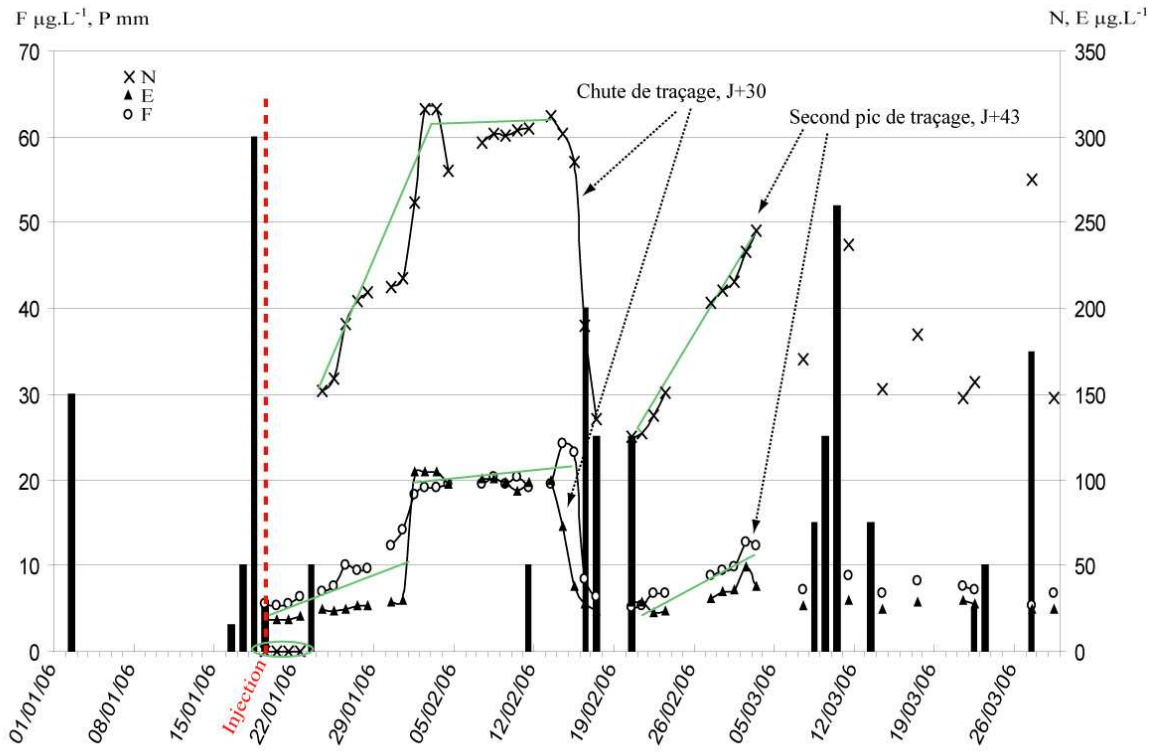


Figure 14 : Restitution des traceurs E (éosine), F (fluoréscéine) et N (naphtionate) dans le SC

Pour le NC (**Figure 15**), les trois colorants **N**, **E** et **F**, montrent globalement une évolution progressive depuis le début du traçage jusqu'à J+26, peut-être plus saccadée pour N et F, et avec un saut en fin de montée pour E, pour atteindre des valeurs maximales respectives de 2468,4, 436,8 et 91 µg.L^{-1}, mais sans jamais atteindre de plateau comme pour SC. Notons que l'on observe pour N, un phénomène identique à celui décrit précédemment pour SC, à savoir une absence de traceur en début de suivi avant de croître brusquement le 25 janvier (surlendemain de la pluie du 23 janvier). S'en suit pour tous, une chute des concentrations (J+30/31) avec ensuite une évolution en dents de scie pour N et E avec un second pic à J+42/43 (idem à SC), et une hausse plus progressive et moins marquée pour F avant d'évoluer de façon désordonnée pour osciller entre 0 et 90 µg.L^{-1} jusqu'à la fin du suivi (de la même façon que le N dans le SC). Pour N et E, on remarque après ce second pic, une baisse suivie d'une nouvelle augmentation régulière des concentrations jusqu'à un troisième pic à J+61/62. Si on fait abstraction de ce qui pourrait être un point aberrant dans le suivi de la F (14 mars), on retrouve cette hausse progressive.

Le N met 4 et 5 jours pour arriver respectivement dans les collecteurs du SC et du NC, et

atteint les concentrations les plus importantes dans le NC avec 2500 µg.L^{-1}, ce qui nous indique une arrivée importante en provenance de la PDQT. Le fait que les courbes de restitution soient quasi-similaires nous indique que le N transite par les déchets du NC avant d'être recueilli dans le collecteur du SC.

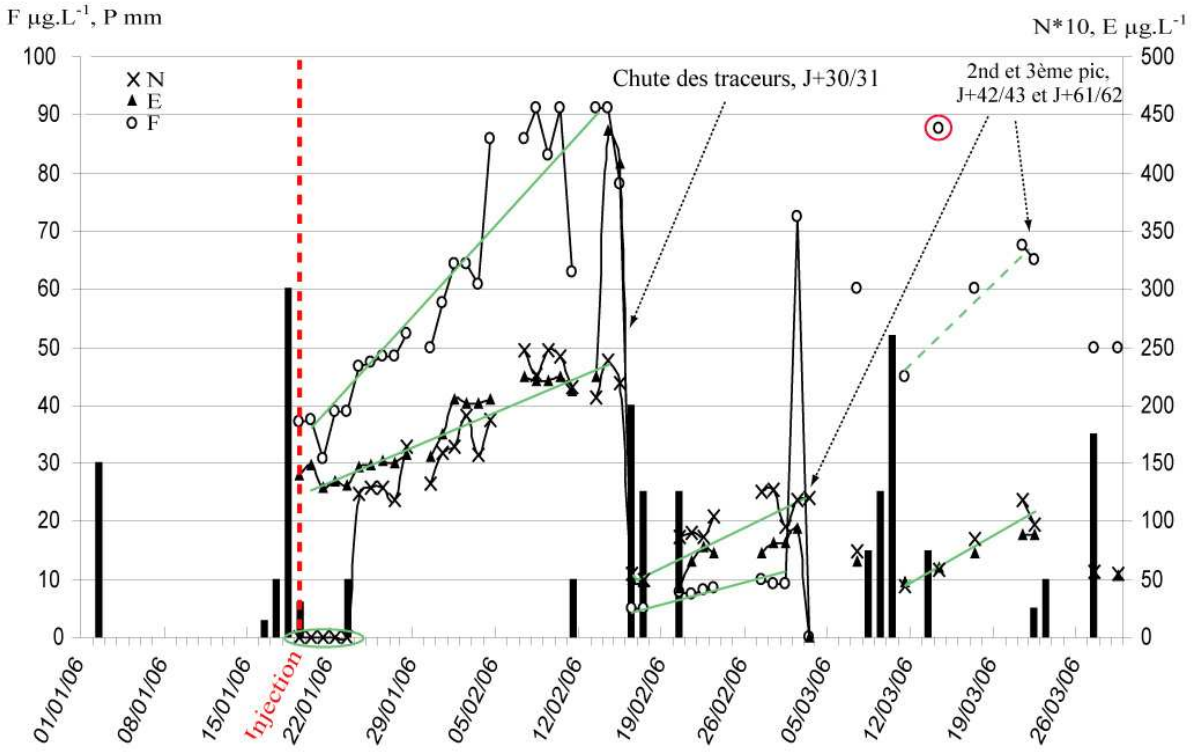


Figure 15 : Restitution des traceurs E (éosine), F (fluoréscéine) et N (naphtionate) dans le NC

Commentaires sur SC et NC

Le comportement similaire de la restitution des traceurs aux collecteurs SC et NC n'est pas surprenant et nous renseigne sur le comportement hydrodynamique des circulations au sein des déchets. Ainsi, les premières pluies s'abattant sur le NC constituent un stock d'eau contenant la F qui va s'écouler aux exutoires de façon croissante, avec des arrivées plus ou moins régulières liées aux circulations préférentielles. Il est probable que la diffusion du traceur au sein des déchets soit hétérogène, et n'ait pas permis d'atteindre les réseaux principaux de drainage.

Il ne faut pas confondre l'effet piston (transfert de pression) avec le transfert de masse qui est un mélange, une augmentation de débit ne s'accompagne pas forcément d'un changement de

qualité du fluide.

Une fois le traceur présent dans les différents compartiments du massif de déchets, plusieurs cheminements sont possibles. Si une nouvelle pluie intervient, elle draine d'abord les zones de circulation rapide, où le traceur a déjà été évacué, et viendront diluer les lixiviats arrivant des zones à plus long temps de séjour pouvant contenir du traceur. Une fois les premiers drains lessivés, l'alimentation en lixiviats se fait de nouveau par des zones de stockages moins perméables, sorte de réserve où le traceur peut séjourner pendant longtemps. On pourrait ainsi expliquer les séquences d'augmentations successives surtout observées dans le NC, même si la corrélation avec les épisodes pluvieux n'est pas évidente. Si le second épisode pluvieux des 17/18 février pourrait être à l'origine de la chute des concentrations, le troisième du 21 janvier pourrait, lui, activer la circulation des réserves et provoquer la hausse des concentrations, de même pour l'épisode des 9/10/11 mars pour le NC uniquement.

2.3.2.2 Discussion et conclusions sur les essais de traçages (**Figure 16**)

*Restitution maximale des traceurs (**Tableau 6**)*

	F	E	N
NC	**91**	436,8	***2473,5***
SC	24,2	104,2	*316,6*
PZ 30	45,9	***4681,8***	28
PZ 3	1,8	*38,7*	2,8

Tableau 6 : Valeurs maximales en µg.L^{-1} des 3 traceurs enregistrées dans chaque point de prélèvement

On remarque que le **NC** reçoit les maxima des deux colorants F et N, si la présence de F paraît normale, la forte concentration de N (2500 µg.L^{-1}) traduit des transferts d'effluents conséquents dans le NC en provenance de la PDQT. On note également la présence importante de E (437 µg.L^{-1}). Le **SC** reçoit les trois colorants de façon significative, avec une présence notable de N et des valeurs plus faibles que NC pour E, ce qui montre que des fuites existent en direction du NC depuis la déchetterie sans être réellement drainées par le SC. Alors que le **PZ 3** reçoit les 3 traceurs de façon très faible proche des seuils de fonds naturels. Le **PZ 30** recueille les plus fortes concentrations d'E et des valeurs importantes pour F supérieures à celles du SC, quelques traces de N sont à signaler. Ceci traduit une forte influence des écoulements du collecteur de la PDQT dans le piézomètre, et également des

arrivées en provenance du NC sans qu'elles soient passées par le SC.

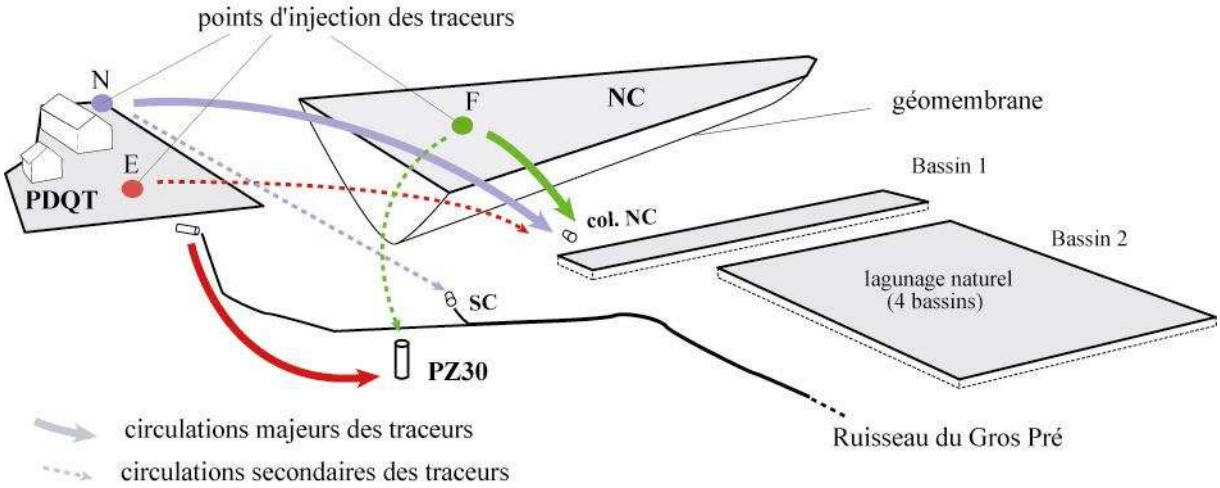


Figure 16 : Synthèse sur l'importance des circulations mises en évidence par les traçages

On retrouve donc les trois traceurs N, E et F dans les trois points de surveillance PZ 30, SC et NC, ce qui laisse supposer l'existence de fuites au sein du NC et également provenant de la PDQT. Une partie de ces infiltrations est drainée par le collecteur SC, qui draine les eaux circulant sous le NC et donc une partie des fuites potentielles composées des lixiviats du NC et des eaux non-collectées provenant de la PDQT. L'autre partie de ces infiltrations se retrouve dans le PZ 30, prouvant ainsi que les eaux souterraines sont légèrement contaminées, et ce malgré la mise en place des drains SC. La restitution rapide des traceurs (pic principal du 26 février) dans le PZ 30 et la faible concentration des pics secondaires nous indiquent que les infiltrations sont drainées rapidement par le substratum, en relation avec les épisodes pluvieux. Le fait de retrouver dans le PZ 30 la F injectée dans l'enceinte de la décharge, semble confirmer l'existence de fuites au niveau de la géomembrane du NC.

La F est sortie au collecteur du NC progressivement pour atteindre une valeur maximale à J+25. Cette ascension croissante traduit un relarguage étalé dans le temps et témoigne d'une réserve du colorant dans les déchets beaucoup moins sensible aux précipitations que les circulations dans le substratum (présence de deux pics bien distincts calés sur de brefs épisodes pluvieux). Si on se base sur les valeurs des concentrations, on obtient environ 46 $\mu g.L^{-1}$ de F dans les deux points de surveillance (PZ 30 et NC) à J+5. On peut donc imaginer le parcours de F de la façon suivante : après l'injection dans le NC à 2 m en dessous du niveau

des déchets, le colorant s'est diffusé dans les déchets jusqu'à atteindre la géomembrane, à partir de là deux possibilités s'offrent à lui, mais il mettra le même temps pour parvenir aux deux points de contrôle alors que les distances et les milieux traversés ne sont pas les mêmes. Première hypothèse, après avoir atteint le système de drainage situé en fond de casier, le colorant n'a plus qu'à se laisser glisser à travers la couche drainante pour ressortir au collecteur, alors que sa seconde destinée est plus incertaine ; il lui faut traverser la géomembrane dont nous ignorons la taille des zones de pertes, pour ensuite s'infiltrer à travers le terrassement et enfin trouver ce drain naturel qui lui permettra de se retrouver dans le PZ 30 situé 2 fois plus loin que le collecteur du NC, et ce dans le même laps de temps. On peut donc imaginer une circulation rapide dans ces drains naturels, théorie appuyée également par les réponses franches aux précipitations (pics courts et importants). Notons par ailleurs, que la F infiltrée est en partie drainée par le collecteur SC, et restituée de la même manière que pour le collecteur NC, à savoir une restitution longue et progressive, ce qui prouve que les fuites sont permanentes. Si l'on ne retrouve pas ces fuites en continu dans le PZ 30, cela peut-être du au niveau piézométrique de la nappe. En effet, c'est lors des pluies, lorsque le niveau monte que nous avons enregistré les pics. Lorsque la nappe baisse, l'eau drainée par la fracturation n'a plus l'effet piston permettant d'atteindre le PZ 30 et peut s'évacuer par d'autres fissures non-saturées en basses eaux.

Le piézomètre profond PZ 3 ne restitue que de l'E et un peu de N, ceci prouve simplement qu'il n'y a pas de relations entre l'infiltration des lixiviats et la nappe profonde.

2.4 Conclusions sur l'étude de la perméabilité

Concernant l'*ancienne décharge*, les différents panneaux électriques ainsi que le diagramme en 3D nous montrent qu'il y a probablement des infiltrations dans le substratum. L'estimation des conductivités électriques indique qu'il s'agit de fluides minéralisés autant, voire plus, que ceux des eaux de référence de la nappe phréatique. Il semble donc qu'il existe un panache issu de l'infiltration des lixiviats de l'ancienne décharge s'étendant vers l'ouest, ces lixiviats sont néanmoins dilués dans la nappe.

Concernant maintenant le *nouveau casier*, la croisée des panneaux électriques suppose des puits d'infiltration verticaux dont les conductivités électriques estimées coïncident avec un fluide fortement minéralisé. Les traçages d'essais confirment des relations entre les lixiviats du nouveau casier et les eaux du sous-casier, ainsi qu'avec les eaux du piézomètre 30. Les

traçages montrent également qu'il y a des arrivées provenant de la plateforme du quai de transfert et de la décheterie, que l'on retrouve ensuite dans le sous-casier et dans le piézomètre 30. Nous pouvons donc subodorer l'existence d'infiltrations de lixiviats à travers la géomembrane du nouveau casier.

3 QUANTIFICATION DES INFILTRATIONS (BILAN HYDRIQUE)

3.1 Introduction

Le calcul de bilan hydrique permet de comprendre ou d'estimer la distribution des différentes entrées et sorties de masses d'eau au sein d'un hydro-système. Lorsqu'il est appliqué à une installation de stockage de déchets (ISD), il permet d'en vérifier son bon fonctionnement lorsque celui-ci est un système fermé et imperméable, ou d'en quantifier les éventuelles fuites en cas de dysfonctionnement ou lorsqu'il est appliqué à un système ouvert. Dans le cas présent et à la suite des résultats des campagnes de géophysique et des traçages d'essais, il nous permettra de quantifier les infiltrations issues des 2 décharges.

Depuis une trentaine d'années de nombreux modèles de calcul ont été développés afin d'estimer la production de lixiviats, WBM (Fenn *et al.*, 1975), HSSWDS (Perrier & Gibson, 1981), LSM (Meeks *et al.*, 1989), HELP (US EPA, 1983 ; Peyton & Schroeder, 1988 ; Schroeder *et al.*, 1994), FILL (Khanbilvardi *et al.*, 1995), MODUELO 1 (Lobo *et al.*, 2002a) et MODUELO 2 (Lobo *et al.*, 2002b). Et de nombreuses recherches portent sur les simulations de circulations au sein des déchets (e.g. Rosqvist & Destouni, 2000 ; Lobo & Tejero, 2007), Capelo & De Castro (2007) les ont recensés.

La complexité de l'exercice est liée à la particularité de chaque site, à la détermination des paramètres nécessaires à la réalisation du calcul, à la structure, la qualité et l'agencement des déchets et à tous les phénomènes de biodégradation, des processus biochimiques, et de circulations associés.

Il existe plusieurs modèles, de précision et de technicité variables, susceptibles de répondre à nos interrogations, à savoir quantifier les fuites constatées. Leur application prend en compte des paramètres et des données qui sont :

i) parfois simples :

- pluie et surface de l'ISD pour le modèle proposé par ANRED en 1986 (ANRED, 1986).

ii) et parfois d'autres plus nombreux et plus complexes, pour un gain en précision considérable :

- données météorologiques, mesures précises de la pluie P, de l'évapotranspiration réelle ETR, des ruissellements R, des infiltrations I, de la géométrie de l'ISD, de la nature du substratum, des données sur la nature des déchets et leurs caractéristiques physiques et

hydrauliques pour les modèles HELP, MODUELO 1 & 2.

L'application de ces modèles nécessite souvent l'acquisition des logiciels et parfois les compétences exclusives des bureaux d'études fondateurs. Des études scientifiques de sites de stockages attestent de l'utilisation de ces différents modèles : (Bendz *et al.*, 1997 ; Yuen *et al.*, 2001 ; Jang *et al.*, 2002 ; Lobo & Tejero, 2007). Dans notre cas, un calcul à partir d'une équation appliquée à un tableur de base a été utilisé, ce qui est parfois le cas (Matejka *et al.*, 1994 ; Al-Yaqout & Hamoda, 2003 ; Blight, 2005).

3.2 Matériels et méthodes

3.2.1 Introduction

Une partie de l'eau météorique tombant au sol s'infiltre dans les déchets, elle va ensuite circuler à travers les déchets pour être soit restituée aux collecteurs, soit s'infiltrer dans le substratum. Le principe de départ est de considérer la masse des déchets comme une entité indépendante, dans laquelle on peut ajouter de l'eau (apports extérieurs : entrées), ou retirer de l'eau (sorties). A partir de cette base, on peut établir une équation de bilan hydrique générale, modulable selon la géométrie et les caractéristiques du site (présence ou non d'une géomembrane, d'un couvert végétal, de ruissellement) :

$I = P – ETR – Vl + \Delta S +- R$

Où

- I correspond aux infiltrations ou pertes
- P sont les précipitations
- ETR est l'évapotranspiration réelle
- Vl correspond à la quantité de lixiviats récupérés aux collecteurs (Volume lixiviats)
- ΔS est la variation du stock de lixiviats au sein des déchets, prenant en compte l'eau libérée ou absorbée par les déchets
- R est le bilan des ruissellements (écoulements de surface)

Les deux décharges sont indépendantes et constituent deux unités hydrologiques bien distinctes et sont considérées comme des aquifères potentiels non-destinés à l'exploitation

d'eau potable bien entendu. Le calcul de bilan est donc effectué sur chacune d'elle, et l'équation adaptée selon leurs particularités.

Rappel des abréviations fréquemment utilisées dans ce chapitre :

NC : nouveau casier

AD : ancienne décharge

PDQT : plateforme de la déchetterie et du quai de trasnfert

ETP : évapotranspiration potentielle

RFU : réserve facilement utilisable

w : teneur en eau, humidité

ne : porosité efficace

3.2.2 Présentation des deux unités hydrologiques considérées (Figure 17)

- L'AD est une montagne de déchets située en partie sommitale. Elle est recouverte sur sa partie haute centrale et ces flancs latéraux d'un couvert végétal de type broussailles/ronciers reposant sur une épaisseur de 80 cm de terre végétale. Sur le flanc Nord-Est et Sud-Est de l'AD, un merlon de schistes stabilise la masse des déchets. Il n'est pas pris en compte dans le calcul comme surface potentielle d'infiltration. Sur le flanc Sud-Ouest, les déchets sont en contact immédiat avec l'atmosphère, et cette surface constitue une zone d'infiltration directe. Il n'y a donc pas d'apports extérieurs, outre la pluie, pour cet hydro-système.

- Le NC recueille dans une cuvette artificielle imperméable les eaux de pluie. La géomembrane imperméable constitue théoriquement une barrière infranchissable pour les écoulements latéraux extérieurs provenant du sous-sol ; lesquels sont collectés ainsi que les eaux de ruissellements de surface vers le collecteur du sous-casier. Il n'y a donc a priori aucune entrée extérieure possible, mais les résultats des traçages montrent qu'il y a des arrivées provenant de la plate-forme PDQT.

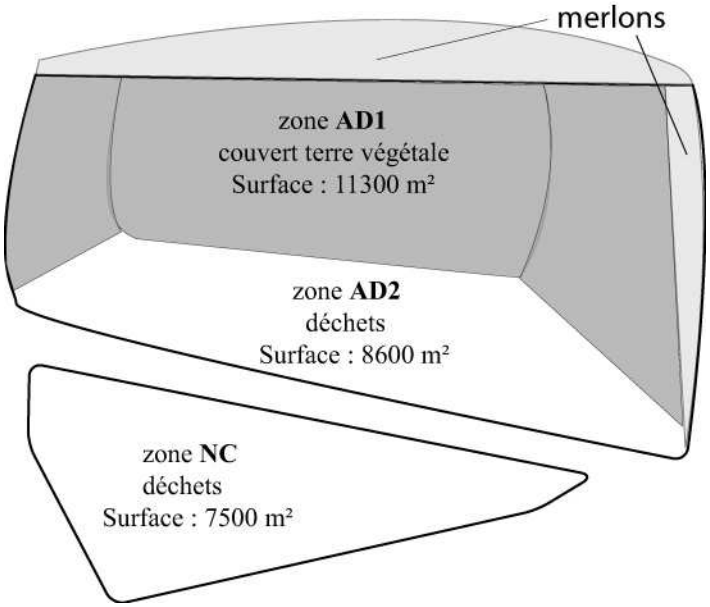


Figure 17 : Détail des unités hydrologiques définies pour le calcul du bilan hydrique

3.2.3 Données disponibles

3.2.3.1 Pluie, ETP, débits aux collecteurs (Volume des lixiviats)

La station météorologique MétéoFrance de Giromagny située à une dizaine de kilomètres à l'Ouest de la décharge nous a permis d'avoir une base de données journalières de la pluie et de l'évapotranspiration potentielle (ETP ou quantité maximale d'eau susceptible d'être émise dans l'atmosphère par évaporation et transpiration) de janvier 2004 à mai 2005, (17 mois). Si la mesure de la quantité d'eau précipitée est relativement basique (pluviomètre), la mesure de l'ETP plus complexe est calculée à partir de la température de l'air à la période considérée. Des mesures de débit ont été faites manuellement chaque jour sur la même période dans les deux collecteurs drainant les lixiviats de l'AD et du NC, chaque mesure a été ramenée à un équivalent de volume par unité de temps soit m^3/j.

3.2.4 Paramètres à évaluer

Les réserves d'eau emmagasinées dans l'aquifère des déchets dépendent des caractéristiques intrinsèques de ce milieu particulier. L'état hydrique *w*, la capacité de rétention, la porosité efficace *ne*, la réserve facilement utilisable RFU sont autant de paramètres interdépendants et nécessaires à l'estimation des variations au cours du temps de ce stock d'eau.

Afin de donner des valeurs à certains de ces paramètres, des tests en laboratoire ont été exécutés.

Mais de quoi parle-t-on ?

La rudologie (ou science des déchets) se situe à l'intersection de plusieurs disciplines ce qui entraîne couramment des confusions dans la définition des paramètres en raison de la différence d'approche du même matériau.

3.2.4.1 Détermination de la teneur en eau :

La partie qui suit concernant la définition de la teneur en eau est en partie reprise des travaux de Zornberg (1999) et de la thèse de F. Olivier (Olivier, 2003).

La teneur en eau d'un déchet n'est pas abordée de la même façon selon la discipline pratiquée. Un physico-chimiste s'intéressera à la quantité d'eau pouvant intervenir dans la dégradation du déchet tandis qu'un géomécanicien se concentrera sur l'évolution du poids volumique du matériau. Par ailleurs, le premier fera de préférence appel à la notion d'humidité (ou teneur en eau volumique) pour exprimer la quantité d'eau présente dans le déchets tandis que le second considérera la teneur en eau massique (ou pondérale) du matériau.

En pédologie, la teneur en eau d'un sol est définie comme le rapport de la masse d'eau présente entre les éléments solides du sol sur la masse sèche de sol. Dans le cas des déchets, la notion de teneur en eau est plus complexe car les éléments du déchet, à commencer par la matière organique, sont constitués d'une proportion importante d'eau.

Ainsi, on peut distinguer :

• l'eau 'constitutive' interne aux éléments constitutifs du déchet, incluse dans la mesure du poids volumique solide des constituants du déchet ;

• l'eau de 'mouillage' qui remplit les interstices entre les constituants du déchet. Cette eau de mouillage peut elle-même être divisée en trois sous catégories, à savoir l'eau adsorbée sous forme de fines pellicules à la surface des constituants, l'eau capillaire distribuée dans les micro-pores (et plus particulièrement aux points de contact entre particules), et enfin l'eau gravitaire distribuée dans les macro-pores. En régime non saturé, seule cette dernière est libre de circuler au travers du déchet.

A partir des deux types d'eau, selon Zornberg (1999) nous pouvons définir trois états du

matériau déchet, à savoir :

• 'Etat sec' (sans eau), obtenu après passage de l'échantillon à l'étuve (à 105°C pendant 24 h).

• 'Etat solide' (incluant l'eau constitutive), obtenu après séchage à l'air libre (à 20°C pendant 21 jours).

• 'Etat humide' (incluant à la fois l'eau constitutive et l'eau de mouillage), au moment du prélèvement de l'échantillon en place.

En lien avec les états solide et humide du matériau, on peut, selon F. Olivier, exprimer pas moins de neuf expressions de la teneur en eau (%) rapportées respectivement à la masse de déchet solide (*ms*), sèche (*md*) ou humide (*mh*).

La teneur en eau du déchet à un instant donné dépend d'un certain nombre de facteurs parmi lesquels sa composition initiale, son conditionnement (tri, broyage), son mode de mise en place (compactage), son degré de biodégradation mais aussi l'historique d'exploitation du casier (rapport précipitations - évapotranspiration), le degré d'étanchéité de la couverture et enfin le drainage (et éventuellement la réinjection dans le cas des bioréacteurs) des lixiviats. La présence d'eau constitue le facteur le plus important des processus biochimiques (Augenstein & Pacey, 1991 ; Ehrig, 1991), et il est connu depuis longtemps que plus la teneur en eau est importante et plus la biodégradation sera rapide (Leckie *et al.*, 1979 ; Rees, 1980 ; Halvadakis *et al.*, 1983 ; Emberton, 1986 ; Warith, 2002) et la quantité de matière organique produite et de lixivats seront importantes (Christensen & Kjeldsen, 1989 ; El-Fadel, 2002). C'est en réalité un équilibre entre les trois facteurs clés que sont le pH, la Température et la teneur en eau qui va permettre d'assurer une dégradation optimale (Finstein & Hogan, 1993 ; Adani *et al.*, 2002, 2004). Le principe du bioréacteur (e.g. Maurer, 1994 ; Krol *et al.*, 1994), créé pour accélérer les processus de dégradation des déchets en système fermé avec des recirculations de lixiviats est basé sur ce principe, et les conditions d'humidité optimale seraient comprises entre 40 et 70 % selon Reinhart and Townsend (1998), alors que Haug (1993) rapporte que les activités biologiques sont optimales dans les déchets saturés et peuvent cessées complètement en dessous de 20°C. Tchobanoglous *et al.* (1993), et Cecchi *et al.* (1993) identifient des plages de T° optimales selon les différentes phases de décomposition, à savoir entre 35 et 40°C pour la phase mésophile et entre 50 et 60°C pour la phase thermophile. Cependant Kasali *et al.*, (1990) montre qu'une teneur en eau supérieure à 60 % peut déséquilibrer la dynamique de population au profit des bactéries acidogènes et inhiber ou bloquer la production de biogaz. Ce type de scénario étant à envisager dans les

zones saturées en fond de casier.

La teneur en eau a tendance à augmenter avec la profondeur mais, à l'échelle particulaire elle reste très variable pouvant passer de quelques pourcents (plastique, papier, etc.) à plus de 75 % (rapporté à la masse solide) s'agissant de fruits et légumes (Olivier & Gourc, 2007). La structure hétérogène du déchet implique une répartition de cette teneur en eau souvent aléatoire. Tandis que les vides ouverts (ou inter-particulaires) peuvent être dans un état quasi sec, les vides fermés (ou intra-particulaires) peuvent rester partiellement voire entièrement saturés. La séparation entre deux couches de déchet constitue également une zone à forte porosité favorable à l'accumulation d'eau (Aguilar-Juarez, 2000).

Apparu en 1931 par Veihmeyer and Hendrickson, le concept de capacité de rétention (dont les valeurs maximales correspondent à la capacité au champ) représente la quantité maximale d'eau capillaire (et adsorbée) que le milieu est capable de retenir à l'équilibre, notons que les deux termes sont toutefois employés sans distinction. Elle correspond donc à la teneur en eau totale au dessus de laquelle l'eau est drainée sous l'influence de la gravité.

La mise en dépôts des déchets joue un rôle important puisque dans notre cas, le fait que les déchets soient broyés augmente leur surface spécifique et donc leur surface potentielle d'adsorption. D'autre part, le fait que les déchets aient été déposés sans compactage leur permet de pouvoir garder leur humidité lors de leur dépôt. On peut imaginer que cette humidité n'est pas constante sur toute la colonne de déchets, mais les effets de la compression des ordures ménagères sur la propriétés hydrauliques de rétention étaient mal connues (Fungaroli & Steiner, 1979 ; Blight *et al.*, 1992). Des études récentes apportent quelques réponses et montrent : (i) que la compaction diminue la teneur en eau, la capacité au champ, la porosité, et la conductivité électrique (Jang *et al.*, 2002), (ii) que la teneur en eau augmente avec la profondeur des déchets alors que la capacité au champ et la porosité diminuent (Zornberg, 1999). Par ailleurs, beaucoup d'études attestent depuis longtemps de l'impact du tassement sur la stabilité des masses de déchets (Sowers, 1968, 1973 ; Edil *et al.*, 1990 ; Othman *et al.*, 1995 ; Olivier & Gourc, 2007).

Aucune donnée concernant les caractéristiques de déchets broyés non compactés n'a été trouvée. Des techniques modernes indirectes ont été développées ces dernières années afin de mesurer le taux d'humidité dans les déchets sans les remanier (Yuen *et al.*, 2000 ; Li and Zeiss, 2001 ; Gawande *et al.*, 2003 ; Guérin *et al.*, 2004 ; Han *et al.*, 2006 ; Capelo & De Castro, 2007).

Dans notre cas, des tests directs de teneur en eau dans les déchets ont été réalisés de la façon suivante :

w = (mh – msec) / msec

Avec :

w : teneur en eau en %

mh : masse des déchets humides

msec : masse des déchets secs (sans eau constitutive)

Les tests en laboratoire ont été réalisés sur plusieurs échantillons prélevés à différentes profondeurs dans chaque décharge, dont voici les résultats (**Tableau 7**) :

	w %	
Profondeur (m)	NC	AD
1	95,97	86,50
2	134,70	88,75
3	97,84	78,19
4	117,24	84,41
4,5		102,71
5,2		85,35
moy	111,44	87,65
min	**95,97**	**78,19**
max	**134,70**	**102,71**

Tableau 7 : Teneur en eau (*w*) à différentes profondeurs dans les déchets du NC et de l'AD

On observe que les teneurs en eau sont plus importantes pour les déchets du NC avec des valeurs comprises entre 96 et 135 %, alors qu'elles se situent entre 78 et 103 % pour l'AD. Dans les deux cas, il n'y a pas d'évolution notable de *w* entre la surface et les déchets les plus profonds de l'investigation. Cependant lorsque la littérature rapporte des variations de *w* dans la colonne de déchets, cela est observé sur plusieurs dizaines de mètres : Gabr & Valero (1995) ont montré des variations de 30 % en surface à 150 % à 20 m de profondeur, ce qui indique une augmentation de *w* sous le poids de la colonne d'eau, alors que Cououlos *et al.* (1995) ont montré le contraire avec des valeurs de 150 % en surface contre 50 % à 30 m. Zornberg (1999) montre qu'il y a baisse de la teneur en eau sous la compression à partir du moment où du lixiviat est produit et ceci entraîne une baisse de la porosité, et que si non *w* ne varie pas.

3.2.4.2 Détermination de la porosité efficace : Tests de percolation

3.2.4.2.1 Matériels et méthodes :

Nous avons recueilli à l'aide d'une pelle mécanique 2 conteneurs de 200 L de déchets de l'AD et l'équivalent pour le NC, le volume réel des déchets est légèrement inférieur et compris entre 170 et 190 L. Les déchets de chaque décharge ont été déposés à même le sol sur des bâches en plastique, puis nous avons procédé à un mélange puis une séparation fractionnée afin d'obtenir 2 moitiés de déchets homogènes (quartage). Une moitié a été remise dans un conteneur puis saturée en eau, en y rajoutant de l'eau jusqu'au sommet des déchets. L'autre moitié a été reétalée pendant 21 jours dans un endroit sec, à l'abri de la lumière, les déchets ont été retournés tous les trois jours. Une fois secs, on obtient des déchets « solides » c'est-à-dire avec encore l'eau constitutive, qui ont été remis dans les conteneurs avec comme unique tassement leur propre poids. Nous disposions ainsi de 4 conteneurs contenant les déchets secs et saturés du NC et de l'AD (**Figure 18**). Les conteneurs ont été recouverts de leur couvercles hermétiques puis retournés afin d'y percer une cinquantaine de trous à l'aide d'une perceuse. Ils ont ensuite été retournés, et nous avons attendu que l'égouttage des déchets saturés soit terminé pour lancer la manipulation.

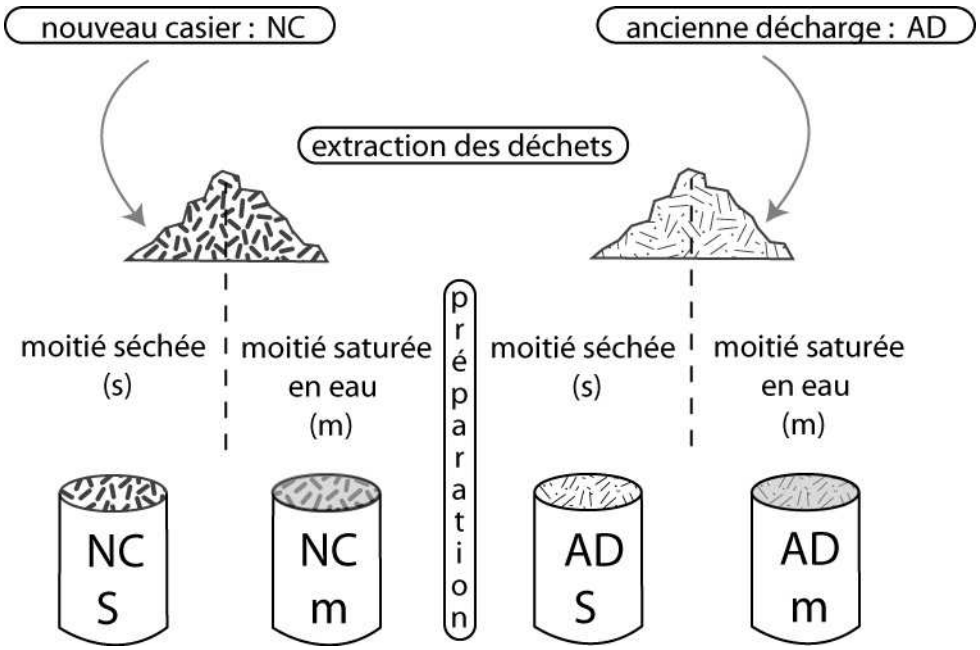


Figure 18 : Dispositif de préparation des déchets pour les tests de percolation

Le dispositif des tests est le suivant : les conteneurs sont surélevés d'une cinquantaine de centimètres, hauteur permettant d'insérer dessous des réceptacles carrés en inox d'une contenance de 100 L. La manipulation consiste à verser 39 L d'eau courante dans chaque conteneur à l'aide d'arrosoirs permettant la simulation d'une pluie mensuelle (les 39 L correspondent aux précipitations moyennes mensuelles sur la surface au sol d'un conteneur). Nous avons ensuite recueilli l'eau écoulée dans les bacs récepteurs et mesuré le volume recueilli.

3.2.4.2.2 Résultats et discussion

Les déchets saturés de l'AD et du NC ont une capacité de rétention quasi nulle puisque l'on retrouve la quasi-totalité des 39 L d'eau versés dans les deux cas (**Tableau 8**), on peut assimiler le comportement des déchets à une éponge saturée en eau sur laquelle on verserait de l'eau. Concernant les déchets secs, nous avons recueilli une vingtaine de litres (22,7 L pour le NC et 24 L pour l'AD), ce qui correspond respectivement à un taux d'absorption maximum de 41,8 % et 38,5 % pour un état humide solide. Cette capacité de rétention peut aussi être définie comme la somme de la teneur en eau initiale et de la capacité d'absorption du déchet définie par la quantité d'eau que le déchet peut absorber sans restitution. Immédiatement après stockage, de fortes capacités d'absorption sont en général observées (Bellenfant, 2001). Selon l'Ademe (2001), la capacité au champ diminuerait ensuite avec l'âge des déchets (ces derniers se minéralisant progressivement, la capacité d'absorption diminue) et la profondeur (car le tassement augmente la densité du déchet et réduit par conséquent la taille des pores). Ces observations confirment la différence entre NC et AD.

Quelques valeurs ont été tirées de la littérature, hélas sans que l'on sache toujours à quelle définition elles corréspondent. Il semble toutefois que la teneur en eau moyenne (rapportée à la masse solide) se situerait autour de 30 à 40 % pour des déchets non-broyés (Olivier, 2003 ; Grellier, 2005). Aucune donnée n'a été trouvée pour les déchets broyés.

Connaissant le volume d'eau recueillie et le volume des déchets, on obtient les valeurs de porosité efficace *ne* pour des pourcentages d'humidité *w* extrêmes sec (0 %) et saturé (100 %)

ne = (Vol recueilli / vol déchets) * 100

	volume déchets L		Vol injecté L	vol recueilli L	% absorption	porosité efficace (***ne***) %		% *w*
	min	max				**min**	**max**	
NC sec	170	190	39	22,7	41,8	**13,35**	**11,95**	0
AD sec	170	190	39	24	38,5	**14,12**	**12,63**	0
NC saturé	170	190	39	38,5	1,3	**22,65**	**20,26**	100
AD saturé	170	190	39	38,7	0,8	**22,76**	**20,37**	100

Tableau 8 : Résultats des tests de percolation

Nous considérons qu'il existe une relation linéaire entre ces valeurs de porosité efficace (*ne*) et les pourcentages d'humidité (*w*) extrêmes correspondants. Ainsi, tous les intermédiaires des valeurs de *ne* sont définis par rapport à *w*. Attention, car les valeurs de teneur en eau *w* correspondent à la totalité de l'eau comprise dans les déchets (constitutive + mouillage), en revanche les valeurs de *ne* calculées ci-dessus sont données pour des valeurs extrêmes de la teneur en eau à l'état solide (avec l'eau constitutive). Étant donné que les résultats des pourcentage de *w* avoisinent voire dépassent les 100 %, nous sommes dans un état de quasi-saturation, et dans ces conditions nous pouvons considérer que les pourcentages *wsol* et *wsec* sont identiques. Nous négligerons donc cette subtilité et obtenons les valeurs de *ne* (**Tableau 9**) grâce au calcul suivant :

Exemple pour la porosité efficace minimum de NC :

$ne_{minNC} = ne_{secNC} + (w_{minNC} * (ne_{satNC} - ne_{secNC}) / 100$

calcul : $ne_{minNC} = 13,35 + 95,97 * (22,65 - 13,35) / 100 = 22,27$

	NC				AD			
w % (min max)	95,97		134,70		78,19		102,71	
vol. déchets	min	max	min	max	min	max	min	max
ne %	**22,27**	**19,93**	**25,87**	**23,15**	**20,88**	**18,68**	**23,00**	**20,58**

Tableau 9 : Calcul des porosités efficaces (*ne*) pour les déchets du NC et de l'AD

Les porosités efficaces sont comprises entre 19,93 et 25,87 % pour les déchets du NC, et entre 18,68 et 23 % pour l'AD. Les tests en laboratoire réalisé par Olivier & Gourc (2007) donne des valeurs de 34 % à la fin des tassements primaires, et entre 2,38 et 2,95 % après une succession de 4 phases d'immersion et de vidange. Powrie & Beaven (1999) ont obtenu quand à eux des valeurs de 6,5 % sous une pression de 120 KPa. Compte tenu de l'absence de compaction lors des tests et de la nature des déchets d'Étueffont, les valeurs s'intègrent dans la fourchette des données de la littérature.

3.2.4.3 Détermination des variations du stock d'eau

En dessous de la capacité au champ, les déchets, bien qu'humides, ne libèrent pas d'eau. Au-delà, les déchets peuvent générer du lixiviat. Cependant, le plus souvent les déchets arrivent sur les ISD avec une teneur en eau moyenne inférieure à leur capacité au champ. Ils n'apportent donc pas d'eau pendant une période variant de quelques mois à quelques années. Cependant, pour des casiers très jeunes, la capacité d'absorption en eau des déchets peut être importante : l'apparition des lixiviats est alors retardée. Ce cas est particulièrement difficile à simuler. Ce constat conduit souvent à proposer de négliger l'eau libérée ou absorbée par les déchets après une période d'un an environ (ADEME/SITA, 2003).

En l'absence d'un réseau de piézomètres au sein même des déchets d'Étueffont, il est difficile de déterminer une zone aquifère avec ses zones saturées et non-saturées. Seules deux buses permettent d'apprécier le niveau d'eau dans le NC, et les observations faites révèlent un écoulement en fond de buse mais aucune tranche d'eau n'est observée. Il n'y a donc a priori aucune zone saturée. En revanche, pour l'AD, aucun argument d'observation ne nous permet de définir le niveau d'une éventuelle nappe. Ce que nous savons, c'est qu'il n'existe aucun exutoire ou ruissellement sur les 4 flancs de la décharge. De plus, en période sèche, il n'est pas rare d'observer un débit quasi-nul au collecteur de l'AD. Ajouté à cela le fait que la décharge soit posée en partie sommitale à même le sol sur des schistes fracturés et qu'ils puissent présenter de multiples zones d'infiltration, on peut imaginer l'existence d'une nappe temporaire à forts battements piézométriques.

L'état hydrique général de la décharge à un temps t dépend de la période sèche (absence de précipitation) ayant précédé l'instant t considéré. La durée de cette période comparée à l'évapotranspiration du moment va déterminer le « taux de séchage » des déchets, et il faut également prendre en compte l'évaporation liée à la chaleur de dégradation.

Nous allons donc définir une zone non-saturée d'une profondeur maximum qui correspondra à la RFU.

A partir de la pluie efficace (PE), ce taux de séchage ou perte d'humidité équivaut à la somme des « fuites » par :

- évaporation due à la chaleur de dégradation ;

- écoulements tardifs secondaires non comptabilisés dans la restitution post-précipitation directe, et qui correspondent aux lixiviats à long temps de transit (réserves).

La « profondeur de sécheresse » sera donc proportionnelle à la pluie efficace. La PE a deux comportements transitoires possibles :

- soit les déchets sont saturés auquel cas la pluie ne va pas être retenue et la totalité va s'écouler jusqu'au collecteur, à l'image d'une éponge saturée en eau sur laquelle on rajoute de l'eau ;

- soit cette pluie intervient après un épisode sec qui va laisser la possibilité aux déchets secs superficiels d'en absorber une certaine quantité.

- ✓ Devant la complexité de modélisation de tous ces paramètres et afin de s'affranchir de toutes ces incertitudes, nous avons réalisé le bilan hydrique sur une période définie de la façon suivante :

Nous avons commencé le suivi à la fin d'une période sèche (11 mars 2004) permettant d'obtenir de très faible débit (5 $L.min^{-1}$) pour s'affranchir de l'impact de la pluie précédente, la fin du suivi est intervenu au bout d'environ 15 mois après avoir retrouvé un débit aux collecteurs équivalent à celui de départ (1 Juin 2005).

Ainsi l'état hydrique des déchets et les réserves potentielles qu'ils engendrent sont les mêmes au début et à la fin du bilan, les fluctuations de cette « éponge » au cours du bilan sont donc prises en compte lors des restitutions aux collecteurs.

L'existence ou la non-existence d'une zone saturée n'a donc plus d'importance.

La possible évaporation due à la chaleur de dégradation a été négligée pour les raisons suivantes :

- les températures des lixiviats collectés sur la période du suivi varient de 19,4 à 26°C pour le NC, et de 15,9 à 16,2°C pour l'AD. Ces températures témoignent d'une faible activité de décomposition surtout pour l'AD, rappelons en effet que Haug (1993) a montré qu'en dessous de 20°C l'activité microbienne peut être stoppée. Notons que ces températures ne reflètent pas exactement les températures internes maximum.

- selon Farquhar (1989) la qualité des lixiviats est fonction de l'âge des décharges, on remarque ainsi que les lixiviats du NC correspondent à des lixiviats d'un âge compris entre 10 et 20 ans alors que les plus vieux dépôts avaient à la fin du suivi 7 ans et que les plus jeunes avaient 3 ans. Concernant les lixiviats de l'AD, ils se rapprochent des décharges dont l'âge est supérieur à 20 ans. Les plus anciens dépôts ont une trentaine d'années et les plus récents 7

ans. L'analyse approfondie de la qualité de ces lixiviats est traitée dans la troisième partie (1 Evolution de la qualité des lixiviats bruts). On retiendra simplement que les lixiviats du NC, présentent un stade de maturation avancé, et que ceux de l'AD sont en phase terminale. Les T° maximales au sein des déchets interviennent entre 1 et 8-10 ans, et après 10 ans de dépôts elles commencent à baisser (Yesiller *et al.*, 2005), ce qui nous montre que les lixiviats du NC ont dépassé ce stade, les fortes teneurs en eau ont permis d'accélérer les processus de dégradation.

- la T° extérieure ainsi que la T° du substratum influent sur la T° interne de la masse des déchets, on trouve ainsi les T° maximales au centre des décharges. La T° de l'air extérieur n'a plus d'influence au-delà de 4 m de profondeur (Rees, 1980a). Dans les casiers étanchés par une géomembrane, on ne rencontre pas de T° supérieure à 30°C, elles sont fréquemment comprises entre 20 et 30°C (Rowe, 1998 ; Koerner, 2001 ; Yesiller and Hanson, 2003). La T° moyenne annuelle de l'air à Etueffont est de 8,1°C, son influence est donc importante. Dans la configuration du NC, ayant une profondeur maximum de 6 m et une géomembrane, la T° n'a jamais du excéder les 30°C annoncés dans ces systèmes. L'AD, plus épaisse d'une dizaine de mètres, reste néanmoins d'une taille modeste et sa surface d'exposition à la T° extérieure est considérable, et le fond repose sur les schistes qui sont à une T° constante et inférieure. Au cœur de l'AD, un noyau central a pu atteindre il y a plusieurs années des températures un peu plus importantes que dans le NC, peut-être une quarantaine de degrés en sachant que les maximums observés sont compris entre 40 et 65°C à des profondeurs comprises entre 20 et 60 m (Yessilier *et al.*, 2005).

- enfin, et en légère contradiction avec ce qui a été dit auparavant concernant le rôle de la teneur en eau, le climat continental humide apporte des pluies fréquentes et importantes, qui engendrent de la pluie efficace, celle-ci vient saturer les déchets et peut engendrer une inhibition des réactions de méthanogénese, et donc diminuer la T° interne (Rees, 1980b).

Par ces différentes observations, nous considérerons que la T° interne estimée entre janvier 2004 et mai 2005 n'a jamais été suffisante pour engendrer une évaporation importante dans les déchets. Bengtsson *et al.* (1994) et Yuen *et al.* (2001) ont également fait abstraction des phénomènes internes en négligeant l'eau produite et consommée par les activités chimiques et biologiques. Ce volume d'évaporation négligé indique que l'on surestime l'ETR, et par conséquent que l'on sous-estime la PE, donc les infiltrations, et non les restitutions aux collecteurs qui sont des grandeurs physiques mesurées.

La capacité de rétention de la PE par des déchets est fonction de leur état hydrique, celui-ci est lié à l'ETP cumulée pendant une période sèche (période variable séparant deux épisodes pluvieux). Nous considérerons que l'état hydrique des déchets dans leur ensemble est le même quelle que soit la période de l'année lorsque les débits des collecteurs sont faibles et inférieurs ou égaux à 5 $L.min^{-1}$. Cela correspond à un bruit de fond indépendant de la dernière pluie.

Ainsi l'état hydrique des déchets est identique au début et à la fin du bilan, seules les fluctuations de l'aquifère sont donc prises en compte au cours du bilan lors des restitutions aux collecteurs.

3.2.4.4 Détermination de la RFU

On appelle la réserve utile RU la valeur du stock d'eau à un instant *t*. Cette valeur peut être comprise entre 0 (réserve vide) et une valeur maximum appelée la réserve facilement utilisable (RFU), qui correspond à la réserve saturée. L'eau d'infiltration déplacée vers le bas sous l'effet de la pesanteur est en même temps soumise à la force capillaire qui peut l'entraîner jusqu'à la surface. L'eau de la zone capillaire participe ainsi à l'évapotranspiration. Seule l'eau parvenue à la base de la RU engendre la pluie efficace PE.

Tant que les pores de la zone de la RFU ne sont pas remplis d'eau, la force capillaire, orientée vers le haut et due à la finesse des canaux qui relient les pores, empêche l'eau de s'écouler et d'atteindre la nappe ou du moins la zone de production du lixiviat. La zone des réserves facilement utilisables constitue une lame d'eau exprimée en mm et égale à l'épaisseur de la RFU (épRFU) que multiplie la porosité efficace *ne*, elle-même dépendante de l'état hydrique *w* :

$$RFU = épRFU * ne\ f(w)$$

L'épaisseur de la RFU dans les déchets constitue un facteur déterminant pour le calcul du bilan, elle dépend de l'épaisseur des déchets, et a donc été estimée différemment pour les deux décharges.

Nous avons défini deux valeurs extrêmes et deux valeurs probables. Nous considérerons qu'en conditions saturées, il faut un minimum de 0,5 m d'épaisseur de déchets pour produire de la PE pour les deux décharges, et qu'à l'inverse en conditions sèches il faut descendre en dessous de 5 m pour l'AD, et en dessous de 4 m pour le NC. Ces valeurs sont les extrêmes.

Les valeurs plus probables de l'épaisseur de la RFU sont estimées entre 1 et 4 m pour l'AD, et entre 1 et 3 m pour le NC. Nous allons cependant regarder les résultats du calcul pour des épaisseurs plus importantes.

Rappelons que l'épaisseur maximale du NC est de 6 m, et 20 m pour l'AD. Nous avons réduit l'épaisseur de la RFU dans le NC car sa profondeur maximale est bien inférieure à celle de l'AD. Le fait que le NC soit dans une configuration confinée, c'est-à-dire que juste la surface du casier est en contact avec l'extérieur, limite l'influence de séchage par l'air, cela justifie le fait de n'avoir baisser l'épaisseur de la RFU en condition sèche dans le NC que de 1 m par rapport à l'AD.

Lors des prélèvements des déchets, les déchets suintaient à partir d'une profondeur de 1,5 m. Concernant la couverture végétalisée, la RFU est égale à l'épaisseur de la couche de terre, soit 0,8 m.

3.2.4.5 Estimation de la pluie efficace

Maintenant que nous avons définis les paramètres manquants, nous pouvons les intégrer à un organigramme (**Figure 19**), qui permet de quantifier la pluie efficace produite chaque jour, en fonction des réserves de la veille et des pluies du jour considéré.

Soit Hdj (humidité disponible), la quantité effectivement présente dans la zone capillaire au début du jour considéré.

Soit Pj (pluie), la quantité de pluie tombée le jour considéré.

Soit Rj-1 (réserve), la réserve d'eau du jour précédent.

Hdj est donc égal à la somme de la pluie du jour et des réserves de la veille.

Si l'on compare cette Hdj avec l'évapotranspiration potentielle ETP,

- soit Hdj est insuffisante pour satisfaire l'ETPj, on obtient alors Hdj égale à l'évapotranspiration réelle, et l'on ne peut créer de réserve. Toute l'Hd est consommée par l'évapotranspiration et la pluie efficace du jour PEj est nulle.

- soit Hdj satisfait la demande d'ETPj, et l'on a ETRj = ETPj. Dans ce cas de figure, il faut voir si l'Hdj disponible après retrait de l'ETRj va combler la RFU.

Soit RFU, exprimée en millimètres d'eau, la quantité d'eau maximale que les déchets peuvent retenir et qui est susceptible de retourner à l'atmosphère. RFU constitue la réserve facilement

utilisable de la zone capillaire des déchets à saturation.

- Si Hdj dépasse la valeur maximale RFU des réserves en eau utile, la capacité d'absorption de la zone capillaire est dépassée et un écoulement se produit : ce sont les précipitations efficaces PE, et les réserves du jour correspondes à la RFU.

Donc si Hdj - ETRj > RFU, alors PEj = Hdj - ETRj – RFU, et Rj = RFU.

- Si Hdj ne comble pas la RFU, il n'y a pas de PEj et les réserves du jour sont égales à l'Hdj à la quelle on retire l'ETRj.

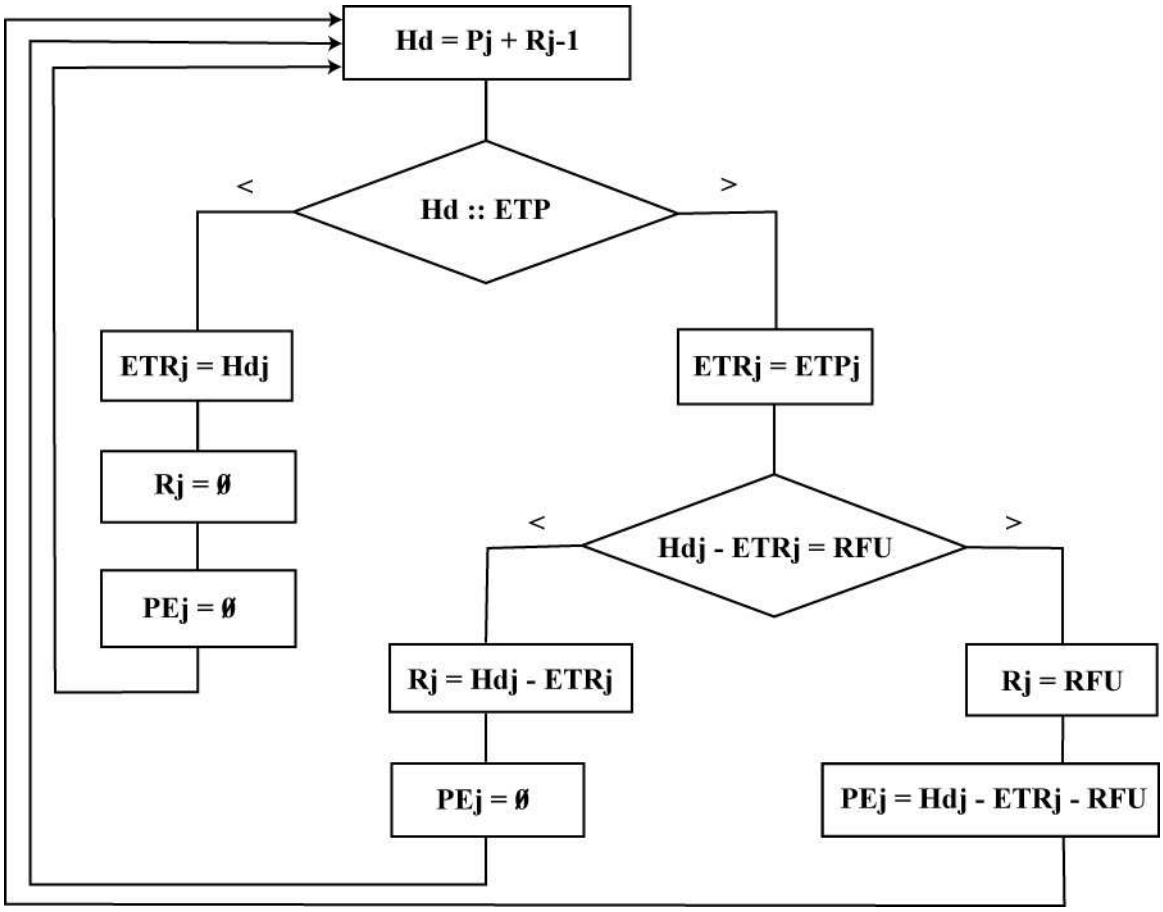


Figure 19 : Organigramme du bilan hydrique

3.2.4.6 Application finale

Avec tous les paramètres déterminés précédemment (teneur en eau *w*, porosité efficace *ne*, épaisseur de la réserve facilement utilisable épRFU), un tableur permet d'abord de calculer une RFU, puis d'estimer le pourcentage d'infiltration par rapport à la pluie efficace. Chaque possibilité à été calculée, ci-dessous figure l'exemple du calcul des infiltrations probables minimums sur l'AD avec une épaisseur minimale estimée à 2000 mm (**Tableau 10**). Les mêmes calculs ont été effectués sur le NC selon les paramètres définis pour le NC.

Calcul RFU AD										
w % AD	**78,2**								**102,7**	
ne % AD	20,88	18,68							23,00	20,58
					min	**max**				
épaisseur (**ép**) RFU en mm					**2000**	**3000**				
	78,2						**102,7**			
RFU AD (**ép*ne**) en mm	417,6	626,4	373,6	560,4			460,0	690,0	411,6	617,4
RFU min	**373,6**						**411,6**			
RFU max	**626,4**						**690,0**			

Calcul du pourcentage d'infiltration											
							AD 1 RFU Z1 (couv vég)	unité hydrologique			**AD 2** RFU Z2 (nue)
						RFU AD1	**80**			**RFU AD2**	**373,6**
	Puie j	ETP j	Q m³/j	Hd j	ETR	R j	PE j	Hd j	ETR	R j	PE j
11-mars-04	.	0,6	2,778		0	0	0		0	0	0
12-mars-04	11,8	0,9	2,778	11,8	0,9	10,9	0	11,8	0,9	10,9	0
13-mars-04	18,4	0,3	2,778	29,3	0,3	29	0	29,3	0,3	29	0
⋮											
30-mai-05	6,8	1,9	3,472	54,4	1,9	52,5	0	348,0	1,9	346,1	0
31-mai-05	.	3,3	3,472	52,5	3,3	49,2	0	346,1	3,3	342,8	0
01-juin-05	.	4	3,472	49,2	4	45,2	0	342,8	4	338,8	0
pluie totale (mm)	1886,4	890,1									
pluie efficace PE (mm)							1024,2				658,1
PE en m							1,0242				0,6581
surface m²							11300				8600
vol. m³ PE par unité							11573,5				5659,7
							vol. total PE m³			17233,1	
							vol. restitué collecteur m³			6242,36	
							vol. théorique infiltré m³			10990,76	
							% infiltration/PE				**36,22**

Tableau 10 : Tableur de calcul du bilan hydrique (exemple de l'estimation du pourcentage minimum d' infiltrations pour l'AD avec une RFUmin de 373,6 mm correspondant à une épaisseur de 2000 mm, et une *wmin* de 78,2 %)

Code des couleurs :

Lorsque la police est rouge cela correspond aux valeurs minimales (*ne* et RFU), et lorsqu'elle est bleue aux valeurs maximales. Lorsque le fond de la cellule est orange, cela correspond aux valeurs calculées avec l'épaisseur de RFU minimum, et maximum pour les cellules en bleu. La police verte est utilisée pour les données concernant l'unité hydrologique recouverte d'un couvert végétal (AD1), et la police grise pour la surface ayant les déchets en contact direct avec l'air (AD2).

3.3 Résultats et discussion

3.3.1 Relation pluie efficace et débits, dynamique de recharge et de décharge

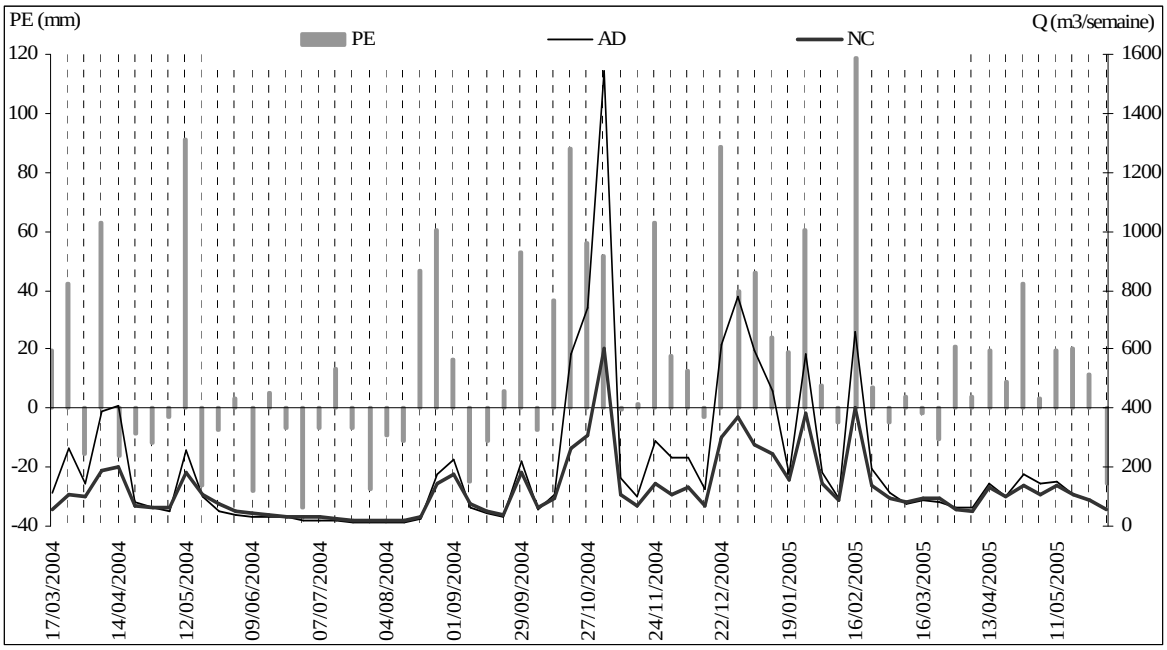


Figure 20 : Relation hebdomadaire entre la pluie efficace PE et les débits aux collecteurs Q de l'AD et du NC

La restitution aux collecteurs AD et NC est étudiée à un pas de temps hebdomadaire (**Figure 20**). Notons d'abord que les valeurs de PE négatives ne sont en fait que le déficit cumulé de l'ETP non satisfaite. D'après nos relevés, plus un débit est élevé, plus une pluie engendrera une forte augmentation de celui-ci au jour suivant. La baisse du débit après un épisode pluvieux est liée à l'intensité du pic de débit. Ainsi, lorsque l'on atteint un fort débit, la baisse est brusque, alors que plus on a un pic de faible intensité, et plus la descente s'étale dans le temps de manière asymptotique. Cette évolution du débit peut s'assimiler au comportement des milieux fracturés karstifiés.

Il s'avère que la réponse des collecteurs (augmentation du débit) intervient le lendemain d'une pluie. En témoigne les coefficient de corrélation de 0,54 pour l'AD apparu à *t+1* (**Figure 21**), et de 0,625 pour le NC apparu également à *t+1* (**Figure 22**), obtenus grâce à des analyses corrélatoires et spectrales entre les précipitations et les débits. Cet outil d'analyse a été appliqué au domaine de l'hydrologie par Mangin (1984). Cette réaction rapide des débits

confirme l'existence de circulations préférentielles massives par un réseau de drains principaux. Ces circulations préférentielles au sein des massifs de déchets sont connues depuis longtemps (Harris, 1979 ; Walsh & Kinman, 1979). Elles sont la conséquence de plusieurs facteurs interdépendants :

- la distribution de l'eau au sein d'un massif de déchets n'est pas uniforme et influencent donc les processus de biodégradation par zones (Bogner & Spokas, 1993), cette distribution spatiale et temporelle est mal connue (El-Fadel *et al.*, 1997), et engendre des difficultés dans la prédiction de la production qualitative et quantitative des lixiviats,

- la grande hétérogénéité physique de la structure des déchets facilite les circulations rapides, phénomène observé sur site par de nombreuses études de terrains (e.g., Harris, 1979 ; Blight *et al.*, 1992 ; Bendz *et al.*, 1997 ; Rosqvist *et al.*, 1997), et également en laboratoire (e.g., Blakey, 1982 ; Uguccioni & Zeiss, 1997).

On leur attribue les écarts observés entre les observations de terrains et les prédictions des modèles mathématiques (Ehrig, 1983 ; Ugoccioni & Zeiss, 1997). Récemment, Capelo & De Castro (2007) ont confirmé cette difficulté de modéliser ces écoulements, et avancent le fait que le terme de capacité au champ est faiblement applicable dans le cas des circulations d'eau dans les déchets d'ordures ménagères. La loi de Darcy ne représente pas les écoulements dans la zone non-saturée des déchets, ceci étant due aux interconnections entre les macro-pores et/ou aux circulations préférentielles (Bordier *et al.*, 1997).

Ces circulations préférentielles sont d'une importance capitale pour les prévisions à long terme des lixiviats de décharge (Zeiss & Uguccioni, 1997 ; Rosqvist & Destouni, 2000).

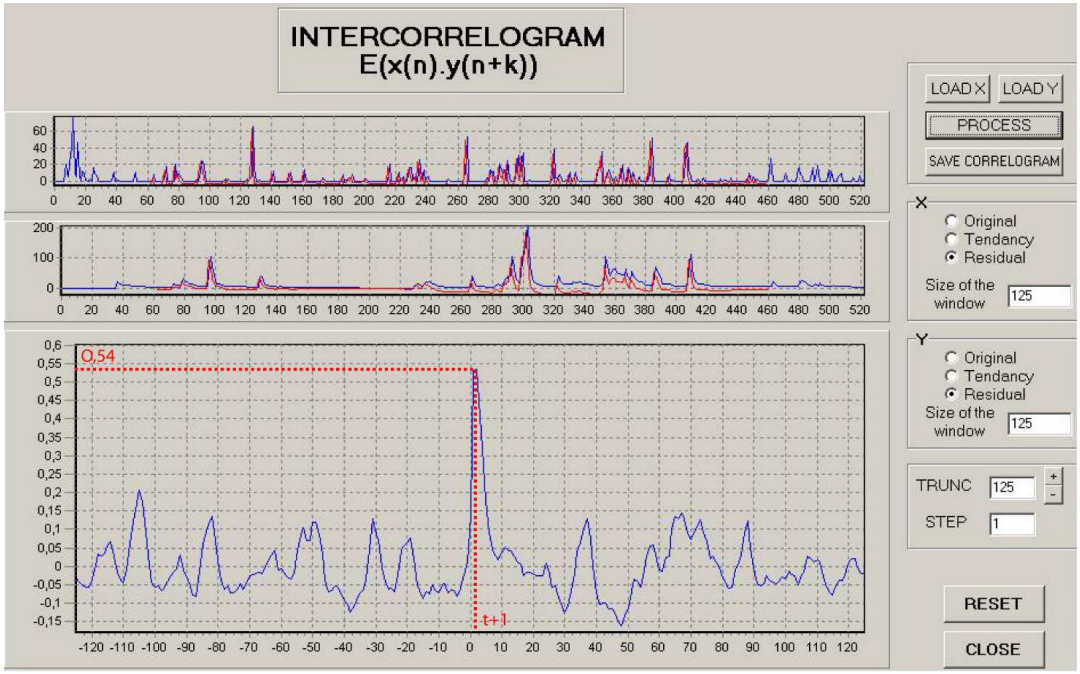


Figure 21 : Corrélation entre la pluie efficace et les débits de l'AD

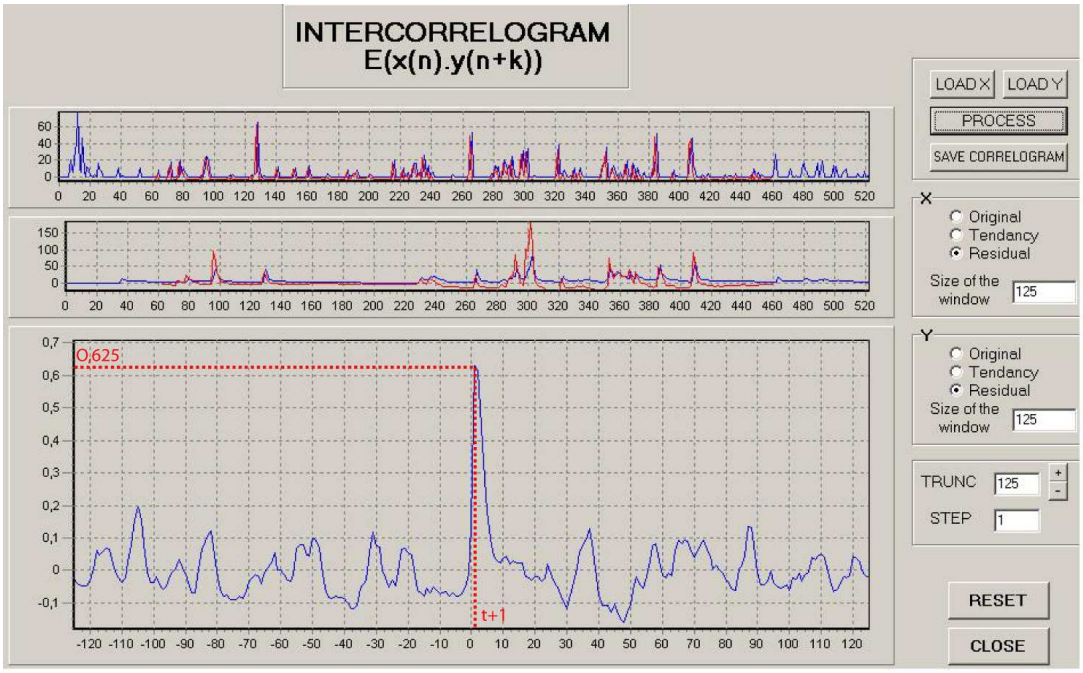


Figure 22 : Corrélation entre la pluie efficace et les débits du NC

3.3.2 Résultats des calculs du bilan hydrique sur l'Ancienne Décharge

Le **Tableau 11**et la **Figure 23**présentent les variations du taux d'infiltration en fonction des épaisseurs de la RFU et des teneurs en eau déterminées (*w* varie de 78 à 103 %). Dans les matériels et méthodes, les épaisseurs de RFU extrêmes ont été définies entre 0,5 et 5 m, et les valeurs probables entre 1 et 4 m. Cependant, le comportement du calcul a été observé pour des épaisseurs plus profondes, jusqu'à 6 m.

Pour une épaisseur de la RFU minimale de 0,5 m, le calcul donne une valeur minimum d'infiltration I d'environ 31 %. Ensuite, on atteint une valeur seuil maximale d'environ 54 % d'infiltration pour une RFU de 5 m (valeur maxi), que l'on retrouve pour les deux valeurs (min et max) pour 6 m d'épaisseur.

	AD : *w* 78 à 103 %													
ép RFU en m	0,5		1		2		3		4		5		6	
RFU en mm (min, max)	93,3	115,1	186,7	230,2	373,2	460,5	560	690,7	746,7	921	933,3	1151,2	1121	1381,4
I en %	31,0	31,6	33,1	33,8	36,2	37,9	39,9	43,0	44,5	49,8	50,3	53,9	53,9	53,9

Tableau 11 : Variation des estimations de l'infiltration des lixiviats de l'AD

Plus on augmente l'épaisseur de la RFU, plus il y a d'écart entre les minis et les maxis pour une même épaisseur, et ce jusqu'à 4 m d'épaisseur (**Figure 23**). On varie progressivement de 0,6 à 3,1 % d'écart pour les minima et les maxima entre 0,5 et 3 m d'épaisseur. A 4 m, l'écart atteint un écart maximum de 5,3 %, ensuite cet écart se réduit jusqu'au seuil maximum commun à 6 m, on perd donc légèrement en précision lorsqu'on augmente l'épaisseur de la RFU. Les données sont proches et très homogènes jusqu'à 3 m et l'on a une augmentation régulière et quasi linéaire du pourcentage de I par rapport à l'épaisseur de la RFU sur l'ensemble.

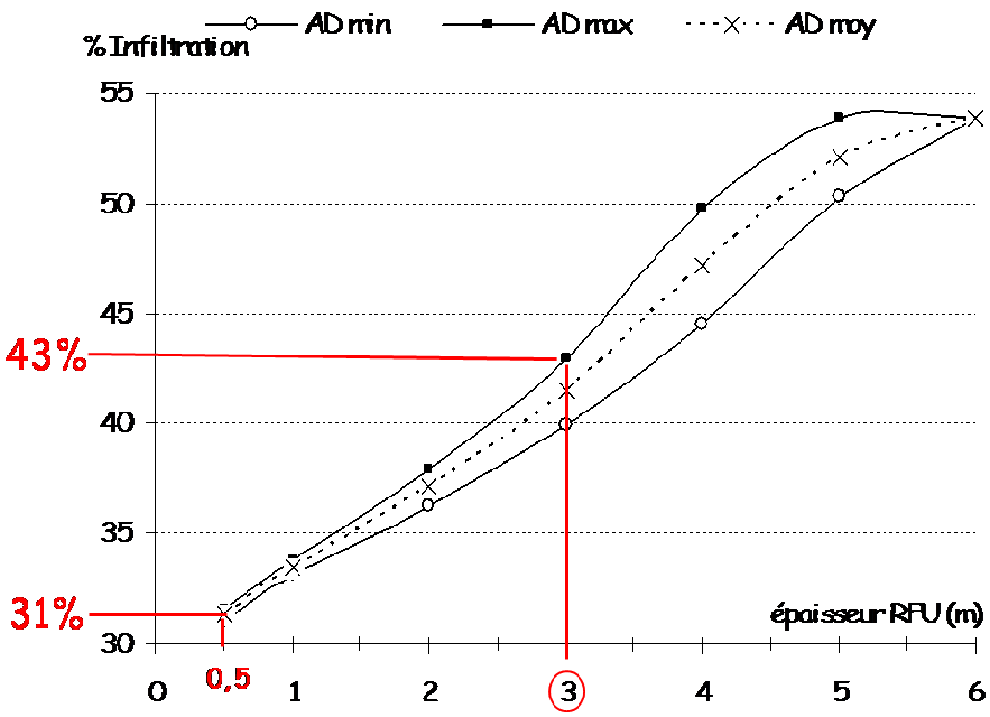


Figure 23 : Variation du pourcentage d'infiltration de l'AD en fonction de l'épaisseur de la RFU

Si l'on s'en réfère à nos estimations pour les épaisseurs probables de la RFU comprises entre 1 et 4 m, les résultats obtenus (valeurs moyennes) indiquent qu'entre 33,5 et 47,2 % de la pluie efficace n'est pas restituée au collecteur. En considérant que les conditions sèches sont rarement atteintes, du fait des conditions climatiques très humides, on peut estimer qu'une épaisseur de 3 m maximum est plus adéquate aux réalités du terrain, ce qui donne une fourchette de pourcentage d'infiltration plus restreinte comprise entre 33,5 et 41,5 %.

3.3.3 Résultats des calculs de bilan hydrique sur le Nouveau Casier

	NC : *w* 96 à 135 %							
ép RFU en m	0,5		1		2		3	
RFU en mm (min, max)	99,7	129,5	199,3	259	398,6	518	597,9	777
I en %	59,3	61,2	67,6	74,6	>100	>100	>100	>100

Tableau 12 : Variation des estimations de l'infiltration des lixiviats du NC

Le **Tableau 12** présente les variations du taux d'infiltration en fonction des épaisseurs de la RFU et des teneurs en eau déterminées (*w* varie de 96 à 135 %). Dans les matériels et méthodes, les épaisseurs de RFU extrêmes ont été définies entre 0,5 et 4 m, et les valeurs probables entre 1 et 3 m. Pour une épaisseur de la RFU minimale de 0,5 m, le calcul donne une valeur minimum d'infiltration I d'environ 60 %. Ensuite, on atteint et dépasse rapidement les 100 % d'infiltration pour une RFU de 2 m. Ceci nous indique que le bilan est excédentaire, en d'autres termes qu'il est restitué plus d'eau par le collecteur qu'il ne s'en est produit sous forme de pluie efficace.

D'après les traçages il y a des apports provenant de la PDQT, et plus particulièrement de la zone du quai de transfert. On a en effet retrouvé d'importantes concentrations de N et beaucoup moins d'E provenant de la déchetterie. De nouveaux calculs sont proposés en estimant les entrées provenant du quai de transfert. Le volume maximum de ces entrées a été estimé de la façon suivante :

- surface du quai de transfert : 4500 m² ;

- pluie cumulée sur la durée du suivi : 1,8864 m, dont on estime que la moitié retourne dans l'atmosphère, donc 0,9932 m de pluie efficace ;

- nombre de m^3 potentiel provenant du quai de transfert : 4469,4 (4500 * 0,9932), dont on estime qu'au moins la moitié est drainé par le collecteur de la PDQT, donc un apport maximum de 2234,7 m^3 provenant du quai de transfert est considéré.

	NC : *w* 96 à 135 %							
ép RFU en m	0,5		1		2		3	
RFU en mm (min, max)	99,7	129,5	199,3	259	398,6	518	597,9	777
I en %	59,3	61,2	67,6	74,6	>100	>100	>100	>100
I en % (avec les apports du quai de transfert)	**44,4**	**45,5**	**48,9**	**52,5**	**64,2**	**76,2**	**87**	**119**

Tableau 13 : Variation des estimations de l'infiltration des lixiviats du NC en considérant les apports extérieurs maximums provenant du quai de transfert

Le **Tableau 13** et la **Figure 24** présente les résultats de l'estimation des infiltrations dans le NC en considérant les apports extérieurs maximums provenant du quai de transfert. L'allure de la courbe varie de façon légèrement exponentielle, et on atteint les 100% d'infiltration pour

des épaisseurs de RFU de 3 m. Les valeurs varient donc de 45 à 70 % d'infiltration pour des épaisseurs probables de RFU comprises entre 0,5 et 2 m.

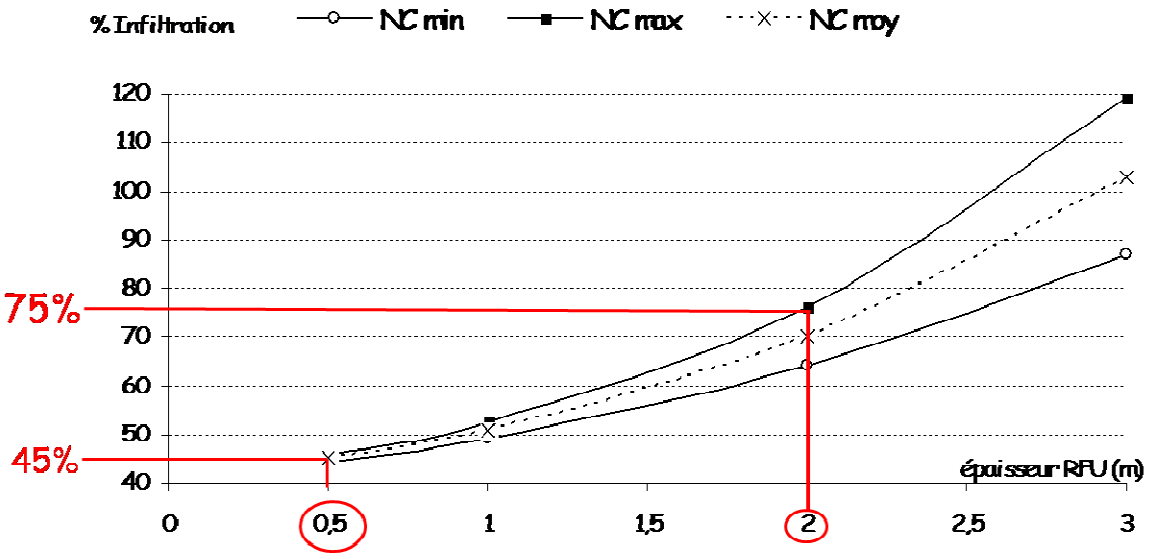


Figure 24 : Variation du pourcentage d'infiltration du NC en fonction de l'épaisseur de la RFU et des apports du quai de transfert

3.3.4 Comparaison de la production de lixiviats par rapport à la pluie

Les ordures ménagères ont plutôt tendance à absorber l'eau qui pénètre dans la décharge ; leur capacité de rétention, déterminée en laboratoire, se situerait entre 0,4 et 0,7 L/kg d'ordures ménagères brutes (ADEME, 2001). Le volume des précipitations météoriques peut être évalué à l'aide des relevés météorologiques. Une étude sur plusieurs décharge mixtes (ordures ménagères + déchets industriels a montré que l'évapotranspiration, représentait en moyenne 75 % de la pluviométrie réelle (Barres, 1990). Le volume des eaux de ruissellement dépend du bassin versant concerné, des précipitations, de l'existence et de l'efficacité des dispositifs de dérivation de ces eaux hors du site.

Une étude de l'ex-Anred réalisée de 1983 à 1985 a établi que la quantité moyenne de lixiviats récupérés dans les conditions techniques de l'époque était de 1 500 m^3/ha/an (Barres, 1990) ; cela correspondait à 25 % de la pluviométrie P, soit un rapport théorique de P/4.

Lors du remplissage d'une alvéole de décharge (pendant 1 à 2 ans), la production des lixiviats due aux infiltrations des eaux de pluie est la plus importante. Une étude menée par CGEA Onyx, France déchets, l'ADEME et l'EPA (**Tableau 14**) a permis d'établir cette production à

environ 20 % de la pluviométrie P (pouvant aller jusqu'à 30 %) pour cette première phase d'exploitation de l'alvéole, ce qui confirme le rapport de P/4 établi ci-dessus. Lors de la seconde phase, d'une durée moyenne d'environ dix ans, les alvéoles peuvent être non couvertes, intermédiaires ou imperméables et la production de lixiviats est de l'ordre de 6,6 % de la pluviométrie. Enfin, au-delà de dix ans, la couverture définitive réduit considérablement les infiltrations d'eau et la production de lixiviats n'est plus que de 0,2 % de la pluviométrie (AGHTM, 2000).

Âge de la décharge	1 an 1/2	10 ans	> 10 ans
Gestion de l'alvéole	En début d'exploitation (sans couverture)	En cours d'exploitation (avec, sans couverture et intermédiaire)	Fin d'exploitation (avec couverture)
Production de lixiviat (en % de la pluviométrie)	20 % (jusqu'à 30 %)	7 %	0,2 %

Tableau 14 : Production de lixiviats en pourcentage de la pluviométrie

L'étude réalisée par les Agences de l'Eau montre que sur 8 sites de classe II (a priori) étanchés artificiellement en fond de casier, la quantité mensuelle de lixiviats collectée est de 177 m^3/ha avec un écart type de 122 m^3/ha (Agences de l'eau, 1997). Cette valeur moyenne correspondrait à une infiltration efficace de 212 mm/an qui peut être reliée aux valeurs théoriques P/3 ou P/4 communément utilisées par les exploitants pour estimer les quantités de lixiviats à collecter.

3.3.4.1 Contexte du site d'Étueffont :

La mise en dépôt d'ordures ménagères broyées est connue pour produire une grande quantité de lixiviats. Les conditions climatiques locales très pluvieuses favorisent également une production importante et l'état de saturation des déchets est souvent atteint, limitant ainsi la rétention de la pluie efficace. De plus, l'évapotranspiration réelle ETR est limitée (47,2 %) alors que Barres (1990) rapporte sur la France des valeurs moyennes d'ETR de 75 %, ce qui est un facteur supplémentaire favorisant une plus grande production de lixiviat. Si l'on se limite à comparer la pluie aux seules valeurs physiques que l'on a, c'est-à-dire la restitution aux collecteurs, on obtient des productions de 16 % pour l'AD (contre 0,2 % pour les décharges supérieures à 10 ans, valeurs données toutefois pour des décharges couvertes) et 28

% pour le NC (entre 7 et 20 % pour les décharges ayant entre 1,5 et 10 ans). Ces valeurs sont déjà excédentaires par rapport à la bibliographie alors que les pertes par infiltrations n'ont pas été prises en compte, ce qui confirme la forte production de lixiviats pour ce type de mise en dépôt dans ces conditions locales particulières.

3.4 Conclusions sur les quantifications des infiltrations

Ancienne Décharge. Ces estimations montrent qu'un volume important de lixiviats s'infiltre dans les schistes (probablement entre 33,5 et 42,5 % de la pluie efficace), et confirme la potentialité de présence du panache provenant de l'ancienne décharge. Cependant, la totalité de ces pertes n'est pas forcément drainée par ce panache, d'autres écoulements souterrains sont possibles, suivant l'ensemble du réseau de fractures, nous pouvons considérer ces infiltrations comme mineures car elles n'ont pas été dévoilées lors de notre campagne géophysique.

Nouveau Casier. Dans le cas le plus favorable, avec des conditions de saturation (ép RFU = 0,5 m) et un apport extérieur du quai de transfert maximal, le calcul donne un minimum d'infiltration de 45 %. Notons que si des infiltrations sont possibles par le flanc du quai de transferts, d'autres provenant du flanc de l'ancienne décharge sont également envisageables. Néanmoins, la présence du drain collecteur des lixiviats de l'ancienne décharge situé entre les deux décharges doit limiter ces infiltrations potentielles.

Ces résultats confirment par ailleurs les résultats des campagnes de géophysique et de traçages.

4 CONNAISSANCE DU MILIEU SOUTERRAIN

4.1 Introduction

Une connaissance approfondie du milieu souterrain permet de comprendre et d'anticiper les directions potentielles des écoulements superficiels et souterrains. Pour cela, une *étude géologique* sur la structuration du sous-sol est nécessaire, elle passe par une étude cartographique des terrains en place accompagnée de mesures de schistosité. L'appui des photos aériennes permet de confirmer la présence des failles supposées dans ce type de géomorphologie où les affleurements sont rares. Ainsi, l'histoire géologique et une idée de la structuration des terrains en profondeur peuvent être interprétées. Une *étude hydrogéologique* permet de visualiser les circulations au sein de ce substratum. Elle peut être réalisée grâce à la présence du réseau piézométrique en place et aux relevés piézométriques correspondants. Un essai de pompage à court terme permet d'observer le comportement piézométrique à une échelle de temps réduite.

4.2 Contexte géologique

4.2.1 Description géologique et lithologique générale (d'après Ménillet et al., 1989)

La décharge d'Étueffont se situe sur la carte géologique de Thann au 1/50000 (**Figure 25**). Cette carte se trouve aux confins sud-orientaux du massif des Vosges. Cette partie du massif apparaît très disséquée par l'érosion (forte empreinte des glaciers quaternaires), et est représentée quasi-exclusivement par des formations paléozoïques (assises volcaniques et volcano-sédimentaires du Viséen). Cette partie montagneuse se relaie au sud par les collines du bassin permien de Giromagny.

Le site se trouve à l'extrémité sud-est du massif, et appartient au bassin de Giromagny datant de la fin de l'ère primaire. L'essentiel se situe sur un horst représenté par les schistes d'Étueffont du Dévono-dinantien (silts et grès à intercalations conglomératiques). Ils sont bordés au SE par une faille de direction NE-SO qui les met en contact avec une partie des formations permiennes du bassin (majoritairement du Saxonien, alternance de conglomérats, grès et silt ; et un peu d'Autunien, siltites argileuses rouge-brique à intercalations conglomératiques et gréseuses).

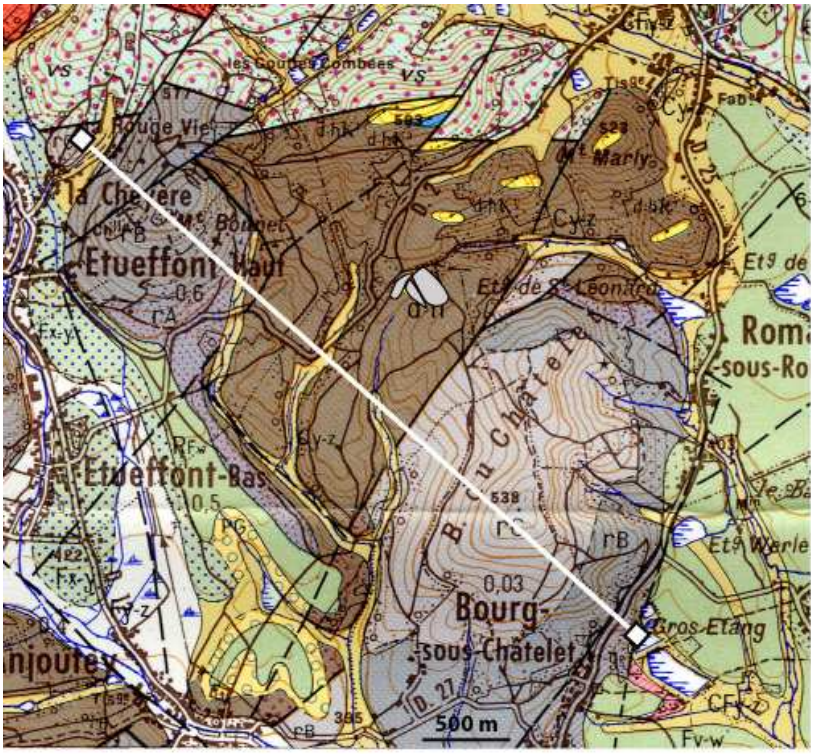


Figure 25 : Extrait de la carte géologique de Thann au 50000 ème et tracé du trait de coupe NO-SE (la légende des terrains est indiquée sur la coupe (Figure 27)

Les schistes sont assez hétérogènes avec notamment des filons de quartz. De même, les grès permiens conglomératiques présentent une forte hétérogénéité (argiles, quartzites, conglomérats de nature diverse, et intercalations de cinérites). La mise en place des piézomètres a permis d'extraire les matériaux géologiques les composant, et de relever le niveau de nappe rencontré. Ces déblais de forage dont la description lithologique figure dans l'**annexe 1** ainsi que les caractéristiques générales des piézomètres (profondeur, crépines), montrent la présence d'une zone de surface altérée avec une fraction argileuse importante, que ce soit dans les schistes ou dans les grès. L'épaisseur de cette zone est très variable et peut atteindre 5 à 6 m selon les piézomètres.

4.2.2 Etude structurale : failles, schistosité, et fracturation

L'étude des photos aériennes (IGN) a permis de mettre en évidence ou du moins de confirmer la présence des failles indiquées sur la carte géologique. Une étude cartographique de terrain a été réalisée autour de la décharge, essentiellement dans les schistes. Les directions et les plans de schistosité des différents affleurements ont été relevés. La géomorphologie de type vallon à

relief modéré, et l'épaisse couche d'humus liée à une zone boisée intense et très humide restreignent le nombre d'affleurements. Il est donc difficile de lever une carte locale précise. Apparaît sur la **Figure 26**, le report des différentes failles ainsi que les mesures effectuées sur le terrain avec les relevés des directions et des pendages des plans de schistosité.

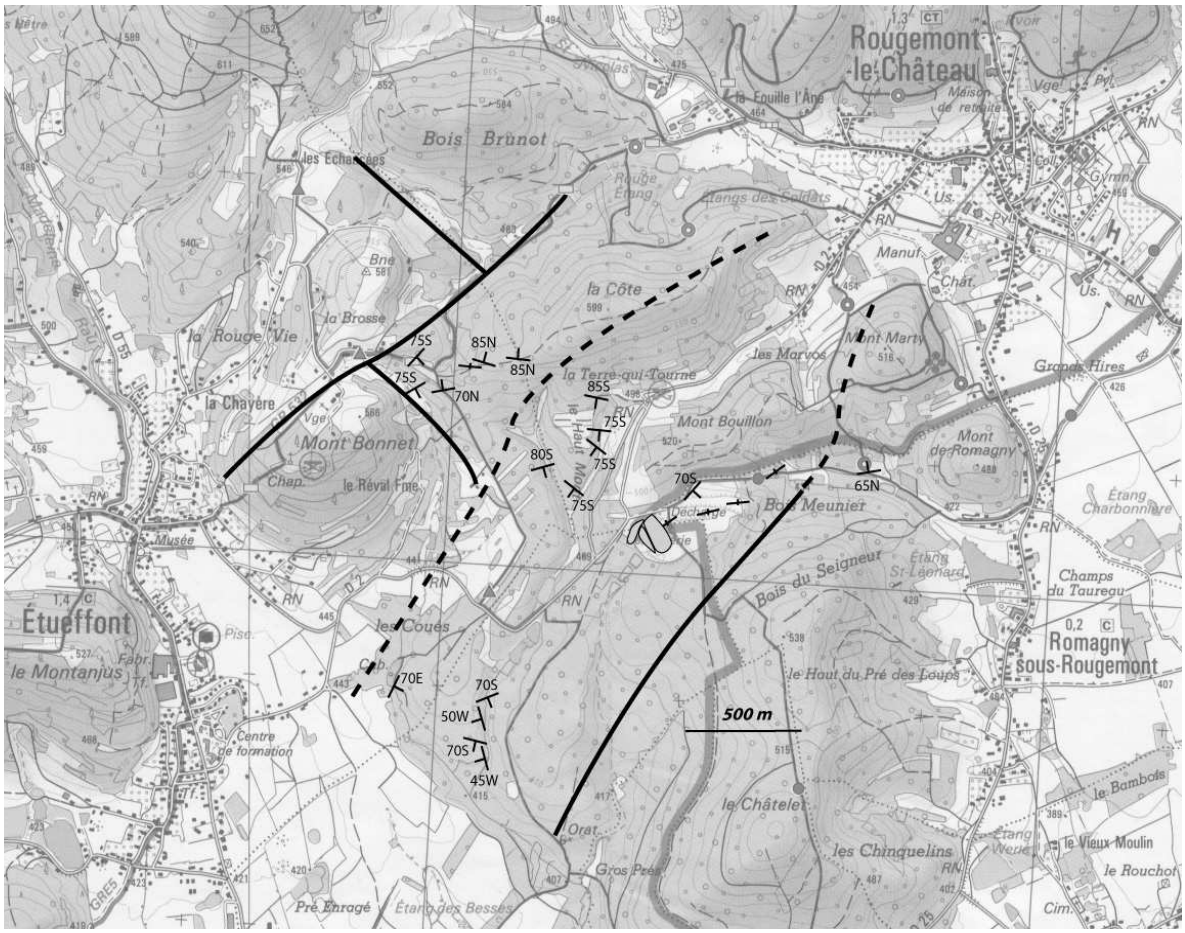


Figure 26 : 1. Schéma structural et relevés de schistosité sur fond de topographie locale

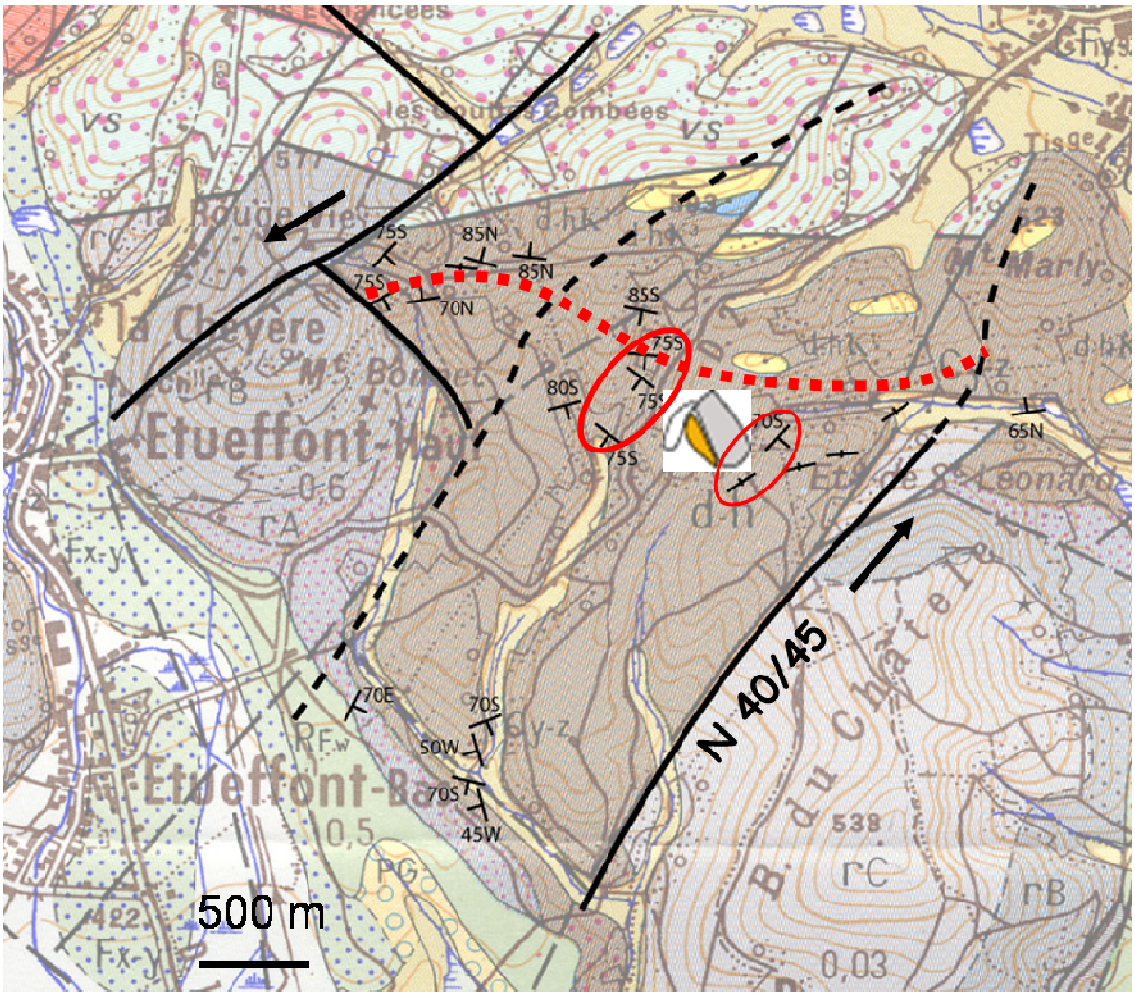


Figure 27 : 2. Interprétation de la déformation par décrochement sénestre

Commentaires :

Nous pouvons remarquer 4 zones d'affleurement distinctes :

- une première zone, située entre le « Mt Bonnet » et « la Côte » à l'Est du lieu-dit « La Brosse », qui présente une relative homogénéité des mesures, avec une direction moyenne de N265 et des pendages à double vergence mais proches de la verticale avec 70° comme pendage le plus faible ;

- une seconde zone, située autour du « Haut Mont » à l'ouest de la RN qui relie Étueffont à Rougemont-le-Château. Elle demeure grossièrement dans la continuité de la première zone. En effet, au niveau des pendages, on note la même sub-verticalité avec comme pendage le plus faible 75°. Notons que toutes les mesures présentent une vergence Sud. Pour les directions, on peut relever une légère inflexion puisque l'on est passé de N265 à des

valeurs variant de N280 à N320 ;

- la troisième zone se situe au NE de la décharge. On y trouve des pendages pour la plupart verticaux, et des directions qui ont changé d'orientation par rapport à la seconde zone, puisque l'on peut prendre une direction moyenne N255. En revanche, par rapport à la première zone, on retrouve les mêmes ordres de valeurs : environ N260 avec des pendages sub-verticaux. Tout à fait à l'Est de cette zone, au Sud du Mont Marthy, on trouve un affleurement un peu isolé qui présente un pendage plus doux (65°) et une vergence N, mais de même direction ;

- enfin, on peut identifier une dernière zone éloignée des trois premières, qui étaient plus ou moins proximales. Cette quatrième se situe donc à environ 1 km au SO de la décharge. Les pendages sont plus faibles et varient de 45 à 70°, la vergence est Ouest pour les plus faibles (45/50°) ; les directions quant à elles changent brutalement, on passe en quelques dizaines de mètres de N290 à N165.

En résumé, les 3 zones conjointes présentent toutes des pendages très raides voire verticaux, et une direction moyenne N265-N280.

D'après la notice de la carte géologique de Thann, les champs de fractures sous-vosgiens principaux ont un allongement grossièrement NE-SO. La structure la plus courante est un découpage en lanières par un réseau de failles subparallèles d'orientation N20 à N60. Ces lanières sont subdivisées en panneaux par des failles sub-orthogonales dont les orientations peuvent varier de N70 à N150. Au niveau du secteur de la décharge, les deux failles bordant le horst sont de direction N40-N45, et les failles complémentaires de direction N135-N145. Sur le terrain, les mesures de fracturation effectuées sont très peu nombreuses, mais coïncident cependant avec celles des accidents majeurs, à savoir des valeurs comprises entre N45-N70/subvertical (failles principales) et de N140-N155/75-80W (failles secondaires).

4.2.3 Interprétation géologique : schéma structural, coupe et histoire géologique

D'après les informations recueillies lors des différentes études de terrain ou sur cartes, nous pouvons proposer un schéma structural, des coupes géologiques, ainsi qu'une interprétation de l'histoire géologique.

La coupe géologique, dont le trait est reporté sur l'extrait de la carte géologique (**Figure 25**) et le schéma structural (**Figure 26**), nous montrent bien que le horst de schistes est un anticlinal pincé dû à des contraintes majoritaires de direction NO-SE. Les schistes du Dévono-dinantien étant les formations affleurantes les plus anciennes, nous ne savons pas quels types de terrain

se trouvent au cœur de cet anticlinal.

En ce qui concerne la géologie locale aux abords de la décharge, les affleurements sont restreints puisque le site se trouve au coeur d'une forêt dont les reliefs sont faibles. Seul un affleurement des schistes au N de la décharge a été mis en évidence à la suite du décapage des terrains pour réaliser la piste d'accès à la décharge. Entre autres, on note la présence d'une faille importante à l'E de la décharge, la géomorphologie confirme aisément sa présence. L'appui des photos aériennes a permis de confirmer la présence des failles majeures du secteur. En revanche, en ce qui concerne les failles moins importantes, plus locales, l'apport des photos semble limité. L'étude de la schistosité montre que les pendages sont très raides (>75°) voir verticaux et que la direction moyenne est de N265-N280. Nous savons que nous retrouvons ces schistes au SE de l'autre côté du bassin d'Étueffont, sur la carte de Belfort puis sur la carte de Lure, sous la forme d'un anticlinal bien marqué et moins compressé. La structure représente le prolongement de ce pli anticlinal après son ensellement sous le bassin d'Etueffont, ce pli aurait été serré jusqu'à devenir un pli isoclinal, dont la tête aurait été érodée. La coupe géologique ci-dessous (**Figure 28**) résume ces interprétations.

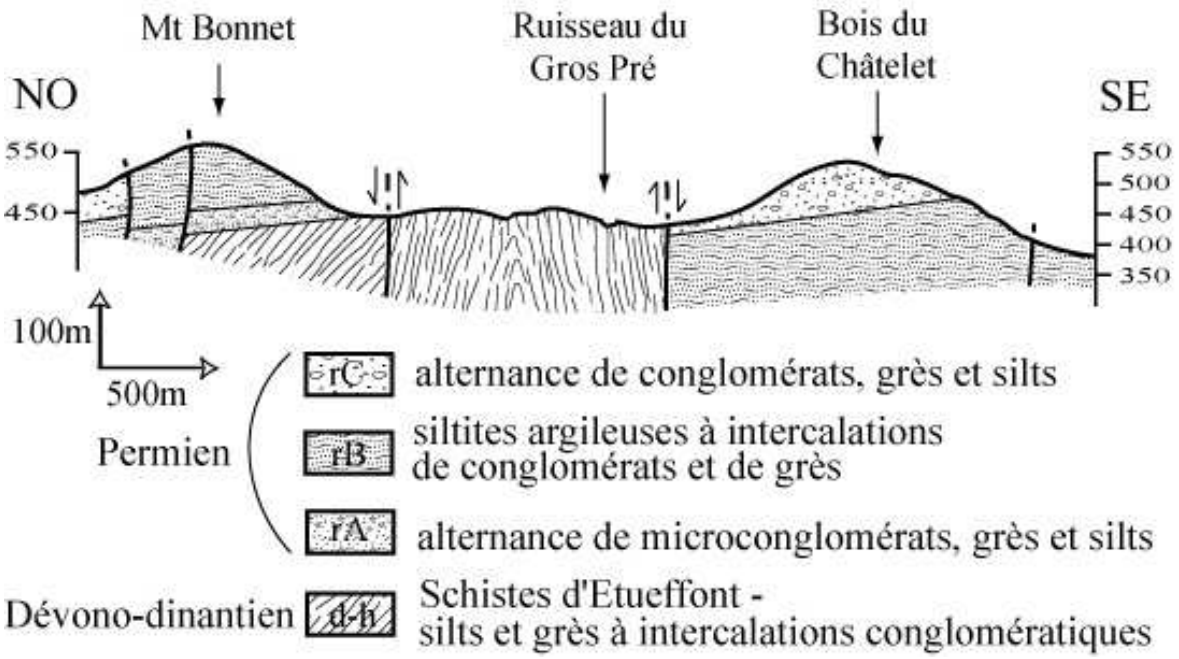


Figure 28 : Coupe géologique réalisée à partir de la carte géologique de Thann au 50000ème

4.3 Contexte hydrogéologique

4.3.1 Observation à long terme

4.3.1.1 Analyse des niveaux piézométriques et dynamique hydrologique

Afin de mettre en évidence une pollution des eaux souterraines par des lixiviats, il est impératif de connaître le sens d'écoulement de la ou des nappes en présence. Nous disposons pour cela d'un relevé du niveau piézométrique depuis plusieurs années, et des cotes précises (x,y,z) certifiés par l'IGN de l'ensemble des piézomètres. L'**annexe 2** présente l'historique des hauteurs piézométriques exprimées en altitude exacte de la nappe, il nous permet d'établir une moyenne relative de l'altitude de la nappe dans chaque piézomètre, on parle de moyenne relative car la fréquence des mesures est apériodique.

Ces altitudes nous permettent d'établir une carte piézométrique sur laquelle nous pouvons affirmer certains sens d'écoulement. Différentes cartes piézométriques ont été établies selon des régimes hydriques de hautes et basses eaux pour éventuellement déceler des inversions d'écoulement selon les conditions, mais il s'avère que rien ne change. Les écoulements sont identiques quelque soit le niveau des nappes. La **Figure 29** présente donc les altitudes moyennes des niveaux piézométriques et les sens d'écoulements de la nappe. Cependant des incertitudes perdurent, en particulier entre les couples de piézomètres 3/30 et 4/40, au niveau du talweg où se trouvent les lagunes.

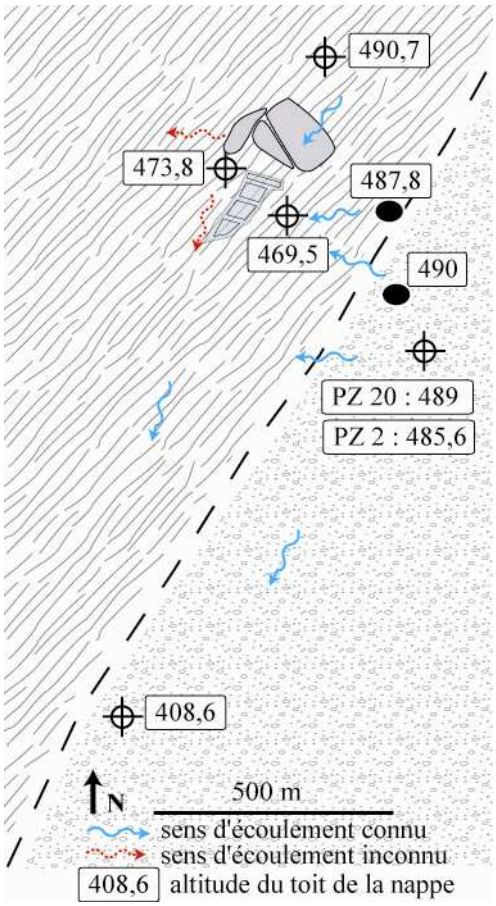


Figure 29 : Altitudes des niveaux piézométriques et sens d'écoulement des nappes

*4.3.1.1.1 Différence entre les couples piézométriques (**annexe 3**)*

Seul le couple PZ 2/20 présente une réelle différence de niveau entre les piézomètres de surface et de profondeur. L'écart entre les moyennes est de l'ordre de 3 m alors que pour les autres couples il oscille entre 0,15 m pour les PZ 3/30 et 0,42 m pour les PZ 4/40. Notons d'ailleurs que les piézomètres de profondeur n° 3 et 4 présentent des moyennes d'altitude supérieures à leurs homologues de surface. Le battement des différents piézomètres varie de 1,9 (PZ 30) à 3,4 m (PZ 5) excepté pour le PZ 2 où son amplitude atteint 8,1 m. Cela se traduit statistiquement par des écarts-types faibles variant de 0,4 (PZ 30) à 1,1 (PZ 21) pour tous les piézomètres sauf pour le PZ 2 où l'écart-type est de 2,5.

Le couple PZ 1/10, qui n'existe plus, à la suite des opérations de réhabilitation de la décharge, ne présente qu'une dizaine de relevés. Ces quelques données sont homogènes et montrent que l'écart de niveau entre les deux piézomètres est faible (0,19 m), et constituent les hauteurs de nappe les plus proches de la surface de tous les couples piézométriques. En effet, on retrouve par ordre croissant les couples 3/30 avec 0,21 m, 6/60 avec 0,42 m, 4/40 avec 0,55 m, et enfin

le 2/20 avec 2,82 m. Si l'on écarte le couple 2/20 qui fait l'objet d'une analyse particulière, on remarque que l'écart de niveau entre les couples piézométriques reste faible puisqu'en moyenne le maximum d'écart est de 55 cm entre les PZ 4 et 40.

4.3.1.1.2 Dynamique hydrologique et variations spécifiques

Afin de vérifier si les périodes d'étiage et de crues étaient synchrones pour tous les piézomètres, nous avons observé la répartition des hauteurs maximales et minimales. Les valeurs seuils déterminant ces extrêmes ont été obtenues en ajoutant pour les maximales et en retranchant pour les minimales l'écart-type à la moyenne. Nous obtenons l'**annexe 4** qui nous montre que les 3 derniers relevés des automnes 2004, 2005 et 2006 ont été réalisés en période « sèche », et ceci concernant la quasi-totalité des piézomètres. Un relevé complet en hautes eaux, c'est-à-dire ayant des valeurs maximales pour l'ensemble du réseau piézométrique a été fait en février 1997. Une seconde campagne en hautes eaux a eu lieu en novembre 1998, cependant le PZ 5 affiche des valeurs extrêmes de basses eaux alors que le reste est en hautes eaux.

4.3.1.1.2.1 Situation et dynamique du PZ 5

Le PZ 5 est situé en position sommitale, en crête de bassin versant, au dessus de la décharge, son bassin versant est restreint à la surface recevant les précipitations alentour, il est donc largement dépendant des intempéries. Cela se traduit par une forte amplitude de 3,4 m qui est la plus importante, exception faite de l'atypique PZ 2 (amplitude de 8,12 m), et par une réaction rapide du niveau du piézomètre aux précipitations. Cela peut donc expliquer qu'il soit en décalage « basses eaux » par rapport au reste du réseau piézométrique qui ne se trouve pas en partie sommitale et qui peut donc être alimenté dans le temps par la nappe amont en présence, et ainsi baisser de niveau moins rapidement.

Dans une moindre mesure, on retrouve ce phénomène à plusieurs reprises, avec des valeurs extrêmes opposées dans les différents piézomètres, sans qu'il y ait d'explication rationnelle acceptable.

4.3.1.1.2.2 Les piézomètres de surface des grès du Permien

Les 3 piézomètres de surface PZ 20, 21, 22 situés à l'Est de la décharge sont souvent « secs ». En période de hautes eaux, à partir de 5,8 m de profondeur pour le PZ 2, la différence de

niveau avec le PZ 20 est très faible, avec un maximum d'écart de 0,8 m en janvier 1999. Les deux autres piézomètres 21 et 22 présentent lors de ces hautes eaux des valeurs du même ordre de grandeur. Cependant, le PZ 21 est au-dessus des autres avec une moyenne de 489,9 m, équivalente à celle du PZ 5 (490,7 m), ces piézomètres constituent les deux points les plus hauts des nappes en présence. Par contre, lorsque le niveau baisse (PZ 2 inférieur à 8 m), les 3 piézomètres de surface dépassent rapidement les 5 m de profondeur. A partir de ces profondeurs, l'eau prélevée pour analyses était trouble voire souvent très chargée en matière en suspension (MES). Il fallait même parfois insister pour réussir à prélever un certain volume d'eau exploitable, les analyses résultant de ce type de prélèvements ne reflètent nullement la véritable qualité de la nappe. Cela nous laisse penser que l'eau stagne au fond du piézomètre un certain temps. Les particules argileuses accumulées et piégées réduisent considérablement la perméabilité en obstruant la crépine et le fond du piézomètre. Ainsi les valeurs extrêmes de basses eaux semblent non représentatives du réel niveau de la nappe dans la zone des PZ 20, 21 et 22. En revanche, le PZ 2 montre bien les fluctuations importantes de la nappe des grès, et nous servira de référence pour les différentes observations et interprétations.

Le niveau minimum de la nappe des grès est donc de 481,4 m et reste au-dessus des niveaux maximums des couples 3/30 et 4/40 situé à proximité dans le horst des schistes, avec respectivement 475 et 471 m. Ceci nous prouve que la nappe des grès alimente la nappe des schistes par des écoulements souterrains certainement favorisés par la présence de la faille qui met en contact grès et schistes.

Les différences de composition physico-chimique enregistrées lors des campagnes entre les piézomètres de même couple, alors que nous avons montré dans le contexte hydrogéologique qu'il s'agissait de la même nappe, peut venir du fait que l'alimentation en eau ne se fait pas de la même manière. En effet, on peut imaginer que les piézomètres de surface, crépinés de 3 à 6 m reçoivent l'eau gravitairement des infiltrations superficielles ou par faible pression différentielle. Les piézomètres profonds sont crépinés entre 12 et 15 m pour les PZ 3 et PZ 2, et entre 6 et 15 m pour le PZ 6, les crépines sont donc constamment sous le niveau de la nappe, et la recharge ne peut se faire que par pression souterraine, à l'image d'une nappe captive. Cela aurait pour conséquence un renouvellement de l'eau très limité, où l'on peut imaginer que seule une différence thermique de l'eau puisse permettre une circulation et donc un mélange, mais cela reste difficilement envisageable en fonction du faible diamètre des tubes et de la stabilité de la température dans les eaux souterraines. La relative constance des valeurs d'analyses dans les piézomètres profonds peut venir de ce manque de régénération.

4.3.2 Observation à court terme : suivi nycthéméral et pompage d'essai sur le PZ 30

Des mesures du niveau d'eau sur 24 heures ont été réalisées le 24 octobre 2005, avec un pas de temps de 6 heures.

Cela nous renseigne sur la variation du niveau d'eau sur une journée, et afin d'observer la dynamique hydrologique à très court terme, nous avons à chaque prélèvement réalisé un pompage d'essai manuel qui consiste à mesurer le niveau d'eau après 3 vidanges successives de 10 L.

Cette étude a été couplée avec des prélèvements bactériologiques dont les résultats sont développés dans la quatrième partie.

Détail de la manipulation

Le préleveur utilisé est un tube en plastique d'une contenance de 1 L. Chaque opération extrait 1 L d'eau du piézomètre et dure une trentaine de secondes.

Le premier prélèvement contient l'eau de surface (1 L), prélevée après avoir retiré 1 L d'eau ; le second a été réalisé après avoir retiré 10 L d'eau en plus des 2 L du premier prélèvement ; le dernier a été effectué après avoir retiré de nouveau 10 L d'eau en plus des 13 L du premier et du second prélèvement. A chaque prélèvement nous avons mesuré le niveau d'eau à l'aide d'une sonde piézométrique lumineuse et sonore, graduée au centimètre.

L'originalité de cette manipulation réside dans le fait qu'il s'agit d'une sorte de double pompage d'essais, ayant pour but de comprendre la dynamique de recharge instantanée et horaire (6 h).

*4.3.2.1.1 Résultats du pompage d'essai du 24 octobre, régénération du PZ30 (**Figure 30**)*

	0 h	6 h	12 h	18 h	24 h
0 L	-2,47	-2,53	-2,56	-2,58	-2,61
- 13 L	-2,51	-2,59	-2,63	-2,61	-2,67
- 24 L	-2,56	-2,60	-2,64	-2,65	-2,68
Δ entre 0 L et - 24 L	0,09	0,07	0,08	0,07	0,07

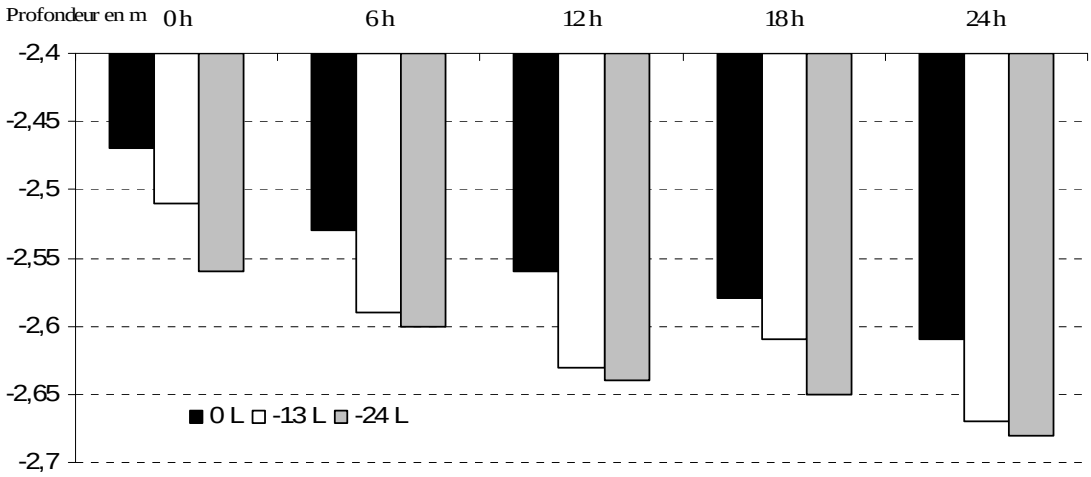


Figure 30 : Variation des niveaux d'eau lors du pompage dans le PZ 30 en m

On remarque une baisse du niveau piézométrique après chaque vidange. En comparant le volume d'eau retiré pendant les trois prélèvements successifs avec la circonférence du piézomètre et la baisse du niveau d'eau, nous pouvons évaluer la rapidité de recharge du PZ 30. La section du tube est de 5 cm de diamètre et le niveau d'eau a baissé d'en moyenne 8 cm, ce qui représente une perte de volume d'environ 0,142 L (π 2,5² * 8). Sachant que nous avons retiré 24 L d'eau, on en déduit bien qu'il existe une régénération continue de l'eau dans le PZ 30. Cette régénération ne se fait pas par l'infiltration de l'effluent de la PDQT (inexistant au cours des 16 jours précédents), il y a donc un apport par une circulation plus profonde. On peut estimer, en considérant que les pompages manuels ont duré une douzaine de minutes (24 L * 30 s), que cette circulation a un débit Q approximatif de 0,033 $L.s^{-1}$, soit environ 2 $L.min^{-1}$.

Ce calcul du débit n'est qu'une approximation à très court terme, et ne peut être extrapolé au comportement général de la nappe.

Entre chaque prélèvement (6 h), le niveau baisse, et la tendance sur 24 h est régulière. Au vue des calculs de débits ci-dessus et des volumes d'eau retirés, l'influence de notre pompage semble limité, et cette baisse correspond certainement au battement naturel de la nappe.

4.3.3 Conclusions hydrogéologiques (Figure 31)

Grâce aux différents suivis de mesure des niveaux piézométriques, la dynamique des nappes d'eau souterraine a pu être approchée à différentes échelles.

Le suivi pluri-annuel a permis de mettre en évidence le battement des nappes et les sens d'écoulement de celles-ci. Ainsi la nappe des grès située à l'Est/Sud-Est du site présente un battement important (de l'ordre de 8 m) et alimente la nappe des schistes par le biais de la faille qui sépare les deux formations. La nappe des schistes, elle, prend naissance dans la partie sommitale de la décharge (PZ 5) et se dirige grossièrement en direction du Sud-Ouest. La disposition des piézomètres de part et d'autre du talweg du système de lagunage ne nous permet pas d'établir de direction d'écoulement transversal à celui-ci. Le battement de cette nappe est relativement faible et oscille entre 1,20 et 3,40 m. L'alimentation du piézomètre 30 de surface se fait rapidement (Q = environ 2 $L.min^{-1}$) par des circulations facilitées par une perméabilité plus importante dans la zone altérée que dans les schistes sains, tandis que celle des piézomètres profonds se fait par rééquilibrage de la pression depuis les profondeurs.

Exemple : L'alimentation du PZ 30 se fait par les circulations superficielles dans la zone altérée. L'interface entre les schistes altérés et sains peut, en raison d'une forte différence de perméabilité, jouer le rôle d'un plan de ruissellement (circulations hypodermiques) qui guide les eaux selon la topographie de cette limite dont la profondeur est certainement très variable selon les endroits, en témoigne l'écart de 90 cm entre les PZ 3 et 30 pourtant situés à moins d'un mètre de distance.

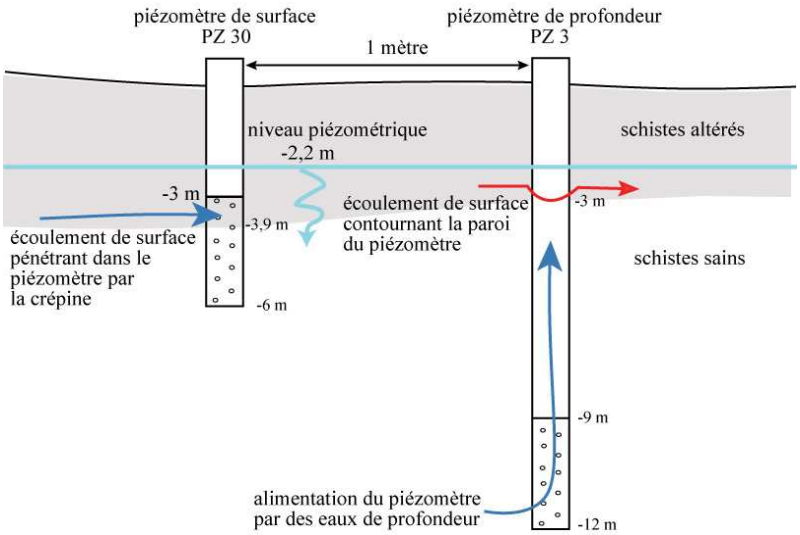


Figure 31 : Dynamique d'alimentation de l'eau des piézomètres de surface et de profondeur

4.4 Conclusions sur la connaissance du milieu souterrain

Les schistes d'Étueffont, sur lesquels repose le site de la décharge sont altérés en surface sur plusieurs mètres. Cette tranche à forte composante argileuse repose sur des schistes sains.

La structuration du massif se fait selon un réseau de failles conjuguées axé sur la géologie régionale, avec des failles principales N225/250, et des failles secondaires N320/335. Les schistes d'Étueffont sur lesquels reposent les décharges font partie d'un horst pincé dans ce réseau. La schistosité du massif est subverticale et de direction N255/260 aux abords du site, elle est donc quasi parallèle aux failles principales. Elle semble guider les écoulements souterrains de la nappe des schistes en direction du sud-ouest au niveau du secteur des décharges. Des incertitudes concernent certaines circulations, notamment entre les couples 3/30 et 4/40 de part et d'autre des lagunes. Le panache émanant de l'AD se dirige grossièrement vers le N325/335, parallèle au réseau de failles secondaires, ce qui nous permet d'imaginer la présence d'au moins deux circulations souterraines indépendantes en relation avec la fracturation du massif. Par ailleurs, c'est la nappe des grès, dont le battement est important et très réactif aux précipitations qui alimentent la nappe des schistes, qui, elle, présente un faible battement et une différence entre les niveaux des couples de piézomètres de surface et de profondeur faible. Ce qui tend à confirmer l'existence d'une seule nappe. Cependant, l'alimentation des différents piézomètres n'a pas la même origine. En surface, les écoulements sont hypodermiques et guidés dans la zone altérée par une différence de perméabilité entre les schistes altérés et les schistes sains. Tandis que l'alimentation des piézomètres profonds se fait par un rééquilibrage du niveau piézométrique depuis les profondeurs. Les pompages d'essais du PZ 30 montrent que la perméabilité et/ou la fracturation de la zone altérée de surface permet un rééquilibrage rapide du niveau piézométrique.

5 ÉTUDES STATISTIQUES DES DONNES PHYSICO-CHIMIQUES

5.1 Introduction

Les études statistiques, quelles qu'elles soient sont un moyen d'éclaircir et de synthétiser des relations non accessibles au seul examen de tableaux de données. Nous tenterons par une analyse en composantes principales (ACP) de mettre en évidence quelles sont les eaux souterraines influencées par les infiltrations des lixiviats et des eaux de la PDQT, et d'identifier les paramètres modifiés par ces arrivées. La puissance du signal chimique permet d'éclaircir des relations entre des sources émettrices caractéristiques d'une certaine composition chimique et des milieux récepteurs de composition différente.

5.1.1 Matériels et méthodes

Deux ACP sont effectuées à partir des données physico-chimiques acquises lors des 7 campagnes de prélèvements réalisées sur le site d'Étueffont entre juillet 2002 et novembre 2007.

Les données concernant les lixiviats du NC et de l'AD, et les eaux du SC (émetteurs) et les eaux des piézomètres (récepteurs) sont traitées. Ce type d'analyse nécessite une base de données complètes sans lacunes d'observation. Les campagnes de juillet 2002 et novembre 2006 présentent l'absence de certains paramètres ou de certains piézomètres qui étaient à sec, limitant ainsi le champ d'analyse. Ainsi, deux séries de traitements sont réalisées : une première comportant l'ensemble des 7 campagnes avec un nombre moindre de paramètres et de piézomètres, par rapport à une seconde ayant seulement 5 campagnes mais avec l'ensemble des piézomètres (de profondeur et de surface) et un nombre plus important de paramètres.

5.1.2 Résultats et discussions

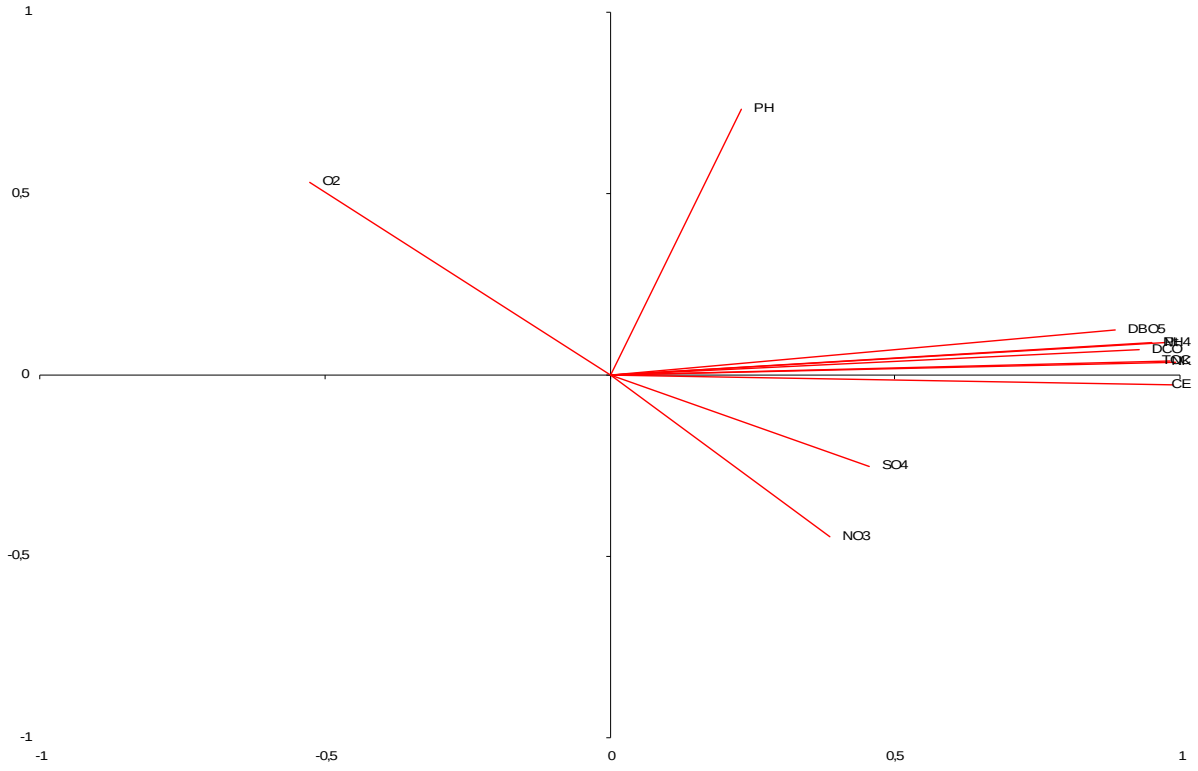
5.1.2.1 ACP sur les 7 campagnes physico-chimiques (**Figure 32**)

L'analyse a été effectuée sur 8 individus (représentés par les lixiviats du NC, de l'AD, des eaux du SC, et des eaux des piézomètres profonds 2, 3, 4, 5, 6), et les 11 variables physico-chimiques suivantes : O_2, pH, CE, DBO, DCO, TOC, NO_3, SO_4, NH_4, NK, PT.

Le plan factoriel F1 F2 explique environ 75 % de la variance (64,65 % pour F1 et 10,15 % pour F2). L'ACP réalisée sur les 7 campagnes montre une zonation par groupe d'individus correspondant aux différentes qualités de lixiviats et d'eaux. En effet, une évolution des individus selon leur potentiel chimique s'observe très clairement. On passe progressivement des lixiviats du NC, à ceux de l'AD, puis par les eaux du SC, pour enfin regrouper l'ensemble des eaux piézométriques.

L'axe F1 est considéré comme l'axe de pollution permanente, il est défini positivement par les 7 variables très regroupées que sont CE, DBO, DCO, TOC, NO_3, NK, PT. Les fortes teneurs de ces paramètres caractérisent des eaux fortement minéralisées riches en matière organique et en éléments nutritifs. L'oxygènation des eaux est anti-corrélée à ce pôle minéralisé et est le paramètre qui caractérise l'ensemble des eaux des piézomètres. Le pH n'influe pas sur ces deux pôles et guide en partie l'axe F2. Les paramètres NO_3 et SO_4 se détachent du pôle minéralisé, ils s'individualisent car ils sont présents dans toutes les eaux ainsi que dans les lixiviats de manière plus importante, et sont donc influencés par les deux axes.

Les lixiviats du NC sont à l'écart du reste des autres individus et sont influencés par les deux axes (majoritairement par F1), ce qui explique leur large répartition (zone grise). Une seconde zone correspondant aux lixiviats de l'AD, est plus groupée et principalement influencé par l'axe F1 (zone orangée). Ces deux zones des lixiviats sont à droite de l'axe F2. La troisième zone regroupant les eaux du collecteur sous-casier (zone jaunâtre) et la dernière regroupant les eaux des piézomètres (zone bleutée) sont situées à gauche de l'axe F2 et sont nettement influencées par celui-ci (distribution verticale). Ces quatres groupes sont juxtaposés, on observe une continuité de la qualité des lixiviats et des eaux. Plus on est à gauche du graphique, plus la qualité des eaux est bonne et plus l'influence est dictée par l'axe F2. A l'inverse, plus on est à droite du graphique et plus les lixiviats sont chargés et influencés par l'axe F1. L'ensemble des individus du NC contribue à 83 % de l'axe F1.



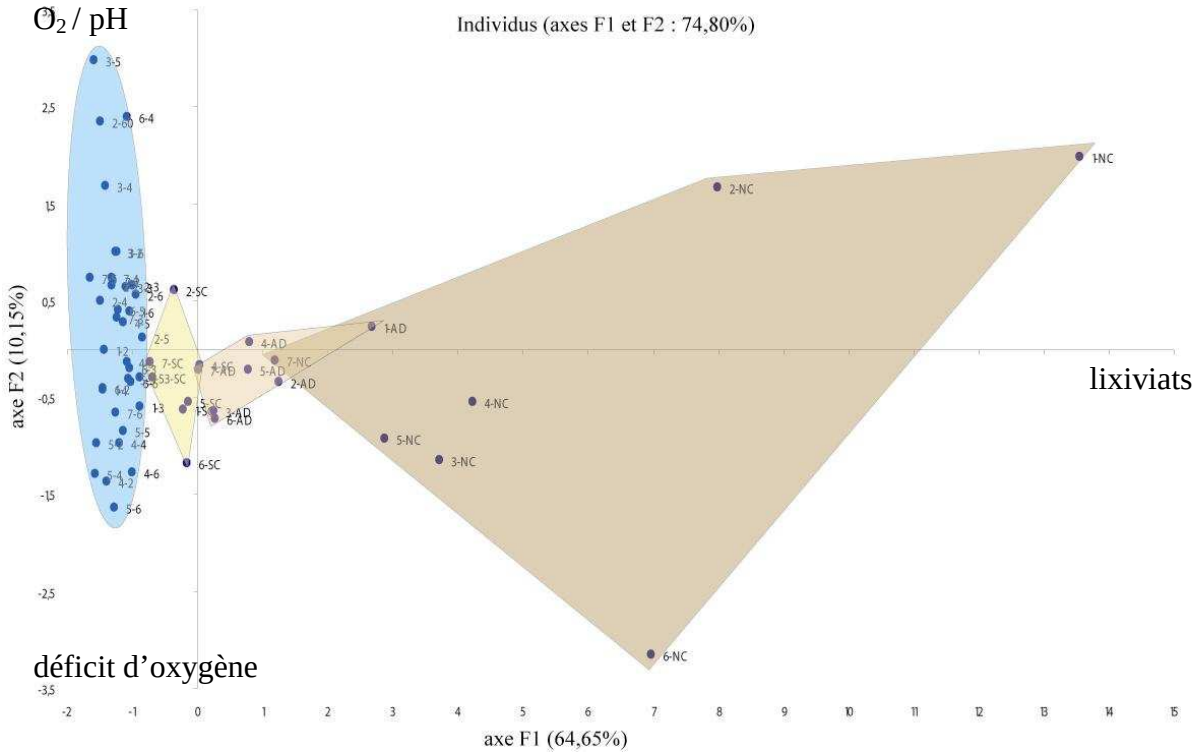


Figure 32 : ACP sur les lixiviats et les eaux souterraines (7 campagnes)

5.1.2.2 ACP sur les 5 campagnes physico-chimiques (**Figure 33**)

Si l'on retire les deux campagnes aux données manquantes, l'analyse porte désormais sur 11 individus (représentés par les lixiviats du NC, de l'AD, des eaux du SC, et des eaux des piézomètres profonds 2, 3, 4, 5, 6 et superficiels 30, 40 et 60), et sur les 19 variables physico-chimiques suivantes : O_2, T°, pH, CE, MES, DBO, DCO, TOC, NO_3, SO_4, Cl, HCO_3, K, Ca, Na, Mg, NH_4, NK, PT.

Le plan factoriel F1 F2 explique environ 76 % de la variance (68,28 % pour F1 et 7,7 % pour F2).

L'ACP réalisée sur les 5 campagnes montre la même zonation que pour l'ACP portant sur les 7 campagnes mais avec des groupes bien séparés. Seules les eaux des piézométres se retrouvent à gauche de l'axe F2 et l'influence de l'axe F1 sur les lixiviats est moins importante. Cependant, l'évolution de la qualité de l'eau par rapport aux groupes identifiés est toujours guidée par l'axe F1. Les groupes de l'AD et du SC le sont moins. L'ensemble des piézomètres peut être considéré comme bien regroupé si l'on excepte le point 4-2. On voit clairement que les eaux du SC constituent un intermédiaire entre les lixiviats de l'AD et les eaux naturelles, ce qui confirme le fait que ces eaux de source sont contaminées par les lixiviats.

On peut toujours considérer l'axe F1 comme l'axe de pollution permanente, il est défini positivement par les 11 variables très regroupées que sont CE, DBO, DCO, TOC, Cl, HCO_3, K, Na, NH_4, NK, PT. Les fortes teneurs de ces paramètres caractérisent des eaux fortement minéralisées (notamment avec de fortes valeurs des majeurs Cl, HCO_3, K, Na), et toujours riches en matière organique et en éléments nutritifs. L'oxygénation des eaux est toujours à l'opposé de ce pôle minéralisé. Le pH ainsi que les MES sont indépendants de ces deux pôles, anti-corrélés et guident en partie l'axe F2. On retrouve les ions majeurs NH_3 et SO_4 ainsi que Ca et Mg qui se détachent légèrement du pôle minéralisé avec la T°, la présence importante de ces ions dans les eaux naturelles est à l'origine de ces écarts.

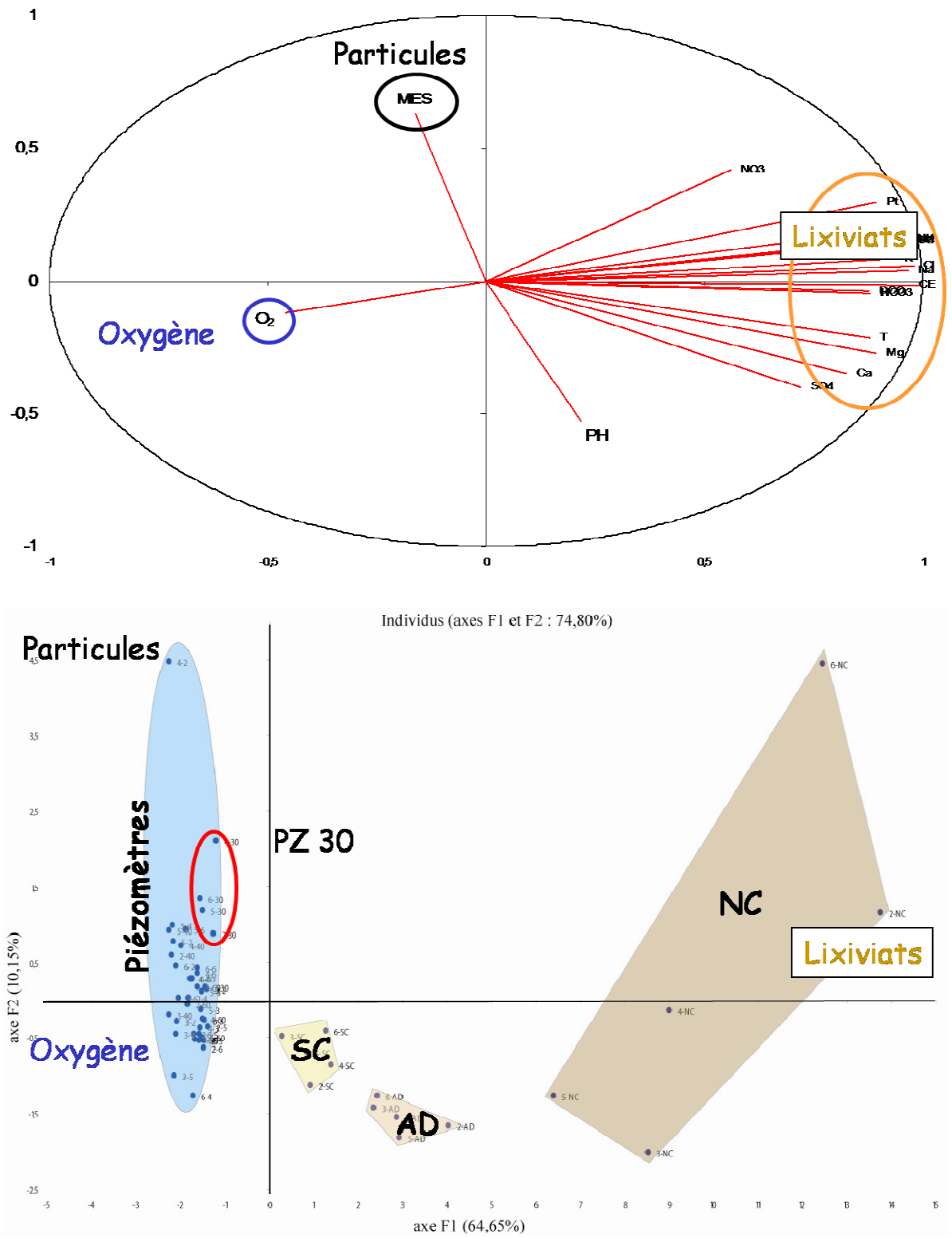


Figure 33 : ACP sur les lixiviats et les eaux souterraines (5 campagnes)

Si l'identification des groupes des lixiviats et de eaux du SC sont nettes, l'ensemble des piézomètres mérite une analyse plus fine afin de voir si certains d'entre eux sont influencés par l'infiltration des émetteurs. C'est pourquoi un zoom sur le groupe des piézomètres a été réalisé.

*5.1.2.2.1 Zoom sur le détail des eaux profondes (ACP 7 campagnes, **Figure 34**)*

Les eaux du SC (pastille jaune) sont bien celles qui se rapprochent le plus des eaux naturelles. Le PZ 5 qui représente les eaux saines (pastille bleue), a des individus trop dispersés au sein du groupe pour que l'on puisse l'identifier comme un pôle référence des eaux saines. Ces deux groupes d'individus du SC et du PZ 5 ne représentent pas des groupes compacts dus aux 2 campagnes 7 et 3 qui perturbent l'homogénéité de l'ensemble. Le PZ 3 (pastille orange) est le groupe le plus compact, et se mélange au groupe du PZ 6 (pastille verte) qui est un peu plus dispersé selon l'axe F2. Ces trois groupes des PZ 5, 3 et 6 sont les eaux qui se rapprochent le plus de celles du SC. Cependant, il semble difficile d'identifier des faciès chimiques selon que l'on se trouve dans les schistes, les grès ou à proximité d'une contamination par les lixiviats. Aucun piézomètre profond ne semble être influencé par les écoulements en provenance de AD ou de SC.

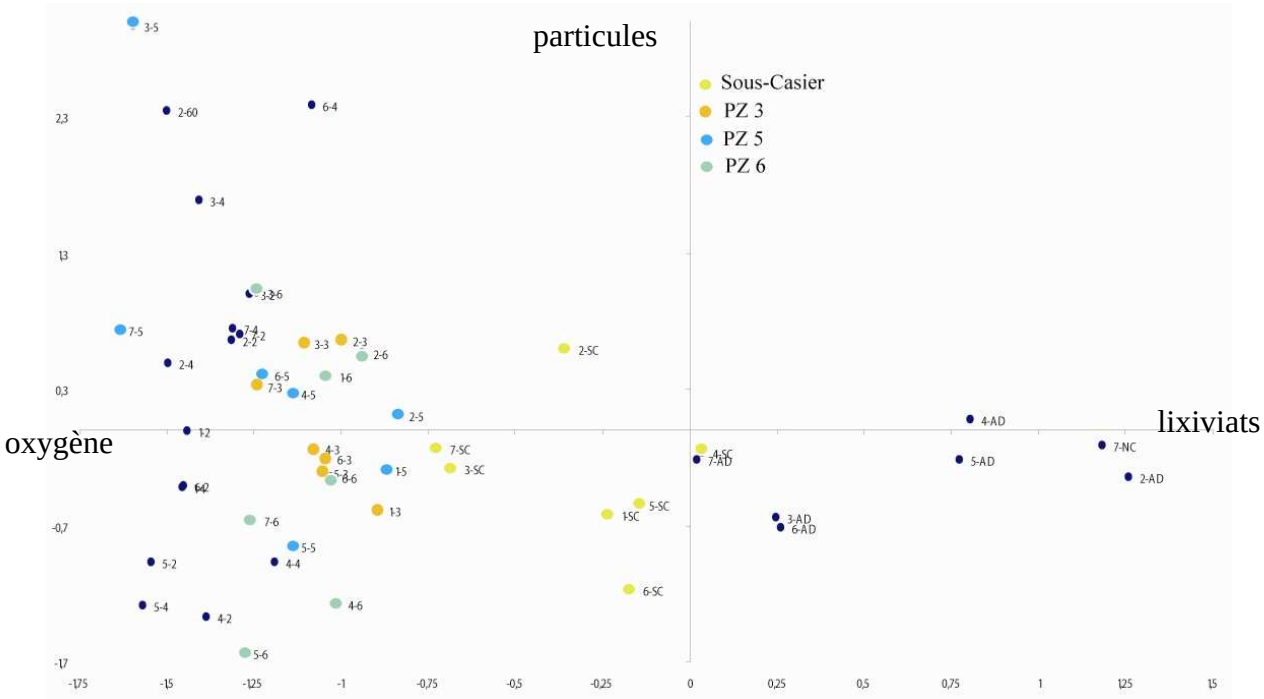


Figure 34 : ACP zoomée sur les eaux souterraines (7 campagnes)

*5.1.2.2.2 Zoom sur le détail des eaux piézométriques (ACP 5 campagnes, **Figure 35**)*

Notons d'abord que la campagne 3 est à part puisque tous les individus la composant sont décalés en bas à gauche par rapport à leur groupe d'appartenance respectif (zone grisée). Si l'on fait abstraction de cette campagne, certains groupes s'homogénéisent. On distingue ainsi un groupe à part représenté par les individus du PZ 30 (pastille rouge). Deux autres groupes se confondent, le groupe du PZ 5 (pastille bleue) incluant celui du PZ 3 (pastille orange). Les individus PZ 6 et 60 (pastilles vertes) complètent les individus de la zone se rapprochant le plus des eaux contaminés du SC, mais ne constituent pas des groupes compacts. Il ressort de ce zoom sur les eaux souterraines, qu'un groupe d'individus composé par les eaux du PZ 30 s'extirpe de l'ensemble des eaux de tous les autres piézomètres. Le groupe est décalé vers le haut et par la droite. La tendance vers le haut est attribué aux MES (**Figure 33**), en effet lors de tous les prélèvements les eaux étaient très troubles et les valeurs de MES bien plus importantes que dans les autres piézomètres. Concernant le décalage vers la droite, ceci s'explique par une charge organique et inorganique plus importante que pour le reste des piézomètres et témoigne d'une influence par des eaux plus chargées attribuée à l'infiltration des lixiviats dans la partie superficielle de cette zone située à proximité de la décharge.

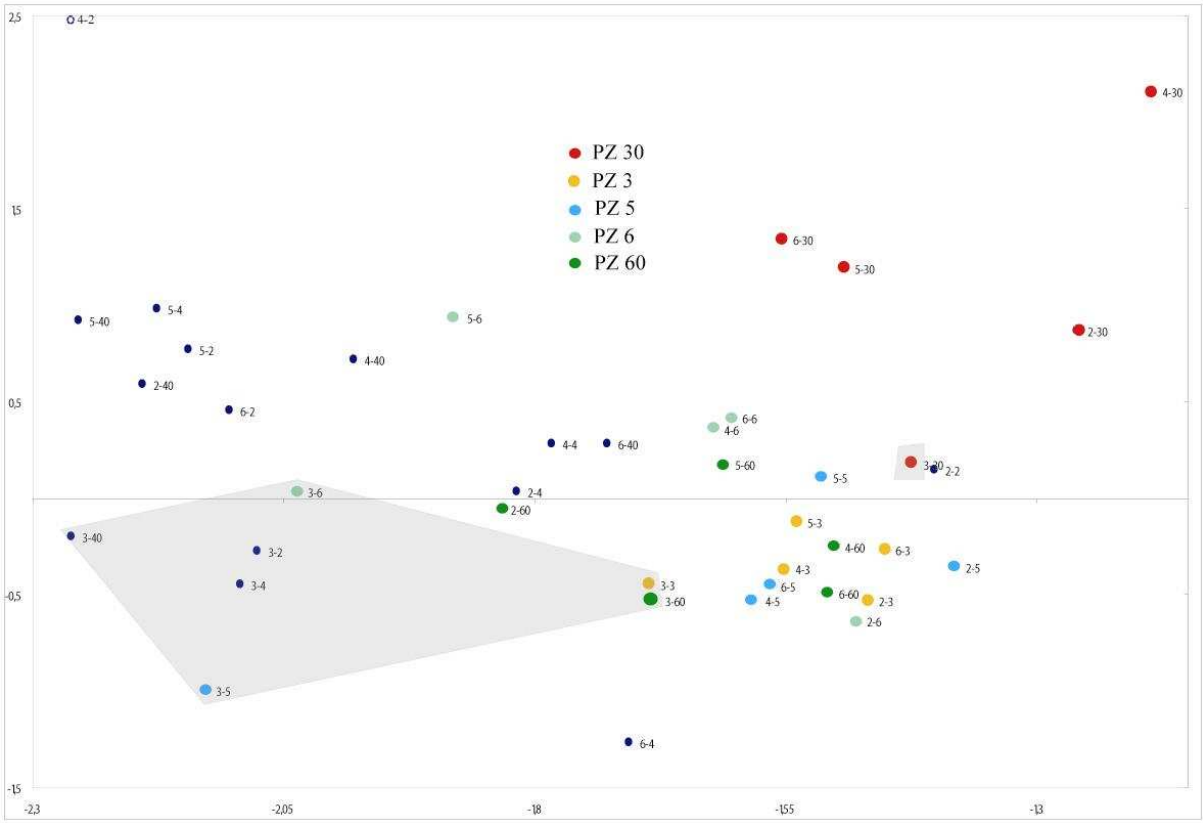
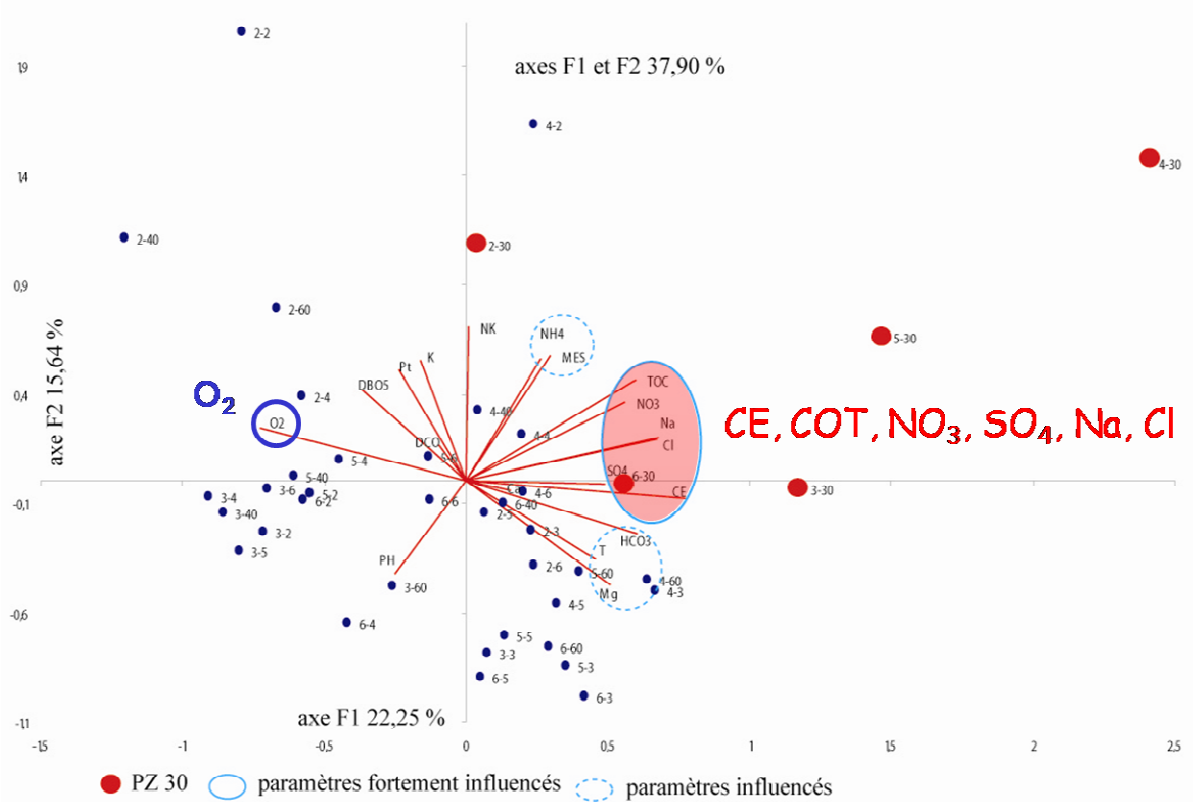


Figure 35 : ACP zoomée sur les eaux souterraines (5 campagnes)

*5.1.2.2.3 ACP sur les eaux souterraines réceptrices (eaux des piézométres sans NC, AD et SC, **Figure 36**)*

Maintenant que nous avons identifié le piézomètre 30 comme ayant subi des modifications du à une contamination par les lixiviats infiltrés, une comparaison avec les autres piézomètres permet de mettre en évidence les paramètres influencés.

Les deux ACP réalisées selon les plans factoriels F1/F2 et F1/F3 qui expliquent respectivement 37,9 et 36,8 % de la variance, montrent qu'il y a une opposition entre un pôle qui tend à se rapprocher des valeurs du PZ 30 caractérisé par les paramètres CE, TOC, NO_3, SO_4, HCO_3, Na, Cl ; et un autre représenté par O_2, DBO, DCO, pH, PT, K. Deux autres groupes représentant les paramètres NH_4, MES pour le premier et T°, Mg pour le second, semblent influencés de façon moins marquée par le pôle PZ 30, et tendent à caractériser un mélange des piézomètres 3 et 5 avec les eaux du PZ 30.



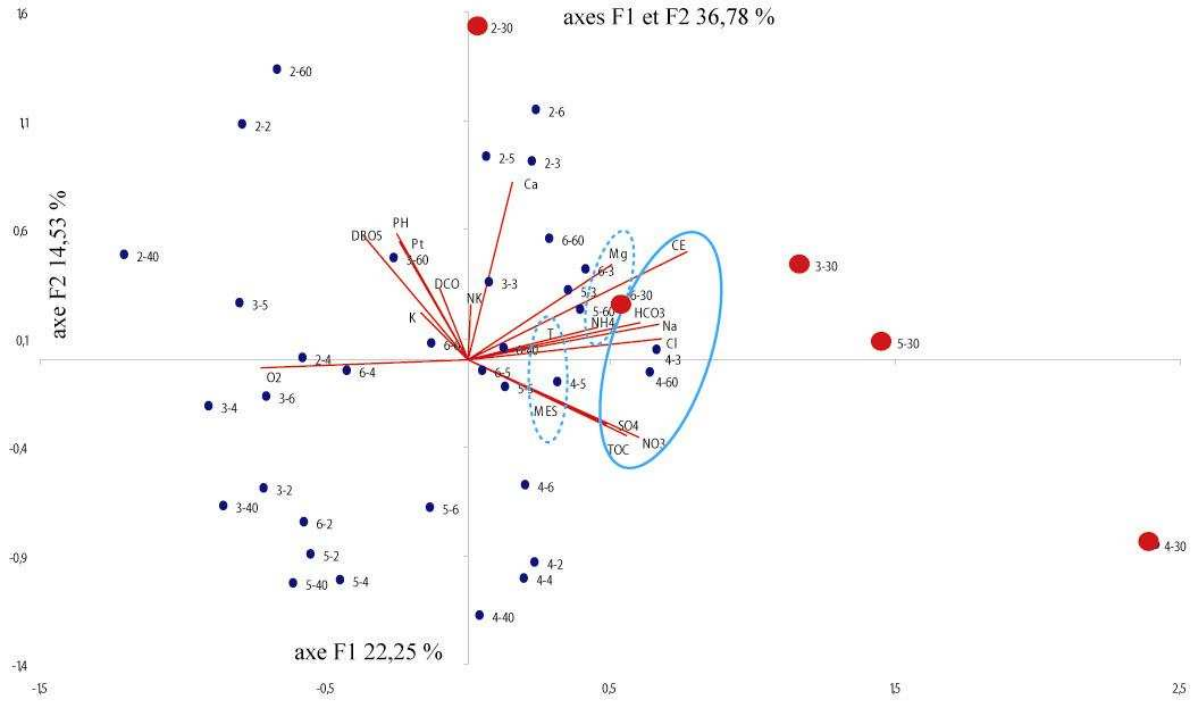


Figure 36 : ACP sur les eaux souterraines récepteurs (piézomètres uniquement, sans NC, AD et SC)

5.2 Conclusions sur les analyses en composantes principales

Ces analyses en composantes principales permettent de distinguer nettement les différences de qualité physico-chimique des deux lixiviats, avec la présence d'un pôle fortement minéralisé caractérisé par les lixiviats du nouveau casier. Les lixiviats de l'ancienne décharge moins minéralisés s'écartent de ce pôle pour se recentrer, et se rapproche de la qualité des eaux du sous-casier, avec une minéralisation et une charge organique moins importante que les lixiviats du nouveau caiser. Ce recentrage se poursuit avec l'identification d'un troisième groupe représenté par les eaux de source du sous-casier contaminées par les lixiviats, ces eaux sont un intermédiaire entre les lixiviats de l'ancienne décharge et les eaux naturelles, qui représentent elles, le quatrième et dernier groupe indépendant, situé à l'opposé du pôle minéralisé et est caractérisé par une charge organique et inorganique faible, et une oxygénation plus importante. On identifie ainsi 2 pôles opposés, l'un attribué à une forte charge polluante représenté par les lixiviats du nouveau casier, et l'autre lié à une forte oxygénation et regroupant l'ensemble des piézomètres. Parmi ces eaux de piézomètres, celles du PZ 30 s'individualisent et sont influencées par des eaux d'infiltration (lixiviats et/ou eaux de la plateforme). Ces infiltrations modifient principalement les eaux naturelles selon les paramètres suivants : CE, TOC, NO_3, SO_4, HCO_3, Na, Cl, et dans une moindre mesure par NH_4, Mg, MES, T°. Les paramètres, pourtant témoins de pollution organique par les lixiviats comme la DBO et la DCO (Lisk, 1991 ; Christensen *et al.*, 2001), ne sont pas affectés. Seul le TOC, représentant lui aussi la matière organique, fait partie de ces paramètres caractéristiques d'une contamination. Le reste des éléments influencés sont des ions majeurs et augmentent naturellement la charge minérale et donc la conductivité électrique. Les sulfates et les nitrates qui se dégageaient pourtant du pôle minéralisé des lixiviats font finalement partie de ces paramètres impactés.

6 CONCLUSIONS SUR LA MISE EN ÉVIDENCE DES INFILTRATIONS DES LIXIVIATS

Ancienne Décharge (Figure 37) :

L'étude géophysique nous montre qu'il y a un panache issu de la décharge s'étendant vers le Nord-Ouest (N325/335). L'identification de ces fluides comme étant des lixiviats dilués a été démontré par l'estimation des conductivités électriques. Le calcul du bilan hydrique nous renseigne sur le pourcentage de la pluie efficace non-restitué au collecteur, il atteint probablement entre 31 à 43 % et confirme la potentialité d'infiltration. La disposition du réseau de surveillance piézométrique aux abords des sites de stockage est capitale puisqu'elle permet de suivre la pollution issue de la décharge. Dans notre cas, l'absence de piézomètre à l'ouest du site ne nous a pas permis de réaliser les suivis qualitatif de ce panache, et piézométrique de la nappe, et de ce fait aucune analyse statistique n'a pu être réalisée. L'implantation prochaine de nouveaux piézomètres dans cette zone permettra ce suivi. La structuration du sous-sol révèle une seconde shistosité orientée Nord-Ouest (N315/325), réorientation due au jeu sénestre, et correspond à la même direction que celle du panache. On peut avancer le fait que les infiltrations sous l'ancienne décharge doivent suivre ce second réseau de schistosité et leurs fracturations associées, pour se disperser dans le sous-sol. La schistosité sub-verticale orientée N255/260 (parallèle aux failles principales du décrochement régional), semble guider quand à elle le sens générale d'écoulement de la nappe.

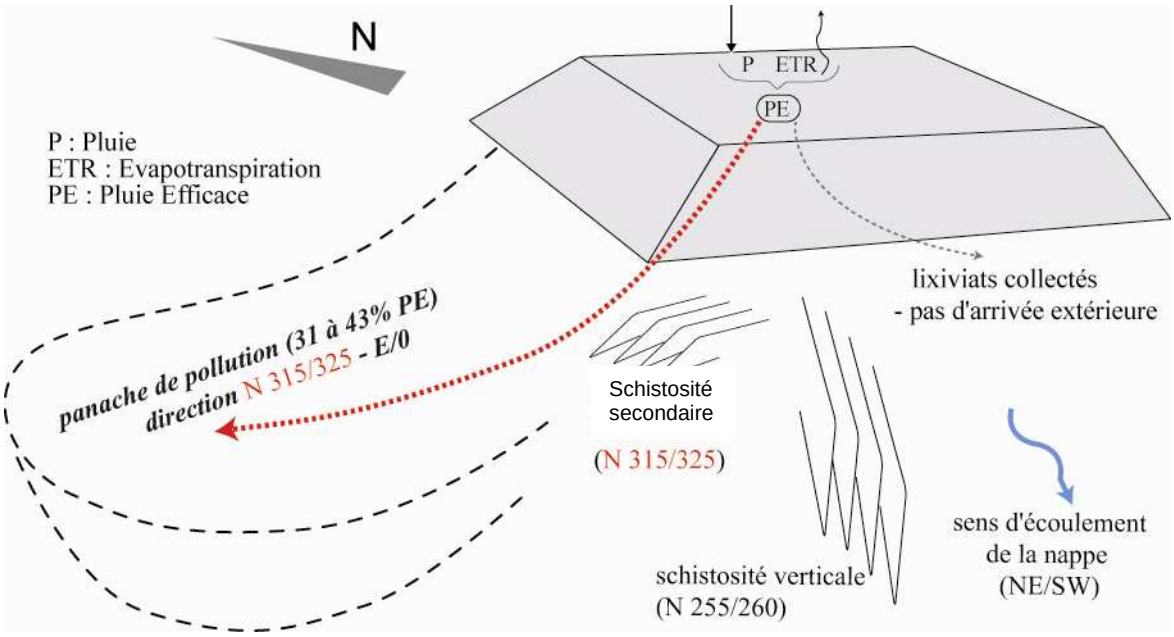


Figure 37 : Figure de synthèse sur les infiltrations de lixiviats issues de l'Ancienne Décharge

Nouveau Casier (Figure 38) :

Les deux panneaux électriques nous ont permis de soupçonner des circulations par le biais de « puits » verticaux fortement conducteurs (minimum de 750 à 850 µS.cm^{-1}). Le calcul du bilan hydrique réalisé en estimant les arrivées provenant de la PDQT indique qu'entre 45 et 75 % d'infiltration de la pluie efficace est observé pour des conditions hydriques de saturation des déchets. Les traçages semblent indiquer qu'il y a bien des circulations à travers la géomembrane du nouveau casier mais pas seulement, puisqu'on a également décelé le passage de colorants entre la plateforme du quai de transfert/décheterie et le nouveau casier. Les résultats des traçages et les analyses en composantes principales montrent que ces circulations se retrouvent ensuite dans le piézomètre 30, qui est le seul piézomètre à être influencé par ces circulations superficielles qui proviennent majoritairement du collecteur de la PDQT. Sa position proche des zones d'infiltration minimise les phénomènes de dilution et ce piézomètre capte donc les eaux de surface qui circulent à travers la zone altérée, dont la perméabilité est supérieure aux zones de roche mère. Cependant la circulation rapide entre le nouveau casier et le PZ 30 ne peut être expliquée par le seul fait de cette différence de perméabilité, et est certainement favorisée par la fracturation du massif selon la direction de schistosité et par de possibles circulations le long des réseaux de drainage. En effet l'axe (centre du NC/PZ 30) est parallèle à cette direction. Les ACP révèlent des modifications physico-chimiques concernant essentiellement les majeurs (NO_3, SO_4, HCO_3, Na, Cl,), et donc la CE, ainsi que le TOC, et dans une moindre mesure les paramètres suivants : NH_4, Mg, MES, T°.

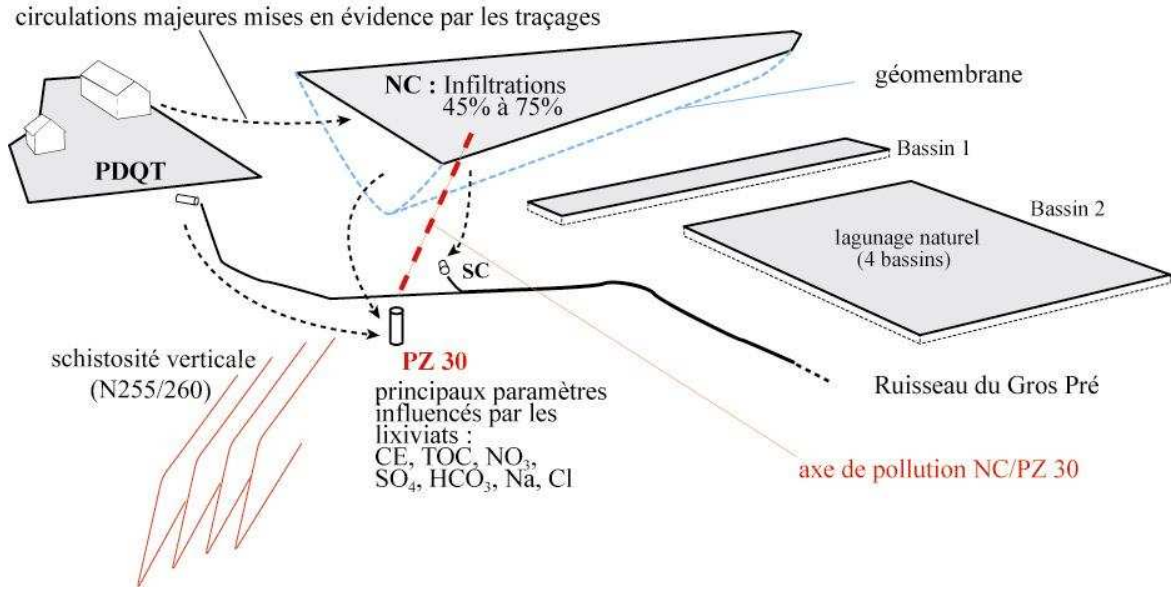


Figure 38 : Figure de synthèse sur les infiltrations de lixiviats issues du Nouveau Casier

La **Figure 38** schématise les écoulements souterrains et les infiltrations sur le site d'Étueffont. La nappe des schistes est alimentée par la nappe des grès depuis le SE par l'intermédiaire d'une faille et de la différence de porosité et de perméabilité. Cette nappe des schistes a un écoulement général vers l'Ouest guidé par la schistosité principale du massif sous le NC, expliquant pour partie la contamination du PZ30 (une partie provenant des écoulements de surface amené par la plateforme-décheterie. Au NO de la décharge, il semble que suite à la déformation sénestre, l'orientation de la shistosité change, et permet aux infiltrations issues de l'AD de suivre cette autre direction, expliquant ainsi les observations des panneaux électriques (panache issu de l'AD se dirigeant vers l'Ouest).

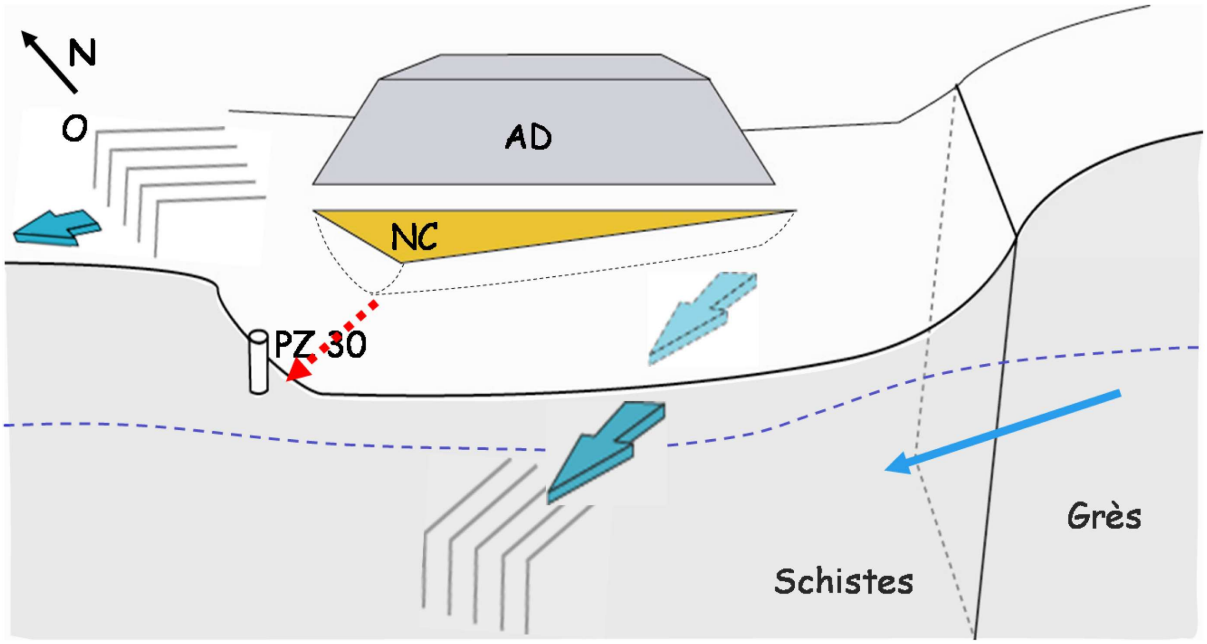


Figure 39 : Figure de synthèse sur les infiltrations de lixiviats issues de l'Ancienne Décharge et du Nouveau Casier, guidées par la fracturation du substratum

Conclusion générale sur la méthode globale utilisée :

L'utilisation complémentaire de la géophysique, des traçages d'essais, du calcul de bilan hydrique, d'une connaissance approfondie de la structure géologique et de la dynamique des eaux souterraines permet une meilleure compréhension des circulations au sein des déchets, à travers les interfaces déchets/substratum et dans le milieu souterrain environnant, et enfin, une analyse statistique des données physico-chimiques permet d'identifier les eaux

contaminées et de caractériser les conséquences des infiltrations sur la qualité des eaux souterraines environnantes.

Cette approche interdisciplinaire répond à certaines questions mais néanmoins, malgré l'emploi couplé de ces méthodes d'investigations, les conditions locales de chaque site sont déterminantes pour la compréhension totale du système étudié. Car même si nous avons cerné le parcours général de l'eau à travers le site, il reste difficile de quantifier et de localiser précisément les pollutions engendrées par l'infiltration des lixiviats. Un site en système fermé où l'on contrôle toutes les entrées et sorties, accompagné d'un réseau de piézomètres adapté permettrait une étude plus complète.

Si les conditions locales le permettent, cette méthode d'investigation complète est adaptable à tous les sites potentiellement polluants. Elle permettra la mise en évidence des infiltrations qui en sont issues, l'étendu de la zone contaminée, et l'impact du panache sur la qualité des eaux souterraines.

Troisième partie :

Évolution de la qualité de lixiviats bruts d'ordures ménagères depuis la cessation des dépôts, influence sur le fonctionnement hydrobiologique des lagunes d'épuration, et sur les eaux superficielles.

1 INTRODUCTION

Les lixiviats générés par les ordures ménagères sont souvent très chargés en substances toxiques et peuvent être à l'origine d'importantes phases de dysfonctionnement des eaux de surface s'ils sont directement rejetés dans le milieu naturel, sans passage transitoire par un système de lagunage (Baccini *et al.*, 1987). Ces dysfonctionnements peuvent aussi se traduire par une prolifération intempestive de microorganismes autotrophes qu'ils soient procaryotes (cyanobactéries) ou eucaryotes (microalgues) en raison d'une forte concentration en éléments biogènes des rejets (Aleya *et al.*, 1994 ; Khattabi *et al.*, 2002 ; Schwarzbauer *et al.*, 2002 ; Baun *et al.*, 2002). En effet, phénomène initialement "naturel", l'eutrophisation des eaux de surfaces (lacs, réservoirs, etc…) se trouve accélérée, de jour en jour, par l'interférence anthropique, celle-ci engendrant un dysfonctionnement de l'écosystème à la suite de l'augmentation dramatique des apports en azote et surtout en phosphore (Michard *et al.*, 1996). Le traitement des lixiviats et le contrôle de leurs potentialités d'infiltration souterraine peuvent aider à atténuer, en amont, la pression exercée sur les eaux de surface.

1.1 Problématique

Le but de cette troisième partie est de rendre compte des modifications physico-chimiques et biologiques au cours du temps de lixiviats bruts générés par des déchets d'ordures ménagères, et d'en évaluer l'impact sur les eaux superficielles composées par les lagunes d'épuration puis

les ruisseaux récepteurs. L'influence de l'évolution qualitative de ces lixiviats sur le fonctionnement hydrobiologique et épuratoire des lagunes sera mise en évidence. Et dans cette continuité, nous estimerons la part de la seconde phase d'épuration dans le ruisseau, et tenterons de suivre l'impact du site de la décharge sur le réseau hydrographique grâce au suivi de l'élément conservatif Cl.

1.2 Intérêts scientifiques

L'intérêt scientifique de cette étude est d'observer l'impact que peut avoir la cessation d'apports de déchets sur la qualité des lixiviats dans un premier temps, et ensuite de voir quelles sont les conséquences de cette évolution sur le fonctionnement hydrobiologique des lagunes d'épuration. L'étude de la boucle microbienne dans ce genre d'écosystème n'a à notre connaissance jamais été évoquée, et présente donc un intérêt particulier.

1.3 Intérêts finalisés

Ces travaux permettent aux gestionnaires de site de rendre compte de l'évolution à long terme des lixiviats et de leur traitement, afin d'assurer une qualité de rejets dans le milieu naturel compatible avec les normes requises. L'étude complémentaire de l'impact de ces lixiviats sur les eaux superficielles permet d'observer les modifications de la qualité physico-chimique et biologique des cours d'eau récepteurs, et ainsi de montrer que l'impact de ces rejets est limité.

1.4 Choix d'un terrain pertinent

Le site d'Étueffont possède deux décharges distinctes d'âge différent permettant la collecte de deux lixiviats de qualité différente facilitant ainsi une comparaison de l'évolution des lixiviats dans le temps. Le système de lagunage naturel est une interface entre la source polluante potentielle et le milieu naturel et constitue une première phase d'épuration. Les ruisseaux récepteurs du Gros Pré puis du Mont Bonnet constituant la seconde phase d'atténuation naturelle. L'évolution spatio-temporelle des lixiviats est ainsi possible.

2 CHOIX DU MATÉRIEL ET DES MÉTHODES ADAPTÉES

2.1 Protocole de recherche

2.1.1 Echantillonnage (Figure 40)

Afin de suivre l'évolution à long terme des lixiviats, du système de lagunage et des ruisseaux récepteurs, 7 campagnes physico-chimiques étalées de juillet 2002 à novembre 2006 ont été réalisées avec l'analyse des paramètres suivants :

-paramètres physiques : T°, 0_2, pH, CE, MES

-paramètres organiques : DBO, DCO, COT

-éléments azotés et phosphore : NO_2, NO_3, NH_4, NK, PT

-anions : SO_4, Cl, HCO_3

-cations : K, Na, Ca, Mg

-métaux et traces : Al, As, Ba, Cd, Co, Cr, Cs, Cu, Hg, Mo, Ni, Pb, Rb, Sb, Sn, Sr, Zn, Zr, Fe, Mn, Si

L'évolution hydrobiologique des lagunes a été suivie grâce à des prélèvements mensuels de mars 2004 à mars 2006, un dénombrement et une identification des espèces phytoplanctoniques ont été réalisés.

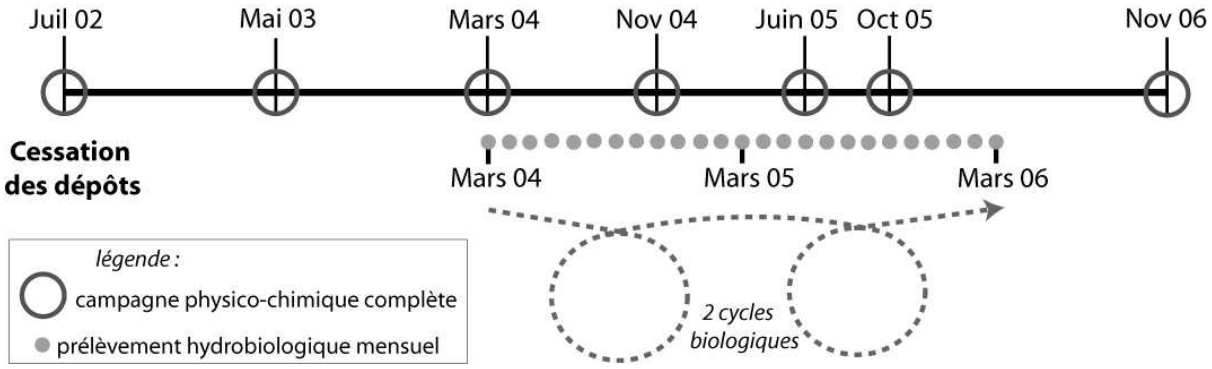


Figure 40 : Chronologie des différentes campagnes de prélèvements

2.2 Analyses physico-chimiques.

Les analyses chimiques sont réalisées au laboratoire de chimie de l'ancien département de Géosciences (Université de Franchce-Comté). Les cations et éléments majeurs Si, Al, Ba, Ni,

Mn, Mg, Ca, Na, K, Fe et P total sont dosés par spectrophotomètre d'absorption atomique (AAS Perkin Elmer 1100B). La marge d'erreur des valeurs obtenues est comprise entre 1 et 8 %. Les anions majeurs SO_4, Cl, NO_3 sont dosés par chromatographie ionique (Dionex DX 100). La marge d'erreur ≤ 5 % pour Cl et SO_4 varie de 15 à 2 % pour des valeurs de NO_3 variant respectivement de 0 à ≥ 37 $mg.L^{-1}$. Les ions HCO_3^- sont dosés par un titrage acide-base (marge d'erreur 4,5 %). Les éléments mineurs Ba, Cu, Ni, As, Cd, Co, Pb, Sb sont dosés par plasma couplé à la spectromètrie de masse (ICP-MS, analysé à l'Institut de physique et de chimie des matériaux de Strasbourg).

Le pH, la conductivité électrique (CE) et le taux d'oxygène dissous (O_2) sont mesurés (à ± 0,01 $\mu S.cm^{-1}$ et ± 1 $mg.L^{-1}$) lors des prélèvements à l'aide d'une multisonde (MultiLine P3) et d'un oxymètre (Oxi 330).

La marge d'incertitude des mesures de demande biochimique en oxygène (DBO_5) varie de 22 à 14 % (valeurs variant respectivement de 0 à 50 $mg.l^{-1}$ d'O_2), elle est de 14 % pour des valeurs ≥ 50 $mg.L^{-1}$. Pour la demande chimique en oxygène (DCO), elle varie de 11 à 4 % (valeurs variant de 0 à ≥ 500 $mg.l^{-1}$ d'O_2). Pour les matières en suspension (MES), elle varie de 12 à 8 % (valeurs variant de 0 à ≥ 50 $mg.l^{-1}$). Pour l'azote Kjeldahl (NK), elle varie de 12 à 2,5 % (valeurs variant de 0 à ≥100 $mg.l^{-1}$). Pour l'ammonium (NH_4), elle varie de 42 à 5 % (valeurs variant de 0 à ≥ 10 $mg.l^{-1}$). Pour le carbone organique total (COT), elle varie de 25 à 6,5 % (valeurs variant de 0 à ≥ 0,96 $mg.l^{-1}$). Tous ces paramètres sont mesurés par le laboratoire de chimie des eaux de l'université. Afin de ne pas surcharger les graphiques, les barres d'erreurs ne seront physiquement pas représentées.

2.3 Hydrobiologie

Deux études qualitative et quantitative du phytoplancton, des ciliés, des rotifères et des cladocères et un dénombrement des bactéries hétérotrophes ont été réalisés.

2.3.1 Phytoplancton

2.3.1.1 Analyse qualitative

La collecte des échantillons destinés à l'identification du phytoplancton a été réalisée en traînant à la surface de chaque bassin un filet à plancton dont le vide de maille est de 40 µm. La détermination des espèces algales a été faite en utilisant les ouvrages suivants: Bourrelly (1972, 1981 et 1985) et Germain (1981).

2.3.1.2 Analyse quantitative

Les échantillons d'eau (250 ml) préfiltrés sur un nylon de 160 µm de vide de maille sont fixés au Lugol. Au laboratoire, 20 ml d'échantillon d'eau fixée sont placés dans une cuve à sédimentation. La durée de sédimentation des échantillons n'a jamais été inférieure à 48 heures, afin de s'assurer de la récolte des phytoflagellés. Les comptages ont été réalisés à l'aide d'un microscope inversé en contraste de phase de marque (Leica DM IRB). Généralement un comptage de 30 champs optiques (50 à 200 individus) est suffisant pour minimiser les erreurs. Le nombre de cellules phytoplanctoniques a été calculé en utilisant la formule suivante:

$N = X/n * Rs * 1/v$

Avec,

N: nombre de cellules par ml, X: nombre de cellules comptées, n: nombre de champs optiques, Rs: rapport de la surface de la cuve sur la surface d'un champ optique et v: volume d'eau sédimenté.

Chlorophylle a

L'extraction de la chlorophylle *a* a été réalisée à l'acétone 90% selon le protocole expérimental proposé par le groupe de travail SCOR UNESCO (1966). L'eau est filtrée sur une membrane en fibre de verre (Whatman GF/C de porosité 0,45 µm) puis placés à 4 °C dans l'obscurité. Après 6 heures, l'échantillon d'eau est centrifugé et complété à 10 ml par l'extrait acétonique. Les mesures ont été faites sur un spectrophotomètre BECKMAN. Le calcul des teneurs en pigments a été réalisé en utilisant les équations proposées par SCOR-UNESCO (1966).

2.3.2 Zooplancton

Les prélèvements de zooplancton ont été réalisés par des traits de filet horizontaux et des traits verticaux ascendants du fond jusqu'à la surface. Le filet à plancton utilisé est constitué d'un tissu synthétique de 30 cm de largeur, de 1 m de long et de 85 µm de vide des mailles. La détermination des espèces a été faite en se référant aux clés de détermination d'Amoros (1984) pour les Cladocères; Pourriot & Francez (1986) et Kost (1978) pour les Rotifères.

Pour l'analyse quantitative, la récolte du zooplancton (dans le cas de notre étude : rotifères et cladocères) a été faite par filtration de 10 l d'eau à l'aide d'un filet à plancton (le vide des mailles est de 85 µm). Le zooplancton récupéré dans le collecteur est immédiatement fixé au

formaldéhyde (à 5 % de concentration) puis conservé jusqu'au moment du comptage. La quantité de zooplancton a été déterminée par l'observation de 20 à 30 ml d'échantillon placé dans une boîte de pétri à fond quadrillé à l'aide d'un microscope inversé (Leica DM IRB, objectif 40x).

2.3.3 Abondance des protistes ciliés

Plusieurs fixateurs ont été utilisés dans la littérature pour conserver les ciliés, ils peuvent tous entrainer tous une destruction partielle des cellules. Des comptages sur le vivant ont été aussi réalisés (Sime-Ngando *et al.*, 1990 ; Aleya *et al.*, 1992 ; Aleya & Hartmann, 1995). Le fixateur le moins coûteux et entrainant le moins de perte est sans conteste le Lugol (Gate & Lewig, 1984 ; Sherr & Sherr, 2000 ; Stoecker *et al.*, 1994 ; Karayanni *et al.*, 2004). Contrairement, aux ciliés marins, les ciliés lacustres sont fortement détruits par le lugol (Sime-Ngando *et al.*, 1990) et le formaldéhyde ne convient pas pour la conservation des ciliés évoluant dans des systèmes riches en matières organiques parce que la plupart des cellules sont fortement détruites (Stocker *et al.*, 1994 ; Elloumi *et al.*, 2008 ; Aleya & Smith, 2008). Le lugol confère aux protozoaires une coloration similaire à celle de la plupart des particules planctoniques, ce qui peut entrainer une confusion et un manque de précision au niveau des comptages (Pace & Orcutt, 1981). De plus, le lugol peut provoque un rétrécissement important des volumes cellulaires des ciliés (Ohman & Snyder, 1991 ; Leakey *et al.*, 1994). Pour toutes ces raison, nous avons fixé nos échantillons avec du chlorure de mercurique qui est moins destructif mais en revanche plus coûteux et fortement toxique (Pace & Orcutt, 1981 ; Stocker *et al.*, 1994). Les échantillons (200 ml) sont stockés à l'obscurité à 4°C avant le dénombrement en microscopie inversée selon la méthode d'Utermöhl (1958) à l'aide du microscope inversé (Hasle, 1978 ; Gifford & Caron, 2000). On laisse sédimenter pendant 2h un volume de 10 à 20 ml de l'échantillon qui est ensuite observé au microscope inversé (grossissement: 400X). Les ciliés sont identifiés au niveau du genre voire au niveau de l'espèce en consultant différents ouvrages (Foissner & Berger, 1996 ; Petz, 1995, 1999 ; Alder, 1999 ; Strüder-Kypke & Montagnes, 2002).

2.3.4 Bactérioplancton

Une fraction d'aliquote (50 ml) de chaque prélèvement a été préfiltrée sur une toile en nylon de 160 µm de vide de maille, puis fixée au formaldéhyde (concentration finale ± 2 %). Au laboratoire 5 ml de chaque échantillon ont été colorés au DAPI (4,6 diamino 2 phénylindol) et filtrés sur une membrane millipore noire de porosité 0,2 µm. Les fortes concentrations de matière organique au premier bassin gênent souvent le passage de l'eau à travers les filtres de 0,2 µm, il était alors nécessaire de minimiser au maximum les volumes utilisés.
Les dénombrements bactériens ont été été effectués à l'aide d'un microscope inversé à épifluorescence (Leica DM IRB) en ultra violet (Porter & Feig, 1980). Les dénombrements bactériens ont toujours porté sur 500 à 800 bactéries (± 10 % de précision). Le nombre de cellules compté est ensuite transformé en nombre de cellules par ml à l'aide de la formule suivante:

$$N = n.S/s.V$$

Avec,

N= Nombre de cellules par ml
n= Nombre de cellules comptées
S= Surface filtrante du filtre (µm2)
s= Surface observée (µm2)
V= Volume d'échantillon filtré (ml)

3 RÉSULTATS ET DISCUSSION

3.1 Évolution de la qualité physico-chimique et biologique des lixiviats bruts du NC et de l'AD entre 2002 et 2006 (Figure 41, Annexe 5)

Les lixiviats évoluent dans le temps selon une succession de phase de dégradation qui dépend de la qualité des ordures ménagères (proportion de matière biodégradable), du volume des déchets, de leur mode de mise en dépôts, et des conditions climatiques.

D'après Polhand (1985) et Chian (1985), on distingue cinq phases basées principalement sur les variations d'évolution qualitative et quantitative des lixiviats.

•Phase 1 – Phase initiale ou de latence :

- mise en dépôt des déchets et accumulation de l'humidité ;

- début du tassement et fermeture des alvéoles ;

- détection des premiers changements des différents paramètres.

• Phase 2 – Phase de transition :

- capacité de rétention en eau des déchets dépassée et formation de lixiviats ;

- passage des conditions aérobies aux conditions anaérobies ; l'accepteur d'électrons passe petit-à-petit de l'oxygène aux nitrates et sulfates (le milieu devient réducteur) ;

- des teneurs mesurables en métabolites intermédiaires tels les AGV (acides gras volatils) commencent à apparaître dans les lixiviats ;

- une tendance nette à des conditions réductrices est observable.

• Phase 3 – Phase de formation acide :

- les AGV deviennent prépondérants ainsi que la fermentation des constituants biodégradables des lixiviats ;

- une diminution du pH se produit avec une mobilisation et une possible complexation des espèces métalliques ;

- la consommation de l'azote et du phosphore pour la croissance de la biomasse augmente ;

- l'hydrogène peut être détecté et affecter la nature et le type des produits intermédiaires formés.

• Phase 4 – Phase de fermentation méthanique :

- les produits intermédiaires apparus pendant la phase acide sont transformés en méthane et en dioxyde de carbone ;

- remontée du pH à une valeur élevée contrôlée par la capacité tampon du système carbonate ;

- le potentiel d'oxydoréduction est au plus bas et les nutriments continuent à être consommés

- la complexation et la précipitation des métaux se poursuivent ;

- la charge organique des lixiviats décroît beaucoup et la production de gaz augmente proportionnellement.

• Phase 5 – Phase de maturation finale :

- stabilisation des constituants organiques disponibles dans les déchets et solubilisés dans les lixiviats ;

- les concentrations en nutriments deviennent limitantes ;

- la production de biogaz chute puis cesse ;

- l'oxygène et les espèces oxydées réapparaissent lentement avec une augmentation du potentiel d'oxydo-réduction ;

- les matières organiques plus résistantes à la biodégradation sont converties très lentement en molécules telles les acides humiques et acides fulviques capables de complexer et solubiliser les métaux lourds.

Cette étude a pour but de rendre compte de l'évolution des paramètres physico-chimiques et biologiques de deux lixiviats. L'ensemble des processus biochimiques et des réactions physico-chimiques aboutissant à la qualité des lixiviats est très complexe, et l'objectif n'est pas ici de traiter des transferts de la matière et des énergies. Cette étude est un constat de l'évolution de la qualité physico-chimique et biologique consécutif à la cessation des dépôts.

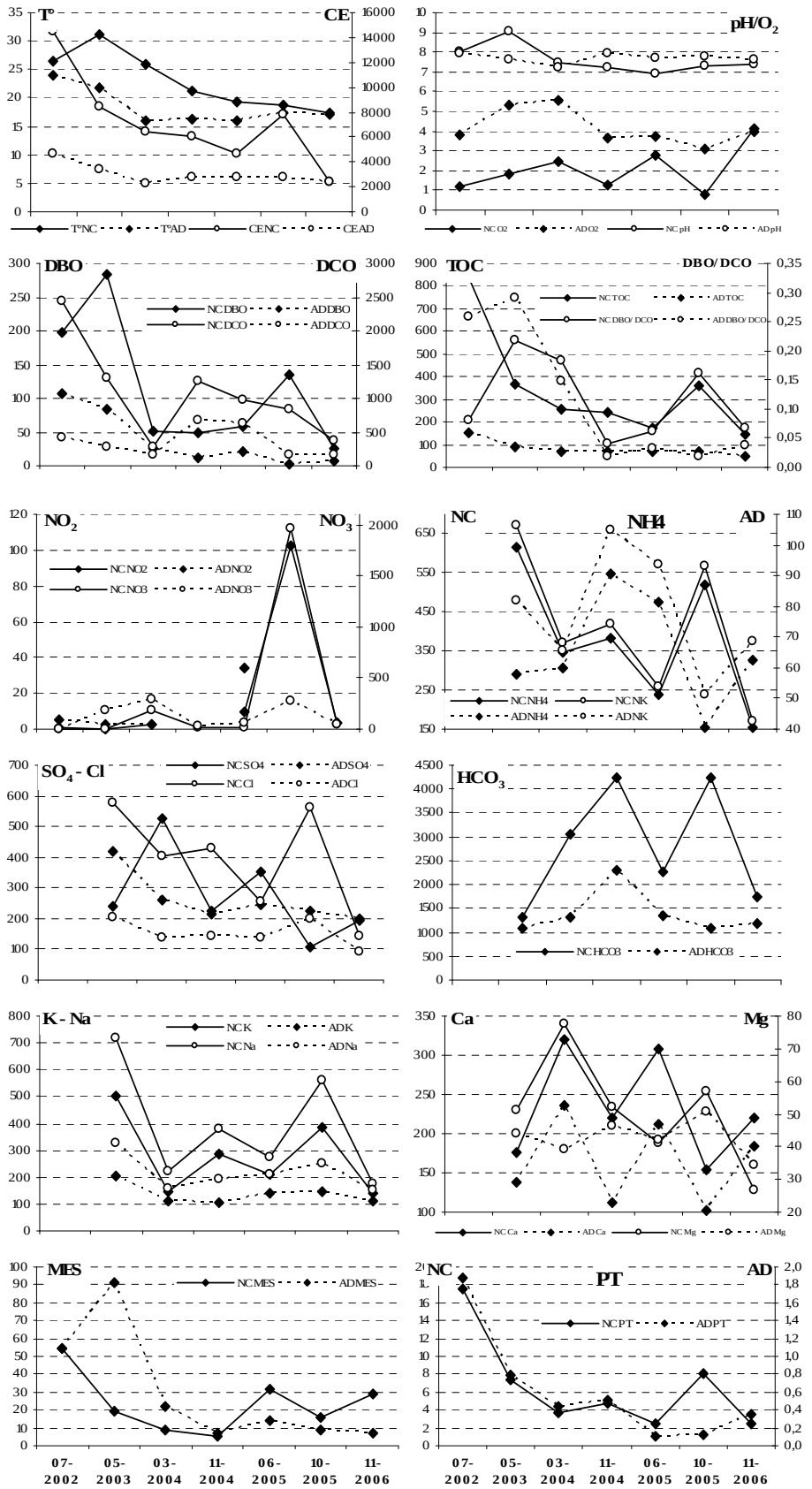


Figure 41 : Évolution sur 4 ans de la qualité physico-chimique et biologique des lixiviats du NC et de l'AD, valeurs exprimées en mg.L^{-1}, sauf pour pH, T(°C) et CE (µS.cm^{-1})

3.1.1 Description des résultats

3.1.1.1 Paramètres physiques

Les lixiviats de l'AD ont diminué leurs valeurs de CE, T° et MES lors des premières campagnes avant de se stabiliser, et montrent une relative stabilité de leur pH. Les lixiviats du NC montre une diminution continue de CE et T° et une évolution plus saccadée pour O_2 et MES, le pH restant relativement stable et basique. La baisse des CE et T° témoignent d'une baisse de l'activité bactérienne de biodégradation.

3.1.1.2 Paramètres organiques

On remarque clairement une chute des teneurs organiques lors des premières campagnes pour les lixiviats du NC, cette baisse est plus modérée pour ceux de l'AD. Ensuite, on a une stabilisation pour AD alors que NC connaît quelques variations. Dans l'ensemble, on note qu'il y a eu rapidement une forte baisse de la matière organique pour NC qui traduit une rupture de l'alimentation du stock de matière biodégradable, alors que AD se stabilise à de faibles valeurs et continue sa lente évolution en épuisant ces quelques réserves de matière organique.

3.1.1.3 Paramètres azotés et nutritifs

L'ammonium est la forme azotée principale de NK. Dans l'AD, l'évolution des nitrates est opposée à celle des NH_4, cela correspond à la dénitrification bactérienne par minéralisation de NH_4 en nitrates. Ce phénomène n'est pas observé dans NC. On remarque par ailleurs une tendance générale à la baisse des NK/NH4 avec cependant d'importantes variations. Pour PT, la baisse est franche lors des premières campagnes avant de se stabiliser, cette évolution est identique pour les deux lixiviats.

3.1.1.4 Paramètres inorganiques (anions et cations)

L'ensemble des majeurs présente une tendance à la baisse pour tous les éléments sauf les bicarbonates, avec de fortes variations pour NC, alors que pour AD les valeurs sont plus stables. Cette évolution s'explique par la baisse d'activité des bactéries minéralisatrices.

3.1.1.5 Métaux et éléments traces

A plusieurs reprises les mesures de ces paramètres sont manquantes (suite à des erreurs de manipulations), il a donc été jugé non judicieux de réaliser des graphiques d'évolution qui auraient été difficilement interprétables. C'est pourquoi un bref commentaire général sur les valeurs obtenues apparaît ci-dessous.

Les lixiviats présentent des valeurs moyennes supérieures à 1 $mg.l^{-1}$ pour NC concernant Sr ($m \pm \sigma = 1,07 \pm 0,6$ $mg.l^{-1}$), Fe ($m \pm \sigma = 5,02 \pm 4,69$ $mg.l^{-1}$) et Si ($m \pm \sigma = 18,15 \pm 3,98$ $mg.l^{-1}$) ; et pour AD concernant Mn ($m \pm \sigma = 1,07 \pm 0,57$ $mg.l^{-1}$), Al ($m \pm \sigma = 1,71 \pm 3,3$ $mg.l^{-1}$) et Si ($m \pm \sigma = 10,41 \pm 4,59$ $mg.l^{-1}$). On note par ailleurs plusieurs éléments ayant des valeurs moyennes comprises entre 0,1 et 1 $mg.l^{-1}$ que nous qualifierons de significatives, certains de ces éléments sont communs aux deux lixiviats comme Ba, Rb, Zn, alors que d'autres se retrouvent uniquement dans NC : Al, Sn et Mn ; et dans AD : Sr, Fe. Ce sont les mêmes éléments qui sont présents dans les deux lixiviats mais à des teneurs parfois différentes : Al, Ba, Fe, Mn, Rb, Si, Sn, Sr, Zn. En revanche, on note la quasi-absence de tous les éléments suivants : As, Cd, Co, Cr, Cs, Cu, Hg, Mo, Ni, Pb, Sb, Zn.

Dans l'ensemble, les lixiviats bruts du NC et de l'AD ont de faibles valeurs en métaux lourds.

3.1.2 Conclusion sur l'évolution des lixiviats bruts (Figure 42)

L'**Annexe 5** présente la composition moyenne des deux lixiviats du NC et de l'AD sur 7 campagnes de prélèvements s'étalant de juillet 2002 à novembre 2006, et les valeurs des moyennes en métaux et éléments traces sur un nombre restreint de campagnes.

Ce suivi permet de mettre en évidence un impact certain de la cessation des dépôts en juillet 2002 sur les **lixiviats du Nouveau Casier**. En effet, on observe pour de nombreux paramètres (CE, T°, DBO, DCO, COT, NH_4, PT, MES, K, Na) des baisses brutales de leurs valeurs lors des premières campagnes jusqu'en mars 2004, il s'en suit une pseudo-stabilisation ou une tendance à la baisse accompagnée de variations importantes souvent en dents de scie. Ces variations s'estemporont avec le temps, et un équilibre sera trouvé progressivement. La matière organique a cessé d'être disponible en masse et a engendré une série de réactions en cascade : premier effet, une diminution de l'activité microbiologique de dégradation (baisse de T°) entraînant une baisse des quantités de matières organiques dégradés (DBO, DCO, COT), limitant ainsi la minéralisation de substances inorganiques (NH_4, K, Na) d'où une baisse de la CE. Ce stade d'évolution correspond à la phase de fermentation méthanique, qui

constitue le dernier stade avant la maturation finale.

On remarque dans l'ensemble une évolution des **lixiviats de l'Ancienne Décharge** moins chaotique que pour NC, l'AD suit le cours d'une phase de méthanisation avancée qui tend à un stade de maturation finale, avec une baisse progressive des nombreux paramètres cité précédemment sans grandes variations des valeurs. Cependant, lors des premières campagnes, on observe le même phénomène que pour NC à savoir une pente plus importante de la baisse des valeurs que pour le reste du suivi. Cette inflexion peut traduire une contamination des lixiviats de l'AD par l'infiltration de ceux du NC dans le collecteur de l'AD. Les résultats des traçages vont dans ce sens.

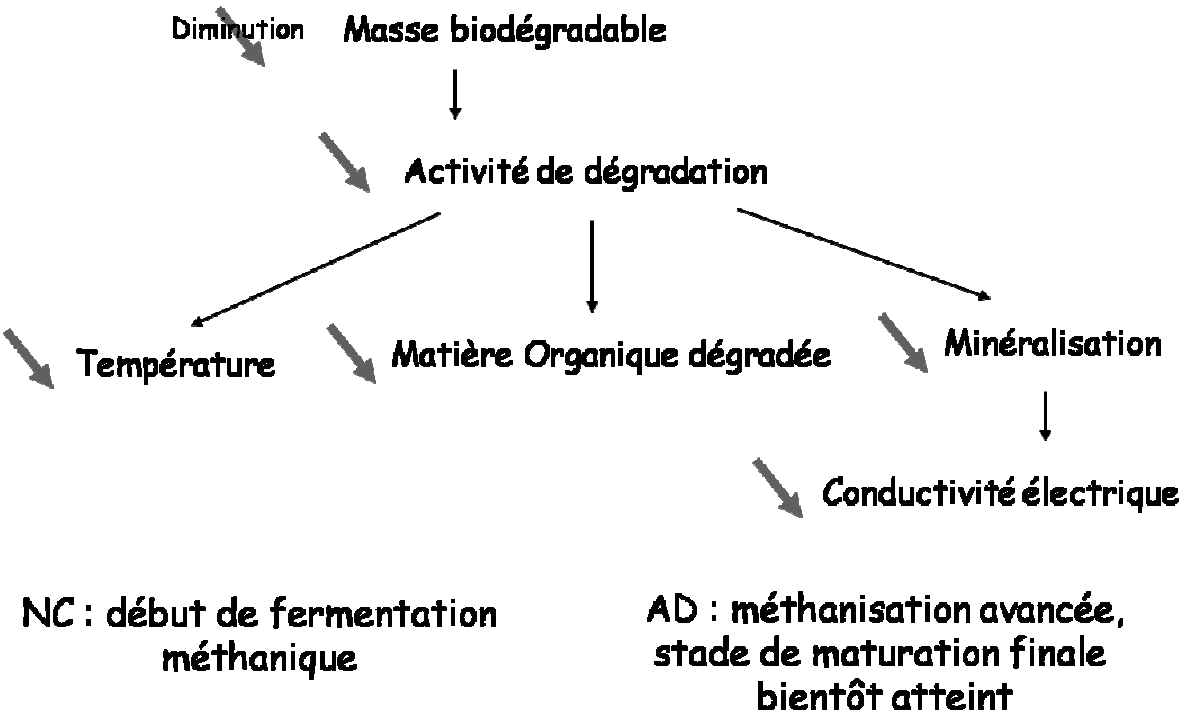


Figure 42 : Synthèse sur les mécanismes bio-physico-chimique de l'évolution des lixiviats

3.2 Conséquences de l'évolution des lixiviats bruts sur le fonctionnement hydrobiologique du système de lagunage

Le traitement sur site des lixiviats d'une installation de stockage fait appel à de nombreux procédés qui dépendent du volume et de la composition des lixiviats. On distingue les traitements biologiques et les traitements physico-chimiques qui s'inspirent de ceux qui sont appliqués aux eaux usées en station d'épuration urbaines :

- les traitements biologiques permettent de réduire la fraction biodégradable de la pollution carbonée, l'ammoniaque par nitrification et une fraction des métaux par adsorption sur la biomasse. Les techniques s'apparentent à celles qui sont utilisées pour les eaux usées : lagunage naturel, lagunage aéré, boues activées, lits bactériens et biofiltres ;

- les traitements physico-chimiques constituent généralement un complément indispensable aux traitements biologiques en éliminant la pollution carbonée résiduelle non biodégradable (DCO « dure »), en piégeant les métaux et en retenant les sels dissous. Les principaux traitements physico-chimiques sont l'oxydation par l'ozone, l'osmose inverse ; toutefois, la précipitation, la coagulation-floculation et l'adsorption restent des techniques employées.

Les lixiviats de la décharge d'Etueffont sont traités par un système de lagunage naturel, qui permet une action combinée des traitements biologiques et physico-chimiques.

3.2.1 Évolution saisonnière des paramètres abiotiques et biotiques dans les quatre lagunes de Mars 2004 à Mars 2006 à partir d'un suivi mensuel

3.2.1.1 Évolution des paramètres abiotiques (**Figure 43**)

- le **pH** varie dans la lagune 1 L1 de 7,14 à 8,49 (m ± σ = 7,7 ± 0,4), dans la lagune 2 L2 de 7,11 à 9,66 (m ± σ = 8,1 ± 0,6), dans la lagune 3 L3 de 7,02 à 9,53 (m ± σ = 8 ± 0,6), et dans la lagune 4 L4 de 6,97 à 9,64 (m ± σ = 8,1 ± 0,6).

Pour chaque campagne, on observe souvent une augmentation de pH entre les lagunes, surtout entre L1 et L2. Cette observation n'est pas systématique et on remarque par exemple le contraire en février 2006. Il semble y avoir une évolution saisonnière avec une augmentation progressive du pH de la fin de l'hiver jusqu'à la fin de l'été (pic maximum en juillet 04 et août 05), puis une diminution progressive de la fin de l'été jusqu'au cœur de l'hiver (minimum en janvier/février 04 et février 05). Cette évolution est clairement visible de janvier

05 à mars 06, en revanche sur l'année précédente les mois d'août et septembre 04 cassent cette cloche saisonnière.

Le pH est plus basique dans les 3 dernières lagunes (m de 8-8,1) que dans la première (m = 7,7), laquelle présentant moins de variations (σ de 0,4 contre 0,6 dans les autres lagunes). Un effet saisonnier influence les pH à la hausse lors des périodes estivales. En comparaison avec les résultats de Khattabi (2002), nous confirmons l'évolution saisonnière bien marquée, en revanche on note maintenant que le pH est basique, alors qu'auparavant des minimums de 4 à 4,5 étaient relevés lors des périodes hivernales, et des moyennes inférieures à 7 sur les douze mois du suivi dans les deux premiers bassins. Cette acidité était directement liée au flux entrant de lixiviats acides, or désormais même en hiver les lixiviats bruts restent légèrement basique. La baisse hivernale du pH est liée au ralentissement de l'activité photosynthétique consommatrice du proton H^+.

- les températures **T°** varient dans L1 de 3,1 à 23,6°C (m ± σ = 12,8 ± 6,3°C), dans L2 de 0,8 à 27,6°C (m ± σ = 12,2 ± 8,7°C), dans L3 de 0,2 à 25,5°C (m ± σ = 11,6 ± 8,5°C), et dans L4 de 0,1 à 25,6°C (m ± σ = 11,4 ± 8,4°C).

Les variations de température au sein des lagunes sont largement dépendantes de la température extérieure, on remarque ainsi une distribution semblable dans les 3 dernières lagunes avec de fortes amplitudes selon les saisons. On note une légère baisse entre les lagunes à partir de la seconde. La lagune 1 qui reçoit les lixiviats dont la température est relativement constante, est moins sujette à de telles variations et les températures sont donc moins chaudes en été et plus chaudes en hiver que dans la lagune 2.

La température décroît donc entre chaque lagune pour passer en moyenne de 12,8°C dans L1 à 11,4°C dans L4. Les saisons ont une grande influence sur les variations de température, les 3 dernières lagunes peuvent geler en hiver et atteindre 25 °C en été. La L1 est sensible à la température du flux entrant et beaucoup moins aux variations climatiques, en témoigne la différence d'écart-type avec le reste des autres lagunes (6,3 contre 8,4-8,7). Ce sont les mêmes observations que Khattabi (2002), avec une léger refroidissement de L1 du à la baisse de température des lixiviats bruts.

- les valeurs d'oxygène dissous $\mathbf{O_2}$ varient dans L1 de 0,45 à 11,3 $mg.l^{-1}$ (m ± σ = 4 ± 2,7 $mg.l^{-1}$), dans L2 de 1,6 à 17 $mg.l^{-1}$ (m ± σ = 6,7 ± 4,2 $mg.l^{-1}$), dans L3 de 0,67 à 11,5 $mg.l^{-1}$ (m ± σ = 5,6 ± 3 $mg.l^{-1}$), et dans L4 de 0,9 à 11 $mg.l^{-1}$ (m ± σ = 5,9 ± 2,7 $mg.l^{-1}$).

L'amplitude des variations d'O_2 au sein de chaque lagune est très importante. La première

lagune est nettement moins oxygénée que les suivantes. Parmi L1, L2 et L3 la seconde qui est la plus grande est la plus oxygénée, les deux dernières ayant des valeurs semblables. La distribution saisonnière de l'O_2 est très hétérogène, on devine quelques creux d'août à octobre 04, et de février à mars 06 mais aucune tendance générale n'est clairement identifiable, contrairement aux résultats de Khattabi (2002) qui montraient de faibles valeurs en hiver et de fortes en été.

L'oxygénation des lagunes ne semble pas être dépendante des saisons, on notera simplement que la seconde lagune est la mieux oxygénée (6,7 $mg.l^{-1}$ en moyenne, contre 5,6 et 5,9 $mg.l^{-1}$ dans les deux dernières lagunes), la première étant la moins oxygénée avec 4 $mg.l^{-1}$ d'O_2. Il y a donc une nette différence entre la première lagune et les 3 autres, qui témoigne d'une amélioration dès la seconde lagune et confirme en partie les observations de Khattabi (2002) qui relevait une constante augmentation de l'O_2 à travers le système de lagunage.

De nombreux facteurs ou paramètres qu'ils soient biotiques ou abiotiques influencent les teneurs en oxygène dissous comme le vent, la T°, la salinité, mais le plus important est l'activité biologique (respiration des plantes, des animaux, des micro-organismes, et à l'oxydation des organismes sénescents et leur dégradation par les bactéries hétérotrophes), et l'équilibre photosynthèse-respiration qui en résulte. L'interprétation de l'évolution de ce paramètre est donc assez complexe.

- la conductivité électrique **CE** varie dans L1 de 1319 à 9790 $\mu S.cm^{-1}$ ($m \pm \sigma = 2662 \pm 1639$ $\mu S.cm^{-1}$), dans L2 de 956 à 4760 $\mu S.cm^{-1}$ ($m \pm \sigma = 1642 \pm 766$ $\mu S.cm^{-1}$), dans L3 de 662 à 4160 $\mu S.cm^{-1}$ ($m \pm \sigma = 1429 \pm 666$ $\mu S.cm^{-1}$), et dans L4 de 665 à 3930 $\mu S.cm^{-1}$ ($m \pm \sigma = 1268 \pm 630$ $\mu S.cm^{-1}$).

La baisse de la CE à travers les lagunes est vérifiée à chaque campagne, avec un gros écart entre la première et la seconde lagune. Les écarts dans chaque lagune sont considérables. Si cela n'est pas complètement évident, en dépit de certaines campagnes (les périodes post-estivale/automnale/pré-hivernale de juillet 04 à décembre 04 et d'août 05 à décembre 05 pour les lagunes L2, L3 et L4 ne rentrent pas vraiment dans cette dynamique et présentent des valeurs assez homogènes), il semble que l'on ait des variations de la CE saisonnière avec des maximums en été et des minimums en hiver, Khattabi (2002) avait clairement défini le phénomène.

La CE des lagunes est très variable au cours du suivi et au sein même de chaque lagune. La diminution des valeurs est systématique entre 2 lagunes et un semblant de dépendance climatique se dessine avec des valeurs plus importantes en été. Ces lixiviats traités présentent

fréquemment dans la dernière lagune et parfois dans la troisième lagune des valeurs inférieures à 1000 µS.cm^{-1} (jusqu'à environ 660 µS.cm^{-1}), et ceci témoigne d'une nette amélioration de la qualité des eaux dans les deux dernières lagunes.

3.2.1.1.1 Conclusions sur l'évolution des paramètres abiotiques

Les quatre paramètres étudiés présentent globalement une évolution saisonnière avec des hausses de leurs valeurs lors des périodes estivales, et de creux en hiver. Cette dynamique est très nette concernant le pH et la T°, en revanche elle est plus laborieuse pour CE et O_2.

On note clairement à travers le système de lagunage, une augmentation du pH, et une baisse de la CE hormis en période hivernale, où la T° est bien plus importante dans la lagune 1 du fait des apports des lixiviats bruts, le reste de l'année les T° sont comparables avec cependant en période de forte chaleur une T° moins élevée dans la première lagune. Concernant l'O_2, les concentrations sont très nettement supérieures dans les 3 dernières lagunes que dans la première.

Sur les deux années du suivi, on remarque que le pH présente des variations plus importantes lors de la seconde année. La CE a baissée dans chaque lagune, et on note une meilleure oxygénation des lagunes dans l'ensemble lors de la seconde année. L'évolution de la T° reste quand à elle tributaire des conditions météorologiques au moins dans les trois dernières lagunes.

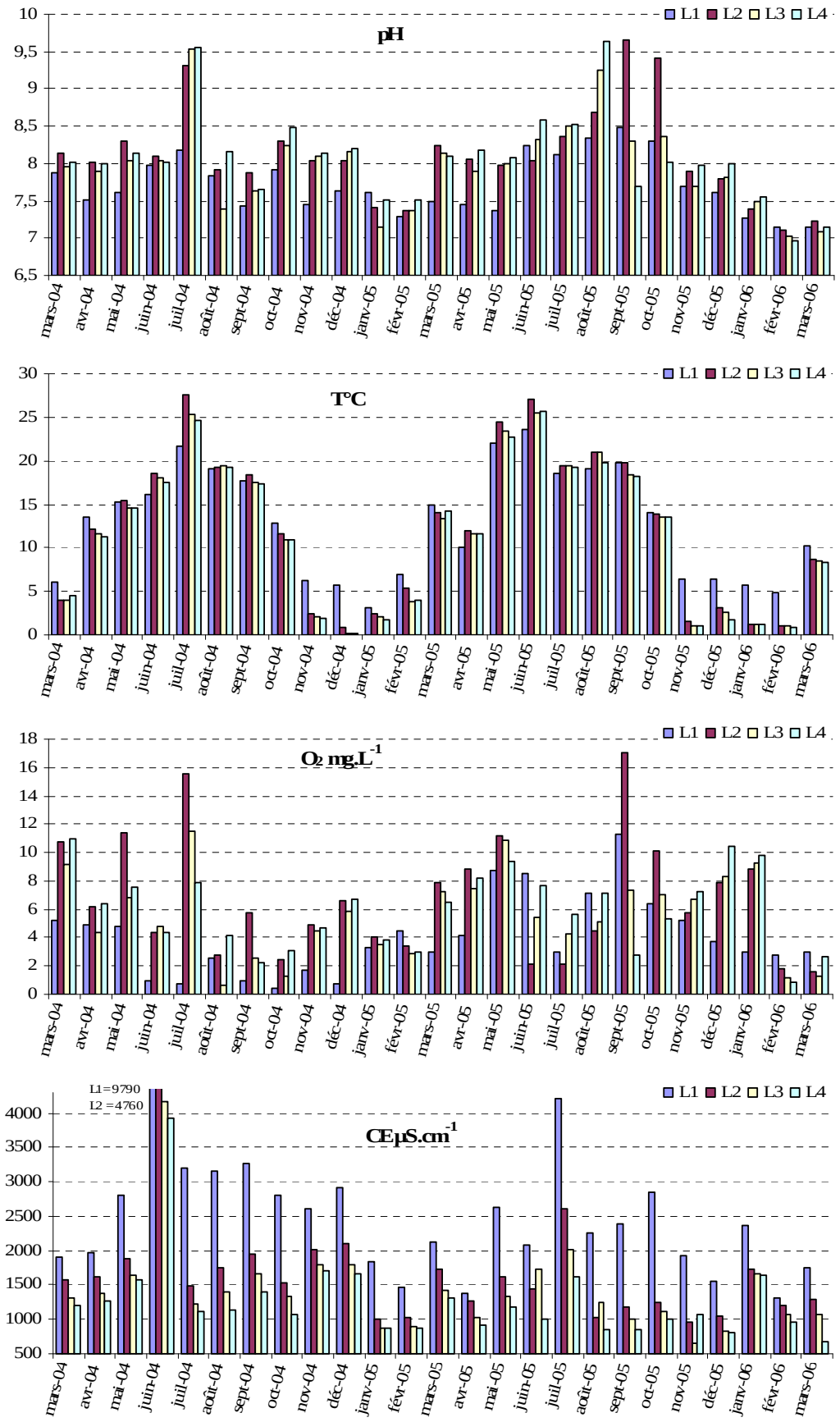


Figure 43 : Variations saisonnières des paramètres physiques dans les 4 lagunes sur deux années

3.2.1.2 Évolution des paramètres biotiques

Rôle des différentes composantes biotiques dans le fonctionnement de la boucle microbienne.

Plusieurs études réalisées en milieux lacustre et marin ont montré qu'au sein des communautés planctoniques, le protozooplancton en général et les ciliés en particulier représentent en terme d'abondance et de biomasse une part importante du microplancton (Beaver *et al.*, 1988 ; Finlay *et al.* 1988 ; Aleya & Hartmann, 1995 ; Elloumi *et al.*, 2008). Parallèlement, il apparait qu'en plus de leur rôle dans le recyclage des éléments nutritifs et tout particulièrement du phosphore total, les ciliés constituent un maillon important des chaines trophiques planctoniques (Fenchel, 1980). En effet, il est admis, qu'au sein de la boucle microbienne, les protozoaires consomment une partie non négligeable de la production primaire (Azam *et al.*, 1983 ; Sherr & Sherr, 2000), leur pression de prédation s'exerçant essentiellement sur les formes pico et nanophytoplanctoniques (Sherr *et al.*, 1986). Par ailleurs, les ciliés peuvent être à leur tour consommés par les crustacés cladocères (Porter *et al.*, 1979) les copépodes (Berk *et al.*, 1977 ; Robertson, 1983 ; Sheldon *et al.*, 1986) et les invertébrés filtreurs (Wallace *et al.*, 1987 ; Benke & Meyer, 1988) lesquels peuvent servir de nourriture aux poissons. Si la boucle microbienne a fait l'objet de travaux en milieux marin ou lacustre, elle n'a pratiquement pas, à notre connaissance, été étudiée dans un dispositif de lagunage installé dans le but d'abattre la charge polluante contenue dans les lixiviats d'une décharge d'ordures ménagères. Cette charge polluante est souvent atténuée par le rôle bénéfique des microorganismes et plus précisément des bactéries qui jouent un rôle primordial dans la stabilisation des déchets. Les bactéries hétérotrophes aquatiques en utilisant le carbone organique dissous contribuent à son transfert à travers la chaîne trophique lorsqu'elles subissent la pression de prédation par les espèces bactérivores (boucle microbienne).

3.2.1.2.1 *Étude qualitative*

3.2.1.2.1.1 Composition taxonomique des différents agents de la boucle microbienne (peuplement phytoplanctonique, ciliés, rotifères et cladocères)

PROCARYOTES

E (Embranchement) : CYANOPHYTES
Cl (Classe) : CYANOBACTERIES
sCl (sous-Classe) : HORMOGONOPHYCIDIÉES
O (Ordre) : Nostocales
F (Famille) : Nostocacées
espèce :Aphanizomenon sp.

EUCARYOTES

E : CHLOROPHYTES
Cl : EUCHLOROPHYCÉES
O : Volvocales
F : Chlamydomonadacées
Chlamydomonas ehrenbergii
Parapolytoma satura

F : Pédinomonadacées
Myochloris collorhynchus

O : Tétrasporales
F : Chlorangiellacées
Chlorophysema sp.

F : Tetrasporacées
Chaetoptilis sp.
Sphaerellocystis sp.
Sphaerocystis shroeteri

O : Chlorococcales
F : Chlorococcacées
Bicuspidellopsis sp.
Macrochloris sp.

F : Oocystacées
Ankistrodesmus sp.
Closteriococcus sp..
Conradia incrustans
Glaucocystis sp.
Keriochlamys styriaca

Oocystaenium sp.
Oocystis lacustris
Pseudochlorella pyrenoïdes
Kirchneriella obesa.

F : Radiococcacées
Askenasyella chlamydopus

F : Dictyosphaeriacées
Actidesmium hookeri

F : Coccomyxacées
Coccomyxa sp.

F : Scénédesmacées
Coelostrum microporum

Cl : ULOTHRICOPHYCÉES
O : Ulothricales
F : Ulothricacées
Ulothrix sp.
Uronema sp.

O : Oedogoniales
F : Oedogoniacées
Oedogonium sp.

Cl : ZYGOPHYCÉES
O : Zygnématales
F : Zygnématacées
Zygogonium sp.

F : Mésotaeniacées
Cylindrocystis sp.
Mesotaenium endlicherianum

F : Desmidiacées
Actinotaenium sp.

E : PYRROPHYTES
Cl : DINOPHYCÉES
sCl : Dinophycidées
O : Péridiniales
F : Péridiniacées
Peridinium sp.

O : Dinococcales
F : Phytodiniacées
Cystodinedria sp.

E : EUGLÉNOPHYTES
Cl : EUGLÉNOPHYCÉES
O : Euglénales
sO : Euglénidées
F : Euglénacées
Euglena ehrenbergii
Euglena viridis
Lepocinclis sp.
Phacus orbicularis
Trachelomonas volvocina
Trachelomonas hispida

F : Pétalomonadacées
Petalomonas africana

F : Rhynchopodacées
Rhynchopus amitus

E : CHROMOPHYTES
Cl : CHRYSOPHYCÉES
sCl : Hétérochrysophycidées
O : Chromulinales
sO : Chromulinées
F : Chromulinacées
Heterochromulina sp.

sCl : Isochrysophycidées
O : Prymnésiales
F : Coccolithophoracées
Hymenomonas roseola

Cl : XANTHOPHYCÉES
O : Mischococcales
F : Pleurochloridacées
Goniochloris minuta
Monodus sp.
Trachidiscus lenticularis

Cl : DIATOMOPHYCÉES
sCl : Centrophycidées
O : Coscinodiscales
F : Coscinodiscacées
Stephanodiscus hantzschii
Stephanodiscus dubius
Cyclotella meneghiniana

sCl : Pennatophycidées
O : Diatomales
F : Diatomacées

Fragilaria crotonensis
Synedra tabulata

O : Achnanthales
F : Achnantacées
Achnanthes inflata

O : Naviculales
sO : Naviculinées
F : Naviculacées
Diploneis sp.
Mastogloia sp.
Navicula cuspidata
Pinnularia sp.
Stauroneis sp.

sO : Surirellinées
F : Niztschiacées
Nitzschia amphibia
Nitzschia tryblionella

PROTOZOAIRES CILIES

Cl : HOLOTRICHEA
s-Cl : Peniculida
O : Parameciidae
Paramecium caudatum
Paramecium bursaria
Paramecium putrinum

O : Frontoniida
Frontonia elliptica

Cl : LITOSTOMATEA
Subclass Haptorida
O : Didiniida
Didinium nasutum

Cl : SPIROTRICHEA
sCl : Hypotrichia
O : Hypotrichiida
Euplotes patella

Cl : *HETEROTRICHEA*
O : Heterotrichida
Spirostomum caudatum

Cl : LITOSTOMATEA
sCl : Haptoria
O : Litonotida
Litonus cygnus

Cl : OLIGOHYMENOPHOREA
sCl : Peritrichia
O : Sessilida
Vorticella mayeri
Vorticella marginata
Vorticella campanula
Vorticella microstoma
Vorticella convallaria

O : Opercularíida
Opercularia articulata

ROTIFÈRES

Cl : MONOGONONTA
O : Ploima
sO : Brachionidae
Brachionus calyciflorus
Brachionus rubens
Brachionus plicatlis
Brachionus bidentatus
Brachionus urceolaris
Brachionus falcatus
Brachionus lydigi
Brachionus angularis
Brachionus patilus
Keratella quadrata

sO : Synchaetidae
Polyarthra remeta
Synchaeta tremula
sO : Gastropidae
Ascomorpha agilis

sO : Epiphanidae
Epiphanes senta
Epiphanes clavulata

O : Floscularíaceae
sO : Filinidae
Filinia hofmanni

CLADOCERES

E : ARTHROPODES
sE : Mandibulates
Cl : CRUSTACES
sC : Branchiopodes
O : Anomopoda
SF (Super-famille) : Chydoroïdes
F : Moinidae
Moina macropa
Moina brachiata

3.2.1.2.1.2 Évolution des pourcentages des diverses communautés biologiques dans les quatre bassins

3.2.1.2.1.2.1 Phytoplancton (**Figure 44**)

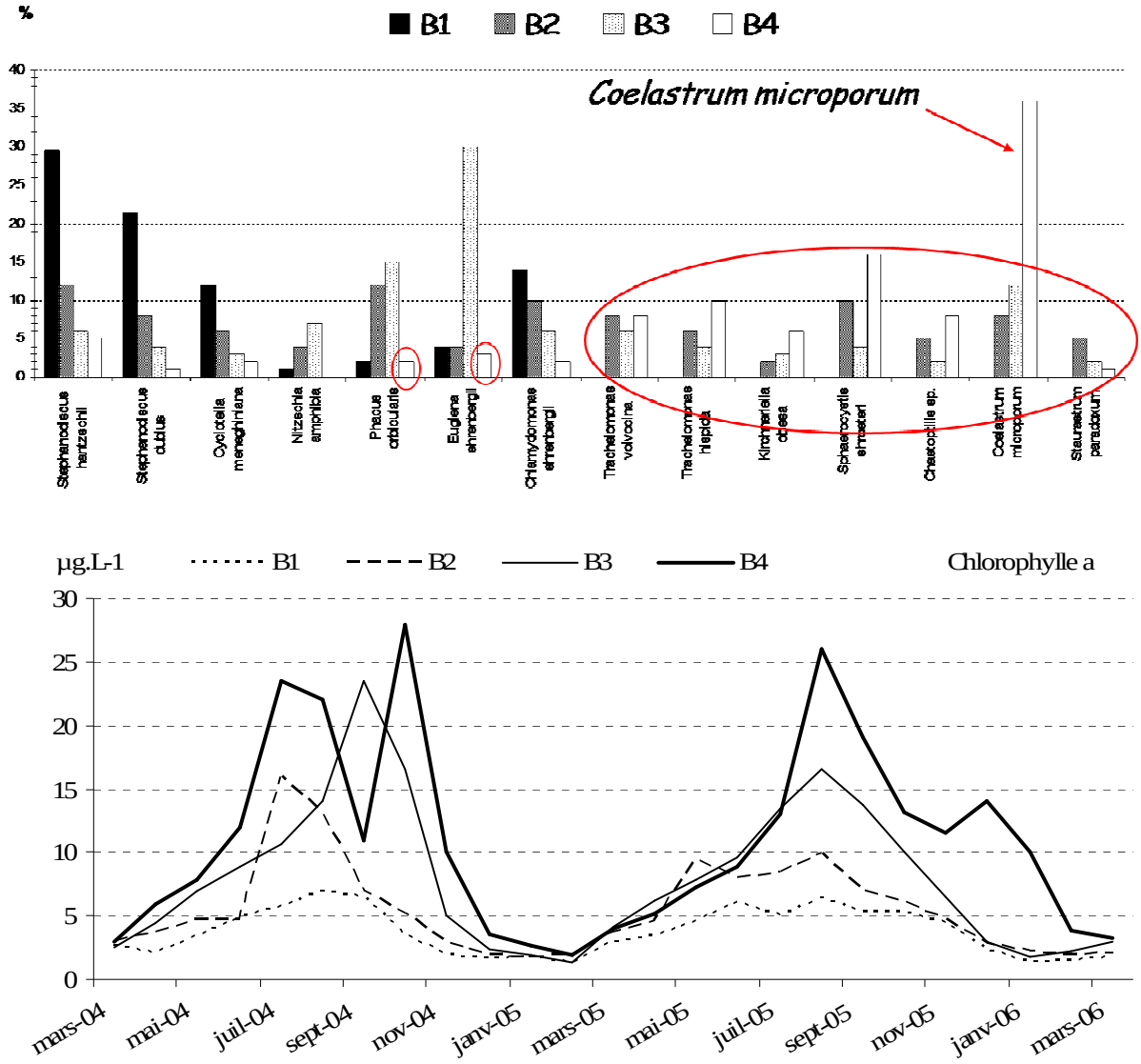


Figure 44 : Distribution qualitative (en %) des espèces phytoplanctoniques dans les 4 bassins

Les quatre espèces dominantes dans la première lagune sont par ordre d'importance *Stephanodiscus hantzschii* (30 %), *Stephanodiscus dubius* (21 %), *Chlamydomonas ehrenbergii* (14 %) et *Cyclotella meneghiniana* (12 %). Elles présentent toutes une importante décroissance à travers les lagunes pour devenir très minoritaires dans le dernier bassin (< 5

%). Il n'y a pas dans le second bassin d'espèces majoritaires, on notera simplement l'apparition de *Phacus orbicularis* (12 %), *Sphaerocystis shroeteri* (10 %) ou encore *Coelastrum microporum* (8 %). Le troisième bassin confirme la présence de *Phacus orbicularis* (15 %) et *Coelastrum microporum* (12 %), mais c'est *Euglena ehrenbergii* qui domine nettement la population phytoplanctonique (30 %). Enfin, le dernier bassin est dominé par la présence importante de *Coelastrum microporum* (36 %), et de *Sphaerocystis shroeteri* (16 %). *Euglena ehrenbergii* et *Phacus orbicularis* sont faiblement représentés (< 3 %). **Notons que *Kirchneriella obesa* est apparue dans la seconde lagune, et que dans l'ensemble, les dernières lagunes (3 et 4) sont nettement plus diversifiées que les autres avec notamment l'apparition de *Trachelomonas volvocina*, *Trachelomonas hispida*, *Chaetoptilis* sp. et de *Staurastrum paradoxum*.**

3.2.1.2.1.2.2 Ciliés (**Figure 45**)

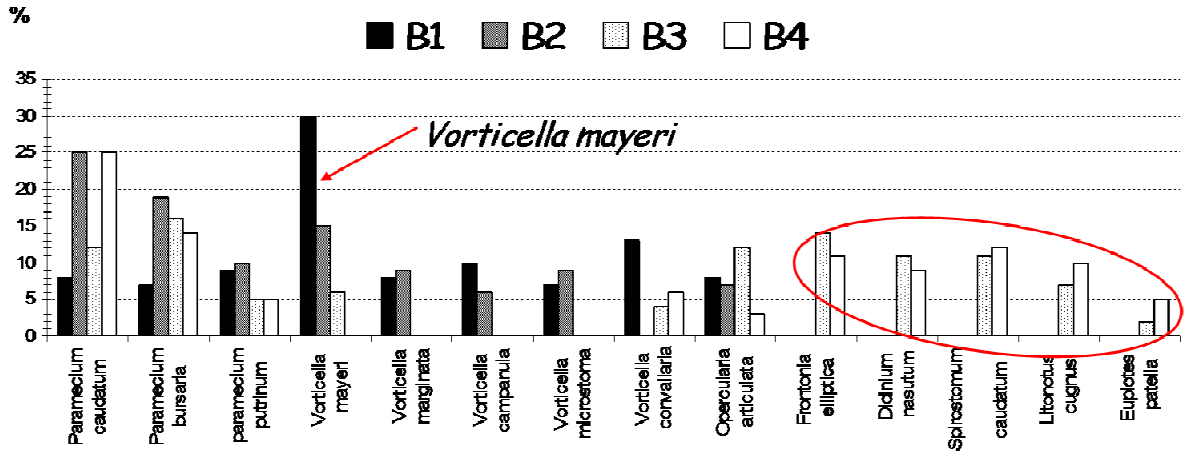


Figure 45 : Distribution qualitative (en %) des espèces de ciliés dans les 4 bassins

Dans le premier bassin, *Vorticella mayeri* est largement majoritaire (30 %), devant *Vorticella convallaria* (13 %) et beaucoup d'autres dont les pourcentages varient entre 5 et 10 % (*Vorticella campanula* 10 %, *Paramecium putrinum* 9 % etc…). *Vorticella mayeri* diminue rapidement et progressivement pour disparaître dans le dernier bassin. Le second bassin est dominé par *Paramecium caudatum* (25 %), *Paramecium bursaria* (19 %) et *Vorticella mayeri* (15 %). Notons que *Vorticella marginata*, *Vorticella campanula* et *Vorticella microstoma* ne sont présents que dans les deux premières lagunes. Les troisième et quatrième lagunes sont

dominées respectivement par *Paramecium bursaria* (16 %) et de nouveau par *Paramecium caudatum* (25 %). **De nombreuses espèces ne sont présentes que dans ces deux dernières lagunes (*Frontonia elliptica, Didinium nasutum, Spirostomum caudatum, Litonotus cugnus, Euplotes patella*), et *Vorticella mayeri* est l'espèce dominante dans le bassin 1.**

3.2.1.2.1.2.3 Rotifères (**Figure 46**)

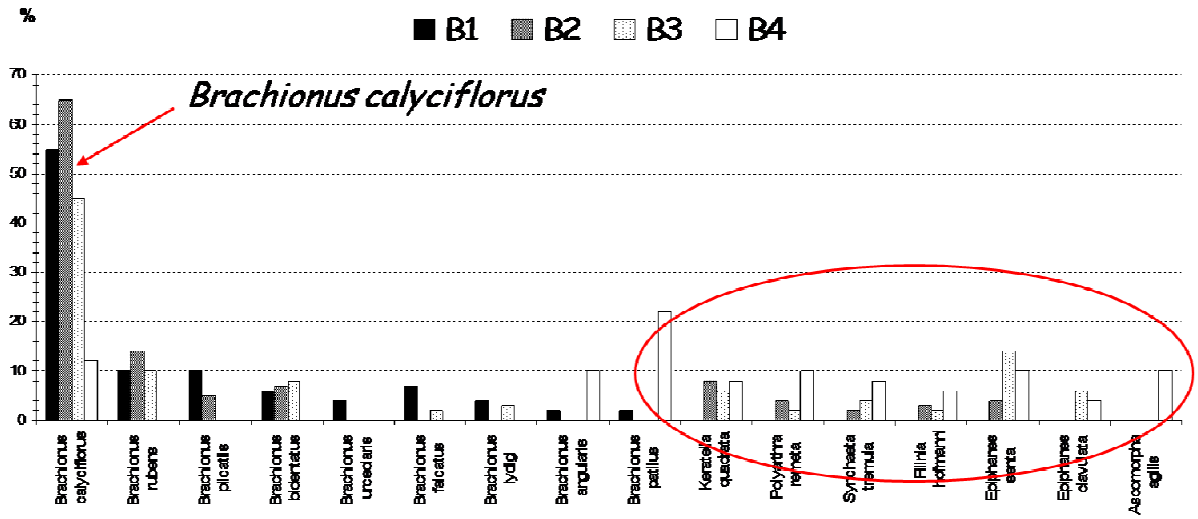


Figure 46 : Distribution qualitative (en %) des espèces de rotifères dans les 4 bassins

Les rotifères sont largement dominés dans les trois premiers bassins par *Brachionus calyciflorus* (55, 65 et 45 %), alors que le dernier bassin est dominé par *Brachionus patilus* (22 %). Seul *Brachionus calyciflorus* est présent dans les quatre bassins, *Brachionus urceolaris* ne l'est que dans le premier et *Ascomorpha agilis* dans le dernier. **On observe ainsi une diminution des abondances et de la diversification du peuplement des rotifères depuis le bassin 1 jusqu'au bassin 4.**

3.2.1.2.1.2.4 Cladocères

Les cladocères sont dominés dans toutes les lagunes par seulement deux espèces *Moina macropa et Moina brachiata.* La présence d'un peuplement cladocérien monospécifique de type Moinidae indique un état de dystrophie dans les deux premiers bassins, ces Cladocères s'adaptant le mieux aux charges organiques élevées (Aleya *et al.*, 2006). La présence de

Moina macropa réputée pour sa forte sensibilité aux éléments métalliques (Martinez-Tabche *et al.*, 1998) dans le premier bassin témoigne de l'absence d'une toxicité métallique éventuelle. De plus, la diminution de la densité des Moinidae du bassin 1 jusqu'au bassin 4 est associée à des espèces rotariennes indicatrices d'une amélioration de la qualité de l'eau.

3.2.1.2.2 Étude quantitative (Tableau 15)

		min	*max*	*moyenne*	*écart type*
B1	*Abondances phytoplanctoniques x 10^3 cell.L^{-1}*	6,00	375,00	172,08	139,77
	Ciliés x 10^3.L^{-1}	90,00	850,00	288,92	207,28
	Rotifères x 10^3.L^{-1}	0,21	874,60	128,78	270,59
	Cladocères x 10^3.L^{-1}	0,00	99,54	11,42	27,54
	Bactéries x 10^6.L^{-1}	45,00	713,00	285,16	202,44
B2	*Abondances phytoplanctoniques x 10^3 cell.L^{-1}*	8,60	2219,60	478,00	697,38
	Ciliés x 10^3.L^{-1}	19,00	315,00	95,08	79,62
	Rotifères x 10^3.L^{-1}	0,02	1452,36	342,25	469,36
	Cladocères x 10^3.L^{-1}	0,00	142,50	11,67	31,06
	Bactéries x 10^6.L^{-1}	78,00	1544,00	613,48	461,48
B3	*Abondances phytoplanctoniques x 10^3 cell.L^{-1}*	12,40	2535,60	606,79	725,94
	Ciliés x 10^3.L^{-1}	6,00	144,00	44,48	45,14
	Rotifères x 10^3.L^{-1}	0,59	1563,25	337,95	531,97
	Cladocères x 10^3.L^{-1}	0,00	5,42	1,00	1,77
	Bactéries x 10^6.L^{-1}	154,00	2514,00	824,56	633,20
B4	*Abondances phytoplanctoniques x 10^3 cell.L^{-1}*	14,50	2819,60	642,50	800,83
	Ciliés x 10^3.L^{-1}	13,00	317,00	92,08	63,19
	Rotifères x 10^3.L^{-1}	0,13	887,41	151,77	288,90
	Cladocères x 10^3.L^{-1}	0,00	5,15	0,77	1,57
	Bactéries x 10^6.L^{-1}	90,00	3626,00	1055,16	868,83

Tableau 15 : Distribution des paramètres biotiques dans chaque bassin

3.2.1.2.2.1 Bassin 1 (Figure 47)

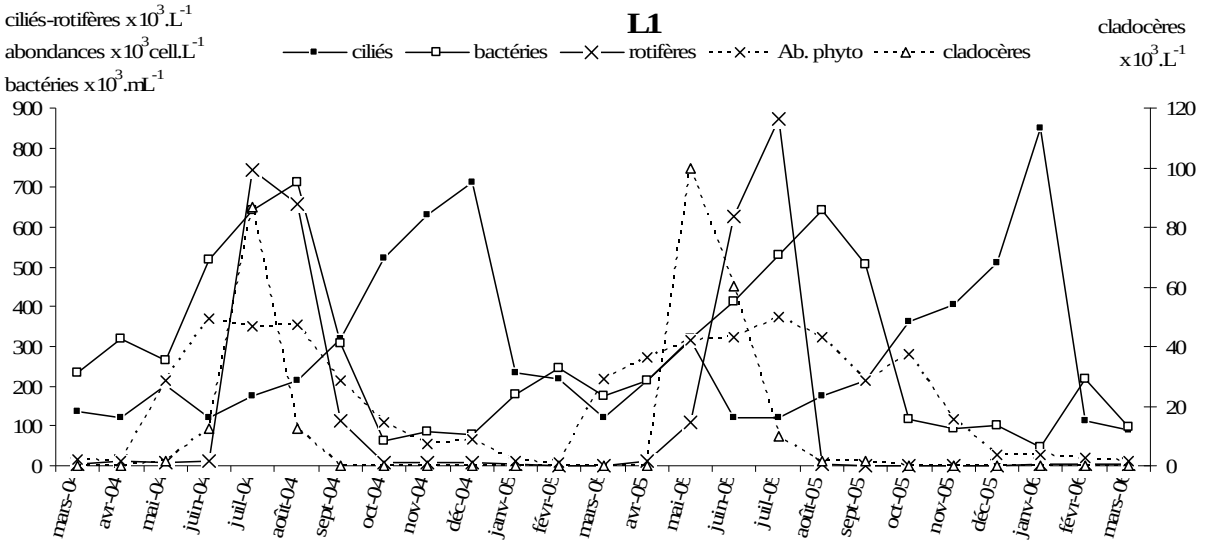


Figure 47 : Effectifs des ciliés, bactéries, rotifères, cladocères et abondance phytoplanctonique dans le bassin 1

On observe des pics d'abondances lors des périodes estivales sauf pour les ciliés, dont la présence est décalée et commence en automne pour atteindre un pic en plein hiver (décembre-janvier). L'évolution des effectifs bactériens en période hivernale est asynchrone de celle des ciliés, et traduit clairement la prédation exercée par ces derniers sur la communauté bactérienne. Lors de la première année, mis à part pour les ciliés, les pics sont synchrones et concentrés sur les deux mois d'été. Alors que lors de la seconde, il y a une distribution des pics sur plusieurs mois. Ainsi, on note un premier pic pour les cladocères au mois de mars, puis un second pour le phytoplancton au mois de juillet, et un troisième pour les bactéries au mois d'août. Les rotifères évoluent en dôme avec un maximum au mois de juillet. Sur l'ensemble du suivi, la période post-hivernale/pré-printannière correspond à un creux d'activité des microorganismes au sein de la lagune 1.

3.2.1.2.2.2 Bassin 2 (**Figure 48**)

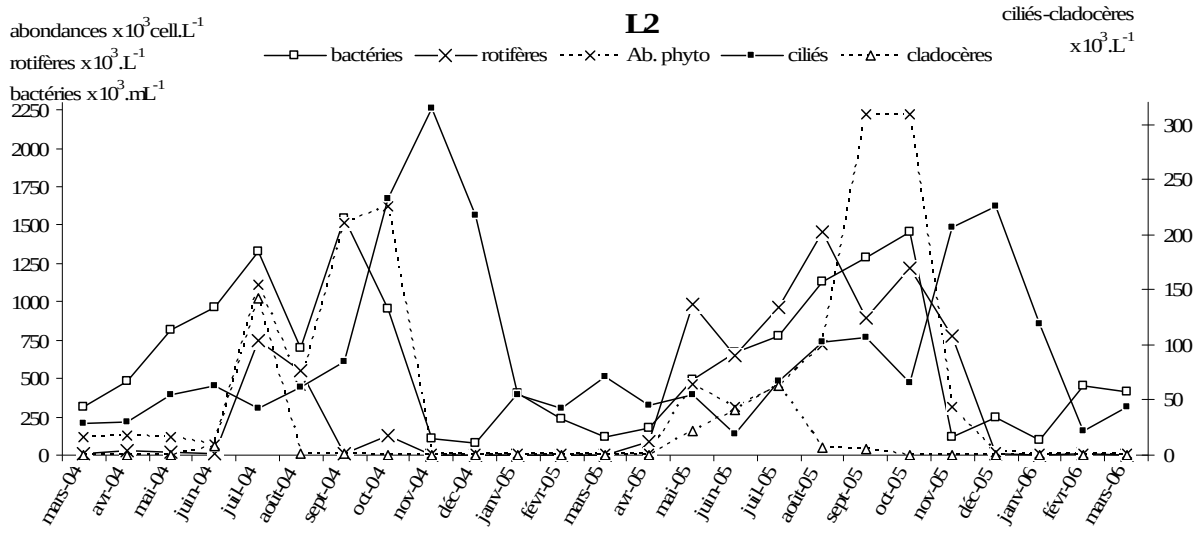


Figure 48 : Effectifs des ciliés, bactéries, rotifères, cladocères et abondance phytoplanctonique dans le bassin 2

Dans cette seconde lagune, l'ensemble des effectifs présente des pics d'activité plus étalés dans le temps s'étalant grossièrement du printemps à l'automne, avec toujours un décalage pour les ciliés en période hivernale. La distribution des effectifs est graduelle à partir du printemps pour augmenter jusqu'à un pic en fin d'automne avant de chuter au mois de novembre pour les bactéries et le phytoplancton. Les cladocères ne sont présents qu'en été avec un pic en juillet, alors que les rotifères ont des pics en été mais sont présents sur une plus large période de mai à novembre lors de la seconde année. Les pics des ciliés sont moins décalés par rapport au reste, et interviennent en fin d'automne/début d'hiver (novembre-décembre). La période d'inactivité s'étale grossièrement de janvier à avril.

3.2.1.2.2.3 Bassin 3 (**Figure 49**)

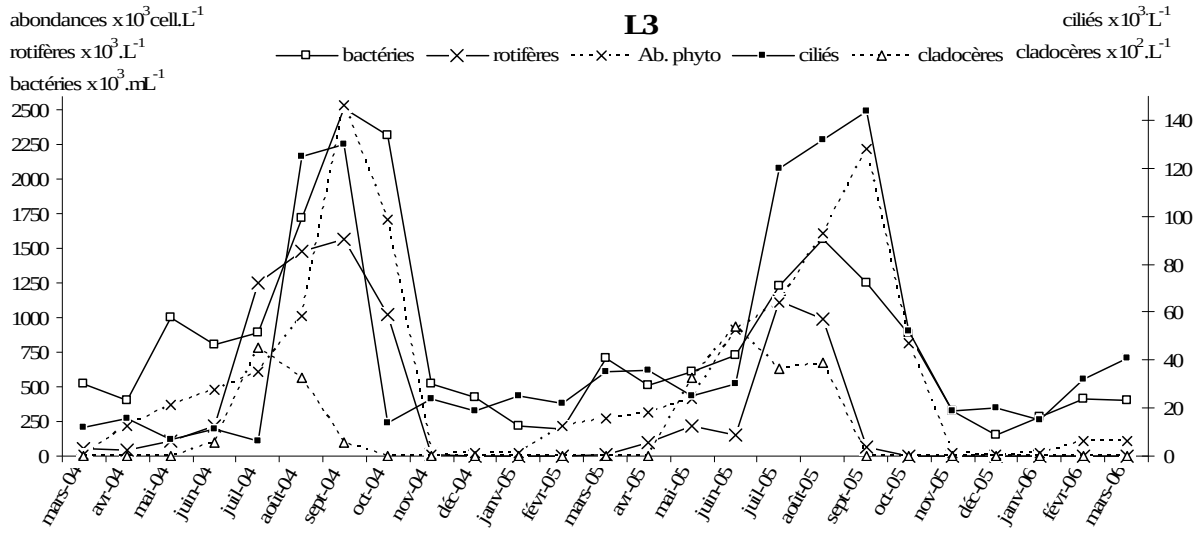


Figure 49 : Effectifs des ciliés, bactéries, rotifères, cladocères et abondance phytoplanctonique dans le bassin 3

Dans l'avant dernière lagune, les pics des ciliés sont maintenant synchrones du reste. On observe ainsi une distribution de l'ensemble des effectifs de juillet à octobre sur les deux années avec une augmentation rapide des effectifs à partir de l'été. La baisse d'activité hivernale semble se prolonger largement pendant le printemps et ce jusqu'au début de l'été.

3.2.1.2.2.4 Bassin 4 (**Figure 50**)

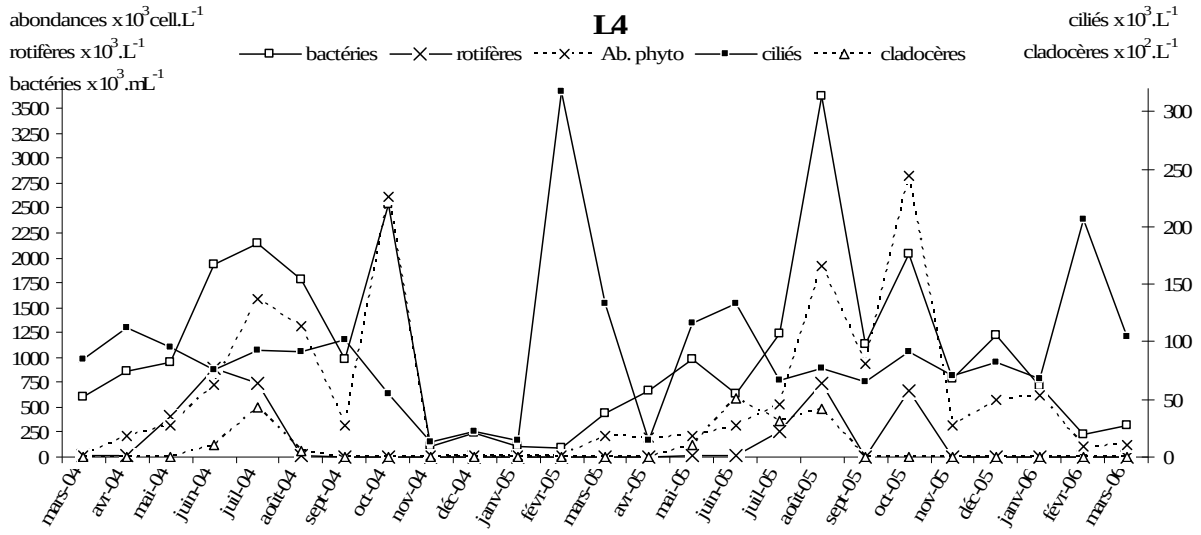


Figure 50 : Effectifs des ciliés, bactéries, rotifères, cladocères et abondance phytoplanctonique dans le bassin 4

On retrouve dans la dernière lagune un écart net entre le pic des ciliés intervenant en février, et le reste des autres microorganismes, qui ont la particularité d'avoir deux pics d'abondances, un en octobre et l'autre en juillet / août. La distribution est globalement très hétérogène avec une évolution saisonnière en dent de scie s'étalant jusqu'en janvier lors de la seconde année pour le phytoplancton et les bactéries. Mis à part cette dernière observation, on note que la période d'inactivité s'étale de novembre à mars / avril. On notera la chute des effectifs lors des deux mois de septembre, entre les deux pics observés.

Conclusion sur l'évolution saisonnière

Il apparaît clairement une évolution saisonnière des effectifs, avec des pics estivaux et des périodes d'inactivité s'étalant de la fin de l'automne au printemps, surtout dans la lagune 3. L'activité des ciliés est décalée en hiver sauf pour la lagune 3, ils contrôlent les populations bactériennes et assurent l'épuration des eaux au début de l'hiver.

L'évolution des abondances phytoplanctoniques et bactériennes est similaire et croissante à travers les bassins. Si l'on fait abstraction de la dernière lagune, on remarque que l'évolution des ciliés est parfaitement opposée à celles des bactéries, et dans une moindre mesure à celle des rotifères. Alors que les rotifères et les ciliés présentent une évolution opposée avec respectivement une augmentation puis une diminution des effectifs. Quant aux cladocères, leur présence est limitée aux deux premiers bassins.

3.2.1.2.2.5 Évolution des effectifs à travers les lagunes (**Figure 51**)

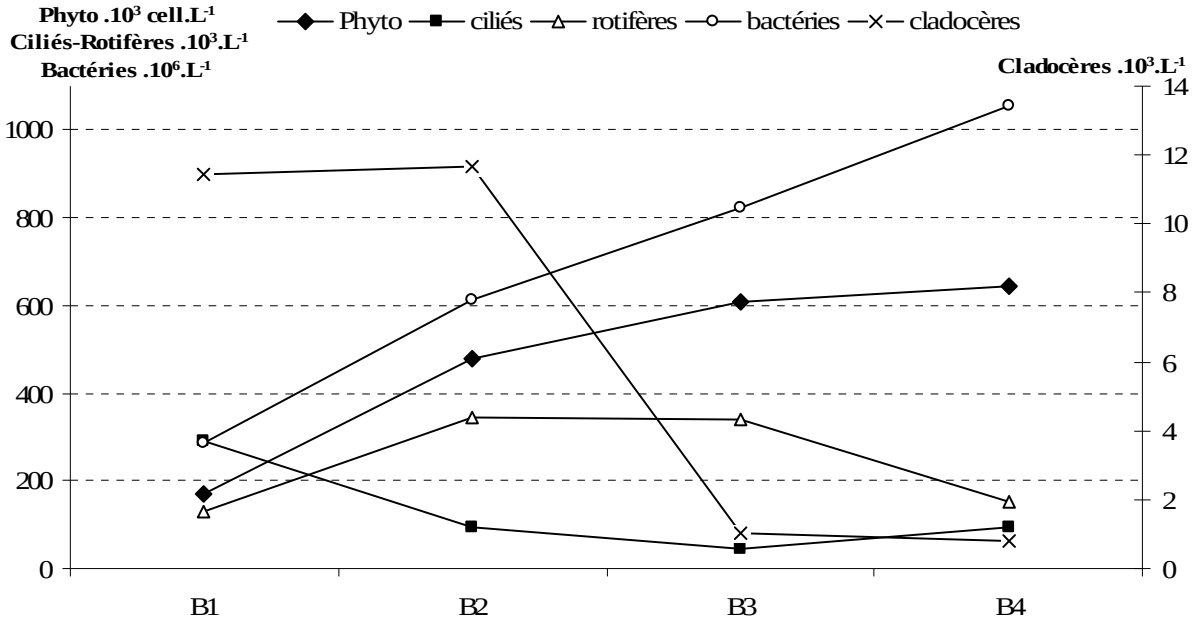


Figure 51 : Évolution des effectifs moyens recensés sur les deux années de suivi à travers les lagunes

Les cladocères présentent de faibles effectifs passant en moyenne de 11,5 dans les deux premiers bassins à moins de 1 dans les deux derniers.

Le phytoplancton et les bactéries ont des effectifs augmentant systématiquement à travers les quatre bassins. On note une forte hausse entre les deux premières lagunes passant de 172 à 478 10^3.cell.L^{-1} pour le phytoplancton, et de 285 à 613 10^6.L^{-1} pour les bactéries, pour atteindre ensuite en lagune 4 respectivement 642 et 1055 10^3.L^{-1}. Cette augmentation est continue pour les bactéries alors qu'elle se tasse dans la dernière lagune pour le phytoplancton.

Les rotifères augmentent de la première à la seconde lagune, passant de 129 à 342 10^3.L^{-1}, avant de se stabiliser dans la troisième et de diminuer dans la quatrième jusqu'à 152 10^3.L^{-1}.

3.2.1.2.3 Cas particulier des ciliés

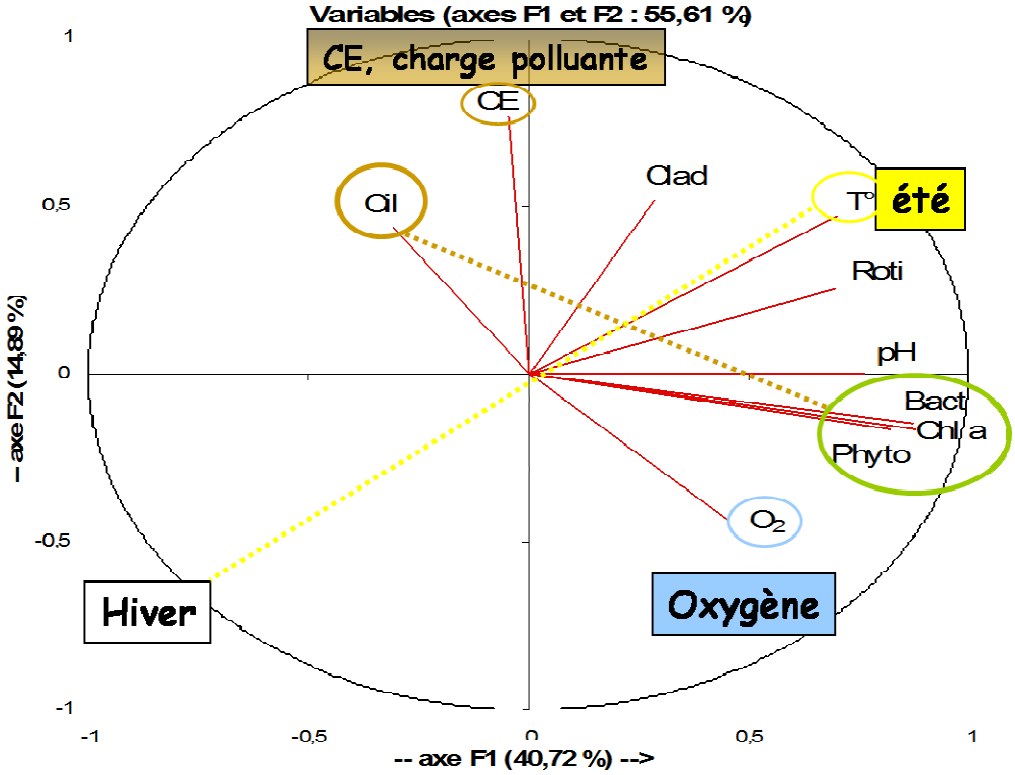
Pour l'ensemble des prélévements du premier bassin, la densité des ciliés a varié de 90 à 850 10^3.L^{-1} ($m \pm \sigma = 289 \pm 207{,}3$ 10^3.L^{-1}). Les maxima d'abondance ont été enregistrés au cours des deux périodes automnales (**Figure 47**). Les Péritriches *Vorticella* sont les protozoaires les plus abondants (**Figure 45**) suivis des Holotriches (*Paramecium*). Le biovolume moyen calculé au cours de notre étude dans ce bassin est de 4200 μm^3.

La densité des Protozoaires ciliés dans le deuxième bassin a varié de 19 à 315 $10^3.L^{-1}$ ($m \pm \sigma$ = 95 ± 79,6 $10^3.L^{-1}$). Là encore, les maxima d'abondance ont été enregistrés en période automnale (**Figure 48**). L'abondance des protozoaires ciliés est donc nettement plus faible dans le bassin 2 que dans le lixiviat du bassin 1. Les espèces les plus abondantes appartiennent au groupe des Holotriches suivis des Péritriches (**Figure 45**). De plus, dans ce deuxieme bassin on enregistre une légère augmentation du biovolume cellulaire qui passe de 4200 μm^3 en B1 à 4600 μm^3 en B2.

Dans le bassin 3, on observe une variation de l'abondance de 6 à 144 $10^3.L^{-1}$ ($m \pm \sigma$ = 44,5 ± 45,1 $10^3.L^{-1}$). Là encore l'abondance des protozoaires ciliés est nettement plus faible que dans les bassins 1 et 2. Les maxima d'abondance sont aussi plus faibles que ceux enregistrés dans les bassins 1 et 2 et sont atteints en fin de période estivale (**Figure 49**). Le peuplement est plus diversifié que dans les bassins précédents. De plus, dans ce troisieme bassin on a enregistré une légère augmentation du biovolume cellulaire qui passe à 4700 μm^3.

Pour l'ensemble des prélévements du bassin 4, la densité des ciliés a varié de 13 à 317 $10^3.L^{-1}$ ($m \pm \sigma$ = 92 ± 63,2 $10^3.L^{-1}$). Les maxima d'abondance ont été enregistrés au mois de février et mars (**Figure 50**). Dans le bassin 4 on enregistre une augmentation des effectifs des ciliés par rapport au bassin 3. Le peuplement est aussi diversifié qu'en B3 mais la contribution des holotriches à l'abondance totale est plus élevée qu'en B3. *Frontonia elliptica, Didinium nasutum, Spirostomum caudatum, Euplotes patella, Litonotus cugnus* absentes dans les premier et deuxième bassins présentent des contributions à l'abondance totale substantielles. L'augmentation du biovolume cellulaire a eté bien marquée dans ce dernier bassin avec une valeur de l'ordre de 5100 μm^3.

3.2.2 ACP sur l'ensemble des données abiotiques et biotiques des 4 lagunes



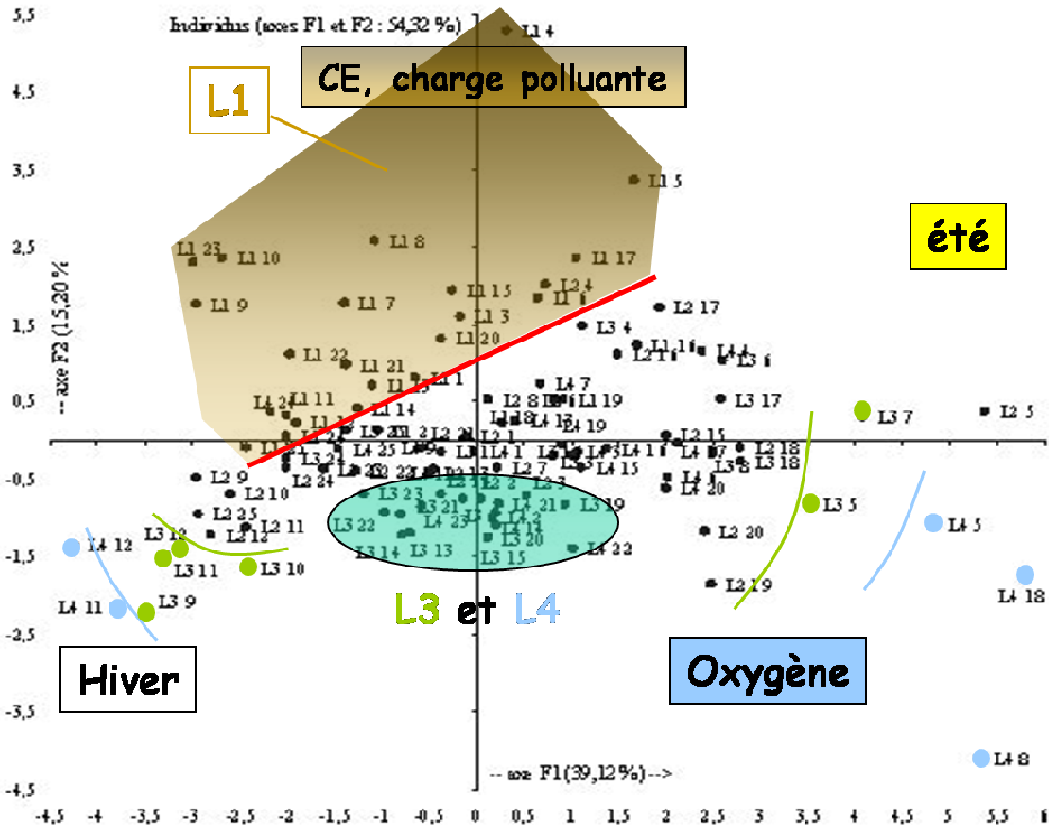


Figure 52 : ACP réalisée sur 2 années (1-25 mois) de suivi dans les 4 lagunes (L1, L2, L3, L4) sur les variables abiotiques et biotiques

L'analyse a été effectuée sur 25 individus (correspondant à chaque prélèvement mensuel), et les 11 variables abiotiques et biotiques suivantes : pH, T°, O_2, CE, Chlorophylle *a* (Chl a), Cilliés (Cil), Bactéries (Bact), Rotifères (Roti), Cladocères (Clad), Phytoplancton (Phyto).

Le plan factoriel F1 F2 explique 56 % de la variance (41 % pour F1 et 15 % pour F2). Cette ACP permet d'identifier la qualité des lagunes selon leur degré de charge polluante représenté par la CE et la période des prélèvements. En effet, un axe F1 des saisons est défini positivement pendant l'été par la température et l'oxygène, et négativement pendant la période hivernale en étant corrélé négativement à la température. L'axe F2 est considéré comme l'axe de la qualité de l'eau des lagunes, il défini positivement par la CE (charge polluante), et négativement par la présence d'oxygène en été.

On a ainsi les lixiviats de la lagune 1 qui forment une entité à part, située grossièrement en haut à gauche, définie par une charge polluante élevée et la présence des ciliés, et des températures moins contrastées que le reste des lagunes (amplitude limitée selon l'axe des saisons). Cette entité est surtout moins sensible aux T° élevées de la belle saison, ceci étant du à la T° relativement constante des lixiviats bruts qui sont moins chauds en été que la T° ambiante. L'effet saisonnier se fait donc moins ressentir sur l'axe de pollution F1. Les ciliés préfèrent donc le milieu le plus hostile, amoindri en oxygène et fortement minéralisé, conditions réunies surtout en hiver dans la lagune 1. Ils sont les prédateurs des bactéries expliquant ainsi la corrélation entre ces deux acteurs de la boucle microbienne. Comme les ciliés, les cladocères semblent préférer les milieux chargés, à la différence près qu'ils se développent à des températures plus clémentes, ils contrôlent ainsi les populations de ciliés en période estivale. Quant aux rotifères, ils se développent surtout en été lorsque les températures sont élevées et inductrices d'importantes proliférations bactériennes. La présence des ciliés est fortement corrélée à l'oxygène et au pôle Chlo *a*/Bact/Phyto dont les 3 variables sont elles-mêmes fortement corrélées entre elles. Ce résultat correspond à certains prélèvements estivaux dans les lagunes 3 et surtout 4. On a en effet observé à plusieurs reprises des blooms phytoplanctoniques dans ces deux dernières lagunes en période estivale, l'abondance phytoplanctonique s'accompagne d'une production de pigments photosynthétiques. L'activité phytoplanctonique produit des excrétats sous forme de carbone organique dissous qui servent de support nutritionnel aux bactéries hétérotrophes, expliquant ainsi l'appartenance des bactéries à ce pôle. Ce pôle « de production primaire » est situé entre le pH et l'oxygène, déterminant ainsi les conditions favorables à une intense activité de production phytoplanctoniques dans des eaux basiques et oxygénées, conditions réunies dans les deux

dernières lagunes en période estivale. Néanmoins, l'oxygénation ne semble pas être liée à la température, confirmant ainsi les observations d'une présence non-saisonnière et plutôt anti-corrélée au pôle minéralisé.

On note pour les autres lagunes une dépendance majoritaire selon l'axe saisonnier, et une migration vers le pôle oxygéné. Les trois lagunes ne se distinguent pas vraiment les unes des autres, et se regroupent dans un ensemble central selon un amas central assez homogène. En revanche lorsqu'on s'écarte vers les extrêmes saisonniers, on note une certaine zonation concentrique. La lagune 4 présente la plus grande dépendance aux conditions climatiques et une oxygénation supérieure. Puis, au fur et à mesure que l'on se rapproche du centre, on retrouve d'abord la lagune 3, et enfin la lagune 2 qui semble se recentrer, attirée de plus en plus par l'axe 2. Par ailleurs, aux saisons intermédiaires, on remarque qu'un milieu oxygéné et faiblement chargé regroupe les lagunes 4 et surtout 3. Tout ceci traduit bien une oxygénation graduelle des bassins, et une indépendance vis-à-vis de l'influence de la T° des lixiviats, surtout pour le bassin 4.

3.2.3 Discussion et conclusion sur le fonctionnement hydrobiologique des lagunes

Les résultats obtenus au niveau des quatre bassins étudiés mettent en évidence la dominance des espèces de petite taille (< 20 µm) par rapport à l'abondance totale du phytoplancton. Ces résultats sont conformes à ceux rapportés par de nombreux auteurs en milieux eutrophes. Ainsi Rai (1982) signale des pourcentages moyens de biomasse et d'activité photosynthétique associés à la fraction < 35 µm atteignant respectivement 70 % et 75 % dans un lac eutrophe alors que pour Elser *et al.* (1986) et Aleya & Devaux (1989) 40 à 90 % de la production primaire sont assurés par la fraction 22-75 µm au sein d'un lac faiblement eutrophe. Cette prédominance de la fraction des cellules de petite taille est confirmée par le rôle majeur qu'elles exercent sur la turbidité des eaux. Ces observations corroborent les résultats de nombreux travaux mettant en évidence l'importance des algues et des particules de petite taille dans les phénomènes d'extinction de la lumière (Lorenzen, 1980 ; Aleya & Devaux, 1989). Edmonson (1980), rapporte que pour une même quantité de matière, les particules de petite taille affectent davantage la transparence de l'eau que les particules de grande taille. Dans le cas des bassins d'Étueffont, cette extinction est accentuée par les concentrations élevées en matière organique et devient maximale lors des proliférations intempestives des Euglénophytes Phacus et Euglena. Ces blooms sont aussi spectaculaires que la rapidité de leur

déclin qui semble être lié à l'auto-ombrage en raison de la relation non linéaire qui existe entre volume cellulaire et ombrage (Harris, 1978). En effet, après chaque séquence de développement important de Phacus et/ou d'Euglena, nous assistons au développement d'espèces de plus petite taille (*Kirchneriella, Chaetoptilis, Sphaerocystis*), celles-ci étant alors favorisées par leur importante teneur en chlorophylle par unité de volume. Notre étude indique que les algues de petite dimension supportent plus facilement les conditions extrêmes que les algues de grande taille car elles tirent un avantage compétitif en raison de leurs rapports Surface/Volume élevés qui leur permet une meilleure exploitation des nutriments, en raison notamment de la présence de nombreux sites d'assimilation et d'une faible dépense énergétique pour le transport jusqu'aux sites d'utilisation (Takahashi & Bienfang, 1983 ; Rai, 1988 ; Aleya *et al.*, 1994). Notons que l'intensité de ces deux types de phénomènes est largement dépendante de surfaces d'échanges avec le milieu extérieur (Smith & Kalff, 1983 ; Elloumi *et al.*, 2008). De plus, il est communément admis que les zooplanctontes, exercent une pression de broutage préférentiellement orientée vers les espèces de petite taille (Gliwicz, 1977). Tel semble bien être le cas dans nos bassins où nous avons observé une forte prolifération du rotifère *Brachionus* qui, s'il permet une activation de la production primaire nanoplanctonique par ses excrétats, aboutit à une consommation quasi immédiate, de la biomasse ainsi formée par ces herbivores.

Dans le bassin 4, nous assistons à une diminution drastique des abondances des Euglénophytes au profit des chlorophycées coloniales *Coelastrum microporum, Sphaerocystis schröteri, Chaetoptilis* sp.). Ce résultat suppose que les conditions environnementales dans le bassin 4 deviennent propices au développement d'espèces classiquement rencontrées dans les écosystèmes limniques eutrophes (Aleya, 1992, Wetzel & Likens, 2000). Ces formes coloniales sont formées de petites cellules présentant des rapports S/V relativement élevés et possédant une activité métabolique d'intensité voisine de celles des espèces isolées et de petite taille.

Nous devons donc considérer ici, à la suite de Pavoni (1963) et Takamura *et al.* (1986) que ces espèces coloniales doivent être assimilées à des formes nanoplanctoniques et indicatrices d'une amélioration de la qualité des eaux dans le bassin 4.

3.3 Évolution des lixiviats dans l'espace, et impact sur le réseau hydrographique superficiel

Situation hydrographique

Le collecteur du sous-casier (SC) est la source pérenne du ruisseau du Gros Pré (GP) dans lequel sont déversés les lixiviats traités à la sortie de la 4ème lagune (SL4). Les eaux pluviales et usées de la déchetterie et du quai de transfert (PDQT) constituent en amont une source intermittente du ruisseau du Gros Pré. Ce ruisseau se jette après avoir traversé environ 1500 m de forêt dans le ruisseau récepteur du Mont Bonnet (MB) au débit plus important. Le ruisseau du Mont Bonnet prend naissance au pied du Mont Bonnet (sommet culminant à 566 m surplombant le village d'Étueffont), mais n'est pérenne qu'à la sortie des étangs situés à proximité de la R D2 vers le point côté 441. Avant de confluer avec le ruisseau du Gros Pré, les eaux issues du Haut-Mont gonfle le Mont Bonnet. En amont du Haut-Mont se situe une ancienne décharge abandonnée (**Figure 53**).

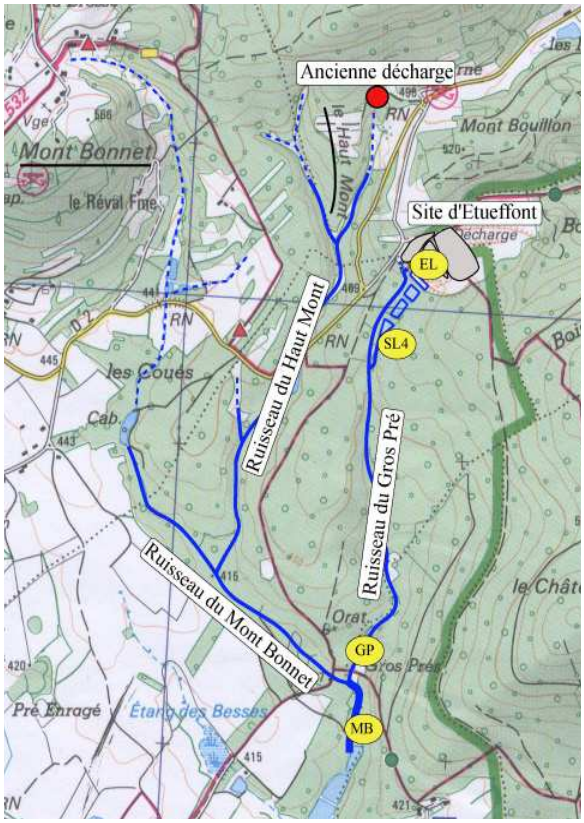


Figure 53 : Présentation du réseau hydrographique et des stations de mesures

Afin de suivre l'évolution spatiale des lixiviats depuis leur source, nous disposons de 4 points de mesure qui représentent chacun le stade précis du parcours des lixiviats. EL est l'entrée du système et constitue le point de départ. SL4 est le premier point intermédiaire et correspond au stade des lixiviats traités après la première phase d'abattement du lagunage. GP est le second point intermédiaire situé juste en amont de la confluence avec le second ruisseau récepteur du MB, il correspond au stade de la seconde phase d'abattement par le ruisseau. Enfin MB constitue le dernier point de référence situé dans le ruisseau du Mont Bonnet après sa confluence avec le GP, il permet de rendre compte de l'effet du MB amont sur les lixiviats traités après les deux premières phases d'abattement.

Les graphiques ont été réalisés à partir des valeurs moyennes calculées sur les 6 dernières campagnes de Mai 2003 à Novembre 2006, les données de Juillet 2002 étant manquantes pour les ruisseaux récepteurs.

3.3.1 Évolution qualitative spatiale des lixiviats à travers le système de lagunage et les ruisseaux récepteurs

Rendements épuratoires et importance de la microbiologie

L'efficacité du système de lagunage se traduit par l'abattement des charges polluantes à travers les lagunes, où chaque bassin a son importance. Cet abattement dépend de la qualité du flux entrant qui va déterminer les conditions de survie des micro-organismes. Selon les caractéristiques de la microfaune et de la microflore en présence, les activités de dégradation et d'élimination évolueront. Des normes de rejets concernant les lixiviats traités sont requises en sortie du système de lagunage. Elles permettent au ruisseau récepteur de ne pas subir de brusques changements qui pourraient nuire à l'équilibre de son écosystème. Pour autant, ces normes de rejets ne sont pas compatibles avec les qualités requises pour des ruisseaux piscicoles. Au cours de son trajet, le ruisseau va recueillir l'apport d'affluents qui vont grossir son débit, on assiste donc à une seconde phase d'abattement, principalement par dilution. Néanmoins, l'activité des microorganismes et autres phénomènes d'adsorption/précipitation participent également à cette épuration, on définit l'ensemble de ces phénomènes par le terme d'atténuation naturelle (Bagchi, 1987 ; Maier *et al.*, 2005)

3.3.1.1 Interprétation des résultats :

Evolutions particulières :

- le pH s'est basifié à travers les lagunes en passant de 7,39 à 7,9 avant d'entamer une baisse à travers les deux ruisseaux du GP puis du MB avec des valeurs respectives de 7,53 et 7,3.

- les eaux se sont oxygénées d'abord à travers les lagunes passant de 3,51 à 6,53 $mg.l^{-1}$ d'O_2 pour ensuite se réenrichir à travers le GP pour atteindre presque 8 $mg.l^{-1}$ d'O_2, avant de baisser à 7,24 $mg.l^{-1}$ d'O_2 dans le MB.

- on observe la même tendance pour les MES, c'est-à-dire qu'après avoir amélioré ces valeurs à travers les lagunes et le GP passant de 35,3 à 15,3 puis 11,3 $mg.l^{-1}$, la qualité se dégrade légèrement après la confluence avec le MB pour atteindre des valeurs de 16,3 $mg.l^{-1}$.

En dehors des trois évolutions citées ci-dessus, on remarque trois comportements distincts concernant l'abattement des valeurs :

1. Abattement quasi-total dès la sortie du lagunage (Figure 51) :

- la température passe de 18,2 à 11,5 °C à travers les lagunes pour baisser d'1° et se stabiliser aux alentours de 10,5 °C dans les deux ruisseaux.

- la phosphore total chute de 2,92 à 0,22 $mg.l^{-1}$ à travers les lagunes pour quasiment disparaître dans les deux ruisseaux avec des valeurs se stabilisant aux alentours de 0,07 $mg.l^{-1}$.

- dans une moindre mesure les nitrates diminuent fortement à travers les lagunes passant de 372 à 54,8 $mg.l^{-1}$ et continuent de diminuer légèrement pour finir par presque disparaître à travers les ruisseaux en atteignant respectivement pour GP et MB 28,6 et 5,1 $mg.l^{-1}$.

2. Abattement quasi-total au niveau du GP avec un rôle majeur du système de lagunage, le ruisseau complétant la baisse (Figure 51) :

On observe cette évolution entre EL et SL4 puis au GP pour les paramètres suivants NK (225 à 30 puis 1,9 $mg.l^{-1}$), NH_4 (199 à 21,7 puis 0,47 $mg.l^{-1}$), COT (137 à 37,9 puis 5,84 $mg.l^{-1}$), HCO_3 (2339 à 620 puis 72 $mg.l^{-1}$), et CE (3890 à 1303 puis 214 $uS.cm^{-1}$).

3. Abattement quasi-total au niveau du GP avec un rôle équivalent du système de lagunage et du ruisseau du GP (*Figure 54*) :

Ce phénomène concerne le plus grand nombre de paramètres. Les ions majeurs Mg (44,3 à 4,32 $mg.l^{-1}$), K (181 à 7,94 $mg.l^{-1}$), SO4 (247 à 31,8 $mg.l^{-1}$), Na (262 à 15,8 $mg.l^{-1}$), Ca (224 à 18,5 $mg.l^{-1}$), Cl (248 à 14 $mg.l^{-1}$) et les paramètres organiques DBO (40,4 à 4,2 $mg.l^{-1}$) et DCO (582 à 23,2 $mg.l^{-1}$).

Evolution à travers le système de lagunage

L'amélioration progressive du milieu dans l'espace se traduit physiquement par une oxygénation, une basification et une baisse de la conductivité électrique dans les lagunes, et par de très faible valeurs de MES, le rôle des deux filtres à sables installés dans la première lagune est prépondérant dans l'évolution positive de ces paramètres (Aleya *et al.*, 2006) et une diminution de la T° du flux entrant.

Les formes azotées sont dominées par la présence de l'ammonium, qui constitue l'essentiel de NK. Le constat d'une dénitrification bactérienne par minéralisation de l'azote ammoniacal en nitrates, observé par Khattabi (2002) n'est pas confirmé dans notre étude. La baisse du NH_4 à travers le temps et l'espace ne s'accompagne pas d'une évolution opposée pour les nitrates. Les éléments nutritifs préférentiels des algues que sont l'ammonium et le phosphore présentent de forts taux d'abattement, et le rapport N/P indicateur d'état d'eutrophisation de l'eau (Seip, 1994) en découlant nous montre des valeurs largement supérieures au seuil de 29 qui indique la possibilité de présence de cyanobactéries.

Ces paramètres, représentatifs des quantités de matière organique montrent à quelques exceptions près une baisse de la charge organique au cours du temps, due à la diminution des apports de matières organiques par les lixiviats bruts. La décroissance de la DCO et du COT, et la stabilisation de la DBO à travers le système de lagunage indiquent que l'abattement de la matière organique dépend davantage des processus physicochimiques (décantation, adsorption, floculation, etc.) que microbiologiques (biodégradation bactérienne). Les mêmes phénomènes ont été observés par Khattabi *et al.* (2007). La décroissance importante du rapport DBO/DCO dans le temps et ses faibles valeurs lors des dernières campagnes (<0,075) indiquent que le milieu traite des lixiviats de plus en plus vieillissants et de plus en plus basiques, caractéristiques d'une phase de méthanisation avancée qui correspond au dernier stade d'évolution.

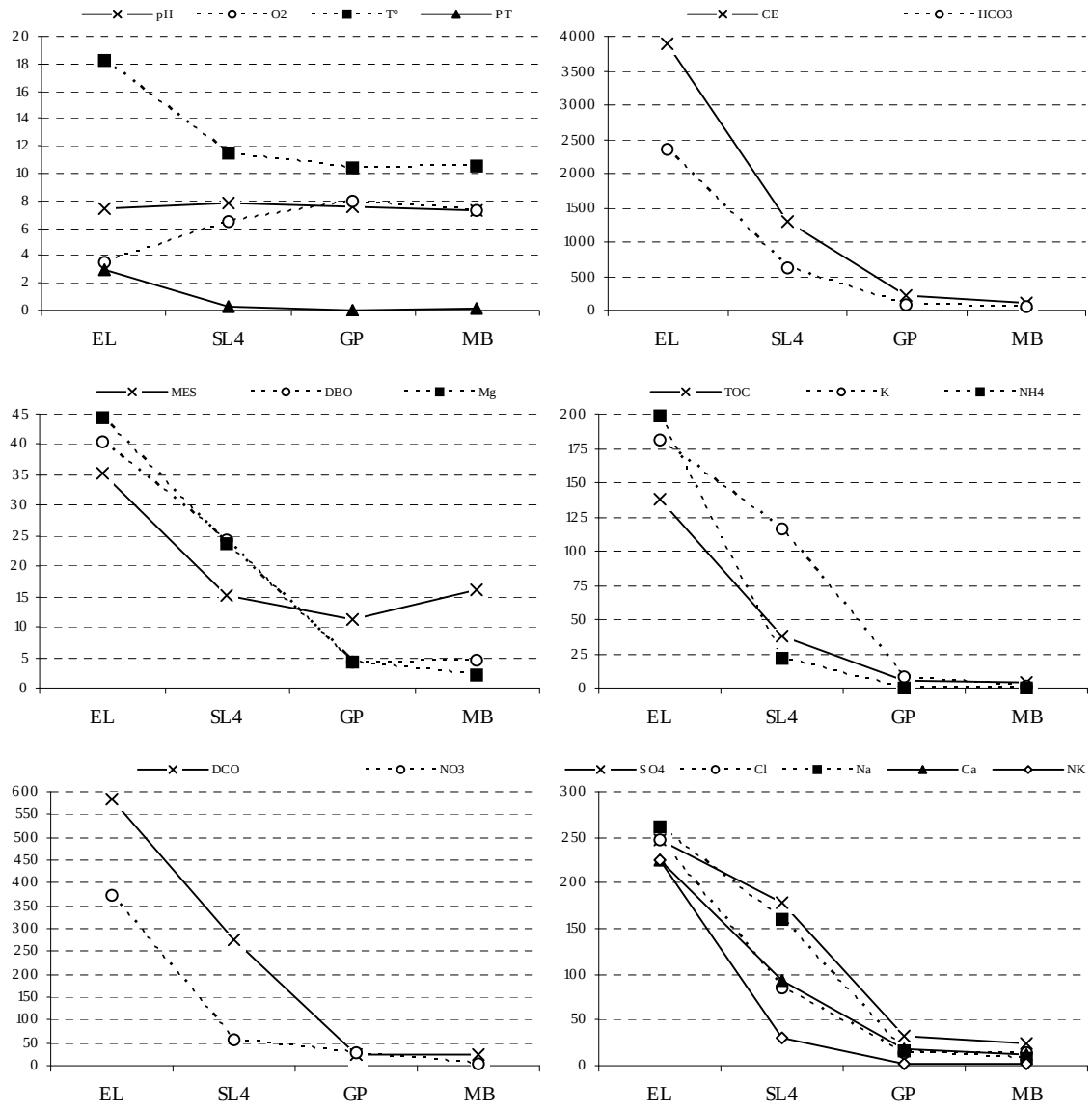


Figure 54 : Évolution physico-chimique des lixiviats à travers l'ensemble du système d'épuration (lagunes et ruisseau)

3.3.1.2 Conclusion sur l'évolution spatiale des lixiviats

L'abattement des charges polluantes des lixiviats peut se faire différemment selon les paramètres : soit essentiellement à travers les lagunes (T°, PT, NO_3), soit à travers les lagunes et le ruisseau du GP avec - un rôle majeur pour les bassins (NK, NH_4, COT, HCO_3 et CE), - où un rôle partagé entre les lagunes et le ruisseau (Mg, K, SO_4, Na, Ca, Cl, DBO et DCO). On note pour l'ensemble des paramètres un abattement quasi-total avant le rejet du GP dans le MB, à part pour les MES où on remarque une augmentation dans le MB alors que les valeurs avaient diminué entre EL et GP.

3.3.2 Comparaison des rendements épuratoire par lagunage et atténuation naturel

Des taux d'abattement sont calculés pour les différents paramètres sur la totalité du système d'épuration, c'est à dire entre l'entrée de la première lagune et le Mont Bonnet, avec des points intermédiaires que sont la sortie du système de lagunage et le GP avant son rejet dans le MB.

3.3.2.1 Résultats et Discussion

Les graphiques de la **Figure 55** ont été réalisés en séparant les paramètres selon leur pourcentage d'abattement à la sortie de la dernière lagune, les valeurs sont la moyenne des taux d'abattement calculés pour chaque campagne, on obtient ainsi :

- entre 80 et 90 %, pour NK (87) et NH_4 (88), passant respectivement à 91 et 98 % dans GP, et à 92 et 99 % dans MB.

- **entre 70 et 80 %**, pour HCO_3 (73) et COT (73), passant respectivement à 86 et 84 % dans GP, et à 91 et 87 % dans MB.

- **entre 60 et 70 %**, pour Na (60), Cl (67), DCO (60) et CE (67), passant respectivement à 87, 83, 87 et 83 % dans GP, et à 93, 83, 83 et 93 % dans MB.

- **entre 50 et 60 %**, pour Mg (54), Ca (58), et K (58), passant respectivement à 80, 72 et 91 % dans GP, et à 90, 83 et 99 % dans MB.

- entre 25 et 50 %, pour DBO (41) et SO_4 (27), passant tout deux à 79 % dans GP, et à 77 et 87 % dans MB.

On a ainsi des pourcentages d'abattement moyen supérieurs à 50 % (parfois calculé sur les 3 ou 4 dernières campagnes pour MES ou en retirant la campagne de mai 2003 pour les cations) pour les éléments suivants : CE (68), MES (66), NO_2 (76), NO_3 (62), NH_4 (88), NK (86), PT (92), DCO (61), COT (75), Cl (67), HCO_3 (74), K (59), Na (60), Ca (50), Mg (54). Notons que NH_4, NK et PT présentent des pourcentages d'abattement proche de 90 %. L'essentiel de l'abattement des concentrations se fait dans la lagune 1, les trois autres bassins finissant l'épuration de façon très douce et progressive. On retrouve très nettement cette évolution spatiale pour CE, NH_4, NK, PT, DCO, COT, Cl, HCO_3, Ca, Mg et dans une moindre mesure pour K et Na.

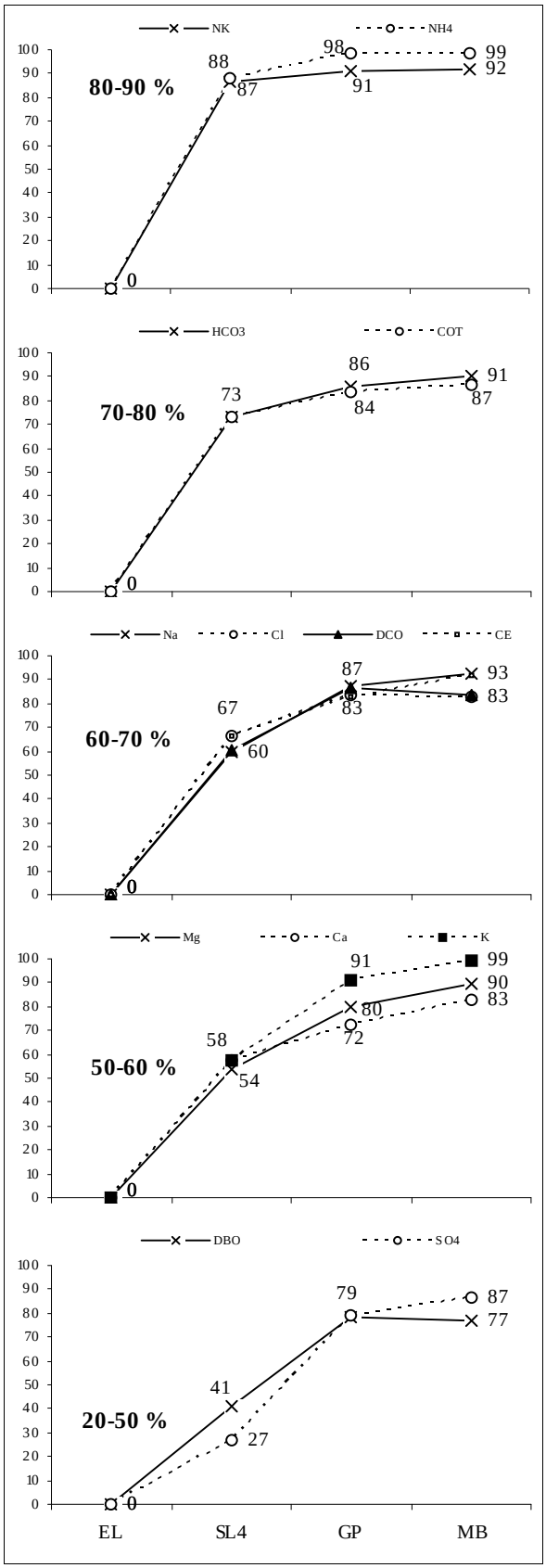


Figure 55 : Variation du taux d'abattement en pourcentage à travers l'ensemble du système d'épuration (lagunes et ruisseau) selon l'efficacité du système de lagunage

Le taux d'abattement pour le pH, la température et l'oxygénation n'ont pas été calculés car ce sont des grandeurs physiques qui n'ont pas pour finalité de tendre vers 0 en vue d'une amélioration de la qualité de l'eau.

On remarque pour NO_3, PT et MES (**Figure 56**), des évolutions très variables du pourcentage d'abattement. Si les 3 paramètres ont un taux d'abattement important entre EL et SL4, respectivement de 66, 93 et 63 %, ils présentent tous une baisse de ce taux dans GP passant à 56, 62 % et devenant négatif à -39 % pour MES. Ensuite, ce taux remonte à 91 % pour NO3 et 65 % pour PT, alors qu'il continue de descendre pour MES à -66 %. Ceci indique pour MES, qu'il y a, après la baisse des valeurs à travers les lagunes, un enrichissement au cours du passage dans le ruisseau du GP, et ensuite un apport par le ruisseau du MB. Pour NO3 et PT, cela indique qu'il y a des apports lors du passage dans le ruisseau du GP avant d'être dilué de façon importante pour NO3 puisqu'on retrouve un pourcentage d'abattement de 91 %, alors que PT n'est que très légèrement dilué (+ 3 %).

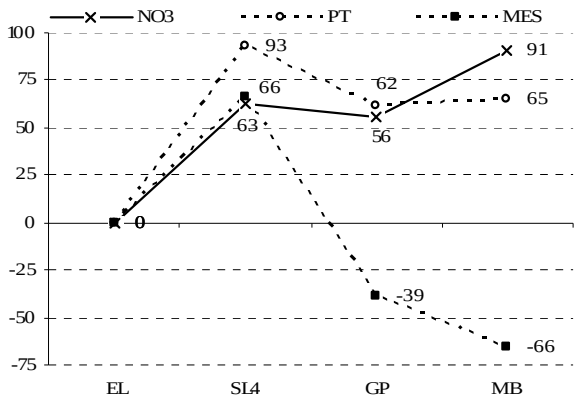


Figure 56 : Variation du taux d'abattement pour NO_3, PT, MES à travers l'ensemble du système d'épuration (lagunes et ruisseau)

Par ailleurs, on notera qu'il y a une baisse régulière des paramètres organiques à travers le GP, et qu'ensuite l'apport du MB stabilise voir diminue ce rapport, ce qui indique un apport en matière organique provenant du MB.

Concernant l'ensemble des paramètres ayant une diminution constante entre l'entrée de la lagune et le ruisseau du Mont Bonnet, ils présentent tous des taux d'abattement supérieurs à 77 % sur l'ensemble de l'épuration. Si l'on retire la DBO (77 %), tous les autres ont des taux supérieurs à 83 % et bien souvent au-delà de 90 % (CE, HCO3, K, Na, Mg, NH4, NK).

Une relation évidente lie les taux d'abattement calculés à la sortie du système de lagunage et l'allure des courbes d'évolution des concentrations.

3.3.2.2 Conclusion sur les rendements des deux phases épuratrices

L'ensemble de ces résultats attribue des rôles importants aux deux phases d'abattement de la charge polluante. Ainsi, le rôle des lagunes est primordial puisqu'il permet d'abattre pour presque tous les paramètres au moins 50 % de leur concentration (sauf pour SO_4 et DBO). Les majeurs Mg, K, Na, Ca et Cl sont diminués de 54 à 67 % et influencent directement la CE (67 %). Tandis que les éléments nutritifs (PT, NK et NH_4) présentent des abattements très importants avec respectivement 93, 87 et 88 %. Cette première phase d'épuration est suivie d'une seconde dite d'atténuation naturelle ayant lieu principalement à travers le cheminement du ruisseau du Gros Pré, qui permet de finir l'épuration et d'attendre des taux d'abattements importants compris entre 80 et 90 %. Enfin, le Mont Bonnet vient compléter ces deux phases principales en diluant le ruisseau du GP pour approcher des taux d'abattement de plus de 90 %, mais l'apport des eaux du MB peut également casser ou du moins stabiliser cette épuration pour certains paramètres (MES, DBO, DCO).

3.3.3 Suivi des chlorures sur l'ensemble du réseau hydrographique

Le suivi des chlorures est fréquemment utilisé comme traceur naturel car il est conservatif et ne réagit donc pas avec les milieux qu'il traverse (Al-Yaqout & Hamada, 2003 ; Khattabi *et al.*, 2003). Sa concentration dans une eau de mélange est la résultante des apports en chlorure des différentes eaux qui la compose. Son suivi dans un réseau hydrographique permet donc déceler son origine ou ses origines. Ainsi, nous avons suivi cet élément dans le réseau hydrographique du bassin versant de la décharge afin d'observer le rôle des eaux en provenance de la décharge dans la composition des chlorures du MB.

Nous avons réalisé trois campagnes de prélèvements, dont les résultats sont reportés dans la **Figure 57**.

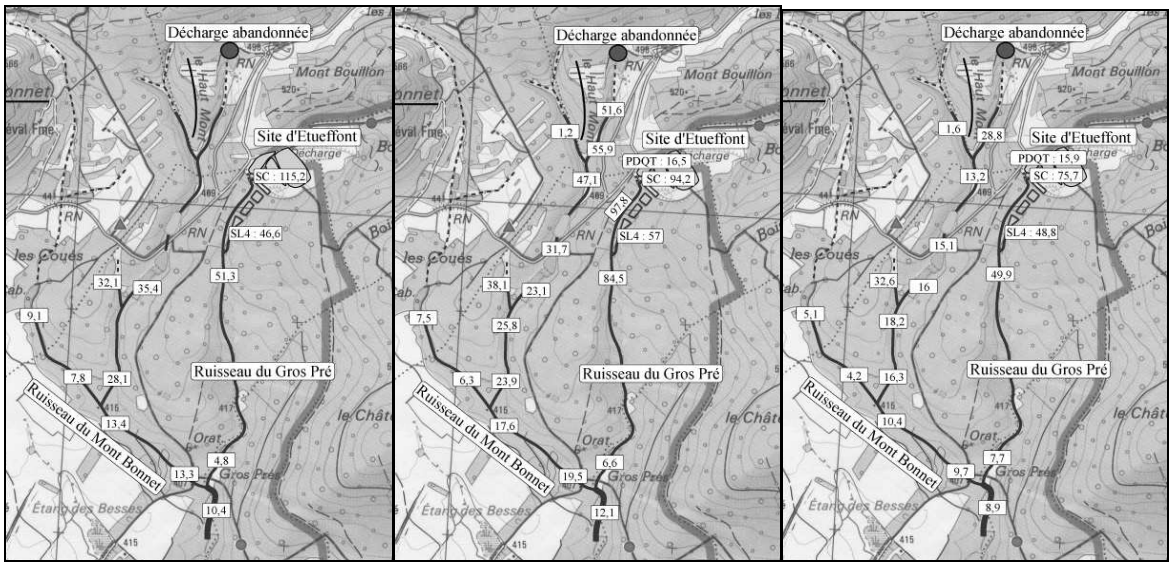


Figure 57 : Résultats des trois campagnes de suivi des chlorures dans le réseau hydrographique du bassin versant du site de la décharge

3.3.3.1 Résultats

3.3.3.1.1 Le Gros Pré GP :

La source SC du GP varie de 75,7 à 115,2, sa source temporaire PDQT a de faibles valeurs comprises entre 15,9 et 16,5 et dilue SC lorsqu'elle est active. La sortie de lagune est relativement constante et varie de 46,6 à 57 et dilue également le SC. Le GP varie donc juste en amont de la décharge de 49,9 à 84,5 et se retrouve 1,5 km en aval avec de très faibles valeurs comprises entre 4,8 et 7,7. On observe donc une dilution massive de l'élément chlore au cours de son trajet dans le GP, les différents affluents et des apports par la nappe en sont responsables.

3.3.3.1.2 Le Mont Bonnet MB :

A sa source, ou du moins à notre premier point de prélèvement, les valeurs sont faibles et varient de 5,1 à 9,1 (moins importantes qu'à la fin du GP), le premier affluent du MB est le ruisseau du Haut-Mont qui apporte une concentration comprise entre 16,3 et 28,1, ce qui provoque l'augmentation des teneurs en aval de la confluence qui varient de 10,4 à 17,6. Le MB est ensuite crédité de teneurs comprises entre 9,7 et 19,5 juste avant de recevoir le GP qui va donc le diluer et donner des valeurs de 8,9 à 12,1 après avoir reçu les deux affluents du HM et du GP.

3.3.3.1.3 Le Haut Mont HM :

Le lieu du premier point de prélèvement est variable selon les conditions, mais le ruisseau prend sa source dans le sillon qui prolonge une ancienne décharge abandonnée, les valeurs varient de 28,8 à 51,6 ce qui correspond pour le maximum à des valeurs équivalentes à celles relevées en sortie de lagune. Une des campagne montre une augmentation des teneurs le long du ruisseau de 51,6 à 55,9 alors qu'il n'y a pas d'apport latéraux, du moins superficielles car le panache issu de l'AD mis en évidence dans la seconde partie s'écoule dans la direction de ce talweg et pourrait apporter des chlorures. Le ruisseau recueille plus bas un petit affluent dont les teneurs sont très faibles, de 1,2 à 1,6, ce qui dilue le HM, il varie maintenant de 13,2 à 47,1. Il traverse ensuite une série de bassins pour arriver avant sa confluence avec un ruisseau annexe avec des valeurs comprises entre 16 et 35,4. Le ruisseau annexe présente des valeurs constantes et assez importantes de l'ordre de 35, ce qui peut soit diluer soit enrichir le ruisseau. Avant sa confluence avec le MB les valeurs varient de 16,3 à 28,1, engendrant ainsi l'augmentation des valeurs du MB citée précédemment.

3.3.3.2 Conclusions sur le suivi des chlorures (**Figure 58**)

Ces résultats montrent que la contamination superficielle issue de la décharge dans le ruisseau du GP est totalement résorbée avant de se jeter dans le MB, qui présente des teneurs supérieures. C'est le ruisseau du HM qui est responsable des teneurs plus importantes du MB. Plusieurs hypothèses peuvent être formulées quant à l'explication de ces valeurs importantes. D'une part, le dernier affluent annexe qui vient grossir le ruisseau HM avant son rejet dans le MB présente des valeurs stables et relativement importantes dont l'existence n'est pas connue, une origine lithologique n'est pas à exclure. D'autre part, la présence de deux décharges dans son bassin versant peut contribuer à apporter ces chlorures. Le panache de l'AD se dirige dans la direction du HM et pourrait contaminer le ruisseau par des apports venant des profondeurs. Une autre origine est possible, elle viendrait d'apports en surface issus d'une décharge abandonnée située dans la cuvette du bassin versant du HM, nous ignorons tout de cette décharge (qualité, origine, durée des dépôts), seuls quelques vestiges en surface témoignent de cette activité.

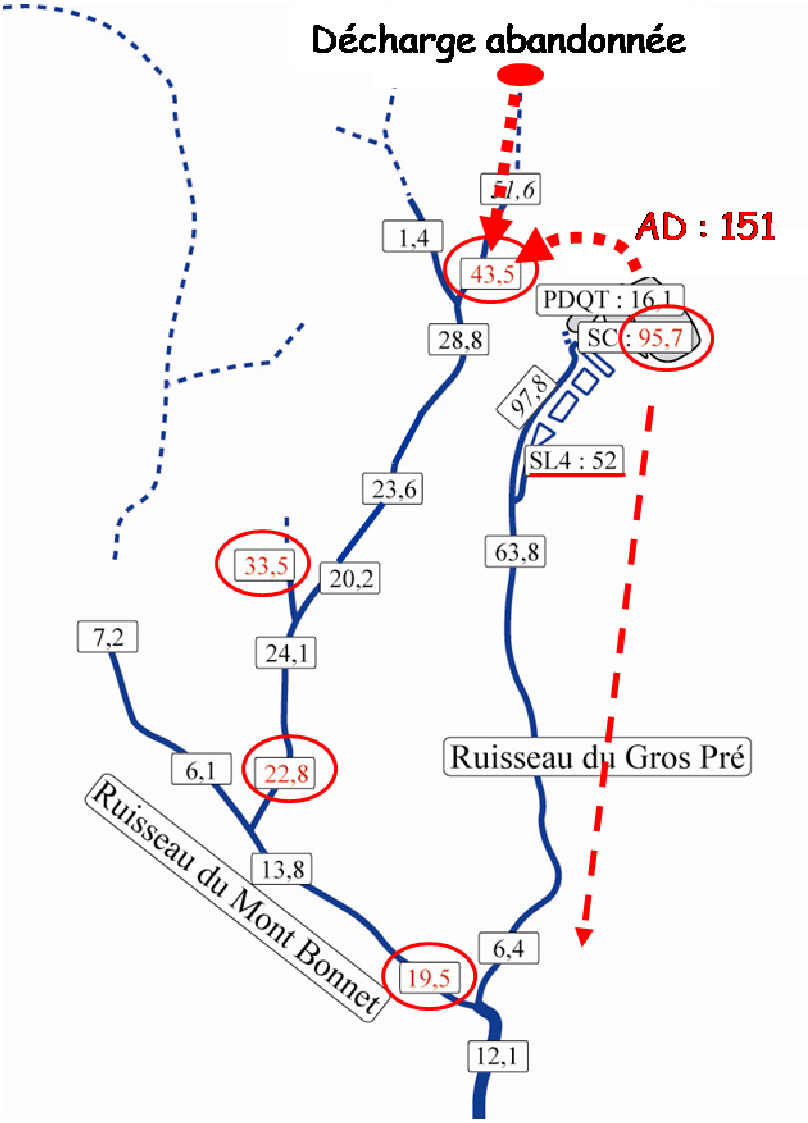


Figure 58 : Synthèse du suivi des chlorures

4 CONCLUSIONS ET PERSPECTIVES

Dans un premier temps, nous avons observé l'effet de la cessation des dépôts sur la qualité physico-chimique et biologique des lixiviats bruts du nouveau casier et nous avons suivi l'évolution des lixiviats de l'ancienne décharge qui ne sont pas censés être perturbés par cet événement. L'arrêt des arrivées de stock de matières fermentescibles sur le nouveau casier se fait ressentir rapidement sur les paramètres organiques (DBO, DCO, TOC) dans les deux années qui suivirent, et ce pour les deux lixiviats mais de façon plus intense pour les lixiviats du nouveau casier. Cette baisse est également constatée sur d'autres paramètres témoins de cette diminution de l'activité microbienne de biodégradation, telle que la baisse de la température et de la conductivité électrique (baisse de la minéralisation). La baisse brutale post-dépôt se calme avec le temps, et l'on observe pour la fin du suivi une diminution lente de l'ensemble des paramètres. La réaction rapide suite à l'arrêt des dépôts peut s'expliquer par la stratégie de dégradation choisie. Le fait d'avoir broyé les déchets et de ne pas les avoir compactés permet, et surtout dans un contexte climatique local très pluvieux, de générer une quantité importante de lixiviats qui vont donc extraire rapidement le stock de matières biodégradables. Nous avons donc un système évoluant rapidement vers une phase de méthanisation pour les lixiviats du nouveau casier, qui constitue le stade pré-terminal de l'évolution d'un massif de déchets, où l'on observe principalement une baisse de la charge organique. Cette phase s'accompagne théoriquement d'une augmentation du pH, tendance que nous observons sur les deux dernières campagnes. Quand aux lixiviats de l'ancienne décharge, ils possèdent les caractéristiques d'une phase de maturation finale avec des concentrations en nutriments devenant limitante et une stabilisation des constituants organiques et minéraux. Cependant, le fait d'avoir observé pour plusieurs paramètres la même baisse brutale post-dépôt nous laisse penser, avec l'appui des résultats des traçages, que le collecteur des lixiviats de l'ancienne décharge draine une partie des fuites de lixiviats issues du nouveau casier.

Dans un second temps, nous avons recherché à comprendre les réponses des différentes communautés biologiques à la variation de la qualité des lixiviats depuis le premier jusqu'au dernier bassin. Les suivis qualitatif et quantitatif sur une période de deux années des différents composants de la boucle microbienne que sont le phytoplancton, les bactéries hétérotrophes, les ciliés, les cladocères et les rotifères permettent de rendre compte de la structuration de cet écosystème particulier riche en matière organique. Il ressort de cette étude que l'ensemble des microorganismes présents au sein des lagunes est de petite taille, mettant en évidence une

gestion de la croissance en fonction des apports nutritionnels. En effet, si les apports sont limités, il faut les gérer et contrôler sa dépense énergétique. Par contre, dans des milieux riches en nutriments où l'abondance règne, la gestion de l'énergie et des stocks revêt une importance moindre et la sur-consommation de nourriture engendre une augmentation de la taille des individus. On remarque également dans ces lagunes, une diversification importante pour tous les peuplements. Cette diversification est notable pour les communautés phytoplanctoniques, les ciliés et les rotifères, exception faite des cladocères qui demeurent dominés par seulement deux espèces que sont *Moina macropa* et *Moina brachiata*, comme ce fût le cas lors de l'étude antérieure réalisée par Khattabi (2002). Ainsi, on assiste à l'apparition de nombreuses espèces nouvelles notamment dans les deux dernières lagunes (les ciliés *Frontonia elliptica, Didinium nasutum, Spirostomum caudatum, Litonotus cugnus, Euplotes patella*). D'autres espèces deviennent majoritaires dans les deux dernières lagunes (chlorophycées coloniales *Coelastrum microporum, Sphaerocystis schröteri, Chaetoptilis* sp.). La présence d'un peuplement à tendance monospécifique voire bispécifique tel que celui observé dans la première lagune (*Eugléna* et *Phacus*)-(Khattabi, 2002 ; Belle, 2003) ne semble plus faire partie du schéma structurel des communautés biologiques des dernières lagunes et surtout de la lagune 4, sauf pour les rotifères *Brachionus calyciflorus* qui dominent drastiquement les trois premières lagunes.

Toutes ces observations témoignent d'une amélioration nette de la qualité des eaux dans la dernière lagune. Il semble que les communautés biologiques présentent essayent de se structurer en hiérarchisant leur biomasse pour l'acquisition d'une structuration pyramidale trophique comparable à celle rencontrée à titre d'exemple dans un système aquatique eutrophe (Aleya, 1992 ; Wetzel & Likens, 2001) à ceci près que deux compartiments alimentaires forts importants sont manquants : les poissons zooplanctonophages et les super prédateurs.

Si le comportement piscicole a fait l'objet de plusieurs travaux en milieu marin ou lacustre, son rôle dans les réseaux alimentaires formés par un dispositif de lagunage installé dans le but d'abattre la charge polluante contenue dans les lixiviats issus d'une décharge d'ordures ménagères, n'a jamais été abordé. Le niveau de diversification des communautés phytoplanctoniques atteint au bassin 4 permet, cependant, de supposer que l'intervention des communautés de poissons zooplanctonophages pourrait être essentielle dans la prédation et la régulation des peuplements zooplanctoniques dans ce bassin, dans le recyclage des éléments nutritifs limitant la croissance algale, et dans les ressources trophiques disponibles pour une éventuelle introduction de carnassiers.

Les divers auteurs ayant abordé le fonctionnement de la boucle microbienne dans les écosystèmes aquatiques lacustres et marins rapportent que celle-ci serait un indicateur très précoce des perturbations d'origine anthropique subies par les communautés biologiques aquatiques (Azam *et al*., 1983 ; Gunde-Cinnerman, 2005 ; Elloumi *et al*., 2008). L'étude comparative des réseaux trophiques dans les quatre lagunes de la station d'Étueffont, a permis de confirmer l'hypothèse selon laquelle la stabilité de la biomasse d'un réseau trophique, où la capacité de régulation des systèmes est dépendante de la diversité des cheminements d'énergie et donc de la diversité fonctionnelle (Aleya, 1991 ; Aleya *et al.*, 1992 ; Reynolds, 1997). Dans le bassin 4, l'état d'équilibre dynamique du niveau de structuration des communautés phytoplanctoniques ne semblant pas être remis en cause chaque année par le brassage des eaux comme c'est souvent le cas dans les écosystèmes lacustres, la pression de prédation à laquelle ils sont soumis de la part du zooplancton et éventuellement des poissons phytoplanctonophages, autorisent l'acquisition rapide d'une structure complexe. C'est dans cette optique, que nous avons réalisé une expérimentation de biomanipulation de la chaine trophique de la lagune 4. En octobre 2007, nous avons, en effet, introduit 3000 gardons, et à ce jour on observe une mortalité de seulement 3 individus.

Il semble donc que la quantité de matière zooplanctonique nécessaire à la survie de ces prédateurs soit suffisante. A terme, l'introduction d'un super-prédateur carnassier pourrait clore cette réussite. Ainsi selon le gradient d'oxydation de la matière organique et conformément aux observations rapportées par Tifnouti & Pourriot (1989), nous pouvons dresser la représentation de l'équilibre trophique atteint dans la dernière lagune des bassins d'Étueffont avec les espèces majoritaires présentes(**Figure 59**) :

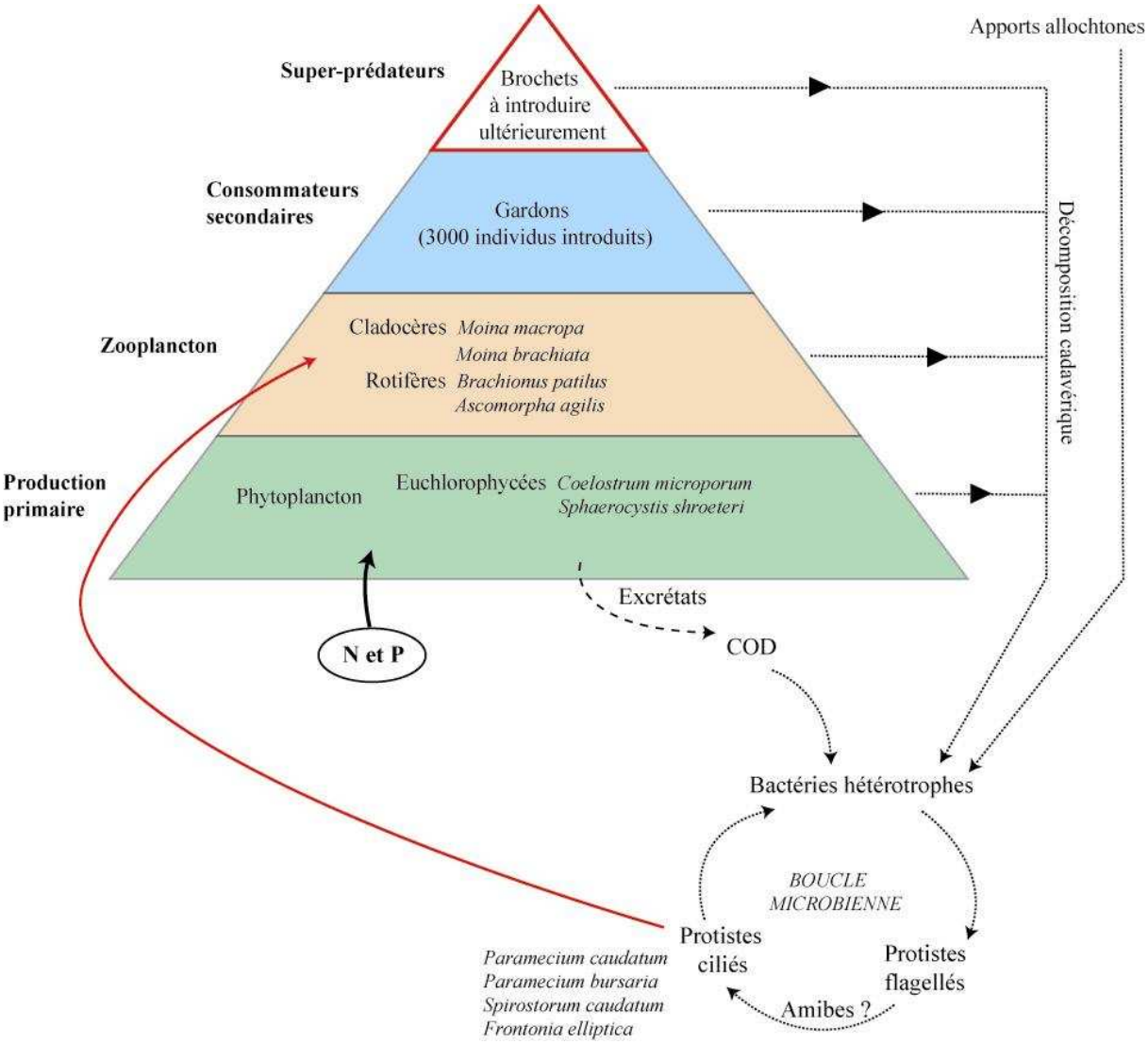


Figure 59 : Diagramme simplifié du réseau trophique existant dans le bassin 4

Enfin, l'**Annexe 6** présente la comparaison entre les normes de rejets et les données obtenues lors de la dernière campagne en sortie de dernière lagune. Les valeurs surlignées en gras sont synonymes de respect des normes. On remarque que les lixiviats traités sont bien en dessous des normes requises pour les rejets d'effluents dans le milieu naturel, et qu'ils respectent même en partie les restrictions appliquées aux rejets dans des cours d'eaux de qualité piscicole supérieure (1A) concernant les pH, MES, NO_3, Cl, PT, et s'en rapprochent pour O_2, DBO. Quand aux métaux, la quasi-totalité (sauf Ba et Mn) respecte très largement toutes les normes en vigueur confirmant ainsi la faible teneur générale des métaux dans les lixiviats. C'est la combinaison de l'amélioration de la qualité des lixiviats bruts et de l'efficacité du système de lagunage qui permet d'avoir en sortie de dernière lagune des valeurs inférieures

aux normes de rejets. Le système de lagunage correspond à une première phase d'épuration, qui est relayé par le ruisseau récepteur du Gros Pré que nous pouvons considérer comme un second système d'épuration, basé sur l'atténuation naturelle dont le phénomène de dilution est le principal vecteur. En comparant les taux d'abattement des divers paramètres pour ces deux phases, on s'aperçoit que le rôle des lagunes est essentielle et que celui du ruisseau l'est tout autant concernant l'épuration de certains paramètres (DBO, SO_4), permettant ainsi d'avoir à la fin du Gros Pré une eau souvent de meilleur qualité que celle du Mont Bonnet dans laquelle elle se jette. D'une manière générale, il permet de finir l'épuration, et l'on a au niveau du Gros Pré, des valeurs abattues d'au moins 80 % par rapport à leurs concentrations d'entrée de première lagune. Pour finir, l'abattement des éléments nutritifs préférentiels que sont l'ammonium et le phosphore, pouvant favoriser le développement des phénomènes d'eutrophisation, est de l'ordre de 98 % pour NH4 et de 65 % pour PT, alors qu'il présente des taux d'abattement de 93 % à la sortie du système de lagunage. Malgré cette hausse du phosphore dans le Gros Pré, les risques d'eutrophisation sont très limités.

Quatrième partie:

Présence et survie de bactéries dans les lixiviats d'ordures ménagères et les eaux souterraines en contexte schisteux

1 INTRODUCTION

La caractérisation physico-chimique des lixiviats et le possible panache de pollution dû à leurs infiltrations dans le sous-sol a fait l'objet d'un grand nombre d'études (Christensen *et al.*, 2001), les données relatives aux communautés bactériennes pathogènes colonisant les lixiviats sont très rares. Or, le développement de ces microorganismes et leur transport par les lixiviats peuvent être à l'origine d'une contamination des nappes phréatiques, et par extension des réservoirs destinés à l'alimentation en eau potable.

1.1 Problématique

Les objectifs de cette dernière partie sont de suivre l'évolution saisonnière de certaines colonies bactériennes (coliformes totaux, *Escherichia coli*, entérocoques, *Pseudomonas aeruginosa*, *Salmonella* spp. et *Staphylococcus aureus*) dans les lixiviats d'une décharge d'ordures ménagères et dans les eaux environnantes, en particulier les eaux souterraines de l'aquifère schisteux contaminées par les infiltrations de lixiviats, et ce à différentes échelles de temps.

1.2 Intérêts scientifiques

Peu d'études rapportent la présence de bactéries pathogènes au sein même des déchets ménagers et dans les nappes phréatiques sous-jacentes, et de plus dans un environnement géologique schisteux. Cette étude de cas apporte de nouvelles données sur les effectifs bactériens et leur capacité de développement et de survie dans des milieux spécifiques : les lixiviats de décharges d'ordures ménagères d'une part, et dans les eaux souterraines en contexte géologique schisteux d'autre part. De plus, le suivi de ces bactéries fécales permettra d'utiliser cet outil comme traceur naturel d'une contamination récente.

1.3 Intérêts finalisés

Cette étude apporte aux responsables de site un nouveau moyen de détecter d'éventuelles fuites de leurs installations. La pollution bactérienne des eaux souterraines par des fosses septiques a fait l'objet de nombreuses études (Hagedorn, 1984) et constitue toujours un problème de santé publique, car les eaux souterraines représentent une des ressources majeures de l'alimentation en eau potable. La survie de bactéries dites fécales telles *Escherichia coli* et les entérocoques dans ces eaux peut atteindre plusieurs mois (Filip *et al.*, 1988 ; Bogosian *et al.*, 1996).

1.4 Pertinence du site d'Etueffont

La décharge d'Etueffont possède la particularité d'être bordée par une déchetterie dotée d'une fosse septique pouvant elle aussi contribuer à la contamination des eaux souterraines environnantes, et d'avoir des infiltrations de lixiviats modifiant la qualité des eaux souterraines.

2 MATÉRIELS ET MÉTHODES

Lorsque on dénombre une population bactérienne dans un milieu, on a une image de sa population à l'instant *t*, qui ne nous renseigne absolument pas sur ses fluctuations à travers le temps. Pour préciser ces variations, nous établissons une fréquence de prélèvements qui peut être annuelle, mensuelle, hebdomadaire, journalière, horaire voire moins car l'activité biologique et l'évolution des espèces peut être très rapide, surtout en ce qui concerne les microorganismes. Le fractionnement des prélèvements joue un rôle primordial dans la représentativité des données. C'est un questionnement récurrent de la biologie moderne.

2.1 Choix des bactéries étudiées

En concertation avec le laboratoire de bactériologie du CHU de Besançon, nous avons recherché la présence de 6 groupes de bactéries classiquement rencontrées dans les eaux usées.

Les coliformes totaux sont fréquemment mesurés car ils doivent être absents de l'eau suivant les normes de potabilité (décret n° 2001-1220 du 20 décembre 2001). La présence de

coliformes totaux peut indiquer la présence de coliformes fécaux, indicateurs classiques de pollution fécale (WHO, 1997). Seuls les *coliformes non fécaux* sont capables de se multiplier dans les conditions environnementales (WHO, 2004).

Escherichia coli, commensal du tube digestif de nombreux animaux, n'est pas saprophyte en milieu tempéré. C'est la bactérie coliforme la mieux appropriée pour indiquer une pollution fécale d'animaux à sang chaud (Ashbolt *et al.*, 2001 ; APHA, 1998) car c'est la plus commune (Jamieson *et al.*, 2002) et la plus résistantes aux conditions environnementales extrêmes (Edberg *et al.*, 2000). *Escherichia coli* est un pathogène opportuniste capable de provoquer aussi bien des intoxications (souche entéro-hémorragique) et diarrhées (Tarr *et al.*, 1998 ; Bouchaud, 2002), que des infections (Hagberg *et al.*, 1981 ; Haun, 1992).

Les entérocoques sont des bactéries ubiquistes présentes dans les eaux usées, l'eau douce, l'eau de mer, le sol et sur les végétaux. Elles ont une durée de vie plus longue que les coliformes (McFeters *et al.*, 1974 ; Clausen *et al.*, 1977 ; Edberg *et al.*, 1997 ; WHO, 2004) et même équivalente à celle des virus (Bitton *et al.*, 1983) mais ne sont pas capables de se multiplier dans l'environnement (Bitton, 2005). Tout cela en fait de très bons indicateurs de contamination fécale et également de la présence de virus. Chez l'homme, les entérocoques sont des bactéries pathogènes opportunistes responsables de nombreuses infections.

Les trois espèces bactériennes que sont *Pseudomonas aeruginosa*, les salmonelles et *Staphylococcus aureus* sont peu impliquées dans des problèmes de santé publique liés à l'eau de consommation mais plutôt indicatrices d'eau sale.

Pseudomonas aeruginosa est l'espèce bactérienne dont l'habitat est le plus vaste. Elle vit à l'état saprophyte dans l'eau et les sols humides. Sa présence est constante et abondante dans les eaux usées (Leclerc *et al.*, 2003). *Pseudomonas aeruginosa* peut se multiplier dans l'environnement et n'a donc aucune valeur indicatrice d'une contamination fécale récente. D'autre part, aucune étude épidémiologique n'a montré l'existence d'une association entre la présence de cette bactérie dans les eaux d'alimentation et l'apparition de cas de maladies. Sa présence ne pose donc pas un problème de santé publique d'actualité (Hunter, 2002 ; Fricker, 2002 ; Allen *et al.*, 2002).

Salmonella spp. sont très répandues dans l'environnement et peuvent survivre plusieurs semaines en milieu sec et plusieurs mois dans l'eau. Les salmonelles non typhoïdes sont abondantes mais causent rarement des intoxications (gastro-entérites) par consommation d'eau potable.

Enfin, *Staphylococcus aureus* est un commensal de la peau et des muqueuses de l'homme et des animaux. Eliminé dans le milieu extérieur, cette bactérie peut survivre longtemps dans

l'environnement. Son caractère ubiquitaire et sa résistance croissante aux antibiotiques sont à l'origine d'infections fréquentes et graves (suppurations, septicémies, toxi-infections et chocs toxiques). Sa présence effective dans l'eau potable n'a jamais été à l'origine d'infections (LeChevallier & Seidler (1980) ; Antai, 1987).

2.2 Spécification des caractères bactériologiques, de la présence chez l'homme et des normes en vigueur

2.2.1 Coliformes totaux

2.2.1.1 Caractères bactériologiques

Les coliformes appartiennent à la famille des enterobacteriaceae. Ils comprennent les genres *Escherichia, Enterobacter, Klebsiella, Citrobacter, Serratia* et *Hafnia*. Ce sont des bacilles aérobies ou anaérobies facultatifs, à Gram négatif (Holt *et al.*, 1994).

2.2.1.2 Présence chez l'Homme.

Les coliformes totaux comprennent les coliformes fécaux commensaux du tube digestif.

2.2.1.3 Présence dans l'environnement et valeur indicatrice

La présence de coliformes totaux dans le milieu naturel n'est pas considérée comme indicatrice de pollution fécale (Ashbolt *et al.*, 2001). En effet, certains coliformes sont capables de se multiplier dans les conditions environnementales (WHO, 2004). En revanche, la présence de coliformes totaux peut indiquer la présence de coliformes fécaux, indicateurs classiques de pollution fécale (WHO, 1997).

2.2.1.4 Normes (pour l'eau potable)

Les coliformes doivent être absents dans un échantillon de 100 mL d'eau potable (décret n° 2001-1220 du 20 décembre 2001).

2.2.2 Escherichia coli

2.2.2.1 Caractères bactériologiques

Escherichia coli est un coliforme fécal c'est à dire thermotolérant (capable de fermenter le glucose à 44,5°C). C'est un bacille assez court, anaérobie facultatif, isolé, groupé par 2 ou plus rarement en amas. Il existe plus de 1000 types antigéniques.

2.2.2.2 Présence chez l'Homme et pouvoir pathogène

Escherichia coli est un commensal du tube digestif de l'homme et de nombreux animaux. Il représente à lui-seul la plus grande partie de la flore bactérienne aérobie de l'intestin à raison de 10^8 par gramme de fèces pour une flore totale de 10^{11} à 10^{12} bactéries par gramme (Prescott *et al.*, 2003). *Escherichia coli* est un pathogène opportuniste. Il ne devient pathogène que par pénétration des voies urétrales (cause de 75 % des infections urinaires), par essaimage à point de départ digestif (septicémie), ou suite à l'acquisition d'un gène de pathogénicité (exemples : diarrhée du voyageur et souche entéro-hémorragique O157:H7).

2.2.2.3 Présence dans l'environnement et valeur indicatrice

En milieu tempéré, *Escherichia coli* n'est pas saprophyte, sa présence témoigne donc d'une contamination fécale. Elle a cependant une durée de survie pouvant excéder 100 j. (Filip *et al.*, 1988) dans des eaux souterraines et ne témoigne donc souvent pas d'une contamination récente (Jamieson *et al.*, 2002). C'est la bactérie coliforme la mieux appropriée pour indiquer une pollution fécale d'animaux à sang chaud (Ashbolt *et al.*, 2001; APHA, 1998) car c'est la plus commune (Jamieson *et al.*, 2002) et elle est résistante dans l'environnement (Edberg *et al.*, 2000). Elle a une durée de survie équivalente à celle des bactéries pathogènes (Bitton, 2005b ; APHA, 1998), mais n'est pas un bon indicateur pour les protozoaires et virus pathogènes. Sa capacité à proliférer en milieu tropical dans les rivières (Hardina & Fujioka, 1991), même dans les eaux non contaminées (Bermudez & Hazen, 1988), en fait un indicateur peu fiable dans ces milieux.

2.2.2.4 Normes (pour l'eau potable)

La présence d'*Escherichia coli* n'est pas tolérée dans 100 mL d'eau potable (décr. 2001-1220 du 20/12/01).

2.2.3 Entérocoques

2.2.3.1 Classification et caractères bactériologiques

Ils étaient classés jusque dans les années 80 parmi les Streptocoques fécaux (Leclerc *et al.*, 1996). Ils s'en distinguent par leur capacité à se multiplier à 6,5 % NaCl, pH 9,6 et 45°C. Le genre Enterococcus comprend une vingtaine d'espèces.
Les entérocoques sont des coques à Gram positif, se présentant de manière isolée, en courtes chaînes ou en petits amas. Ce sont des bactéries anaérobies facultatives.

2.2.3.2 Présence chez l'Homme et pouvoir pathogène

Les entérocoques sont communément présents dans le tractus intestinal des Vertébrés à sang chaud. Chez l'Homme, les plus fréquents sont *Enterococcus faecalis*, *Enterococcus faecium* et *Enterococcus durans*.
Chez l'homme, les entérocoques sont des bactéries pathogènes opportunistes responsables de nombreuses infections parmi lesquelles 10 % des infections nosocomiales (notamment urinaires). L'espèce la plus fréquemment en cause est *Enterococcus faecalis* (85-90 % des souches isolées) puis *Enterococcus faecium* (5-10 % des souches isolées). Leurs facteurs de pathogénicité sont encore mal connus.

2.2.3.3 Présence dans l'environnement et valeur indicatrice

Les entérocoques sont des bactéries ubiquistes présentes dans les eaux usées, l'eau douce, l'eau de mer, le sol et sur les végétaux. Le milieu extérieur constitue l'habitat principal de *Enterococcus casseliflavus*, *Enterococcus haemoperoxidus*, *Enterococcus moraviensis*, *Enterococcus mundtii* et *Enterococcus sulfureus* (Leclerc *et al.*, 1996) mais il peut également être contaminé par d'autres espèces comme *Enterococcus faecalis* et *Enterococcus faecium*. Dans l'environnement, la survie des entérocoques fécaux est favorisée par des températures basses (Kibbey *et al.*, 1978) et un pH compris entre 6 et 7 (Yates & Yates, 1988). Elles ont une durée de vie plus longue que les coliformes (Gordon *et al.*, 1974 ; Clausen *et al.*, 1977 ; Edberg *et al.*, 1997 ; WHO, 2004) et même équivalente à celle des virus (Bitton *et al.*, 1983) mais ne sont pas capables de se multiplier (Bitton, 2005a). Tout cela en fait de très bons indicateurs de contamination fécale et également de la présence de virus.

2.2.3.4 Normes (pour l'eau potable)

Aucun Entérocoque ne doit être détecté dans 100 mL d'eau potable (décret 2001-1220).

2.2.4 Pseudomonas aeruginosa

2.2.4.1 Caractères bactériologiques

C'est un bacille à Gram négatif, aérobie strict, au métabolisme respiratoire, ne fermentant pas le glucose.

2.2.4.2 Présence chez l'Homme et pouvoir pathogène

Pseudomonas aeruginosa vit à l'état commensal dans l'intestin de l'homme et des animaux. Plus rarement il est isolé de la peau et des muqueuses. *Pseudomonas aeruginosa* est peu virulent chez les individus normaux et, au contraire, très pathogène chez les sujets dont les moyens de défense sont altérés (Hardalo & Edberg, 1997). Il est alors responsable d'infections très diverses (yeux, oreilles, plaies, brûlures, infections urinaires, pulmonaires, méningites, gastro-entérites aiguës, septicémies). C'est l'une des bactéries les plus fréquemment isolées lors d'infections nosocomiales (10-20 % des cas). Siphons d'éviers, tuyaux évacuateurs de chasse d'eau, humidificateurs d'ambiance, nébuliseurs, fleurs coupées, fruits, légumes crus, mains, savon, draps, linge, éponges, etc. peuvent être sources de contamination (WHO, 2004). *Pseudomonas aeruginosa* possède un grand nombre de facteurs de virulence jouant un rôle dans la survie de la bactérie et l'invasion des tissus.

2.2.4.3 Présence dans l'environnement et valeur indicatrice

Pseudomonas aeruginosa est l'espèce bactérienne dont l'habitat est le plus vaste. Elle vit à l'état saprophyte dans l'eau et les sols humides (elle résiste mal à la dessiccation mais supporte de grands écarts de température) ou à la surface des végétaux. Sa croissance dans les eaux douces n'est pas directement liée à la teneur en matière organique : elle peut se multiplier dans les eaux pures. Sa présence est, cependant, constante et abondante dans les eaux usées (Leclerc, 2003). *Pseudomonas aeruginosa* peut se multiplier dans l'environnement et n'a donc aucune valeur indicatrice d'une contamination fécale récente. D'autre part, aucune étude épidémiologique n'a montré l'existence d'une association entre la présence de cette bactérie dans les eaux d'alimentation et l'apparition de cas de maladie. La présence de *Pseudomonas*

aeruginosa dans les eaux d'alimentation ne pose donc pas un problème de santé publique d'actualité (Hunter, 2002 ; Fricker, 2002 ; Allen *et al.*, 2002).

2.2.4.4 Normes (pour l'eau potable)

Pseudomonas aeruginosa n'est pas pris en compte dans la norme de potabilité des eaux de distribution (décret 2001-1220).

Les bactéries étudiées ont été choisies pour leur présence habituelle dans les eaux polluées et la routine de leur dénombrement, mais leur présence à nos points de prélèvements n'a donc pas les mêmes conséquences sanitaires ni la même signification pour chacune.

2.3 Méthodes d'analyses : Numération des bactéries étudiées

Les prélèvements sont recueillis dans des flacons stériles d'un litre en polyéthylène contenant du thiosulfate, placés dans une glacière pendant le trajet et analysés dans les 24 heures. Les coliformes totaux sont dénombrés par filtration sur membrane de 100 ml de l'eau échantillonnée, puis culture sur gélose lactosée au TTC (Chlorure de TriphénylTetrazolium) et au Tergitol 7, milieu préconisé dans la norme NF en ISO 9308-1 (AFNOR, 2000). Les colonies lactose positif sont repiquées sur gélose caféine-soja non sélective pour le test à l'oxydase. *Escherichia coli* est dénombrée par la méthode du nombre le plus probable (npp) en microplaque MUG/EC (MUG : 4-méthylumbelliferyl-β-d-glucoronide, substrat spécifique d'*Escherichia coli*) suivant la norme NF en ISO 9308-3 (AFNOR, 1999). Les effectifs des entérocoques sont également évalués par la méthode du npp, en microplaque MUD/SF (MUD : 4-méthylumbelliférylß-D-glucopyranoside, substrat spécifique des Streptocoques fécaux : SF) suivant la norme NF en ISO 7899-1 (AFNOR, 1999). *Pseudomonas aeruginosa* est dénombré par la méthode de filtration sur membrane avec culture sur gélose CN (acide Nalidixique, Cétrimide), suivant la norme NF EN 12780 (AFNOR, 2002). *Staphylococcus aureus* est dénombré par la méthode de filtration sur membrane avec culture sur gélose de Chapman au mannitol (Chapman, 1948 ; AFNOR, 1989). Les résultats de ces analyses sont donnés en Unités Formatrices de Colonies UFC.100 mL^{-1}, la limite inférieure de comptage est de 15 UFC.100 mL^{-1}. Les salmonelles sont détectées par un test de présence-absence suivant la norme ISO 6340 (ISO, 1995).

2.4 Prélèvements

Nous avons suivi la présence de ces bactéries à différentes échelles de temps :

2.4.1 Suivi pluri-annuel

Six campagnes de prélèvements ont été réalisées les 20 juillet 2002, 23 mars 2004, 15 novembre 2004, 01 juin 2005, 24 octobre 2005 et 14 novembre 2006, elles ont donné lieu à des analyses physicochimiques ainsi qu'au dénombrement d'*Escherichia coli* et des entérocoques sur l'ensemble des points de prélèvements du site : lixiviats, lagunes, eaux superficielles et eaux souterraines.

2.4.2 Suivi pluri-mensuel

Les traçages d'essais de et l'analyse des campagnes physico-chimiques ont permis de mettre en évidence que seul le PZ 30 est influencé par les infiltrations des lixiviats et des rejets provenant de la plateforme de la déchetterie et du quai de transfert (PDQT). Il constitue donc le seul point de prélèvement de l'ensemble des piézomètres pour cette étude bactériologique. Des prélèvements mensuels ont été réalisés de juin 2004 à août 2005 dans le PZ 30 et le collecteur de l'ancienne décharge (AD), et de mars 2005 à août 2005 dans celui du nouveau casier (NC). La présence des 6 groupes de bactéries coliformes totaux, *Escherichia coli*, entérocoques, *Pseudomonas aeruginosa*, *Salmonella spp.* et *Staphylococcus aureus* a été recherché.

2.4.3 Suivis nycthéméraux

Des prélèvements sur 24 heures, avec un pas de temps de six heures, ont été réalisés lors de deux campagnes, les 1er juin et 24 octobre 2005.

Les prélèvements du 1er juin ont commencé à 6 h pour finir à minuit, et constituaient un premier test où les six bactéries ont été recherchées. Les points de prélèvements sont le NC, l'AD, le PZ 30, et le PZ 40 afin de vérifier son indépendance hydrologique et d'avoir un point référence.

Nous avons affiné notre méthode de prélèvement pour la campagne du 24 octobre, en combinant les relevés bactériologiques sur un cycle journalier complet de 24 h, avec un pompage d'essai manuel. Nous avons prélevé de 0 h à 24 h, avec toujours un pas de temps de 6 h entre chaque prélèvement. Cette seconde étude nycthémérale concerne les six bactéries

recherchées dans l'étude mensuelle, et les points de prélèvements sont les suivants : le NC, l'AD, le PZ 30 et le PZ 3, afin d'observer l'effet du pompage sur de possibles arrivées bactériennes dans ce piézomètre profond.

Pompage d'essai (Rappel)

Sur le couple PZ 3/30, nous avons réalisé trois prélèvements successifs : le premier contenait l'eau de surface (1 L), prélevée après avoir retiré 1 L d'eau ; le second a été réalisé après avoir retiré 10 L d'eau en plus des 2 L du premier prélèvement ; le dernier a été effectué après avoir retiré de nouveau 10 L d'eau en plus des 13 L du premier et du second prélèvement. A chaque prélèvement nous avons mesuré le niveau d'eau à l'aide d'une sonde piézomètrique lumineuse et sonore graduée au centimètre. 1 L d'eau était nécessaire pour l'analyse des 6 bactéries.

3 RESULTATS ET DISCUSSION

Rappel des abréviations utilisées :

AD : Ancienne Décharge
NC : Nouveau Casier
PDQT : Plateforme de la Déchetterie et du Quai de Transfert
SC : Sous Casier
GP : Gros Pré
MB : Mont Bonnet
L1, L2, L3, L4 : Lagunes 1, 2, 3 et 4

3.1 Suivi pluri-annuel des Eschérichia Coli et entérocoques sur l'ensemble du site : lixiviats, lagunes, eaux superficielles et souterraines (Tableau 16)

Dans les commentaires qui suivent, le terme d'absence définit des valeurs inférieures au seuil de dénombrement mais en aucun cas la certitude d'une absence totale.

	EC : Escherichia Coli								En : Entérocoques							
	juil-02	mars-04	nov-04	juin-05	oct-05	nov-06	*min*	*max*	juil-02	mars-04	nov-04	juin-05	oct-05	nov-06	*min*	*max*
NC	-	<15	<15	<15	<15	**2312**	*<15*	*2312*	-	**320**	<15	<15	**30**	**<60**	*<15*	*320*
AD	-	<15	<15	<15	<15	**190**	*<15*	*190*	-	<15	<15	<15	<15	**<60**	*<15*	*0*
SC	-	<15	<15	<15	<15	**<60**	*<15*	*0*	-	<15	<15	<15	<15	**<60**	*<15*	*0*
EL	5	<15	<15	<15	<15	**2570**	*5*	*2570*	**> 500**	**180**	15	**30**	**30**	**120**	*15*	> 500
SL1	**> 500**	<15	<15	**30**	**161**	**120**	*<15*	> 500	**> 500**	**185**	<15	**212**	**125**	**<40**	*<15*	> 500
SL2	-	<15	**46**	**110**	**61**	**<40**	*<15*	*110*		<15	<15	<15	**161**	**<40**	*<15*	*161*
SL3	-	<15	**109**	**110**	**94**	**80**	*<15*	*110*		<15	<15	<15	**215**	**<40**	*<15*	*215*
SL4	**100**	<15	<15	15	**46**	**120**	*<15*	*120*	**95**	<15	<15	<15	**30**	**<40**	*<15*	*95*
PZ2	**34**	<15	15	<15	-	**40**	*<15*	*40*	**100**	<15	<15	15	-	**<40**	*<15*	*100*
PZ20	-	<15	<15	<15	-	**<40**	*<15*	*0*		<15	<15	<15	-	**<40**	*<15*	*0*
PZ21		<15	126	<15	-	**2510**	*<15*	*2510*		<15	**30**	<15	-	**<40**	*<15*	*30*
PZ22		<15	15	<15	-		*<15*	*15*		<15	**3045**	<15	-		*<15*	*3045*
PZ3	1	<15	<15	<15	15	**120**	*1*	*120*	10	<15	<15	<15	**46**	**40**	*10*	*46*
PZ30		**320**	<15	**127**	**94**	**120**	*<15*	*320*		**240**	**77**	**322**	**161**	**1800**	*77*	*1800*
PZ4	**62**	<15	<15	<15	15	**40**	*<15*	*62*	**36**	<15	<15	<15	<15	**<40**	*<15*	*36*
PZ40		<15	<15	<15	<15		*<15*	*0*		<15	<15	<15	15		*<15*	*15*
PZ5	7	<15	<15	<15	<15	**40**	*7*	*40*	1	<15	<15	<15	15	**<40**	*1*	*15*
PZ6	-	**78**	15	<15	<15	**<40**	*<15*	*78*	-	<15	<15	15	<15	**<40**	*<15*	*15*
PZ60		<15	<15	<15	**179**	**<40**	*<15*	*179*		<15	<15	<15	**30**	**<40**	*<15*	*30*
MB	**150**	<15	**142**	15	15	**160**	*<15*	*160*	**110**	<15	<15	**46**	<15	**<40**	*<15*	*110*
GP	**> 500**	**119**	**77**	**61**	15	**40**	*15*	> 500	**240**	<15	<15	**179**	<15	**<40**	*<15*	*240*

Tableau 16 : Présence des *Escherichia Coli* et entérocoques sur l'ensemble du site lors des 7 campagnes annuelles

3.1.1 Évolution des bactéries fécales dans les lixiviats et les lagunes

3.1.1.1 Résultats et Discussion

On note une quasi-absence de *Escherichia coli* et entérocoques dans les deux lixiviats AD et NC, mis à part pour 2 campagnes, en novembre 2006 pour NC et AD où l'on recense respectivement 2312 et 190 UFC.100 mL^{-1} pour *Escherichia coli*, et 320 UFC.100 mL^{-1} pour les entérocoques uniquement dans NC en mars 2004. L'entrée du système de lagunage et sa lagune réceptrice L1 semblent être des lieux favorables au développement de ces bactéries puisqu'on note une présence régulière avec des valeurs pouvant être supérieures à 500 UFC.100 mL^{-1}. Les 3 dernières lagunes présentent des conditions moins favorables à celles observées dans L1, surtout pour les entérocoques qui sont quasi-absents sauf pour la campagne d'octobre 2005. Les *Escherichia coli* sont quant à eux présents sans jamais dépasser 120 UFC.100 mL^{-1}.

En octobre 2005 (**Figure 60**), on observe une concentration en *Escherichia coli* (161 UFC.100 mL^{-1}) et en entérocoques (125 UFC.100 mL^{-1}) plus élevée à la sortie de L1 qu'à l'entrée (moins de 15 UFC.100 mL^{-1}). Cette « augmentation » se poursuit pour les entérocoques dans les lagunes 2 (161 UFC.100 mL^{-1}) et 3 (215 UFC.100 mL^{-1}), et reprend pour *Escherichia coli* dans L3 (94 au lieu de 61 UFC.100 mL^{-1} dans L2). L'eau se déplaçant suivant un mode piston

dans le système, la concentration en bactéries dans une lagune dépend de celle qu'il y avait dans les lixiviats entrant. Néanmoins l'importance des variations conduit à chercher d'autres explications.

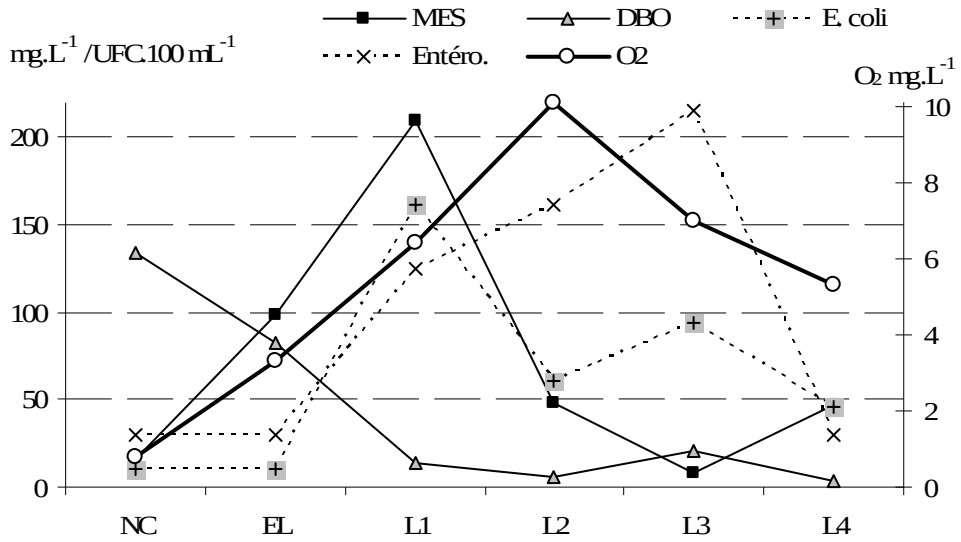


Figure 60 : Valeurs d'O2, MES et DBO et présence *Escherichia coli et* entérocoques pour la campagne d'octobre 2005 dans les lixiviats du NC et à travers les lagunes

L'augmentation à la sortie de L1 coïncide avec une augmentation des MES, les bactéries déposées dans le fond ont pu être remises en suspension. En effet, la faiblesse de la DBO (14 $mg.L^{-1}$) indique une pauvreté en nutriments non propice à la multiplication bactérienne en général, mais les entérocoques sont, de toute façon, incapables de se multiplier dans l'environnement (Bitton, 2005a), et les conditions tropicales nécessaires à celle de *Escherichia coli* sont loin d'être réunies : ici la température ne dépasse pas 10°C, et la DBO est faible. En revanche, les bactéries fécales ont un taux de survie plus élevé dans les sédiments que dans l'eau (Gerba & Bitton, 1984 ; Burton *et al.*, 1987 ; Fish & Pettibone, 1995 ; Howell *et al.*, 1996), elles y sont aussi 4 à 1000 fois plus nombreuses que dans l'eau les surmontant (Van Donsel & Geldreich, 1971 ; Grimes, 1980) et une agitation des sédiments les remet en suspension (Grimes, 1980 ; Field & Pitt, 1990 ; Kebabijian, 1994). La faible profondeur des lagunes et leur exposition aux vents permettent d'envisager une agitation naturelle de la vase. L'augmentation de la concentration des bactéries fécales sans augmentation de MES conduit à envisager qu'il y ait eu une agitation préalable de la vase suivie d'une sédimentation, plus lente pour les bactéries plus légères. Le phénomène de stratification avait été observé par Khattabi (2002), avec cependant de faibles taux de sédimentation.

En juin 2005, il y a augmentation de la concentration en *Escherichia coli* et en entérocoques à la sortie de L1. Ces augmentations ne coïncident pas avec une augmentation des MES. En revanche, il y a à la sortie de L1 lors de cette campagne, une population importante de lentilles d'eau. Le nappage vert des lentilles d'eau évite la décroissance des bactéries fécales (Dewedar & Bahgat, 1995). D'autre part, sur la face inférieure des feuilles s'accumulent les bactéries épiphytes (Baker & Orr, 1986) dont pourraient faire partie *Escherichia coli* et les entérocoques, capables de se fixer sur des surfaces, d'y former des biofilms (Banning *et al.*, 2003 ; Lee *et al.*, 2003 ; Merode *et al.*, 2006) et de s'en détacher lors d'une agitation par exemple.

3.1.2 Suivi de la pollution bactérienne dans les ruisseaux récepteurs

3.1.2.1 Résultats et Discussion

Le ruisseau du MB a des colonies bactériennes d'*Escherichia coli* présentes sur la moitié des campagnes variant de 142 à 160 UFC.100 mL^{-1} alors que le ruisseau du GP a une présence bactérienne sur toutes les campagnes excepté celle d'octobre 2005, avec des valeurs variant de 40 à plus de 500 UFC.100 mL^{-1}. Concernant les entérocoques, seules les campagnes de juillet 2002 et juin 2005 montrent la présence d'entérocoques mais dans de faibles proportions pour les deux ruisseaux (maximums respectifs de 110 et 240 UFC.100 mL^{-1} pour MB et GP). Les *Escherichia coli* sont parfois en quantité plus importante dans le MB qui reçoit pourtant le GP (novembre 2004 et novembre 2006).

L'effluent issu de la lagune 4 n'apporte quasiment pas de bactéries fécales dans le GP. Il contient des concentrations inférieures à 15 UFC.100 mL^{-1} en général, sauf en octobre 2005 où la concentration d'*Escherichia coli* est de 46 UFC.100 mL^{-1}. Un kilomètre en aval, le GP contient une concentration inférieure à 15 UFC.100 mL^{-1}.

Les bactéries fécales en faible concentration disparaissent vraisemblablement sur de faibles distances. Sinton *et al.* (2002) indiquent un T 90 (temps nécessaire à la réduction de la population de 90 %) de 9,2 h en été et 20,3 h en hiver pour *Escherichia coli*, et de 3 h en été et 14,5 h en hiver pour des entérocoques dans un effluent de lagune se déversant dans une rivière.

En mars 2004, alors que les concentrations en *Escherichia coli* et en entérocoques sont respectivement de 320 et 240 UFC.100 mL^{-1} dans le PZ 30, on trouve des concentrations respectives de 119 et inférieur à 15 UFC.100 mL^{-1} dans le GP, faisant penser (compte tenu des temps de transfert, les mesures ne donnent pas une image ponctuelle de la situation) que

les *Escherichia coli* introduites par le collecteur de la PDQT ont survécu dans le GP. Il en est de même en juin 2005 où les entérocoques, vraisemblablement plus nombreux à la source, ont également survécu.

On note la présence de bactéries fécales dans le MB : 46 UFC.100 mL^{-1} pour les entérocoques en juin 2005 et 142 UFC.100 mL^{-1} pour *Escherichia coli* en novembre 04. Bien qu'au moment du prélèvement les concentrations soient inférieures à 15 UFC.100 mL^{-1} dans le PZ 30, la prise en compte des temps de transfert et du sens de circulation de la nappe ne permettent pas d'exclure une contamination du MB par la PDQT, mais d'autres sources contaminantes dans le bassin versant du MB sont plus envisageables.

3.1.3 Suivi de la pollution bactérienne dans les eaux souterraines

Exception faite du PZ 30, où l'on note une présence permanente (avec des maximums de 320 UFC.100 mL^{-1} pour *Escherichia coli* en mars 2004, et 1800 UFC.100 mL^{-1} pour entérocoques en novembre 2006), les deux groupes bactériens sont quasi systématiquement absents des eaux souterraines. Seuls 5 prélèvements présentent des valeurs significatives supérieures à 100 UFC.100 mL^{-1} : pour *Escherichia coli*, PZ 21 et PZ 3 en novembre 06, et PZ 60 en octobre 05 ; et pour entérocoques PZ 2 en juillet 02 et PZ 22 en novembre 04. Ces valeurs peuvent être liées à la présence occasionnelle de fourmis dans le tube des piézomètres, ce phénomène a été observé à plusieurs reprises. Dans le SC, les *Escherichia coli* et entérocoques sont absents sur toutes les campagnes.

3.1.4 Conclusion sur le suivi annuel

Sur l'ensemble des mesures, les effectifs d'*Escherichia coli* sont supérieurs à ceux des entérocoques. On remarque que les deux campagnes de juillet 2002 et novembre 2006 présentent des valeurs supérieures aux autres campagnes, engendrant ainsi une variabilité importante de la présence bactérienne. Il semble toutefois que ces bactéries trouvent des conditions favorables à leur survie dans les lagunes, plus précisément dans EL et L1 pour entérocoques, et dans presque toutes les lagunes pour *Escherichia coli* mais dans de faibles proportions (maximum d'une centaine de UFC.100 mL). Les *Escherichia coli* et les entérocoques sont quasi-absents des lixiviats bruts et du réseau piézométrique, excepté pour le PZ 30, dont les présences bactériennes sont régulières et significatives. Leur présence dans les ruisseaux récepteurs est faible mais régulière pour *Escherichia coli* (surtout dans le GP), mais est parfois plus présent dans MB que dans GP.

3.2 Suivi pluri-mensuel des 6 bactéries dans les lixiviats, et les PZ 30 et 40, dynamique hydrologique et origine des bactéries (Tableau 17)

3.2.1 Résultats

Notons d'abord que sur l'ensemble des prélèvements *Staphylococcus aureus* et *Salmonella* spp. n'ont jamais été détectées, et que dans le PZ 40 les 6 bactéries étaient en quantité inférieur au seuil de détection. Nous allons donc présenter les résultats quantitatifs concernant les coliformes totaux, *Escherichia coli*, les entérocoques et *Pseudomonas aeruginosa* dans le PZ 30, et les lixiviats de NC et AD.

UFC.100 mL^{-1}		**PZ 30**	**AD**	**NC**
Coliformes totaux	*min. - max.*	15 - 20000	15 - 3000	<15 - 500
	moy.	3842	308	237
	σ	5447	771	229
Escherichia coli	*min. - max.*	15 - 15199	<15 - 38	15
	moy.	2046	15	<15
	σ	4008	7	?
Entérocoques	*min. - max.*	15 - 3290	<15 - 116	15 - 349
	moy.	740	28	80
	σ	907	34	132
Pseudomonas aeruginosa	*min. - max.*	0 - 35	1 - 300	5 - 320
	moy.	11	59	70
	σ	12	83	124

Tableau 17 : Concentration des bactéries des trois points de prélèvements en UFC.100 mL^{-1} mesurée sur 15 mois (PZ 30 et AD) et sur 6 mois (NC). La concentration minimale mesurable pour les coliformes totaux, *Escherichia coli* et les entérocoques est de 15 UFC.100 mL^{-1}.

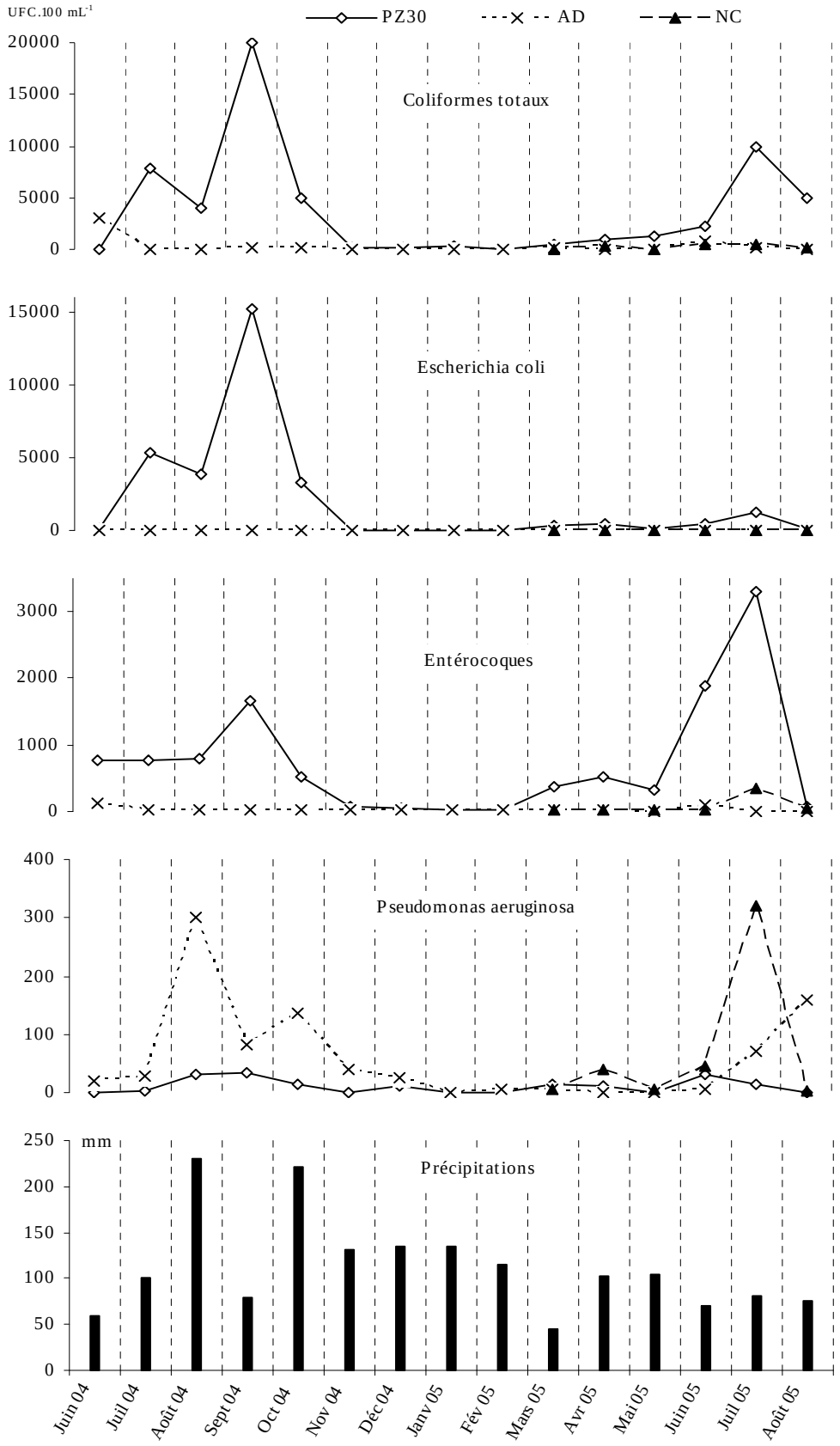


Figure 61 : Distribution mensuelle des coliformes totaux, *Escherichia coli*, entérocoques et *Pseudomonas aeruginosa* dans le piézomètre (PZ 30), les lixiviats de l'ancienne décharge (AD), du nouveau casier (NC), et relation avec les précipitations moyennes mensuelles.

3.2.1.1 Coliformes totaux (**Figure 61**)

Dans le PZ 30, la densité des coliformes totaux varie de 15 UFC.100 mL^{-1} en février 2005 à 20000 UFC.100 mL^{-1} en septembre 2004. Leur nombre augmente à partir de juin 2004, atteint un pic en septembre 2004 (20000 UFC.100 mL^{-1}) et chute en octobre. Une nouvelle augmentation est observée à partir de juin 2005, elle atteint un maximum en juillet (10000 UFC.100 mL^{-1}). Les fluctuations des effectifs bactériens semblent être en relation avec l'évolution des précipitations, du moins lors de la première partie du suivi. Ainsi, nous avons observé une baisse des concentrations en août et octobre 2004 coïncidant avec des précipitations abondantes. L'augmentation des concentrations, brutale en septembre, faible de janvier à juin puis plus importante correspond à l'opposé de la quantité des pluies, à savoir une diminution des précipitations respectivement brutale, faible puis plus prononcée. Il semble donc que les précipitations aient un rôle direct dans la dilution des bactéries étudiées, ceci pouvant être simplement du à la dilution de la source contaminante. Les coliformes du PZ 30 sont plus nombreux que ceux dénombrés dans les lixiviats de l'AD, sauf en juin 2004 (3000 UFC.100 mL^{-1} dans les lixiviats et 60 UFC.100 mL^{-1} dans le PZ 30), et dans les lixiviats du NC.

3.2.1.2 *Escherichia coli* (**Figure 61**)

Les effectifs d'*Escherichia coli* varient de 15 UFC.100 mL^{-1} en novembre 2004 et février 2005 à 15199 UFC.100 mL^{-1} en septembre 2004. Nous observons une augmentation des densités bactériennes de juin à septembre 2004 suivie d'une diminution. On enregistre l'année suivante, en juillet, un pic des effectifs moins prononcé (1295 UFC.100 mL^{-1}). La variation de la population d'*Escherichia coli* suit donc celle des coliformes totaux, en opposition à l'augmentation des précipitations, mais en juillet 2005 *Escherichia coli* n'est pas le principal coliforme. *Escherichia coli* est toujours en quantité nettement supérieure dans le PZ 30 que dans les lixiviats de l'AD et du NC.

3.2.1.3 Entérocoques (**Figure 61**)

La densité des entérocoques dans le PZ 30 varie de 15 UFC.100 mL^{-1} en janvier et février 2005 à 3290 UFC.100 mL^{-1} en juillet 2005. Un second pic (1673 UFC.100 mL^{-1}) est également observé en septembre 2004, comme pour les coliformes.

Les valeurs dans les lixiviats sont également plus faibles que dans le PZ 30 : maximum 116

UFC.100 mL^{-1} 1 pour l'AD et 349 UFC.100 mL^{-1} pour NC.

3.2.1.4 *Pseudomonas aeruginosa* (**Figure 61**)

Cette bactérie présente de faibles concentrations dans le PZ 30 : maximum 35 UFC.100 mL^{-1} en septembre 2004, absente en juin et novembre 2004, janvier, février et mai 2005. On observe néanmoins deux pics en septembre 2004 et juin 2005 qui coïncident avec une diminution des précipitations. Les effectifs de cette bactérie sont nettement plus importants dans les lixiviats. Dans l'AD, la concentration est maximale (300 UFC.100 mL^{-1}) en août 2004, chute en septembre puis augmente de nouveau en octobre, toujours parallèlement aux variations des précipitations. Les minima (<15 UFC.100 mL^{-1}) sont observés en janvier, avril et mai 2005. On note également deux pics : en août 2004 et août 2005. Dans le NC (pas de mesures avant mars 2005), les effectifs varient de 3 en août à 320 UFC.100 mL^{-1} en juillet 2005.

3.2.2 Discussion

3.2.2.1 Concentrations bactériennes dans les lixiviats

L'absence de Salmonelles dans les lixiviats de la décharge témoigne d'une faible occupation du milieu par les Vertébrés, notamment Rongeurs, Oiseaux et Reptiles, principaux vecteurs de Salmonelles (Blaxland *et al.*, 1958, Wesselinoff, 1977 ; Healing, 1991). En effet, depuis la cessation des dépôts d'ordures en juillet 2002, les centaines d'oiseaux présents sur le site ont disparu du jour au lendemain (milans, corvidés, cigognes). A l'heure actuelle, quelques animaux (chevreuils, couleuvres, blaireaux, lièvres, poules d'eau, colverts, grèbes) sont observés de temps à autres mais leurs effectifs sont faibles. Notons que la présence de rongeurs n'a jamais été remarquée même pendant l'activité de la décharge, ces animaux sont hémophiles et la présence de verre pilé et d'objets coupants (déchets broyés) a certainement empêché leur développement.

Staphylococcus aureus était aussi absent. Il est en effet principalement un hôte des peaux et muqueuses des animaux (WHO, 2004). Il survit moins longtemps que les coliformes dans l'eau (Filip *et al.*, 1988). Aussi n'est-il retrouvé habituellement que dans les eaux de baignade ou les eaux contaminées par des matières fécales.

Pseudomonas aeruginosa est présent essentiellement dans les lixiviats de la décharge, il est plus abondant en période pluvieuse. Etant saprophyte des milieux humides (Leclerc, 2003), il

est probable que sa densité croîsse avec les précipitations. Il est aussi possible que cette augmentation de concentration corresponde à un lessivage des bactéries survivant dans des espaces d'humidité permanente de la zone non saturée de la décharge. Sa concentration maximale de 320 UFC.100 mL^{-1} est cependant faible par rapport aux 3500 UFC.100 mL^{-1} relevées par Chilakos & Kavouras (2004) dans un aquifère peu pollué (60 UFC de coliformes fécaux pour 100 ml).

Dans les lixiviats, les valeurs maximales mesurées pour les coliformes totaux sont 3000 UFC.100 mL^{-1} et 349 UFC.100 mL^{-1} pour les entérocoques. Les seules données avec lesquelles nous pouvons comparer nos résultats sont respectivement 4.9 10^4 et 10^5 UFC.100 mL^{-1} mentionnées dans un rapport du Washington State Department of Health (WSDH, site internet) pour une décharge recueillant aussi des déchets hospitaliers. La décharge d'Etueffont renferme donc peu de coliformes totaux et des concentrations encore moins significatives pour les autres bactéries fécales. La survie des coliformes fécaux dans le milieu naturel est de l'ordre de 100 jours (Filip *et al.*, 1988), elle est meilleure pour les entérocoques mais reste du même ordre (McFeters *et al.*, 1974 ; Clausen *et al.*, 1977 ; Edberg *et al.*, 1997 ; WHO, 2004). Les dépôts ayant cessé depuis quatre ans, la présence de bactéries fécales s'explique par des apports extérieurs ou des rejets animaux. Or la colonie importante d'oiseaux inféodée à la décharge a disparu dans les 15 jours suivant l'arrêt des dépôts.

Influence de la PDQT sur les lixiviats

Le traçage artificiel a montré des fuites provenant de la PDQT et donc de la fosse septique dans la décharge, expliquant la présence de bactéries fécales dans cette décharge déjà âgée. Ainsi *Escherichia coli* et les entérocoques, marqueurs de contamination fécale récente (APHA, 1998 ; Pinto *et al.*, 1999 ; Aschbolt *et al.*, 2001 ; WHO, 2004) peuvent être considérés comme des marqueurs de contamination fécale d'une fiabilité équivalente aux traceurs fluorimétriques utilisés.

En mars 2004 et en juillet 2005, on observe dans le NC une concentration en entérocoques anormalement élevée (plus de 300 UFC.100 mL^{-1} par rapport aux 15 UFC.100 mL^{-1} habituels). De même en juin 2004 et 2005 il y a plus de 100 UFC.100 mL^{-1} dans les lixiviats de l'AD au lieu de moins de 15 habituellement. Ces bactéries ne peuvent provenir que des fosses septiques proches.

3.2.2.2 Concentrations bactériennes dans les eaux souterraines

Dans les eaux souterraines contaminées d'aquifères alluviaux, les coliformes sont toujours présents à des concentrations maximales de quelques dizaines à quelques milliers d' UFC.100 mL^{-1} (Gallegos *et al.*, 1999 ; Cho *et al.*, 2000 ; Castillo & Ramos Cormenzana, 2002). Elles atteignent 2.10^4 UFC.100 mL^{-1} dans le PZ 30. Sinton (1982) montre que les concentrations de coliformes sont en général assez faibles dans les nappes, mais elles peuvent atteindre 10^8 UFC.100 mL^{-1} dans des régions ayant une forte densité de fosses septiques pour des puits proches de celles-ci (Sandhu *et al.*, 1979). Pour les effluents de fosses septiques, on relève des valeurs de 10^7 (Pang *et al.*, 2001) à 10^{10} UFC.100 mL^{-1} (Viraraghavan & Warnock, 1973 ; Brandes, 1978), ces valeurs dépendant de l'efficacité de la fosse septique.

En ce qui concerne *Escherichia coli*, on relève des concentrations maximales de quelques centaines d'UFC.100 mL^{-1} dans les aquifères (Barrett *et al.*, 1999 ; Personné *et al.*, 1998), et de 15000 UFC.100 mL^{-1} dans le PZ 30. Cependant, Sandhu *et al.* (1979) notent qu'elles atteignent 10^7 UFC.100 mL^{-1} à proximité de fosses septiques, les effluents de fosse septique pouvant présenter des concentrations de 10^6 UFC.100 mL^{-1} (Pang *et al.*, 2001) ou supérieures suivant leur efficacité. Les entérocoques sont présents dans des aquifères alluviaux à des concentrations maximales de quelques centaines (Personné *et al.*, 1998) à quelques milliers d' UFC.100 mL^{-1} (Castillo & Ramos-Cormenzana, 2002), et de 3290 UFC.100 mL^{-1} dans le PZ 30. D'autre part, Sinton (1982) rapporte des concentrations de l'ordre de 10^7 UFC.100 mL^{-1} de streptocoques fécaux se développant dans les effluents de fosses septiques.

Ainsi, la plupart des concentrations des bactéries fécales dans le PZ 30 sont supérieures aux valeurs habituelles des nappes. Elles sont, en outre, très supérieures à celles des lixiviats s'infiltrant jusqu'au PZ 30. Or, la multiplication d'*Escherichia coli* dans les eaux souterraines n'est mentionnée qu'en milieu tropical, caractérisé par une richesse en matière organique et une température proches de celles de l'intestin (Bermudez & Hazen, 1988). Les entérocoques ne sont pas capables de se multiplier en milieu naturel (Bitton, 2005a). Les données bibliographiques permettent donc de conclure que les bactéries fécales du PZ 30 ne proviennent pas des ordures déposées il y a plus de quatre ans mais des fosses septiques de la PDQT dont l'effluent s'infiltre dans le sous-sol juste en amont du piézomètre, et par des fuites dans la décharge, qui atteindront ensuite le PZ 30.

Pseudomonas aeruginosa est présent dans les effluents de fosses septiques à des concentrations de l'ordre de 10^4 UFC.100 mL^{-1} (Magdoff *et al.*, 1974), sa très faible présence dans le PZ 30 est liée aux conditions anaérobies y régnant ($O_2 < 4$ $mg.l^{-1}$), *Pseudomonas*

aeruginosa étant aérobie strict.

L'absence de salmonelles dans le PZ 30 est liée à sa sensibilité aux désinfectants (WHO, 2004). Ainsi les risques de contamination de l'eau (par *Salmonella typhi* essentiellement) sont devenus très faibles dans les pays développés (Crump *et al.*, 2004).

Staphylococcus aureus n'est pas un hôte habituel de l'intestin humain (WHO, 2004) et sa durée de vie dans l'environnement est plus faible que celle des coliformes (Filip *et al.*, 1988). LeChevallier & Seidler (1980) et Lamka *et al.* (1980) ne détectent sa présence que dans peu d'échantillons d'eau de puits, avec un maximum de 600 UFC.100 mL^{-1} et il pourrait provenir des conduites et robinets plus que de l'eau elle-même. Ainsi son absence dans le PZ 30 n'est pas surprenante.

valeurs maximales en UFC.100mL^{-1}	lixiviats		eaux souterraines		effluents de fosses sept.
	Etueffont	bibliographie	PZ30	bibliographie, ordres de grandeur	
coliformes totaux	*3.10^3*	*4.10^4 (1)*	*2.10^4*	*10^3 (2, 3, 4)* *10^8 zone à forte densité de fosses sept. (5)*	*10^7 (6)* *10^{10} (7)*
E.coli	*38*	*78 (1)*	*$1,5.10^4$*	*10^2 (8, 9)* *10^7 (5)*	*10^6 (10)*
Entérocoques/ Streptocoques fécaux	*$3,49.10^2$*	*$3,5.10^5$ (1)*	*$3,3.10^3$*	*10^3 (4, 11)* *10^7 (5)*	*10^7 (12)*
P. aeruginosa	*$3,2.10^2$*		*35*	*10^3 (13)*	*10^4 (14)*

1 : Washington State Dt of Health, années 80 ; 2 : Cho et al., 2000 ; 3 : Entry et Farmer, 2001 ;
4 : Castillo et Ramos, 2002 ; 5 : Sandhu et al., 1979 ; 6 : Gilpin ; 7 : Brandes, 1978 ;
8 : Barrett et al., 1999 ; 9 : Personné et al.,1998 ; 10 : Pang et al, 2001 ;
11 : Close et al, 1989 ; 12 : Sinton, 1982 ; 13 : Chilakos et Kavour, 2004 ;
14 : Magdoff et al., 1974

Tableau 18 : Comparaison des valeurs obtenues sur le site d'Étueffont avec les valeurs maximales des données bibliographiques.

3.2.3 Circulations des bactéries dans l'aquifère

Le transport de ces bactéries pathogènes a bien été étudié dans des aquifères poreux. En revanche, on connaît moins bien leur présence dans les nappes des milieux fracturés, qu'il s'agisse de roches sédimentaires (karst) ou de terrains granitiques ou métamorphiques (schistes par exemple). Aucune généralité ne peut être faite pour un type de roche en particulier car le contexte géologique local influence largement la fracturation du massif, son orientation et le pendage de ses couches, et donc sa capacité à drainer les eaux y circulant.

Néanmoins, les schistes ont été et sont en général considérés comme peu perméables et même propre à l'installation de décharges d'ordures ménagères (loi 75-633 du 15 juillet 1975). On note cependant que, fracturés, les schistes peuvent permettre la circulation d'eau dans le sous sol (Neuzil, 1986) voire constituer un aquifère (Gieske & Devry, 1985), dans lequel la circulation se fait à la fois par un réseau de fractures et de manière diffuse (Jardine *et al.*, 1999).

Étude de la proportion d'Escherichia coli par rapport aux coliformes totaux, *et relation avec les précipitations (*Tableau 19*)*

PZ 30	CT	EC	EC/ CT	précipitations	
	UFC.100 mL $^{-1}$	*UFC.100 mL $^{-1}$*	*%*	*4-9 j*	*4-18 j*
juin-04	60	58	97	10	35
juil-04	7900	5352	68	20	40
août-04	4000	3843	96	65	170
sept-04	20000	15199	76	0	45
oct-04	5000	3306	66	7	47
nov-04	160	<15	< 5	2	55
déc-04	100	30	30	8	31
janv-05	300	30	10	3	77
févr-05	15	15	100	16	101
mars-05	500	362	72	10	17
avr-05	1000	480	48	25	60
mai-05	1300	127	10	18	53
juin-05	2300	504	22	0	20
juil-05	10000	1295	13	0	20
août-05	5000	78	2	40	40

Tableau 19 : Concentrations en coliformes totaux (CT) et *Escherichia coli* (EC) en UFC.100 mL^{-1} dans le PZ 30, relation entre le rapport EC/CT et les précipitations en mm entre 4-9 jours et entre 4-18 jours précédents les prélèvements.

On observe à l'aide du rapport EC/CT que *Escherichia coli* est de juin à octobre 2004 et en mars 2005 le coliforme majoritaire. Ce coliforme fécal est également en proportion élevée en décembre 2004 et avril 2005. En novembre 2004, août 2005 (comme en octobre 2005), *Escherichia coli* est très minoritaire par rapport à l'ensemble des coliformes. Cette décroissance semble être continue d'août à novembre 2004, de mars à mai 2005 et de juin à août 2005 et être en rapport avec l'importance des précipitations précédant les relevés.

Pour les prélèvements où le rapport est supérieur à 48 % (sauf juin 2004 et mars 2005), les

apports en *Escherichia coli* sont importants suite aux précipitations dans les 9 jours précédant ces prélèvements, ou au 14ème jour (20 mm) pour septembre 2004, ou pour octobre 2004, suite au lessivage provoqué par 40 mm de pluies 24 h avant le prélèvement. Cette bactérie fécale provient donc des infiltrations du collecteur de la PDQT qui atteignent le PZ 30 en 4 jours environ. Les différences dans les rapports EC/CT sont proportionnelles à l'abondance relative des pluies dans les 18 jours précédents et donc à la dilution exercée par une circulation profonde alimentée par ces précipitations. On peut faire le même raisonnement pour juin 2004 et mars 2005 sauf que les apports de la PDQT sont faibles mais la circulation profonde également, ce qui favorise le rapport EC/CT par une faible dilution mais aussi par l'accumulation possible des bactéries dans la partie supérieure du PZ 30.

Pour les prélèvements où le rapport EC/CT est faible (sauf juin et août 2005), les apports de la PDQT sont faibles à cause de précipitations faibles dans les 4 à 9 jours précédents. Les précipitations plus anciennes (9-18 jours) sont, en revanche, importantes. Elles alimentent la circulation profonde apportant des coliformes non fécaux issus de la contamination par la décharge, et diluent les bactéries fécales dans le PZ 30. En août 2005, les précipitations abondantes diluent d'emblée les bactéries drainées par le collecteur de la PDQT, d'où la faiblesse du rapport EC/CT. En juin 2005, les apports en bactéries fécales sont importants mais, de façon inhabituelle, ils sont plus marqués par la présence d'entérocoques (1883 UFC.100 mL^{-1}) que d'*Escherichia coli*. Ces bactéries ont pu être entraînées par les 20 mm de pluie tombée 13 jours avant le prélèvement auquel cas on peut imaginer qu'*Escherichia coli*, moins résistante que les entérocoques, ait moins bien survécu.

3.2.4 Conclusion du suivi mensuel

A la fréquence des prélèvements mensuels, en comparaison avec les relevés annuels, on observe quasiment les mêmes distributions pour les entérocoques et les *Escherichia coli*, à savoir une quasi-absence dans les lixiviats et une présence confirmée dans le PZ 30. Les coliformes totaux sont massivement présents dans le PZ 30 avec une moyenne plus de 10 fois supérieure à celles des deux lixiviats. En revanche, on note l'inverse pour *Pseudomonas aeruginosa* qui est présente de façon plus importante dans les lixiviats que dans le PZ 30.

L'étude de la proportion d' *Escherichia coli* parmis les coliformes totaux, et des différents épisodes pluvieux précédents les prélèvements nous permet d'appréhender les apports des bactéries en relation avec les circulations d'eau. On note ainsi qu' *Escherichia coli* provient au moins en partie par des précipitations récentes qui vont être drainées jusqu'au collecteur de

la PDQT, pour ensuite s'infiltrer et atteindre le PZ 30. Cependant, en cas de fortes pluies, on peut observer le phénomène inverse avec une dilution des eaux du collecteur entraînant donc moins d'apports d' *Escherichia coli* dans le PZ 30. Les précipitations plus anciennes apportent des coliformes totaux provenant des lixiviats infiltrés et peuvent diluer les concentrations en *Escherichia coli* dans le PZ 30.

3.3 Suivis nycthéméraux, recharge hydraulique et dynamique d'apport à très court terme

3.3.1 Etudes nycthémérales, variation toutes les 6 heures

3.3.1.1 Présentation des résultats

Notons l'absence totale de *Salmonella spp.* et *Staphylococcus aureus*. lors des deux campagnes nycthémérales sur l'ensemble des points de prélèvements.

3.3.1.1.1 1er juin 2005

Les coliformes totaux, *Escherichia coli*, et entérocoques ont des concentrations inférieures à 15 UFC.100 mL^{-1} dans l'AD, NC et PZ 40. Seul le PZ 30 a une présence significative de ces 3 bactéries. Et seule *Pseudomonas aeruginosa* est présente dans plusieurs points de prélèvements.

Nous avons donc représenté les résultats uniquement pour *Pseudomonas aeruginosa* (**Figure 62**) et le PZ 30 (**Figure 63**) :

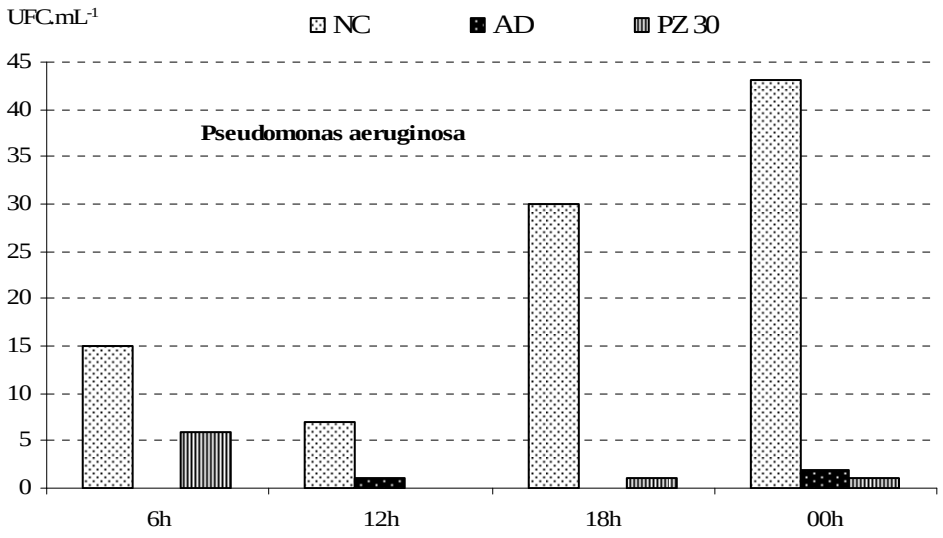


Figure 62 : Distribution de *Pseudomonas aeruginosa* Dans NC, AD et PZ 30 lors de la campagne du 1er juin 2005

Pseudomonas aeruginosa est présente en quantité nettement plus importante dans NC que dans AD et PZ 30 où elle est quasiment absente, et ces concentrations augmentent sensiblement de 12 à 00 h dans NC.

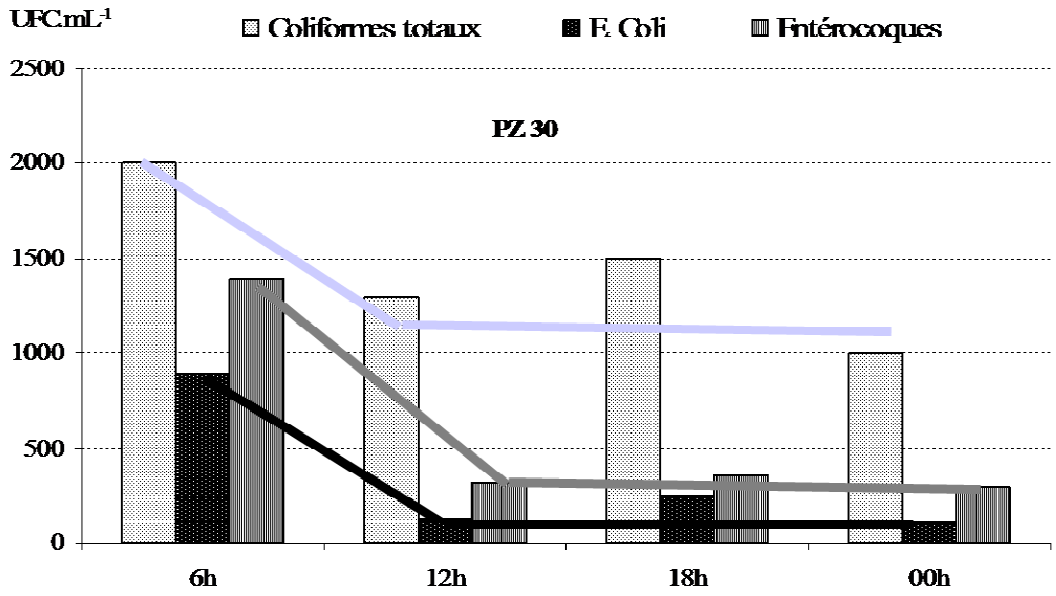


Figure 63 : Distribution des Coliformes totaux, *Escherichia coli et* entérocoques dans le PZ 30 lors de la campagne du 1er juin 2005

Les concentrations sont de 2000 UFC.100 mL^{-1} pour les coliformes totaux à 6 h, puis de 1300 UFC.100 mL^{-1} à 12 h soit 1.5 fois plus faibles, puis de 1500 et 1000 UFC.100 mL^{-1} dans les prélèvements suivants. Pour *Escherichia coli*, la concentration est de 898 UFC.100 mL^{-1} à 6 h, puis de 127 UFC.100 mL^{-1} à 12 h soit 7 fois plus faible, puis de 247 et 110 UFC.100 mL^{-1} à 18 h et 24 h. Pour les entérocoques, la concentration est de 1397 UFC.100 mL^{-1} à 6 h puis de 322 UFC.100 mL^{-1} à 12 h soit 4.3 fois plus faible, puis reste du même ordre (353 et 289 UFC.100 mL^{-1}) à 18 h et 24 h.

On note une baisse générale des effectifs après le premier prélèvement de 6h, cette baisse est très marquée pour *Escherichia coli* et les entérocoques. Les prélèvements de 18 h sont légèrement supérieurs à ceux de 12 et 00 h. Alors que la présence des coliformes totaux est plus importante, avec une baisse plus modéré de ces effectifs après le premier prélèvement.

3.3.1.1.2 24 octobre 2005

Les 6 bactéries sont absentes de l'AD, du NC et du PZ 40, exceptée *Pseudomonas aeruginosa* qui est présente dans AD (de 40 à 80 UFC.100 mL^{-1}) et NC (de 0 à plus de 300 UFC.100 mL^{-1}). Seul le PZ 30 a une présence significative de coliformes totaux, *Escherichia coli*, entérocoques.

Nous avons donc représenté les résultats uniquement pour les coliformes totaux et les entérocoques à l'aide des deux graphiques suivants (**Figure 64**), les résultats du PZ 30 sont supérieurs au seuil de dénombrement de 30000 pour les coliformes totaux et auraient masqué la distribution bactérienne pour AD, PZ 3 et NC, le reste des résultats concernant le PZ 30 est donc présenté dans la partie 3.3.2 « régénération du PZ 30 », où les effectifs bactériens ont été étudiés en relation avec le pompage d'essai.

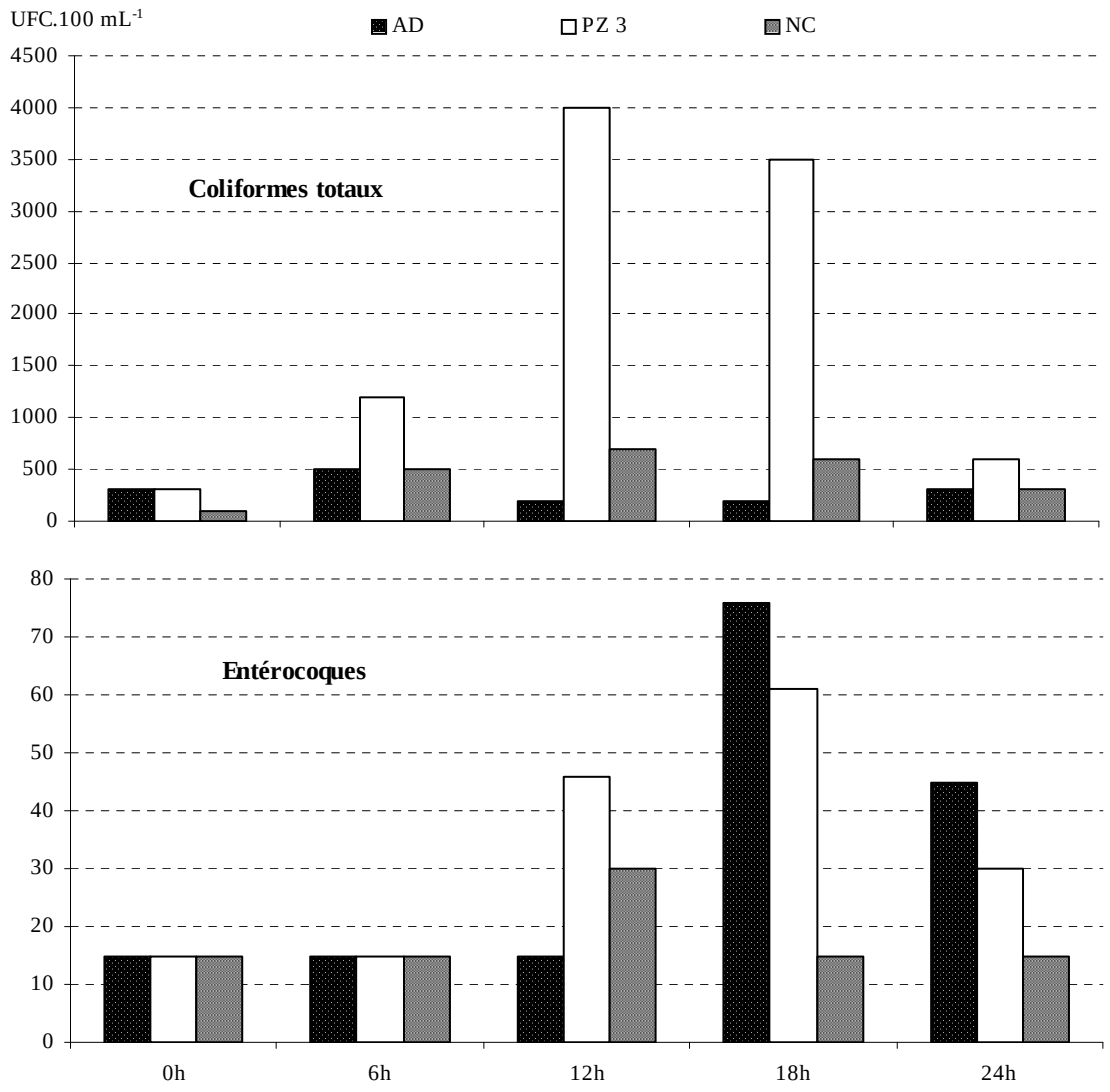


Figure 64 : Distribution des coliformes totaux et entérocoques dans l'AD, le PZ 3 et NC lors de la campagne du 24 octobre 2005

Les effectifs des coliformes totaux sont largement plus importants dans le PZ 3 que dans AD et NC, et augmentent de 0 h à midi avec une forte hausse entre 6 et 12 h, pour redescendre ensuite jusqu'à minuit et retrouver des valeurs similaires mais supérieures à celles du début. On observe la même évolution pour NC. Les variations pour AD sont plus stables avec une petite augmentation à 6 h, et on retrouve en fin de suivi des valeurs identiques à celles du début.

Concernant les entérocoques, on note une absence quasi-totale d'entérocoques dans le NC (sauf à midi). Les prélèvements de 0 et 6 h montrent une quasi absence d'entérocoques pour AD et PZ 3 avec des effectifs inférieurs à 15. On assiste à midi à une hausse pour PZ 3.

Ensuite, on note pour PZ 3 une hausse à 18 h avant de rebaisser, on remarque la même chose pour AD avec une forte augmentation à 18 h. pour AD et PZ 3 les effectifs sont plus importants en fin de suivi qu'en début.

3.3.1.1.3 Description des résultats par comparaison entre les 2 campagnes

3.3.1.1.3.1 Cas particulier de *Pseudomonas aeruginosa* (**Tableau 20**)

Pseudmonas aeruginosa			
1er juin	*PZ 30*	*AD*	*NC*
6h	6	0	15
12h	0	1	7
18h	1	0	30
24h	1	2	43
24-oct	*PZ 30*	*AD*	*NC*
0h	0	*80*	*0*
6h	0	*50*	*0*
12h	0	*60*	*>300*
18h	0	*50*	*>300*
24h	0	*40*	*>300*

Tableau 20 : Dénombrement de Pseudomonas aeruginosa en UFC.100 mL^{-1} lors des deux campagnes nycthémérales

Dans le PZ 30, *Pseudomonas aeruginosa* est présente de façon très partielle en juin (de 0 à 6 UFC.100 mL^{-1}), et absente des relevés d'octobre. Dans AD, en juin, seuls deux prélèvements attestent de sa présence et dans des quantités très faibles (de 1 et 2 UFC.100 mL^{-1}), alors qu'en octobre on observe une hausse sensible avec des valeurs régulières qui varient de 40 à 80 UFC.100 mL^{-1}. Maintenant dans le NC, on remarque en juin des effectifs variant de 7 à 43 UFC.100 mL^{-1} avec une présence constante, et en octobre on a des valeurs extrêmes passant de 0 lors des deux premiers prélèvements à plus de 300 UFC.100 mL^{-1} lors des suivants qui caractérisent un apport massif et soudain.

3.3.1.1.3.2 Variation des concentrations d'effectifs lors du premier prélèvement entre les 2 études

Le **Tableau 21** présente la comparaison des variations d'effectifs pour les coliformes totaux, *Escherichia coli*, et entérocoques dans les différents points de prélèvements lors des deux campagnes. Rappelons que mis à part le PZ 30, les effectifs bactériens sont quasi-absents de

tous les autres points de prélèvements, nous commenterons donc uniquement les résultats du PZ 30.

	Coliformes totaux				*Escherichia coli*				*Entérocoques*			
1er juin	*PZ 30*	*PZ 40*	*AD*	*NC*	*PZ 30*	*PZ 40*	*AD*	*NC*	*PZ 30*	*PZ 40*	*AD*	*NC*
6h	2000	<15	<15	<15	898	<15	<15	<15	1397	<15	15	30
12h	1300	<15	<15	<15	127	<15	<15	<15	322	<15	<15	30
18h	1500	<15	<15	<15	247	<15	<15	<15	353	15	<15	30
24h	1000	<15	15	<15	110	<15	<15	<15	289	<15	<15	30
24-oct	*PZ 30*	*PZ 3*	*AD*	*NC*	*PZ 30*	*PZ 3*	*AD*	*NC*	*PZ 30*	*PZ 3*	*AD*	*NC*
0h	30000	300	300	100	213	<15	<15	<15	309	<15	<15	<15
6h	30000	1200	500	500	94	<15	<15	<15	127	15	<15	15
12h	30000	4000	200	700	94	15	<15	<15	161	46	<15	30
18h	30000	3500	200	600	77	<15	<15	<15	61	61	76	15
24h	30000	600	300	300	77	<15	<15	<15	46	30	45	15

Tableau 21 : Présence en UFC.100 mL^{-1} des coliformes totaux, *Escherichia coli* et entérocoques dans le PZ 30, PZ 40, PZ 3, AD et NC lors des deux études nycthémérales du 1er juin 2005 et du 24 octobre

3.3.1.1.3.3 Comparaison de la variation des concentrations lors du premier prélèvement dans le PZ 30

On observe des concentrations en bactéries fécales quatre fois plus élevées le 1er juin que le 24 octobre avec 898 contre 213 UFC.100 mL^{-1} pour *Escherichia coli* et 1397 contre 309 UFC.100 mL^{-1} pour les entérocoques. Ces bactéries fécales proviennent essentiellement du collecteur de la PDQT qui s'écoule dans le milieu naturel lors de précipitations. Celles-ci sont faibles (4 et 5 mm) dans les huit jours précédent les 1er juin et 24 octobre. Les différences de concentrations pourrait s'expliquer par des apports antérieurs, peut-être lors de l'épisode pluvieux ayant eu lieu entre 8 et 16 jours précédent le 1er juin (53 mm de précipitations), alors qu'il n'y a pas eu de précipitations dans ce laps de temps pour la campagne du 24 octobre. Or, le temps de transit des écoulements du collecteur de la PDQT vers le PZ 30 est d'environ quatre jours, ce qui rend cette hypothèse peu crédible. On peut alors supposer, qu'une partie des bactéries de l'effluent reste adsorbée dans l'aquifère par les particules argileuses (Van Donsel & Geldreich, 1971 ; Grimes, 1980) abondantes dans cette zone altérée. Ces bactéries sont ensuite remobilisées par d'autres circulations superficielles et arrivent avec retard au niveau du PZ 30.

En revanche, pour les coliformes totaux, on observe l'inverse, c'est-à-dire que leurs concentrations étaient nettement plus faibles au 1er juin qu'au 24 octobre (2000 et > 30000

UFC.100 mL^{-1}). *Escherichia coli* constitue 45 % des coliformes présents au 1er juin mais seulement 0,7 % le 24 octobre. Les apports en bactéries fécales sont donc prédominants dans le PZ 30, alors qu'au 24 octobre, les concentrations en *Escherichia coli* et entérocoques étaient très faibles par rapport aux coliformes totaux, ces derniers sont vraisemblablement représentés majoritairement par des coliformes non fécaux, donc saprophytes dans l'environnement mais de toute façon indicateurs d'eau polluée.

3.3.1.2 Discussion et interprétation

On observe une variation sensible des concentrations pour toutes les bactéries entre le premier prélèvement et les suivants (sauf pour les coliformes totaux le 24 octobre).

En ce qui concerne les bactéries fécales, leurs concentrations dans le PZ 30 sont tributaires du débit de l'effluent de la PDQT, qui était nul dans les huit jours précédent les prélèvements, et de la piézométrie de l'aquifère. En concordance avec les différences de précipitations (104 mm dans les 30 jours précédent le 1er juin, 57 mm avant le 24 octobre), le niveau de la nappe est supérieur de 60 cm le 1er juin (-1,87 m contre -2,47 m le 24 octobre par rapport au niveau du sol). Cette différence de hauteur peut se traduire par une pression et donc un flux plus important, expliquant ainsi que le taux d'abattement ou effet de dilution des bactéries fécales accumulées dans le PZ 30 (premier prélèvement) par les eaux souterraines (second prélèvement 6 h après) est de 7 pour *Escherichia coli* et de 4,3 pour les entérocoques le 1er juin, contre 2,3 et 2,4 le 24 octobre.

L'observation répétée, pour ces bactéries fécales, de concentrations sensiblement plus élevées dans le premier prélèvement que dans les suivants (1.5 à 7 fois), qu'il ait été effectué à 6 h (1er juin) ou à 0 h (24 octobre) semble montrer qu'il y a une accumulation des bactéries indicatrices dans l'eau de la partie supérieure du piézomètre, dans un laps de temps supérieur à 6 h, probablement de l'ordre de plusieurs jours. Ce phénomène d'accumulation peut s'expliquer par la présence de particules organiques ou d'argile en suspension dans le piézomètre favorable à l'adsorption des bactéries (Van Donsel & Geldreich, 1971 ; Grimes, 1980) et à leur survie (Gerba & Bitton, 1984 ; Burton *et al.*, 1987 ; Fish & Pettibone, 1995 ; Howell *et al.*, 1996). Les particules légères peuvent s'accumuler dans le piézomètre, ses parois s'opposant à leur circulation, notamment dans la partie supérieure non crépinée. En effet, même si certains coliformes sont capables de se multiplier dans les eaux environnementales, on ne peut pas envisager une croissance des bactéries fécales *Escherichia coli* et entérocoques qui sont incapables de se multiplier hors de l'intestin en milieu tempéré (Bermudez & Hazen, 1988 ; Bitton, 2005).

3.3.2 Dynamique immédiate de régénération bactérienne du PZ 30, essai de pompage et comptage bactérien du 24 octobre 2005 (Figure 65)

3.3.2.1 Résultats

Aucune traces de *Staphylococcus aureus*, *Pseudomonas aeruginosa* et *Salmonella* spp. n'a été relevée lors du pompage, et les valeurs de coliformes totaux sont toutes supérieures à 30000.

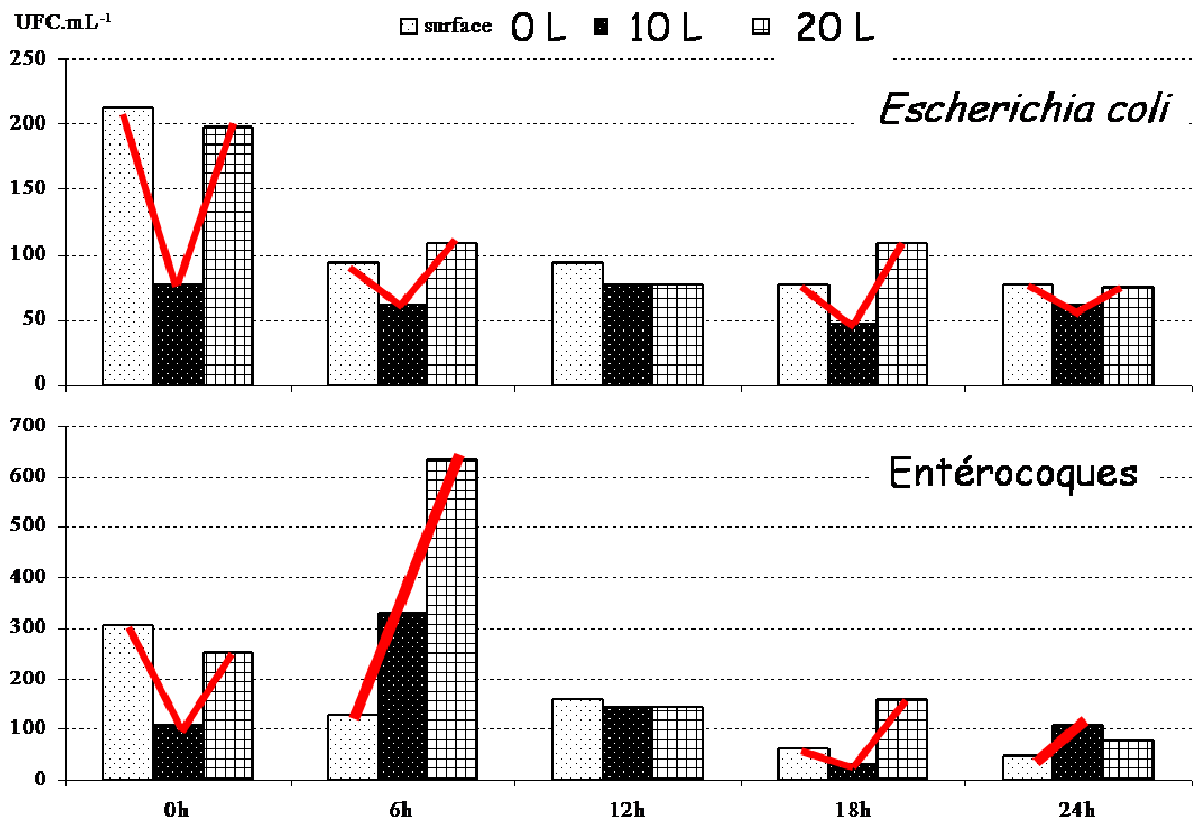


Figure 65 : Présence d'*Escherichia coli* et des entérocoques (UFC.100 mL^{-1}) lors des pompages d'essais réalisés pendant le suivi nycthéméral du 24 octobre

Pour *Escherichia coli*, la concentration est de 213 UFC.100 mL^{-1} à 0 h, puis de 94 UFC.100 mL^{-1} à 6 h soit 2.3 fois plus faible, puis reste du même ordre (94 et 77 UFC.100 mL^{-1}) à 12 h, 18 h et 24 h.

Pour les entérocoques, la concentration est de 309 UFC.100 mL^{-1} à 0 h puis de 127 UFC.100 mL^{-1} à 6 h soit 2.4 fois plus faible, puis est de 161 UFC.100 mL^{-1} à 12 h, 61 UFC.100 mL^{-1} à 18 h et 46 UFC.100 mL^{-1} à 24 h.

Les résultats pour les coliformes totaux le 24 octobre ne montrent pas de variation (σ = 0 UFC.100 mL^{-1}), mais compte tenu des valeurs élevées (30000 UFC.100 mL^{-1}) et de

l'imprécision de la numération (± 5000 UFC.100 mL^{-1}), on ne peut proscrire l'idée d'une variation moins sensible de leurs concentrations.

Les effectifs des entérocoques sont supérieurs à ceux des *Escherichia coli* variant respectivement de 30 à 633, et de 46 à 213. Sur les 24 h du suivi, on note une tendance à la baisse des populations bactériennes. On remarque qu'il y a une baisse quasi-systématique des effectifs entre le premier et le second prélèvement (sauf pour entérocoques à 6 et 24 h). Cette baisse est suivie d'une hausse lors du dernier prélèvement, sauf pour entérocoques à 24 h, alors que les prélèvements de midi présente une stagnation des effectifs. Lors du dernier prélèvement, on peut avoir des concentrations supérieures à celles du premier, intervenant à 6 et 18 h pour les deux bactéries.

On a ainsi une évolution similaire pour les deux bactéries à 0, 12 et 18 h.

3.3.2.2 Discussion sur l'alimentation du PZ 30

La distribution globale des effectifs, à savoir une baisse lors du second prélèvement suivi d'une hausse au dernier suscite l'interrogation. En effet, on assiste dans un laps de temps très court et avec de faibles perturbations volumétriques, à des variations importantes, surtout après les premiers prélèvements. Ceci signifie que la première vidange créé un appel d'eau ayant une concentration bactérienne moins importante, et qui coïncide avec le phénomène d'accumulation avancé précédemment. En revanche, l'arrivée immédiate après la seconde vidange de colonies équivalentes, voire supérieures, démontre l'existence d'eau contenant déjà ces effectifs, sans que l'accumulation dans le piézomètre n'ait eu le temps d'avoir lieu. On pourrait penser à la présence possible de zones à concentrations bactériennes variables au sein de la masse d'eau en mouvement, ce qui semblerait être le cas. Mais nous constatons que cette hausse se répète à plusieurs reprises lors du suivi, ce qui indiquerait une certaine homogénéité dans l'hétérogénéité, et corrélativement un faible degré de viabilité.

Au vu de ces résultats, on peut bien sûr avancer l'erreur humaine, soit lors des prélèvements avec un mauvais rinçage du préleveur où un mauvais étiquetage mais dans ces hypothèses, la même erreur aurait été reproduite une dizaine de fois. Une autre tentative d'explication consiste à imaginer que l'appel d'eau, provoqué par le pompage, entraîne les bactéries qui se seraient accumulées sur les particules argileuses contre l'extérieur du tube.

3.3.3 Conclusion du suivi à court terme

Les résultats de cette étude journalière montrent que sur 24 h, l'aquifère est traversé au niveau du PZ 30 par de l'eau moins chargée en bactéries fécales que celle recueillie lors du première prélèvement, qui s'était a priori accumulée dans le piézomètre. Cette eau, plus ou moins chargée en coliformes non fécaux, proviendrait de circulations souterraines enrichies par la décharge et non par les eaux de surface provenant de la PDQT.

Le PZ 30 reçoit donc des apports occasionnels de surface riches en *Escherichia coli* et entérocoques provenant du collecteur de la PDQT lors des épisodes pluvieux, et des apports relativement réguliers de circulations profondes recueillant une partie des lixiviats passant sous le casier, et des fuites de la PDQT.

Mise à part la variation entre le premier prélèvement et les autres lui succédant, on remarque qu'il n'y a pas de variation infra-journalière significative. Le milieu confiné qu'est le fond du piézomètre est à l'abri des rayons lumineux et a une température constante ; ainsi les facteurs externes liés à l'effet du jour et de la nuit ne peuvent influer sur le métabolisme et/ou le développement bactérien.

L'approche de la dynamique d'apports bactériens à très court terme nous apporte plus de questionnements que de réponses, et remet en cause en partie l'idée avancée précédemment d'une accumulation bactérienne dans le piézomètre puisqu'on observe malgré les vidanges, un apport d'eau déjà bactériologiquement chargée.

4 CONCLUSIONS

Les problématiques de survie des bactéries issues de fosses septiques ont été fréquemment abordées pour des aquifères alluviaux (Virarighavan & Warnock, 1976 ; Sinton, 1982 ; Crane & Moore, 1984) mais rarement pour des aquifères schisteux. La comparaison des populations de bactéries fécales et environnementales permet d'appréhender les origines distinctes (fosse septique ou lixiviats de décharge) de la contamination des eaux souterraines.

Cette étude apporte donc de nouvelles données sur les concentrations de six groupes bactériens dans les lixiviats d'une décharge d'ordures ménagères et dans les eaux souterraines d'un aquifère schisteux, tous deux influencés par les apports d'une fosse septique. Les différences de dénombrement entre les lixiviats et les eaux souterraines peuvent s'expliquer par les caractéristiques intrinsèques de chaque milieu traversé, mais aussi par le degré de contamination (quantité des apports). La survie des bactéries dans les déchets pourrait être favorisée par le taux d'humidité constant et par la charge organique importante apportant les éléments nutritifs nécessaires à leur activité. Néanmoins, l'étude montre que cette décharge, dont le fonctionnement a cessé depuis Juillet 2002, ne constitue pas en elle-même une source importante de bactéries fécales (Belle *et al.*, 2007). L'étude de Khattabi *et al.* (2007) corrobore ces observations puisque les effectifs bactériens observés dans les lixiviats bruts et les lagunes d'épuration sont faibles pour ce type de milieu, la toxicité des lixiviats étant responsable de cette non-prolifération bactérienne. Ce qui n'est pas le cas pour *Pseudomonas aeruginosa*, qui trouve de meilleures conditions de survie dans les poches d'humidité d'une décharge que dans un aquifère argilo-schisteux, vraisemblablement en raison de meilleures conditions d'oxygénation. La présence massive des coliformes totaux, *Escherichia coli* et entérocoques dans l'aquifère (PZ 30) ayant été induite par des apports plus importants, nous ne pouvons comparer les conditions de survie offertes par ces deux milieux. Les dynamiques d'*Escherichia coli* et des entérocoques paraissent largement dépendantes des circulations superficielles provenant de la plateforme lors des épisodes pluvieux, qui s'infiltrent massivement dans la partie superficielle, pour s'accumuler rapidement (environ 4 jours) dans le PZ 30 en raison probablement d'un contact avec la fraction argileuse importante dans les schistes altérés de surface. Parmis les coliformes totaux, les non fécaux sembleraient provenir des infiltrations issues des lixiviats, dont l'origine serait liée aux précipitations plus anciennes (supérieures à 10 jours).

Notre méthode originale de prélèvements bactériens infra-journaliers a permis de mettre en évidence l'existence d'une contamination bactérienne souterraine continue (coliformes

totaux) sans variation journalière significative et donc indépendante des phénomènes de surface (luminosité, température), et du phénomène d'accumulation bactérienne. Un tel phénomène d'accumulation de bactéries éventuellement pathogènes dans les eaux superficielles d'un puits pourrait être pris en compte dans l'approvisionnement en eau potable par des puits de faible débit. Les résultats des pompages d'essais remettent en cause en partie ces phénomènes d'accumulation dans les piézomètres par des arrivées continues d'eau enrichie en bactéries. Ces eaux pourraient provenir des mêmes phénomènes d'accumulation mais à l'extérieur du tube, et arrivées dans le piézomètre par l'appel d'eau du pompage.

CONCLUSION GÉNÉRALE

Cet essai s'intègre dans les nécessités actuelles de croiser les disciplines dans le but d'améliorer la compréhension des différents processus complexes. Le présent document n'a aucune prétention d'exhaustivité, il présente simplement l'intérêt d'être à la croisée de plusieurs domaines scientifiques, dont les interfaces peuvent aider à une meilleure compréhension du fonctionnement d'un système complexe.

Il est primordial de gérer au mieux les infiltrations issues des zones d'activités anthropiques susceptibles de détériorer la qualité des eaux souterraines. Par ailleurs, l'essentiel des rejets fluides sont effectués dans les eaux de surface, avec des conséquences désastreuses sur les écosystèmes récepteurs. Les interconnexions entre les eaux souterraines et superficielles citées précédemment justifient pleinement l'importance d'une étude d'impact sur les deux compartiments.

Parmi les nombreuses sources potentielles de pollution, les zones de stockage des déchets constituent une des plus répandues sur notre territoire et sont directement liées à l'activité de chacun Et nous nous devons d'en contrôler au mieux les effets néfastes sur notre environnement, puisque nous y puisons une partie de nos ressources, et la qualité de l'eau est le maillon principal du bon état de fonctionnement d'un environnement viable.

La présente étude avait pour objectif de mesurer l'impact environnemental de la décharge d'ordures ménagères d'Étueffont (Territoire de Belfort, France) sur les eaux souterraines et superficielles.

Principaux résultats

Les décharges d'ordures ménagères sont un système complexe, dont le fonctionnement fait appel à de nombreuses interactions. Mettre en évidence l'impact d'une décharge ne peut se cantonner à une seule et même discipline, tant les domaines impliqués sont divers. Tout d'abord c'est la géologie qui est impliquée, puisqu'une étude préalable à l'implantation d'un site est nécessaire afin de vérifier que l'imperméabilité du sol est suffisante et limitera, voire empêchera les infiltrations des lixiviats qui peuvent contaminer la nappe phréatique. Une étude hydrogéologique permet ensuite de prévoir la direction des écoulements souterrains, et donc d'identifier et de prévenir les zones à risques en cas de contamination. En surface, les déchets peuvent être de différentes natures (inertes, non dangereux, dangereux), sous forme diverses (broyés, non broyés) et déposés de différentes manières (compactés ou non, sur des

épaisseurs variables). Ajouté à ce contexte, le régime climatique dans lequel se trouve la zone de stockage est également d'une importance capitale puisqu'il va définir la quantité d'eau pénétrant dans le milieu. Et c'est cette eau qui est en partie responsable de l'activité de biodégradation et des nombreuses réactions physico-chimiques qui vont s'opérer au sein du massif de déchets, générant ensuite les lixiviats, substances toxiques qui permettront pourtant à la montagne de déchets de devenir un jour un écosystème à haute valeur écologique. Ces lixiviats sont une menace sérieuse pour l'environnement si leur devenir n'est pas contrôlé. Ils sont riches en matières organiques et minérales, présentent parfois de fortes teneurs en métaux lourds et leur rejet peut engendrer des modifications considérables du milieu naturel récepteur s'ils ne sont pas collectés et traités de façon efficace. Les principaux effets sur les eaux de surface sont les phénomènes d'eutrophisation.

Ainsi, dans un premier temps, et pour tenter d'évaluer l'influence du site de stockage sur les eaux souterraines, l'utilisation de plusieurs outils complémentaires a été nécessaire. Le site d'Étueffont est composé de deux zones de stockages, l'une posée sur un substratum schisteux réputé imperméable (Ancienne Décharge), et l'autre contenue dans une géomembrane imperméable (Nouveau Casier).

Il a fallut d'abord mettre en évidence le fait que des infiltrations de lixiviats dans le sous-sol étaient possibles malgré l'existence de ces barrières imperméables. Pour ce faire, une première campagne géophysique a été réalisée sur les deux zones, les panneaux électriques obtenus montrent la présence d'écoulements verticaux issus des déchets dans le substratum, remettant en cause l'imperméabilité présumée des deux barrières. Une représentation en 3D permet de clairement identifier un panache d'infiltration provenant de la zone de stockage de l'ancienne décharge. Une campagne de panneaux électriques avec des mesures en continu en période de pluies permettrait de visualiser les écoulements au sein même des déchets en mettant en évidence les circulations préférentielles, et permettrait ensuite d'observer la migration des lixiviats à travers le fond du casier et au travers des schistes, et donc de suivre l'évolution de l'alimentation du panache. Un multi-traçage a permis de confirmer les fuites observées, puisqu'une partie des traceurs injectés s'est retrouvée dans les divers points de surveillance, notamment dans le collecteur drainant les eaux circulant sous la géomembrane, et dans le piézomètre situé juste en aval du site. Une fois ces infiltrations confirmées, nous avons tenté de les quantifier par le calcul d'un bilan hydrique, on obtient ainsi une estimation des volumes non-drainés par les collecteurs recueillant les lixiviats de chaque décharge, dont 31 à 43 % s'infiltrent pour l'ancienne décharge, et plus de 45 % pour le nouveau casier. Pour envisager le devenir de ces infiltrations dans le milieu souterrain, il convient d'en connaître

les caractéristiques géologiques et hydrogéologiques. La direction N255/260 des schistes verticaux guide le sens d'écoulement de la nappe. Le réseau de failles secondaires, orienté N315/325 draine quant à lui le panache issu de l'ancienne décharge. En complément, et afin d'observer l'étendue des infiltrations et les modifications physico-chimiques associées sur la qualité des eaux souterraines environnantes, nous avons réalisé une statistique en ACP sur les données physico-chimiques des eaux des piézomètres de surveillance ceinturant la décharge. La disposition de ce réseau ne permet pas de suivre l'étendue du panache de l'ancienne décharge, et suite à cette étude la mise en place de nouveaux piézomètres dans cette direction permet maintenant de le suivre (Thèse en cours d'Élise Grisey). Néanmoins, on a pu isolé parmi l'ensemble des données sur la qualité des eaux souterraines, un groupe de relevés physico-chimiques se différenciant de homogénéité de la qualité des eaux souterraines. Il s'avère que ce groupe correspond aux eaux prélevées dans le piézomètre de surface n° 30 situé juste en aval du site. Il est marqué par des paramètres principalement inorganiques NO_3, SO_4, HCO_3, Na, Cl, influençant donc la conductivité électrique, et le seul paramètre organique COT alors que les lixiviats sont riches en DBO et DCO. Les traçages ont montré l'existence de circulations importantes en provenance de la plateforme de la déchetterie située en amont juste à côté du site, et l'étude bactériologique menée en parallèle confirme largement ces observations.

Dans un second temps, il était question de rendre compte de l'évolution de la qualité des lixiviats bruts suite à la cessation du dépôt des ordures ménagères et d'en observer l'impact sur les eaux superficielles, en étudiant le fonctionnement hydrobiologique des lagunes d'épuration, et en comparant les effets du lagunage à ceux du ruisseau récepteur.

L'arrêt du dépôt de déchets sur le nouveau casier engendre une baisse de l'activité microbienne de dégradation car le stock de matière biodégradable va s'amenuiser au fur et à mesure qu'elle sera dégradée, cela se traduit sur la qualité des lixiviats lors des deux années suivantes, par une baisse brutale des paramètres organiques (DBO, DCO, COT), une baisse régulière de la température (liée à la diminution de la chaleur produite par l'ensemble des processus de biodégradation), et de la conductivité électrique (liée à la décroissance de l'activité minéralisatrice des bactéries). Lors des dernières années de prélèvements, les charges organiques et inorganiques ont continuellement baissé mais de façon beaucoup plus douce. Ces caractéristiques témoignent de l'évolution des lixiviats au stade de la méthanisation qui correspond à une diminution de leur toxicité et donc à une amélioration de la qualité brute de ces effluents. Quant aux lixiviats de l'ancienne décharge, ils poursuivent

leur évolution et entrent dans le dernier stade de maturation finale. Cependant, on a pu remarquer que ces lixiviats ont subi les mêmes variations que ceux du nouveau casier après la cessation des dépôts, ce comportement indique une probable contamination des lixiviats de l'ancienne décharge par l'infiltration de ceux du nouveau casier lors de leur passage dans le collecteur sous le casier. Si tel est le cas, la véritable qualité des lixiviats de l'ancienne décharge serait encore meilleure que celle observée, et minimiserait les effets du panache d'infiltration de l'ancienne décharge sur les eaux souterraines. Concernant le lagunage, une analyse qualitative et quantitative des constituants de la boucle microbienne portant sur une étude à long terme de deux années montre une amélioration de la structuration de cet écosystème particulier que sont les lagunes d'épuration entre le premier et le dernier bassin. Cette amélioration se traduit par une diversification des espèces dans chaque lagune, avec notamment l'apparition de nombreuses nouvelles espèces dans les deux dernières lagunes. La petite taille de ces espèces témoigne d'une gestion de l'énergie mise à profit pour l'alimentation et la survie des espèces. Elle contrôle leur croissance en relation avec la quantité des apports nutritifs qui diminuent à travers les lagunes. Ainsi, les bassins de la station d'Étueffont sont cloisonnés, interconnectés, avec des concentrations de matière organique décroissante, et font partie des « zones humides » (Sadoul et al., 1999). Grâce à une meilleure compréhension de leur importance écologique, les écosystèmes d'eau douce semblent jouir aujourd'hui d'une gestion correcte. Toutefois, les milieux aquatiques servant de réceptacle au jus généré par les déchets d'ordures ménagères stockées dans les décharges, n'ont jamais été approchés au niveau de l'identification des divers liens fonctionnels pouvant exister entre les compartiments trophiques présents. Notre étude semble apporter quelques précisions à ce sujet et indique qu'une gestion pragmatique d'une décharge fortement anthropisée peut donner lieu à un espace aquatique d'une grande valeur biologique. La décharge d'Étueffont abrite aux abords des bassins une avifaune (canards, foulques, couleuvres, grenouilles) et une flore variées (la massette *Typha latifolia* et le roseau *Phragmites australis*) très spécifiques (thèses en cours d'Elise Grisey et Virginie Genevois) méritant tout notre intérêt. Dans les différents bassins se met en place une organisation biologique zonale, constituée d'entités écologiques pouvant être relativement autonomes et stables. La formation de telles entités biologiques, fait que les bassins d'Étueffont présentent une valeur écophysiologique. La qualité du lixiviat brut, l'hydrologie et les éléments nutritifs y jouent un rôle déterminant dans le développement des communautés biologiques (Khattabi et Aleya, 2007, Khattabi et al., 2007). Les quelques espèces qui s'adaptent à ce milieu confiné, peuvent se développer, paradoxalement au point de réaliser des biomasses

exceptionnelles, supérieures à celles des milieux marins et lacustres eutrophes et oligo-mésotrophes (Michard et al., 1996. Il est important de rappeler le rôle essentiel que peuvent jouer les microorganismes dans le bon fonctionnement d'un tel système. En effet, en plus du tapis argileux qui recouvre le fond des bassins, les microorganismes (algues, protozoaires et bactéries essentiellement) jouent un rôle important pour éviter les éventuelles infiltrations de toxiques par le fond des lagunes. La présence de tapis de diatomées, d'Euglénophytes douées d'importantes propriétés migratoires verticales limite considérablement ces infiltrations (Khattabi et al., 2002 ; Khattabi et al., 2006). De plus, lors des blooms des Euglénophytes, nous assistons à une coloration de l'eau en vert, ce qui augmente l'absorption de l'énergie solaire, permettant ainsi une augmentation de la température et par conséquent favorise l'activité bactérienne et la boucle microbienne en général, et donc la transformation de la matière. Les lagunes constituent une première phase d'abattement des matières polluantes, relayées ensuite par un ruisseau récepteur qui va poursuivre cette épuration par une atténuation naturelle pour aboutir à des lixiviats traités chimiquement très stables et ne présentant aucun danger pour le second milieu récepteur, dont la qualité est souvent moins bonne due à d'autres sources de contamination.

Enfin, dans une troisième et dernière partie, nous avons étudié la présence et la survie de différents groupes de bactéries potentiellement pathogènes dans les lixiviats et les eaux de piézomètres tous deux contaminés par les effluents d'une fosse septique. Cette étude a été réalisée à des pas de temps différents afin de vérifier la distribution temporelle de ces communautés, la fréquence des prélèvements étant une question fondamentale pour étudier l'évolution de la vie à travers le temps. Il s'avère que les bactéries fécales que sont les *Escherichia coli* et les entérocoques ne trouvent pas les conditions favorables à leur survie dans les milieux riches en matière organique que sont les lixiviats. En revanche, ce milieu semble propice à *Pseudomonas aeruginosa*. On note une distribution des effectifs bactériens inverse dans le PZ 30, qui reçoit majoritairement les effluents contaminés provenant de la fosse septique. On ne peut définir réellement quelles sont les conditions de survie de ces espèces dans les différents milieux car les apports de l'effluent ne sont pas les mêmes, des expériences contrôlées en laboratoire avec des contaminations dosées sur des échantillons de ces milieux sains bactériologiquement sains permettraient d'y répondre. Afin de s'assurer de l'origine de ces bactéries, il convient de coupler l'étude bactériologique avec un traçage d'essais (Sinton & Close, 1983 ; Close *et al.*, 1989 ; Barrett *et al.*, 1999). L'étude de ce site où lixiviats de décharge et apports de fosse septique se mélangent confirme cette nécessité, et

l'utilisation des Escherichia coli et des Entérocoques comme des marqueurs de contamination fécale assez récente dont l'abondance est fonction du régime climatique. Ainsi, les pluies modérées apportent les bouffées bactériennes, et en période de fortes pluies, l'effet inverse peut être observé et entraîner une dilution des effectifs. L'aquifère schisteux s'apparente plus à un aquifère fracturé qu'à une zone imperméable, avec une circulation préférentielle le long de la schistosité, des fissures ou fractures qui n'assurent pas une filtration et en font un aquifère vulnérable aux contaminations bactériennes (Personné *et al.*, 1998). D'autre part, l'existence d'une zone altérée et d'une zone saine permet la possibilité d'écoulements hypodermiques le long de cette interface. Des phénomènes d'accumulation ont été observés dans le piézomètre 30 sur les particules argileuses en suspension. Mais des pompages d'essais instantanés ont montré que les arrivées d'eau provoquées par le pompage étaient déjà chargées en bactéries. Ces résultats mettent en évidence la nécessité d'une recherche plus approfondie quant à la dynamique d'apports et les phénomènes d'accumulation associés. En particulier, il serait judicieux de réaliser des études complémentaires pour rechercher d'éventuelles corrélations entre la présence de particules organiques ou argileuses et la présence de ces bactéries, en réalisant un essai de pompage plus poussé sur une plus longue durée et avec un nombre plus élevé de vidanges successives.

Perspectives

Cette approche complète de la mise en évidence de l'impact environnemental d'une installation de stockage des déchets peut être appliquée à tous les sites inaccessibles en surface, potentiellement générateurs de pollution, et menaçant la qualité des eaux souterraines. Dans notre cas, cette étude remet en cause l'imperméabilité prétendue des barrières étanches, qu'elles soient naturelles ou techniques, utilisées dans les installations de stockage. On est en droit de se poser la question, par extrapolation, de la réelle efficacité des interfaces qui sont censées protéger le milieu naturel des effets nocifs voire destructeurs de certains produits ou déchets considérés comme dangereux.

L'amélioration de la qualité des eaux de lagunage est due à une nette évolution de la qualité des lixiviats bruts qui a fortement influencé la structuration du réseau trophique. Celui-ci commence à acquérir une certaine complexité le prédisposant à une meilleure efficacité fonctionnelle. Cette évolution a permis de tenter une expérience inédite consistant à introduire des gardons dans la dernière lagune, ce qui constitue un maillon supplémentaire dans la

chaîne trophique, cette expérience a pour but d'étudier la fixation des métaux lourds dans les sédiments, et leur bio-accumulation dans les poissons. La lagune 4 représente donc un matériel de choix dans la mesure où elle spatialement mieux délimitée que les écosystèmes marins et terrestres et les mouvements d'eau sont très limités. Par ailleurs, en raison des propriétés de divisibilité et d'associativité des systèmes dissipatifs, les lois relatives à l'ensemble de l'écosystème peuvent être vérifiées au niveau de chaque sous système (Margalef, 1968 ; Frontier, 1977 ; Aleya, 1991). Dans cette perspective, il serait judicieux de chercher un modèle pour décrire les diverses structures observées de façon à dépasser le stade d'une simple description des données pour déterminer, à partir des résultats obtenus, quel mécanisme joue prioritairement dans la constitution de la communauté. En d'autres termes, nous rechercherons une expression mathématique capable de refléter toutes les situations observées et de voir dans quelle mesure on est capable d'interpréter les résultats en faisant varier l'un des paramètres du modèle. Il est aujourd'hui reconnu qu'un écosystème est essentiellement caractérisé par le réseau complexe d'interactions existant entre conditions abiotiques et biocénose d'une part et entre organismes de la biocénose d'autre part. Sur ce dernier aspect, il est admis depuis Elton (1927) que l'organisation des communautés est de type hiérarchique ce qui suppose, pour assurer la pérennité de l'ensemble, l'existence d'une gestion interne. Cette gestion s'effectue bien évidemment dans le sens d'une optimisation du rendement des flux de matière et d'énergie traversant le système. De ce point de vue, chaque organisme en tant que producteur ou consommateur, capte une part de l'énergie et de la matière avec une efficacité variable selon les espèces, son état physiologique, les conditions du milieu et en transmet une part au niveau trophique supérieur en tant que proie. En conséquence, nous envisagerons l'introduction dans la lagune 4 d'un super prédateur (brochet par exemple), l'objectif étant d'augmenter le nombre de boucles de rétroactions entre niveaux trophiques et donc d'optimiser la stabilité et l'homéostasie du système dans son ensemble.

Cependant, les lagunes ne suffisent pas à épurer la totalité des charges polluantes, et on note peu de différence entre la 3ème et la 4^{éme} lagune que ce soit au niveau de la richesse microbiologique ou de la physico-chimie. Ainsi, les lixiviats traités en sortie de lagune répondent à certaines normes de rejet qui en font un effluent encore chargé en certaines matières, qui seront ensuite quasiment résorbés en totalité à leur passage dans le ruisseau récepteur.

L'épuration se fait donc en plusieurs phases, les lagunes en sont une, et le ruisseau récepteur une autre, tout aussi importante, il est impossible malgré toutes les précautions prises pour

isoler les systèmes dangereux, de supprimer totalement leurs nuisances sur les milieux sains. Il faut donc prendre en considération le rôle fondamental des phénomènes d'atténuation naturelle dans l'épuration des toxiques. Cette atténuation naturelle a été mise en évidence sur les eaux de surface et elle est probablement équivalente dans les milieux souterrains, en témoigne les résultats de nombreuses études recensées par Christensen *et al.* (2001) qui n'ont jamais observé trace de l'étendue d'un panache de pollution issu d'une installation de stockage des déchets à plus d'1 kilomètre de la zone source.

La disparition des espèces et de la vie en général dans la nature suit une loi logarithmique, celle d'un massif de déchets également. La réhabilitation de la décharge est maintenant effectuée et l'évolution générale du site permet d'envisager à terme l'utilisation des lagunes d'Étueffont comme une base de loisir écologique dédiée à la sensibilisation environnementale. L'homme a toujours cherché à tirer profit de diverses ressources naturelles telles que l'eau, le vent, le soleil ou la force de la marée, il serait temps de penser au devenir des déchets non pas seulement comme des produits qu'il faudrait enfouir, dégrader mais aussi comme des éléments générateurs d'une vie si leur gestion est optimale.

- LISTE DES ANNEXES -

N° piézomètre et profondeur en m	*description lithologique et arrivée d'eau*
PZ1 (0-1)	schistes fracturés gris-vert et passées ocre argileuse
PZ1 (1-3,8)	schistes gris-vert (sec)
PZ1 (3,8-5)	schistes gris-vert très fracturés avec argiles ocre (1ere arrivée d'eau à 3,8 m)
PZ1 (5-15)	schistes massifs gris-noir avec des filons de quartz laiteux (2eme arrivée d'eau à 12 m)
PZ1 (15-32)	schistes massifs gris-noir avec des filons de quartz laiteux
PZ10 (0-2)	schistes gris-vert
PZ10 (2-4,5)	schistes gris-vert et bruns à passées argileuses (1ère rencontre d'eau à 2 m)
PZ10 (4,5-6)	schistes gris-noir et verts
PZ2 (0-0,8)	limons brun-noir et argiles limoneuses rouge-brique, à racines + humus
PZ2 (0,8-2,5)	argiles sableuses rouge-violine à cailloutis gréseux et schistes
PZ2 (2,5-5,8)	argiles ocre-beige à cailloutis de roches volcaniques gris-vert et beiges
PZ2 (5,8-6,5)	cailloux de roches grenues gris-vert et ocre émoussés (colluvions) + argiles ocre
PZ2 (6,5-8,5)	argiles brun-violacé (permien) 1ere rencontre d'eau à 6,5 m
PZ2 (8,5-15)	grès et conglomérats permiens rouge-brique avec nombreux cailloux de roches volcaniques gris-vert
PZ20 (0-0,5)	argiles limoneuses rouge-brique + racines
PZ20 (0,5-2,4)	argiles limono-sableuses brun-violacé à cailloutis gris
PZ20 (2,4-3,5)	argiles sabloneuses marron à cailloutis de grès arkosiques
PZ20 (3,5-5,2)	argiles sableuses ocre-jeune et rouges avec cailloux de grès arkosiques
PZ20 (5,2-6)	grès arkosiques ocre-vert (permien) et rougeâtres
PZ21 (0-0,6)	argiles limoneuses rouge-lie-de-vin et racines
PZ21 (0,6-5,1)	argiles sableuses ocre-rouge à cailloux altérés de grès arkosiques
PZ21 (5,1-6)	grès arkosiques violacés avec cailloutis volcaniques (conglomérat permien) 1ère rencontre d'eau à 5,1 m
PZ22 (0-0,2)	argiles brun-noir à racines
PZ22 (0,2-2,5)	argiles ocre-beige à cailloux gris-vert et fragments de schistes
PZ22 (2,5-4,1)	schistes beiges et evrts altérés avec argiles ocre
PZ22 (4,1-4,8)	quartzites beiges très altérées
PZ22 (4,8-6)	quartzites et schistes gris et beiges
PZ3 (0-3)	argiles limoneuses ocres à cailloutis de schistes très altérés
PZ3 (3-6,6)	schistes gris-vert secs
PZ3 (6,6-9,4)	schistes gris-noir et bleutés secs
PZ3 (9,4-15)	schistes gris-noir et bleus
PZ30 (0-2,4)	argiles brunes à cailloux de schistes abondants (1ère rencontre d'eau à 2,4 m)
PZ30 (2,4-3,9)	schistes altérés verdâtres et ocre avec filons de quartz et passées argileuses ocre
PZ30 (3,9-6)	schistes lustrés gris-vert à passées ocre d'altération
PZ4 (0-4)	limons brun-noir et humus + argiles ocre-beige à cailloutis de schistes
PZ4 (4-6,2)	schistes gris-vert altérés
PZ4 (6,2-11)	schistes gris-noir et bleus (secs)
PZ4 (11-12)	schistes gris-bleus secs
PZ4 (12-20)	quartzites et schistes gris clair à nombreux filons de quartz laiteux (1ère rencontre d'eau à 12 m)
PZ40 (0-0,15)	limons brun-noir à racines
PZ40 (0,15-2,5)	schistes ocre-vert très altérés et argile ocre
PZ40 (2,5-3,4)	schistes ocre-vert
PZ40 (3,4-5)	schistes beiges, ocre-vert et gris
PZ40 (5-6)	schistes gris-vert à passées de quartzite beige (1ère rencontre d'eau à 6 m)
PZ5 (0-3,5)	schites gris-noir
PZ5 (3,5-15)	schites noirs massifs avec quelques filons de quartz laiteux
PZ6 (0-1)	argiles limoneuses brun-rouge à cailloutis bruns
PZ6 (1-2,8)	argilites rouge-lie-de-vin avec quelques passées gréseuses bordeaux (permien)
PZ6 (2,8-4,8)	grès argileux et argilites rouge-lie-de-vin (permien)
PZ6 (4,8-11,8)	argilites rouge-lie-de-vin à cailloux de quartz laiteus et roches volcaniques vertes (permien)
PZ6 (11,8-15)	cinérite grise avec passées argilo-gréseuse rouge-lie-de-vin (permien)
PZ60 (0-0,7)	argiles sableuses rouge-violacé à racines
PZ60 (0,7-1,8)	argilites rouge-lie-de-vin avec quelques galets de quartzites
PZ60 (1,8-2)	argilites violacées
PZ60 (2-5)	grès argileux et argilites rouge-lie-de-vin
PZ60 (5-5,2)	argilites rouge-lie-de-vin et passées bleu-vert (1ere rencontre d'eau à 5,2 m)
PZ60 (5,2-6)	grès argileux rouge-lie-de-vin à cailloutis et galets

Annexe 1 : Description lithologiques des différents horizons et arrivées d'eau rencontrés lors des forages

piézomètre n°	1	10	2	20	21	22	3	30	4	40	5	6	60
							altitude des nappes						
01 1997			489,3	489,2	490,95	487,3	473,6	473,6	469,4	469	489	406,2	406,7
02 1997			489,5	489,55	491,7	489,45	474,6	474,7	470,5	470,3	491,9	409,2	409,7
Début 04 1997			486,9	489,1	490,7	487,6	474,1	473,7	469,7	469,5	490,8	408,7	409,2
Fin 04 1997			485,4	487,7	488,5	486,7	473,9	473,5	469,5	468,6	489,5	408,5	408,9
05 1997			488,3	489,6	491	487,9	474,1	473,8	470	469,7	491,8	409,1	409,3
06 1997			484,3	488,2	490,3	487,5	473,9	474	468,4	468,8	490,4	408,5	408,7
07 1997	487,5	487,6	485,1	488,2	488,9	487,7	474,2	473,9	469,8	468,6	490,8	408,6	408,9
09 1997	486,7	487,1	483,4	488	489	487,7	474,1	473,8	469,5	469,1	491,1	408,3	408,6
10 1997	486,9	487	482,6	488,2	489	487,8	474,1	473,8	470,1	468,6	491,1	408,4	408,6
11 1997	486,7	487	483,3	488,2	490	487,2	474	473,7	469,8	469,1	492	408,4	408,7
01 1998			488,5	489	489	488,1	474,4	473,7	469,8	469,1	490,9	408,8	409,2
02 1998	486,6	486,9	485,4	488,4	489	487,5	473,8	473,4	469,4	469,1	490,2	408,5	408,9
03 1998	487,5	487,6	489,1	489,5	489	488,2	474,2	474,1	470,4	469,1	491,6	409,2	409,4
04 1998	486,9	487,1	486,1	489	489	487,7	474,2	473,8	469,4	469,1	492,3	408,7	409,1
05 1998			485,6	488,5	489	487,6	473,8	473,6	469,6	469,1	490,5	408,4	408,8
Début 06 1998							473,88	473,55	470,33	468,8	490,49	409,18	408,13
Fin 06 1998			484,01	488,1	491,83	487,28	473,23	473,35	469,51	471,04	490,52	408,18	408,42
07 1998			483,6	487,4	489,93	487,28	473,84	473,51	469,58	469,2	490,27	408,22	408,37
08 1998	486,2	486,4	483	488,7	489	487,4	473,8	473,5	469,3	469,1	490,5	408,1	408,2
Debut 09 1998			482,94	488,26	490,58	487,73	474,08	473,83	469,72	469,43	490,58	408,29	408,48
Fin 09 1998			483,69	488,42	490,72	487,85	473,46	473,6	469,82	469,57	490,77	408,65	408,94
11 1998	487,6	487,6	489,4	489,9	491,2	488,5	475	474,8	470,5	469,1	488,9	409,2	410
Début 12 1998			485,32	488,32	490,83	487,66	473,93	473,76	469,67	469,49	490,51	407,77	408,99
Fin 12 1998			486,53	488,9	491,15	487,9	473,18	474,25	468,89	469,74	491,43	408,02	408,34
01 1999			488,3	489,1	489	487,9	474	473,9	469,9	469,1	491,2	408,8	409
Nov 2000			488,8	489	488,9	488,3	474,3	474	470,6	469,9	491,45	408,7	409,2
09 2002			483,5	487,9	488,5	487,1	473,7	473,1	469,73	470,1	490,05	407,55	408,8
Mai 2003			482,3	487,7	488,7	487,2	473,7	473,5	468,8	468,8	490,95	408,6	408,9
Mars 2004			488,85	489,24	491,18	486,95	473,1	473,77	470,35	470,09	491,07	408,57	409,53
Nov 2004			484,22	487,32	490,06	486,83	472,97	472,93	468,69	467,95	489,74	407,58	408,51
Oct 2005			481,38	487,1	488,78	486,82	472,97	472,91	468,69	468,56	489,75	406,91	408,12
nov-06			484,39	487,28	488,79	486,12	472,99	472,87	468,73	467,81	489,68	407,69	408,49
max	487,6	487,6	489,5	489,9	491,83	489,45	475	474,8	470,6	471,04	492,3	409,2	410
min	486,2	486,4	481,38	487,1	488,5	486,12	472,97	472,87	468,4	467,81	488,9	406,2	406,7
moyenne	486,96	487,14	485,62	488,52	489,85	487,62	473,88	473,72	469,66	469,25	490,71	408,38	408,79
amplitude	1,40	1,20	8,12	2,80	3,33	3,33	2,03	1,93	2,20	3,23	3,40	3,00	3,30
écartype	0,48	0,40	2,48	0,74	1,06	0,61	0,48	0,43	0,58	0,65	0,83	0,66	0,59

Annexe 2 : altitude des nappes dans le réseau piézométrique

	1/10	2/20	3/30	4/40	6/60
01 1997		0,1	0	0,3	0,2
02 1997		0,05	0,3	0,1	0,2
Début 04 1997		2,2	0,2	0,1	0,2
Fin 04 1997		2,3	0,2	0,8	0,3
05 1997		1,3	0,1	0,2	0,5
06 1997		3,9	0,3	0,5	0,5
07 1997	0,1	3,1	0,1	1,1	0,4
09 1997	0,4	4,6	0,1	0,3	0,4
10 1997	0,1	5,6	0,1	1,4	0,5
11 1997	0,3	4,9	0,1	0,6	0,4
01 1998		0,5	0,5	0,6	0,3
02 1998	0,3	3	0,2	0,2	0,3
03 1998	0,1	0,4	0,1	1,2	0,5
04 1998	0,2	2,9	0,2	0,2	0,3
05 1998		2,9	0	0,4	0,3
Début 06 1998		0	0,13	1,43	1,75
Fin 06 1998		4,09	0,32	1,63	0,46
07 1998		3,8	0,13	0,28	0,55
08 1998	0,2	5,7	0,1	0,1	0,6
Debut 09 1998		5,32	0,05	0,19	0,51
Fin 09 1998		4,73	0,34	0,15	0,41
11 1998	0	0,5	0	1,3	0,1
Début 12 1998		3	0,03	0,08	0,52
Fin 12 1998		2,37	1,27	0,95	0,38
01 1999		0,8	0,1	0,7	0,5
Nov 2000		0,2	0,1	0,6	0,2
09 2002		4,4	0,4	0,47	0,55
Mai 2003		5,4	0	0,1	0,4
Mars 2004		0,39	0,87	0,16	0,26
Nov 2004		3,1	0,16	0,64	0,23
Oct 2005		5,72	0,14	0,03	0,51
nov-06		2,89	0,08	0,82	0,1
MOYENNE	*0,19*	*2,82*	*0,21*	*0,55*	*0,42*

Annexe 3 : Différence (en valeur absolue) des niveaux d'eau entre les couples piézométriques

piézomètre n°	*1*	*10*	*2*	*20*	*21*	*22*	*3*	*30*	*4*	*40*	*5*	*6*	*60*
						profondeur de la nappe par rapport au terrain naturel							
janv-97			4,6	4,7	3,35	5,1	2,5	2,3	5	5,3	3,5	3,6	3,8
févr-97			4,4	4,35	2,6	2,95	1,5	1,2	3,9	4	0,6	0,6	0,8
début avr 1997			7	4,8	3,6	4,8	2	2,2	4,7	4,8	1,7	1,1	1,3
fin avr 1997			8,5	6,2	5,8	5,7	2,2	2,4	4,9	5,7	3	1,3	1,6
mai-97			5,6	4,3	3,3	4,5	2	2,1	4,4	4,6	0,7	0,7	1,2
juin-97			9,6	5,7	4	4,9	2,2	1,9	6	5,5	2,1	1,3	1,8
juil-97	1,5	1,4	8,8	5,7	5,4	4,7	1,9	2	4,6	5,7	1,7	1,2	1,6
sept-97	2,3	1,9	10,5	5,9	5,3	4,7	2	2,1	4,9	5,2	1,4	1,5	1,9
oct-97	2,1	2	11,3	5,7	5,3	4,6	2	2,1	4,3	5,7	1,4	1,4	1,9
nov-97	2,3	2	10,6	5,7	4,3	5,2	2,1	2,2	4,6	5,2	0,5	1,4	1,8
janv-98			5,4	4,9	5,3	4,3	1,7	2,2	4,6	5,2	1,6	1	1,3
févr-98	2,4	2,1	8,5	5,5	5,3	4,9	2,3	2,5	5	5,2	2,3	1,3	1,6
mars-98	1,5	1,4	4,8	4,4	5,3	4,2	1,9	1,8	4	5,2	0,9	0,6	1,1
avr-98	2,1	1,9	7,8	4,9	5,3	4,7	1,9	2,1	5	5,2	0,2	1,1	1,4
mai-98			8,3	5,4	5,3	4,8	2,3	2,3	4,8	5,2	2	1,4	1,7
début juin 1998			x	x	x	x	2,22	2,35	4,07	5,5	2,01	0,62	2,37
fin juin 1998			9,89	5,8	2,47	5,12	2,87	2,55	4,89	3,26	1,98	1,62	2,08
juil-98			10,3	6,5	4,37	5,12	2,26	2,39	4,82	5,1	2,23	1,58	2,13
août-98	2,8	2,6	10,9	5,2	5,3	5	2,3	2,4	5,1	5,2	2	1,7	2,3
debut sept 1998			10,96	5,64	3,72	4,67	2,02	2,07	4,68	4,87	1,92	1,51	2,02
fin sept 1998			10,21	5,48	3,58	4,55	2,64	2,3	4,58	4,73	1,73	1,15	1,56
nov-98	1,4	1,4	4,5	4	3,1	3,9	1,1	1,1	3,9	5,2	3,6	0,6	0,5
début déc 1998			8,58	5,58	3,47	4,74	2,17	2,14	4,73	4,81	1,99	2,03	1,51
fin déc 1998			7,37	5	3,15	4,5	2,92	1,65	5,51	4,56	1,07	1,78	2,16
janv-99			5,6	4,8	5,3	4,5	2,1	2	4,5	5,2	1,3	1	1,5
nov-00			5,1	4,9	5,4	4,1	1,8	1,9	3,8	4,4	1,05	1,1	1,3
sept-02			10,4	6	5,8	5,3	2,4	2,8	4,67	4,2	2,45	2,25	1,7
mai-03			11,6	6,2	5,6	5,2	2,4	2,4	5,6	5,5	1,55	1,2	1,6
mars-04			5,05	4,66	3,12	5,45	3	2,13	4,05	4,21	1,43	1,23	0,97
nov-04			9,68	6,58	4,24	5,57	3,13	2,97	5,71	6,35	2,76	2,22	1,99
oct-05			12,52	6,8	5,52	5,58	3,13	2,99	5,71	5,74	2,75	2,89	2,38
nov-06			9,51	6,62	5,51	6,28	3,11	3,03	5,67	6,49	2,82	2,11	2,01
max	2,80	2,60	12,52	6,80	5,80	6,28	3,13	3,03	6,00	6,49	3,60	3,60	3,80
seuil valeur max	2,52	2,26	10,79	6,16	5,55	5,44	2,73	2,63	5,35	5,75	2,65	2,10	2,30
min	1,40	1,40	4,40	4,00	2,47	2,95	1,10	1,10	3,80	3,26	0,20	0,60	0,50
seuil valeur min	1,56	1,46	5,84	4,67	3,42	4,21	1,77	1,78	4,20	4,44	0,99	0,78	1,13
amplitude	1,40	1,20	8,12	2,80	3,33	3,33	2,03	1,93	2,20	3,23	3,40	3,00	3,30
moyenne	2,04	1,86	8,32	5,42	4,49	4,83	2,25	2,21	4,77	5,09	1,82	1,44	1,72
écartype	0,48	0,40	2,48	0,74	1,06	0,61	0,48	0,43	0,58	0,65	0,83	0,66	0,59

valeurs de hautes eaux

valeurs de basses eaux

Annexe 4 : Répartition des campagnes de hautes et basses eau sur l'ensemble du suivi piézométrique

LIXIVIATS BRUTS	NC					AD				
	Δ			moy	δ	Δ			moy	δ
T° (° C)	17,4	-	31,1	22,9	5,04	15,9	-	24,1	18,3	3,24
O_2 diss. (mg.L^{-1})	0,8	-	4,1	2,06	1,15	3,1	-	5,5	4,16	0,90
pH mesuré in situ	6,9	-	9,0	7,62	0,70	7,3	-	7,9	7,69	0,23
CE (µS.cm^{-1})	2420	-	14490	7177	3794	2260	-	4630	3006	802
MES (mg.L^{-1})	5,5	-	54,0	23,4	16,6	7,0	-	91,0	29,2	32,0
DBO5 (mg.L^{-1} O_2)	25,0	-	284	114	96,1	3,0	-	107	36,7	41,4
DCO (mg.L^{-1} O_2)	280	-	2440	1064	724	154	-	681	355	222
DBO/DCO	0,04	-	0,22	0,12	0,07	0,02	-	0,29	0,12	0,12
COT (mg.L^{-1})	145	-	840	339	236	50	-	152	80,6	33,3
NO_2 (mg.L^{-1})	1,2	-	102,5	23,9	44,1	2,3	-	34,4	9,58	13,9
NO_3 (mg.L^{-1})	4,0	-	1957	366	782	3,5	-	296	126	122
NH4 (mg.L^{-1})	156	-	616	376	171	40,7	-	90,5	65,4	17,9
NK (mg.L^{-1})	171	-	672	409	187	51,1	-	105	77,7	19,8
PT (mg.L^{-1})	2,4	-	17,6	6,63	5,34	0,1	-	1,9	0,60	0,61
SO_4 (mg.L^{-1})	107	-	527	274	147	197	-	419	260	81,0
Cl (mg.L^{-1})	141	-	576	395	171	93	-	203	152	42,0
HCO_3 (mg.L^{-1})	1318	-	4252	2811	1254	1088	-	2312	1387	466
K (mg.L^{-1})	143	-	504	278	144	105	-	207	136	38,2
Na (mg.L^{-1})	176	-	718	389	211	151	-	328	214	67,3
Ca (mg.L^{-1})	155	-	320	233	67,9	102	-	236	164	54,8
Mg (mg.L^{-1})	26,5	-	77,6	50,9	17,0	34,2	-	50,6	42,8	5,71
Al (mg.L^{-1})	< 0,23	-	0,6583	0,3147	0,2825	<0,020	-	6,6667	1,7161	3,3009
As (mg.L^{-1})	<0,005	-	0,0512	0,0398	0,0095	<0,005	-	0,0166	0,0115	0,0049
Ba (mg.L^{-1})	0,1160	-	0,5088	0,2333	0,1499	0,0280	-	0,3692	0,1747	0,1181
Cd (mg.L^{-1})	0,0001	-	0,0012	0,0007	0,0005	0,0001	-	0,0007	0,0004	0,0003
Co (mg.L^{-1})	0,0114	-	0,0199	0,0169	0,0048	0,0138	-	0,0167	0,0152	0,0015
Cr (mg.L^{-1})	0,0000	-	0,1761	0,0793	0,0581	<0,005	-	0,0250	0,0194	0,0043
Cs (mg.L^{-1})	0,0049	-	0,0100	0,0067	0,0029	0,0063	-	0,0093	0,0074	0,0017
Cu (mg.L^{-1})	0,0038	-	0,0693	0,0213	0,0320	0,0109	-	0,0228	0,0169	0,0047
Hg (mg.L^{-1})	<0,0005	-	0,0031	0,0025	0,0009	0,0010	-	0,0010	0,0010	-
Mo (mg.L^{-1})	0,0010	-	0,0013	0,0012	0,0002	0,0038	-	0,0081	0,0060	0,0030
Ni (mg.L^{-1})	0,0273	-	0,0656	0,0457	0,0194	0,0212	-	0,2077	0,0635	0,0809
Pb (mg.L^{-1})	0,0071	-	0,0968	0,0310	0,0334	0,0013	-	0,1001	0,0251	0,0376
Rb (mg.L^{-1})	0,1772	-	0,4469	0,2876	0,1318	0,1363	-	0,2128	0,1594	0,0361
Sb (mg.L^{-1})	0,0015	-	0,0200	0,0063	0,0070	<0,005	-	0,0140	0,0042	0,0055
Sn (mg.L^{-1})	0,0091	-	0,6200	0,1442	0,2359	<0,005	-	0,1660	0,0362	0,0726
Sr (mg.L^{-1})	0,2920	-	1,6100	1,0738	0,6018	0,2658	-	1,1200	0,8016	0,3728
Zn (mg.L^{-1})	0,0000	-	0,4843	0,1204	0,2044	0,0413	-	0,5151	0,1642	0,1998
Zr (mg.L^{-1})	0,0080	-	0,0215	0,0131	0,0073	0,0014	-	0,0021	0,0017	0,0003
Fe (mg.L^{-1})	0,9874	-	12,3492	5,0271	4,6947	0,3166	-	1,0235	0,6244	0,2905
Mn (mg.L^{-1})	< 0,1	-	0,7739	0,6954	0,0653	0,1934	-	1,5601	1,0695	0,5702
Si (mg.L^{-1})	14,9616	-	23,3319	18,1525	3,9821	3,5842	-	13,1686	10,4127	4,5925

Annexe 5 : Composition moyenne sur 4 ans des lixiviats du NC et de l'AD

	1A	1B	Eaux sout.	Eaux sup.	Normes de rejet d'effluents	valeurs Nov 06
Physico-chimie						
Oxygène mesurée in situ (en mg/l)	>7	5 à 7				6,56
Oxygène en % saturation	>90	70 à 90				
Température mesurée in situ (en °C)	20					
pH mesuré in situ	**6.5 à 8.5**					7,28
Conductivité à 25 °C (en µS/cm)	400	850				1175,00
Potentiel redox in situ (Eh en mv)						
Matières en suspension (en mg/l)	**25**	**25**			**35**	2,20
DBO5 (en mg/l)	3	**3 à 5**			**30**	3,50
DCO (en mg/l)	20	20 à 25			**125**	54,70
TOC (en mg/l)					**70**	17,80
Nitrite (en mg/l)NO2	0,1	0,1	0,5	0,5		1,11
Nitrate (en mg/l)NO3	**20**	**30**	**100**	**100**		6,99
Sulfate (en mg/l)SO4		20	**500**	**500**		215,00
Chlorure (en mg/l)Cl	**100**	20	**400**	**400**		48,80
fluorure (en mg/l)F	0,7	1	3	3		
Bicarbonate (en mg/l)HCO3						409,68
K (Potassium en mg/l)			24			53,09
Na (Sodium en mg/l)			**300**			63,78
Ca (Calcium en mg/l)						116,93
Mg (Magnésium en mg/l)		**125**	**100**			16,74
Ammonium (en mg/l)NH4	0,1	0,5	4	4		12,10
Azote Kjeldahl (en mg/l)	1	1	2	2	**30**	13,10
Azote global						
Phosphore total (en mg/l)	**0,1**		**10**	**2**	**10**	0,05
Phosphate PO4	0,2	0,5				
Analyses bactériologiques						
Escherichia coli (UFC/100ml)						
Chlorophylle a mg/m3	10					
IBG	>16					
Entérocoques (UFC/100ml)						
Coli totaux (germes/100ml)	50					
Coli fécaux (germes/100ml)	20					
Streptocoques fécaux (germes/100ml)	20					
Métaux lourds						
Ag (Argent en mg/l)			0,05			
Al (Aluminium en mg/l)		**0,2**	**1**	**1**		0,016
As (Arsenic en mg/l)	**0,05**	**0,1**	**0,25**	**0,25**	**0.1**	0,016
Cd (Cadmium en mg/l)	**0,001**	**0,005**	**0,025**	**0,025**	**0.2**	0,0006
Co (Cobalt en mg/l)			0,006	0,006		2,85
Cr (Chrome en mg/l)		**0,05**	**0,25**	**0,25**		0,003
Cu (Cuivre en mg/l)	**0,04**		**2**	**0,25**		0,0035
Fe (Fer en mg/l)	**0,5**	**0,3**	**1**	**1,5**		0,116
Hg (Mercure en mg/l)	**0,0005**	**0,001**	**0,005**	**0,005**	**0.05**	<0,0005
Ni (Nickel en mg/l)		**0,05**	**0,25**	**0,25**		0,012
Pb (Plomb en mg/l)	0,01	**0,05**	**0,25**	**0,25**	**0.5**	0,026
Sb (Antimoine en mg/l)		**0,005**	**0,05**	**0,05**		0,0005
Sn (Etain en mg/l)						0,00003
Zn (Zinc en mg/l)	**1**		**10**	**15**		0,022
Ba (Baryum en mg/l)			**1**	**0,5**		0,14
Mn (Manganèse en mg/l)	0,1	0,1	0,25	0,25		1,14

1A : Eaux salmonicoles
1B : Eaux cyprinicoles
Eaux sout. : Eaux souterraines (usage non sensible)
Eaux sup. : Eaux superficielles (usage non sensible)
rejets : Annexe III : critères minimaux applicables aux rejets d'effluents liquides dans le milieu naturel
valeurs Nov 06 : Valeurs en sortie de lagune lors de la dernière campagne de novembre 2006

Annexe 6 : Comparaison de la qualité des lixiviats traités de novembre 2006 avec la qualité requise des eaux de rejets dans différents milieux aquatiques. (en gras figurent les normes respectées par les valeurs de la campagne, et le surlignage gris correspond aux normes de rejets pour des rejets d'effluents liquides dans le milieu naturel)

- LISTE DES TABLEAUX -

Tableau 1 : Répartition de l'origine des défauts dans les géomembranes 24

Tableau 2 : Variation de la conductivité électrique CE ($\mu S.cm^{-1}$) mesurée in situ et de l'estimation de la résistivité ρ (Ω.m) correspondante dans les lixiviats du NC, de l'AD, et dans le SC et le PZ5 28

Tableau 3 : Données bibliographiques renseignant sur les valeurs de résistivité des lixiviats..... 29

Tableau 4 : Interprétation des CE ($\mu S.cm^{-1}$) des différents milieux identifiés sur les profils de l'AD à partir des valeurs de résistivité (Ω.m)..... 36

Tableau 5 : Interprétation des CE des différents milieux identifiés sur les profils du NC à partir des valeurs de résistivité 41

Tableau 6 : Valeurs maximales en $\mu g.L^{-1}$ des 3 traceurs enregistrées dans chaque point de prélèvement 48

Tableau 7 : Teneur en eau (*w*) à différentes profondeurs dans les déchets du NC et de l'AD 59

Tableau 8 : Résultats des tests de percolation 62

Tableau 9 : Calcul des porosités efficaces (*ne*) pour les déchets du NC et de l'AD 62

Tableau 10 : Tableur de calcul du bilan hydrique (exemple de l'estimation du pourcentage minimum d' infiltrations pour l'AD avec une RFUmin de 373,6 mm correspondant à une épaisseur de 2000 mm, et une *wmin* de 78,2 %) 69

Tableau 11 : Variation des estimations de l'infiltration des lixiviats de l'AD 73

Tableau 12 : Variation des estimations de l'infiltration des lixiviats du NC..... 74

Tableau 13 : Variation des estimations de l'infiltration des lixiviats du NC en considérant les apports extérieurs maximums provenant du quai de transfert..... 75

Tableau 14 : Production de lixiviats en pourcentage de la pluviométrie..... 77

Tableau 15 : Distribution des paramètres biotiques dans chaque bassin..... 135

Tableau 16 : Présence des *Escherichia Coli* et entérocoques sur l'ensemble du site lors des 7 campagnes annuelles 173

Tableau 17 : Concentration des bactéries des trois points de prélèvements en UFC.100 mL^{-1} mesurée sur 15 mois (PZ 30 et AD) et sur 6 mois (NC). La concentration minimale mesurable pour les coliformes totaux, *Escherichia coli* et les entérocoques est de 15 UFC.100 mL^{-1}. 177

Tableau 18 : Comparaison des valeurs obtenues sur le site d'Étueffont avec les valeurs maximales des

données bibliographiques. 183

Tableau 19 : Concentrations en coliformes totaux (CT) et *Escherichia coli* (EC) en UFC.100 mL^{-1} dans le PZ 30, relation entre le rapport EC/CT et les précipitations en mm entre 4-9 jours et entre 4-18 jours précédents les prélèvements. 184

Tableau 20 : Dénombrement de Pseudomonas aeruginosa en UFC.100 mL^{-1} lors des deux campagnes nycthémérales 191

Tableau 21 : Présence en UFC.100 mL^{-1} des coliformes totaux, *Escherichia coli* et entérocoques dans le PZ 30, PZ 40, PZ 3, AD et NC lors des deux études nycthémérales du 1er juin 2005 et du 24 octobre 192

- LISTE DES FIGURES -

Figure 1 : Carte de localisation géographique du site d'Étueffont 15

Figure 2 : Schéma de présentation du site et surface des différentes entités 17

Figure 3 : Dispositif détaillé des collecteurs 18

Figure 4 : Carte de localisation du réseau piézométrique 19

Figure 5 : Présentation des deux interfaces imperméables : géomembrane pour NC et schistes pour AD 25

Figure 6 : Variation dans le temps de la conductivité électrique CE ($\mu S.cm^{-1}$) dans le NC, l'AD, le SC et le PZ 5 29

Figure 7 : Dispositif de mise en place des profils géophysiques et des points d'injection des traçages d'essais 31

Figure 8 : Couple des panneaux électriques PP5 et DD5 34

Figure 9 : Couple des panneaux électriques PP3 et DD3 35

Figure 10 : Visualisation en 3D du panache d'infiltration issu de l'AD 38

Figure 11 : Couple des panneaux électriques DD7 long et DD7 larg, réalisés sur le NC 40

Figure 12 : Restitution des traceurs E (éosine), F (fluoréscéine) et N (nahtionate) dans le PZ 30..... 44

Figure 13 : Restitution des traceurs E (éosine), F (fluoréscéine) et N (naphtionate) dans le PZ 3..... 45

Figure 14 : Restitution des traceurs E (éosine), F (fluoréscéine) et N (naphtionate) dans le SC 46

Figure 15 : Restitution des traceurs E (éosine), F (fluoréscéine) et N (naphtionate) dans le NC..... 47

Figure 16 : Synthèse sur l'importance des circulations mises en évidence par les traçages 49

Figure 17 : Détail des unités hydrologiques définies pour le calcul du bilan hydrique..... 55

Figure 18 : Dispositif de préparation des déchets pour les tests de percolation 60

Figure 19 : Organigramme du bilan hydrique 68

Figure 20 : Relation hebdomadaire entre la pluie efficace PE et les débits aux collecteurs Q de l'AD et du NC 70

Figure 21 : Corrélation entre la pluie efficace et les débits de l'AD 72

Figure 22 : Corrélation entre la pluie efficace et les débits du NC 72

Figure 23 : Variation du pourcentage d'infiltration de l'AD en fonction de l'épaisseur de la RFU 74

Figure 24 : Variation du pourcentage d'infiltration du NC en fonction de l'épaisseur de la RFU et des

apports du quai de transfert..... 76

Figure 25 : Extrait de la carte géologique de Thann au 50000 ème et tracé du trait de coupe NO-SE (la légende des terrains est indiquée sur la coupe (Figure 27) 80

Figure 26 : 1. Schéma structural et relevés de schistosité sur fond de topographie locale..... 81

Figure 26 : 2. Interprétation de la déformation par décrochement sénestre 82

Figure 27 : Coupe géologique réalisée à partir de la carte géologique de Thann au 50000ème 84

Figure 28 : Altitudes des niveaux piézométriques et sens d'écoulement des nappes..... 86

Figure 29 : Variation des niveaux d'eau lors du pompage dans le PZ 30 en m 90

Figure 30 : Dynamique d'alimentation de l'eau des piézomètres de surface et de profondeur..... 91

Figure 31 : ACP sur les lixiviats et les eaux souterraines (7 campagnes) 95

Figure 32 : ACP sur les lixiviats et les eaux souterraines (5 campagnes) 97

Figure 33 : ACP zoomée sur les eaux souterraines (7 campagnes)..... 98

Figure 34 : ACP zoomée sur les eaux souterraines (5 campagnes)..... 99

Figure 35 : ACP sur les eaux souterraines récepteurs (piézomètres uniquement, sans NC, AD et SC) 101

Figure 36 : Figure de synthèse sur les infiltrations de lixiviats issues de l'Ancienne Décharge..... 103

Figure 37 : Figure de synthèse sur les infiltrations de lixiviats issues du Nouveau Casier..... 104

Figure 38 : Figure de synthèse sur les infiltrations de lixiviats issues de l'Ancienne Décharge et du Nouveau Casier, guidées par la fracturation du substratum 105

Figure 39 : Chronologie des différentes campagnes de prélèvements 109

Figure 40 : Évolution sur 4 ans de la qualité physico-chimique et biologique des lixiviats du NC et de l'AD, valeurs exprimées en $mg.L^{-1}$, sauf pour pH, T(°C) et CE ($\mu S.cm^{-1}$) 116

Figure 41 : Synthèse sur les mécanismes bio-physico-chimique de l'évolution des lixiviats..... 119

Figure 42 : Variations saisonnières des paramètres physiques dans les 4 lagunes sur deux années ... 124

Figure 43 : Distribution qualitative (en %) des espèces phytoplanctoniques dans les 4 bassins..... 132

Figure 44 : Distribution qualitative (en %) des espèces de ciliés dans les 4 bassins..... 133

Figure 45 : Distribution qualitative (en %) des espèces de rotifères dans les 4 bassins..... 134

Figure 46 : Effectifs des ciliés, bactéries, rotifères, cladocères et abondance phytoplanctonique dans le

bassin 1 136

Figure 47 : Effectifs des ciliés, bactéries, rotifères, cladocères et abondance phytoplanctonique dans le bassin 2 137

Figure 48 : Effectifs des ciliés, bactéries, rotifères, cladocères et abondance phytoplanctonique dans le bassin 3 138

Figure 49 : Effectifs des ciliés, bactéries, rotifères, cladocères et abondance phytoplanctonique dans le bassin 4 139

Figure 50 : Évolution des effectifs moyens recensés sur les deux années de suivi à travers les lagunes 140

Figure 51 : ACP réalisée sur 2 années (1-25 mois) de suivi dans les 4 lagunes (L1, L2, L3, L4) sur les variables abiotiques et biotiques 142

Figure 52 : Présentation du réseau hydrographique et des stations de mesures 146

Figure 53 : Évolution physico-chimique des lixiviats à travers l'ensemble du système d'épuration (lagunes et ruisseau) 150

Figure 54 : Variation du taux d'abattement en pourcentage à travers l'ensemble du système d'épuration (lagunes et ruisseau) selon l'efficacité du système de lagunage 152

Figure 55 : Variation du taux d'abattement pour NO_3, PT, MES à travers l'ensemble du système d'épuration (lagunes et ruisseau) 153

Figure 56 : Résultats des trois campagnes de suivi des chlorures dans le réseau hydrographique du bassin versant du site de la décharge 155

Figure 57 : Synthèse du suivi des chlorures 157

Figure 58 : Diagramme simplifié du réseau trophique existant dans le bassin 4 161

Figure 59 : Valeurs d'O2, MES et DBO et présence *Escherichia coli et* entérocoques pour la campagne d'octobre 2005 dans les lixiviats du NC et à travers les lagunes..... 174

Figure 60 : Distribution mensuelle des coliformes totaux, *Escherichia coli*, entérocoques et *Pseudomonas aeruginosa* dans le piézomètre (PZ 30), les lixiviats de l'ancienne décharge (AD), du nouveau casier (NC), et relation avec les précipitations moyennes mensuelles. 178

Figure 61 : Distribution de *Pseudomonas aeruginosa* Dans NC, AD et PZ 30 lors de la campagne du

1er juin 2005 187

Figure 62 : Distribution des Coliformes totaux, *Escherichia coli et* entérocoques dans le PZ 30 lors de la campagne du 1er juin 2005 188

Figure 63 : Distribution des coliformes totaux et entérocoques dans l'AD, le PZ 3 et NC lors de la campagne du 24 octobre 2005 190

Figure 64 : Présence d'*Escherichia coli* et des entérocoques (UFC.100 mL^{-1}) lors des pompages d'essais réalisés pendant le suivi nycthéméral du 24 octobre 194

A

Abbaspour, K., Matta, V., Huggenberger, P. & Johnson, C.A., (2000). A contaminated site investigation: comparison of information gained from geophysical measurements and hydrogeological modeling. Journal of Contaminant Hydrology, 40(4), 365-380.

Adani, F., Baido, D., Calcaterra, E. & Genevini, P., (2002). The influence of biomass temperature on biostabilization-biodrying of municipal solid waste. Bioresource Technology, 83, 173-179.

Adani, F., Tambone, F. & Gotti, A., (2004). Biostabilization of municipal solid waste. Waste Management, 24, 775-783.

ADEME, (2001). Guide pour le dimensionnement et la mise en oeuvre des couvertures de sites de stockage de déchets ménagers et assimilés. 167p.

ADEME/SITA, (2003). Note de synthèse : Evaluation des modèles de calcul de bilan hydrique.

Agence de l'eau, Ministère de l'Environnement, (1997). Étude inter-Agences de l'eau : Évaluation des flux polluants liquides générés par les décharges de déchets ménagers.

AGHTM, (2000). La décharge a un avenir : le centre de stockage. Dossier AGHTM. TSM 5-54.

Aguilar-Juarez,O. (2000). Analyse et modélisation des réactions biologiques aéribies au cours de la phase d'exploitation d'un casier de décharge d'ordures ménagères, Thèse, Toulouse, France, 233p.

Akpinar, M.V. & Benson, C.H., (2005). Effect of temperature on shear strengh of two geomembranes-geotextile interface. Geotextiles and geomembranes, 23, 443-453.

Alder, V. A. (1999). South Atlantic Zooplankton. Volume 2. *Tintinnoinea.* Edited by Boltovsky, D. 321-384. Backhuys Publishers. Leiden. The Netherlands.

Aleya, L. & Devaux, J., (1989). Intérêts et signification écophysiologique de l'estimation de la biomasse et de l'activité photosynthétique de diverses fractions de taille phytoplanctoniques en milieu lacustre eutrophe. Rev. Sci. Eau., 2, 353-272.

Aleya, L. & Devaux, J., (1989). Relations entre la transparence de l'eau et la chlorophylle a de trois fractions de taille phytoplanctoniques en milieu lacustre eutrophe. Ann. Sci. Nat. Zool., 9, 257-262.

Aleya, L., (1991). The concept of ecological succession applied to an eutrophic lake through the seasonal coupling of diversity index and several parameters. Archives für Hydrobiologie, 120(3), 327-343.

Aleya, L., (1992). The seasonal succession of phytoplankton in an eutrophic lake through the coupling of biochemical composition of particulates, metabolic parameters and environmental conditions. Archiv für Hydrobiologie 124, 69-88.

Aleya, L., Hartmann, H.J. & Devaux, J., (1992). Evidence for the contribution of ciliates to denitrification in a eutrophic lake. European Journal of Protistololgy, 28, 316-321.

Aleya, L., Desmolles, F., Bonnet, M.P., Devaux, J., (1994). The deterministic factors of the Microcystis aeruginosa blooms over a biyearly survey in hypereutrophic reservoir of Villerest (Roanne, France). Archiv für Hydrobiologie, 99, 1-26.

Aleya, L. & Hartmann, H.J., (1995). Relative contribution of bacteria, algae and ciliates to the microplankton biomass in a eutrophic lake. Research & Technol. Management, 1, 107-113.

Aleya, L., Khattabi, H., Belle, E., Grisey, H., Mudry, J. & Mania, J., (2006). Coupling of abiotic and biotic parameters to evaluate performance of combining natural lagooning and use of two sand filters in the treatment of landfill leachates. Environmental Technology, 28, 225-234.

Aleya L. & Singh S.S. (eds) (2008). Pollution mitigation. IK International Publishing House, New Delhi, 662p.

Allen, A., (2000). Containment landfills: the myth of sustainability. Engineering geology, 60, 3-19.

Allen M.J., Edberg S.C. & Reasoner D.J., (2002). April 22-24. Heterotrophic plate count (HPC) bacteria. What is their significance in drinking water ? Presented at the NSF International/World Health Organization Symposium on HPC Bacteria in Drinking Water, Geneva, Switzerland.

Al-Yaqout, A.F. & Hamoda, M.F., (2003). Evaluation of landfill leachate in arid climate -a case study. Environment International, 29(5), 593-600.

Ammann, A.A., Hoehn, E. & Koch, S., (2003). Ground water pollution by roof runoff infiltration evidenced with multi-tracer experiments. Water Research, 37(5), 1143-1153.

Amokrane, A., (1994). Épuration des lixiviats de décharge. Prétraitement par coagulation-floculation. Traitement par Osmose inverse. Post-traitement par incinération. Thèse, Institut National des Sciences Appliquées LCPAE Lyon, France, 286p.

Amoros, C., (1984). Introduction pratique à la systématique des organismes des eaux continentales françaises les crustacés Cladocères N°4, Lyon, Association française de limnologie, 5-63.

Amoros, C., (1986). Introduction pratique à la systématique des organismes des eaux continentales françaises les Rotifères n° 5, Lyon, Association française de limnologie, 6-37.

Antai, S.P., (1987). Incidence of *Staphylococcus aureus*, coliforms and antibiotic-resistant strains of *Escherichia coli* in rural water supplies in Port Harcourt. Journal of Applied Bacteriology 62, 371-375.

APHA, (1998). Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. (20th Ed. ed.), American Public Health Association, New York.

Aristodemou, E. & Thomas-Betts, A., (2000). DC resistivity and induced polarisation investigations at a waste disposal site and its environments. Journal of Applied Geophysics, 44(2-3), 275-302.

Arneth, J.D., Milde, G., Kerndorff, H. & Schleyer, R., (1989). Waste deposit influences on groundwater quality as a tool for waste type and site selection for final storage quality. 399-424.

Ashbolt, N.J., Grabow, W.O.K., Snozzi, M., (2001). World Health Organization Water Series, Indicators of microbial water quality.

Augenstein, D. & Pacey, J. (1991). Landfill methane models. Proceedings from the Technical Sessions of SWANA's 29th Annual International Solid Waste Exposition, SWANA, Silver Spring, MD. 111p.

Azam, F., Fenchel, T., Field, J.G., Gay, J.S., Meyer, L.A. & Thingstad, F., (1983). The ecological role of water column microbes in the sea. Mar. Ecol. Prog. Ser. 10, 257-263.

B

Bagchi, A., (1987). Natural attenuation mechanisms of landfill leachate and effects of various factors on the mechanisms. Waste Management & Research, 5(4), 453-463.

Baker, A. & Curry, M., (2004). Fluorescence of leachates from three contrasting landfills. Water Research, 38, 2605-2613.

Baker, J.H. & Orr, D.R., (1986). Distribution of Epiphytic Bacteria on Freshwater Plants. Journal of Ecology, Vol. 74, No. 1, 155-165.

Banning, N., Toze, S., Mee, B.J., (2003). Persistence of biofilm-associated Escherichia coli and Pseudomonas aeruginosa in groundwater and treated effluent in a laboratory model system. Microbiology, 149(1), 47-55.

- BIBLIOGRAPHIE -

Barres *et al.*, (1990). Les lixiviats de décharges. Le point des connaissances en 1990. TSM-L'eau, 85(6), 289-313.

Barrett, M.H., Hiscock, K.M., Pedley, S., Lerner, D.N., Tellam, J.H. & French, M.J., (1999). Marker species for identifying urban groundwater recharge sources – A review and case study in Nottingham, UK. Water Research 33(14), 3083-3097.

Baun, A., Ledin, A., Reitzel, P.L., Bjerg, P.L., & Christensen, T.H., (2004). Xenobiotic organic compounds in leachates from ten Danish MSW landfills – chemical analysis and toxicity tests. Water Research, 38, 3845-3858.

Beaver, J.R., Crisman, T.L. & Bienert, R.W., (1988). Distribution of planktonic ciliates in highly coloured subtropical lakes: comparison with clearwater ciliate communities and the contribution of mixotrophic taxa to total autotrophic biomass. Freshwat. Biol., 20, 51-60.

Belle, E., (2003). Evolution du fonctionnement physico-chimique et biologique de lagunes d'épuration de lixiviats d'ordures ménagères, et impact sur le milieu naturel. DEA, UFR Sciences et Techniques, Besançon, 30p.

Belle, E., Genevois, V., Mudry, J. & Aleya, L., (2007). Annual distribution of bacterial indicators of pollution in groundwaters and in the leachates generated by domestic wastes. Environmental Technology, 27, 207-216.

Bellenfant, G., (2001). Modélisation de la production de lixiviats en centre de stockage de déchets ménagers. Thèse de doctorat, 180p.

Bendz, D., Singh, V.P. & Akesson, M., (1997). Accumulation of water and generation of leachate in a young landfill. Journal of Hydrology, 203, 1-10.

Benfenati, E., Porazzi, E., Bagnati, R., Forner, F., Pardo Martinez, M., Mariani, G. & Fanelli, R., (2003). Organic tracers identification as a convenient strategy in industrial landfills monitoring. Chemosphere, 51, 677-683.

Bengtsson, L., Bendz, D., Hogland, W., Rosqvist, H. & Akesson, M., (1994). Water balance for landfills of different age. Journal of Hydrology, 158(3-4), 203.

Benke, A.C. & Meyer, J.L., (1988). Structure and function of a blackwater river in the southeastern U.S.A. Proc. Int. Assoc. Theor. Appl. Limnol., 23p.

Bermudez, M., & Hazen, T.C., (1988). Phenotypic and genotypic comparison of Escherichia coli from pristine tropical waters. Appl. Environ. Microbiol, 54, 979-983.

Bernstone, C. & Dahlin, T., (1997). A roll-along technique for 3D resistivity data acquisition with multi-electrode arrays, procs. SAGEEP'97 (Symposium on the Application og Geophysics to Engineering and Environnemental Problems), Reno, Nevada, march 23-26, 2, 916-925.

Bernstone, C., (1998). Environmental investigations using high resolution DC resistivity methods. 85 + 8 Enclosure.

Berk, S.G., Brownlee D.L., Heindle D.R., King H.J. & Colwell R.R., (1977). Ciliates as food source for marine planktonic copepods. Microb Ecol , 4, 27-40.

Bitton, G., Farrah, S.R., Ruskin, R.H., Butner, J., Chou, Y.J., (1983). Survival of pathogenic and indicator organisms in ground water. Ground Water, 21(4), 405-410.

Bitton, G., (2005a). Microbial indicators of fecal contamination : application to microbial source tracking. Florida stormwater association.

Bitton, G., (2005b). Wastewater Microbiology, 3rd. Edition, Wiley-Liss, Hoboken, NJ., 746 pp.

Blakey, N.C., (1982). Infiltration and absorption of water by domestic waste landfills.

Blaxland, J.D., Sojka, W.J. & Smither, A.M., (1958). Avian salmonellosis in England ans Wales 1948-1956, with comment on its prevention and control, Vet. Rec., 70, 374.

Blight, G.E., Ball, J.M. & Blight, J.J., (1992). Moisture and suction in sanitary landfills in semiarid areas. Journal of Environmental Engineering, 118, 865-877.

Blight, G.E., (2005). Consequences of raising the height of a landfill in a water-deficient climate. Waste Management, 25(10), 1021-1036.

Bogosian, G., Sammons, L.E., Morris, P.J.L., O'Neil, J.P., Heitkamp, M.A., & Weber, D.B., (1996). Depth of the Escherichia coli K-12 strain W3110 in soil and water : Applied and Environnemental Microbiology, 62, 4114-4120.

Bogner, J. & Spokas, K., (1993). Landfill CH4: rataes, fates and role in global carbon cycle. Chemosphere, 26, 369-386.

Bordier, C., Rathle, J.E. & Zimmer, D., (1997). Hydraulic fonctionning and clogging diagnosis of leachate collection system. 361-372.

Bouchaud, O., (2002). Diarrhées du voyageur. Feuillets de biologie, 43(247), 55-60.

Bourelly, P., (1972). Les algues d'eau douce. Tome I: les algues vertes. Paris, France, *Boubée et Cie*, 572 pp.

Bourelly, P., (1981). Les algues d'eau douce. Tome II : les algues jaunes et brunes. Paris, France, *Boubée et Cie*, 517p.

Bourelly, P., (1985). Les algues d'eau douce. Tome III : les algues bleues et rouges. Paris, France, *Boubée et Cie*, 606p.

Brandes, M., (1978). Characteristics of Effluents from Gray and Black Water Septic Tanks. Journal Water Pollution Control Federation.

Bryant, M.P., (1979). Microbial methane production. Theoretical aspects. Journal of Animal Science, 48(1),193-201.

Burton, G.A. Jr, D. Gunnison, & G.R. Lanza, (1987). Survival of pathogenic bacteria in various freshwater sediments. Appl Environ Microbiol. 53(4), 633–638.

C

Capelo, J. & De Castro, M.A.H., (2007). Measuring transient water flow in unsaturated municipal solid waste - A new experimental approach. Waste Management, 27, 811-819.

Carpenter, P.J., Kaufmann, R.S. & Price, B., (1990). Use of resistivity soudings to determine landfill structure. Ground Water, 28, 569-575.

Castillo A. y Ramos-Cormenzana A., (2002). Sobre la contamination microbiologica del acuifero de la Vega de Granada. Geogazeta, 32, 191-194.

Cecchi, F., Pavan, P., Musacco, A., Mata-Alvarez, J. & Vallini, G., (1993). Digesting the organic fraction of municipal solid waste: Moving from mesophilic (37°C) to thermophilic (55°C) conditions. Waste Management & Research, 11, 403-404.

Chian, E.S., Pohland, F.G., Chang, K.C., & Harper, S.R., (juin 1985). Leachate generation and control at landfill disposal sites. In: Int. Conf. "New directions and research in waste treatment and residuals management", Vancouver, 745-752.

Chilakos, P. & C.N., Kavouras, (2004). Bulletin of the Geological Society of Greece, Water Management At

Athens International Airport A Critical Approach.

Cho, J.-C., H.B., Cho, & S.-J., Kim, (2000). Heavy contamination of a subsurface aquifer and a stream by livestock wastewater in a stock farming area, Wonju, Korea. Environ. Pollut., 109(1), 137-146.

Christensen, T.H. & Kjeldsen, P., (1989). Basic biochemical processes in landfills.

Christensen, T.H., Kjeldsen, P., Bjerg, P.L., Jensen, D.L., Christensen, J.B., Baun, A., Albrechtsen, H.J., & Heron, G., (2001). Biogeochemistry of landfill leachate plumes: Applied Geochemistry, 16, 659-718.

Clausen, E.M., B.L. Green, & W. Litsky, (1977). Fecal Streptococci: indicators of pollution. In: Bacterial Indicators/Health Hazards Associated with Water. A.W. Hoadley and B.J. Dutka. (Ed). p 247-264. American Soc. For Test. Materials, Special Technical Publication 635, Philadelphia, PA.

Close, M.E., Hodgson L.R., Tod, G., (1989). Field evaluation of fluorescent whitening agents and sodium tripolyphosphate as indicator of septic tank contamination in domestic wells. New Zea. J. of Mar. and Freshwater Res. 23, 563–568.

Colucci, P. & Lavagnalo, M.C., (1995). Three years of field experience in electrical control of synthetic landfill liners. 437-452.

Crump, J.A., Luby, S.P. & Mintz, E.D., (2004). The global burden of typhoid fever. Bull WHO, 82, 346-353.

D

Darilek, G.T., Corapcioglu, M.Y. & Yeung, A.T., (1996). Sealing leaks in geomembrane liners using electrophoresis. Journal of Environmental Engineering, 120, 540-544.

Depountis, N., Harris, C., Davies, M.C.R., Koukis, G. & Sabatakakis, N., (2005). Application of electrical imaging to leachate plume evolution studies under in-situ and model conditions. Environmental Geology, 47, 907-914.

Dewedar, A. & M. Baghat, (1995). Fate of fecal coliform bacteria in a wastewater retention reservoir containing Lemna gibba l. Wat. Res. 29(11), 2598-2600.

E

Edberg, S.C., H. LeClerc, & J. Robertson, (1997). Natural protection of spring and well drinking water against surface microbial contamination. II. Indicators and monitoring parameters for parasites. Crit. Rev. Microbiol. 23, 179-206.

Edberg, S.C., Rice, E.W., Karlin, R.J., Allen, M.J., (2000). Escherichia coli: the best biological drinking water indicator for public health protection - Symp. Ser. Soc. Appl. Microbiol.

Edil, T.B., Ranguette, V.J. & Wuellner, W.W., (1990). Settlement of municipal refuse. Geotecnics of waste fills - Theory and practise, 225-239.

Edmonson, W.T., (1980). Secchi disk and chlorophyll. Limnol. Oceanogr., 25, 378-379.

Ehrig, H.J., (1991). Quality and quantity of sanitary landfill leachate. Waste Management & Research, 1, 53-68.

Eiswirth, M. & Hötzl, H., (1995). Tracer techniques and soil gas surveys for the detection of contaminant transport. Comparison of tracet technologies for hydrological systems. IAHS, 229, 31-39.

Eith, A.W. & Koerner, G.R., (1997). Assessment of HDPE geomembrane performance in a municipal waste

landfill double liner system after eight years of service. Geotextiles and geomembranes, 15, 277-287.

El-Fadel, M., Findikakis, A.N. & Leckie, J., (1997). Modeling leachate generation and transport in solid waste landfills. Environmental Technology, 18, 669-686.

El-Fadel, M., Bou-Zeid, E., Chahine, W. & Alayli, B., (2002). Temporal variation of leachate quality from pre-sorted and baled municipal solid waste with high organic and moisture content. Waste Management, 22, 269-282.

Elloumi, J., Guermazi, W., Ayadi, H., Bouaïn, A., Aleya, L., (2008). Detection of water and sediments pollution of an arid Saltern (Sfax, Tunisia) by coupling the distribution of microorganisms with hydrocarbons. Water Air Soil Pollution 187, 157-171.

Elser, J.J., Elser, M.M., & Carpenter, S.R., (1986). Size fractionation of algal chlorophyll, carbon fixation and phosphatase activity : relationship with species-specific size distributions and zooplankton community structure. J. Plankton Res., 8, 365-383.

Elton, C., (1927). Annual ecology. Mac Millan Co. N.-Y USA, 207p.

Emberton, J. R., (1986). The biological and chemical characterization of landfills. 150-163.

Entry, J.A. & Farmer, N., (2001). Movement of coliform bacteria and nutrients in ground water flowing through basalt and sand aquifers. J. Environ. Quality. 30, 1533-1539.

F

Farquhar, G.J., (1989). Leachate: production and characterization. Canadian Journal of Civil Engineering, 16, 317-325.

Fenchel, T., (1980 a). Suspension feeding in ciliated protozoa: functional reponse and and particle size selection. Microbial Ecology. 6, 1-11.

Fenchel, T., (1980 b). Suspension feeding in ciliated protozoa: feeding rates and their ecological significance. Microbial Ecology. 6, 13-25.

Fenchel, T., (1980 c). Relation beteween particle size selection and clearance in suspension feeding ciliates. Limnology Oceanography. 25(4), 733-738.

Fenn, D.G. & DeGeare, T.V., (1975). Use of the water balance method for predicting leachate generation at solid waste disposal sites.

Field, R. & Pitt, R.E., (1990). Urban storm-induced discharge impacts: U.S. Environmental Protection Agency research program review. Water Sci. Tech. 22, 1-7.

Filip, Z., Kaddu-Mulindwa, D., Milde, G., (1988). Survival of some pathogenic and facultative pathogenic bacteria in groundwater. Water Science & Technology. 20(3), 227-231.

Finlay, B.J., Clarke, K.J., Cowling, A.J., Hindle, R.M. & Rogerson, A., (1988). On the abundance and distribution of Protozoan and their food in a productive freshwater pond. Europ. J. Protistol., 23, 205-217.

Finstein, M.S. & Hogan, J.A., (1993). Integration of composting process microbiology, facility structure and decision-making. 1-23.

Fish J.T., Pettibone G.W., (1995). Influence of freshwater sediment on the survival of E. coli and Salmonella sp. as measured by three methods of enumeration. Letters in Applied Microbiology, 20(5), 277-281.

Foissner, W. & Berger, H., (1996). A user-friendly guide to the ciliates (Protozoa, Ciliophora) commonly used

by hydrobiologists as bioindicators in rivers, lakes, and waste water, with notes on their ecology. Freshwater Biology 35, 375-482.

Fricker, C.R., (2002). The presence of bacteria in water after regrowth. Presented at the NSF International/World Health Organization Symposium on HPC Bacteria in Drinking Water, April 22-24, Geneva, Switzerland.

Frohlich, R.K., Fischer, J.J. & Summerly, E., (1996). Electric-hydraulic conductivity correlation in fractured crystalline bedrock: Central landfill, Rhode island, USA. Journal of Applied Geophysics, 35, 249-259.

Frontier, S., (1977). Réflexions pour une théorie des écosystèmes. Bull. Ecol., 8, 445-464.

Fungaroli, A.A. & Steiner, R.L., (1979). Investigation of sanitary landfill behaviour, Vol.1. EPA-600/2-79-053a, U.S. Environmental Protection Agency, Cincinnati, OH.

G

Gabr, M.A. & Valero, S.N., (1995). Geotechnical properties of municipal solid waste. ASTM Geotech. testing J., 18, 241-251.

Gallegos, E., Warren, A., Robles, E., Campos, E., Calderon, A., Sainz, M.G., Bonilla, P. & Escolero, O., (1999). The effects of wastewater irrigation on groundwater quality in Mexico. Wat. Sci.Tech. 40, 45.

Gawande, N.A., Reinhart, D.R., Thomas, P.A., McCreanor, P.T. & Townsend, T.G., (2003). Municipal solid waste in situ moisture content measurement using an electrical resistance sensor. Waste Management, 23, 667-674.

Gates, M.A. & Lewig, U.T., (1984). Contribution of ciliated protozoa to the planktonic biomass in series of Ontario lakes: quantitative estimates and dynamical relationships. J. Plankton. Res., 3, 443-456.

Gerba, C.P., Bitton, G., (1984). Microbial Pollutants: Their Survival and Transport Pattern to Groundwater. Groundwater Pollution Microbiology, John Wiley and Sons, New York. 65-88.

Germain, H., (1981). Flore des Diatomées. Eaux douces et eaux saumâtres. Société nouvelle des éditions Boubée. Paris, 444p.

Giardino, V.G. & Guglielmetti, J.L., (1997). Long-term performance of a hazardous waste landfill. Geotextiles and geomembranes, 15, 255-267.

Gieske, A. & De vries, J.J., (1985). An analysis of earth-tide-induced groundwater flow in eastern Botswana.

Gifford, D.J. & Caron, D.A., (2000). Sampling, preservation, enumeration and biomass of marine protozooplankton. In: Harris, R. P et al. (eds) ICES Zooplankton Methodology Manual. Acadamic Press. London. 193-221.

Gliwicz, Z.M., (1977). Food size selection and seasonal succession of filter-feeding zooplankton in an eutrophic lakes. Ekol. Pol., 25, 179-225.

Gordon, A. McFeters, Gary K. Bissonnette, James J. Jezeski, Carole A. Thomson, & David G. Stuart, (1974). Comparative Survival of Indicator Bacteria and Enteric Pathogens in Well Water. Appl Microbiol. 27(5), 823-829.

Grellier, S., 2005. Thèse, Suivi hydrologique des centres de stockage de déchet par mesures géophysiques, Paris VI, Paris.

Grimes, D.J., (1980). Bacteriological water quality effects of hydraulically dredging contaminated upper Mississippi river bottom sediment. Appl. Environ. Microbiol. 39, 782-789.

Guerin, R., Munoz, M.L., Aran, C., Laperrelle, C., Hidra, M., Drouart, E. & Grellier, S., (2004). Leachate

recirculation: moisture content assessment by means of a geophysical technique. Waste Management, 24(8), 785-794.

Gunde-Cimerman, N., Oren, A., Plemenitaš, A., (2005). Adaptation to Life at High Salt Concentrations in Archaea, Bacteria and Eukarya, Springer, Dordrecht.

Gwo, J.-P., Jardine, P.M. & Sanford, W.E., (2005). Modeling field-scale multiple tracer injection at a low-level waste disposal site in fractured rocks: Effect of multiscale heterogeneity and source term uncertainty on conceptual understanding of mass transfer processes. Journal of Contaminant Hydrology, 77(1-2), 91.

H

Hagedorn, D.J., (1984). Compendium of pea diseases. Amer. Phytoph. Soc. Univ. of Wisconsin, Madison, USA, 25-29.

Halvadakis, C.P., Robertson, A.P. & Leckie, J., (1983). Landfill methanogenesis: literature review and critique.

Han, B., Jafarpour, B., Gallagher, V.N., Imhoff, P.T., Chiu, P.C. & Fluman, D.A., (2006). Measuring seasonal variations of moisture in a landfill with the partitioning gas tracer test. Waste Management, 26, 344-355.

Hagberg, L., Jodal, U., Korhonen, T.K., Lidin-Janson, G., Lindenberg, U., Svanborg Edén, C., (1981). Adhesio, hemagglutination, and virulence of *Escherichia coli* causing urinaru tract infections. Infect. Immun., 31, 564-570.

Hardalo C. & Edberg S.C., (1997). Pseudomonas aeruginosa : assessment of risk from drinking water. Crit. Rev. Microbiol., 23, 47-75.

Hardina, C.M. & Fujioka, R.S., (1991). Soil : The Environmental Source of Escherichia coli and Enterococci in Hawaii's Streams. Environmental Toxicity and Water Quality, 6(2), 185-195.

Harris, G.P., (1978). Photosynthesis, productivity and growth: the physiological ecology of phytoplankton. Arch. Hydrobiol. Bech. Ergeb. Limnol., 10, 1-171.

Harris, M.R.R., (1979). A study of behaviour of refuse as a landfill material. 144.

Hasle, G.R., (1978). The inverted microscope method. p. 88-96. In sournia A. (ed) Phytoplankton manual. United Nations Educational. Scientific and Cultural Organization (UNESCO). Monographs in Oceanographic Methodology 6. Page Bros., Norwich. United Kingdom.

Haun, R.S. & Moss, (1992). Ligation-independent cloning of glutathione S-transferase fusion genes for expression in Escherichia coli. Gene, 112(1), 37-43.

Haug, R.T., (1993). Practical Handbook of compost engineering.

Healing, T.D., (1991). Salmonella in rodents : a risk to man? CDR (Lond Engl Rev), 1, 114-116.

Heim, S., Schwarzbauer, J. & Littke, R., (2004). Monitoring of waste deposit derived groundwater contamination with organic tracers. Environmental Chemistry Letters.

Hesse, A., (2000). Count Robert Du Mesnil du Buisson (1835-1886), a french precursor in geophysical survey for archeology, archaeological prospecting, 7(1), 43-49.

Hoehn, E., Johnson, C.A., Huggenberger, P., Amirbahman, A., Peter, A. & Zweifel, H.R., (2000). Investigate strategies and risk assessment of old unlined municipal solid waste landfills. Waste Management & Research, 18, 577-589.

Hogan, J.F. & Blum, J.D., (2003). Boron and lithium isotopes as groundwater tracers: a study at the Fresh Kills

landfill, Staten Island, New York, USA. Applied Geochemistry, 18, 615-627.

Holt, J.G., Krieg, N.R., Sneath, P.H.A., Staley J.T., (1994). Bergey's manual of determinative bacteriology. 9.ed. Maryland: Williams & Wilkins.

Howell, JM; Coyne, MS; Cornelius, PL. (1996). Effect of sediment particle size and temperature on fecal bacteria mortality rates and the fecal coliform/fecal streptococci ratio. Journal of Environmental Quality [J. ENVIRON. QUAL.]. 25(6), 1216-1220.

Hunter, P.R., (2002). Epidemiological evidence of disease linked to HPC bacteria. Presented at the NSF International/World Health Organization Symposium on HPC Bacteria in Drinking Water, April 22-24, Geneva, Switzerland.

I

ISO 6340, (1995). Water quality. Detection of Salmonella.

J

Jamieson, R.C., Gordon, R.J., Sharpies, K.E., Stratton, G.W. & Madani, A. (2002). Movement and persistence of fecal bacteria in agricultural soils and subsurface drainage water: A Review. Canadian Biosystems Engineering, vol 44.

Jang, Y.S., Kim, Y.W. & Lee, S.I., (2002). Hydraulic properties and leachate level analysis of Kimpo metropolitan landfill, Korea. Waste Management, 22, 261-267.

Jardine, P.M. *et al.*, (1999). Quantifying diffusive mass transfer in fractured shale bedrock, Water Resources Research, 35, 2015-2030.

Jensen, D.L., Ledin, A. & Christensen, T.H., (1999). Speciation of heavy metals in landfill-leachate polluted groundwater. Water Res. 33, 2642–2650.

Jorstad, L.B., Jankowski, J. & Acworth, R.I., (2004). Analysis of the distribution of inorganic constituents in a landfill leachate-contaminated aquifer - Astrolabe Park, Sydney, Australia. Environmental Geology, 46, 263-272.

K

Kayabali, K., Yüksel, F.A. & Yeken, T., (1998). Integrated use of hydrochemistry and resistivity methods in groundwater contamination caused by a recently closed solid waste site. Environmental Geology, 36, 227-234.

Karayanni, H., Christaki, U., Van Wambeke, F. & Dalby, P.A., (2004). Evaluation of double formalin – Lugol's fixation in assessing number and biomass of ciliates: an example of estimations at mesoscale in NE Atlantic. Journal of Microbiology Methods. 56, 349-358.

Kasali, G.B.E.senior & Watson-Craik, I.A., (1990). Solid-state refuse methanogenic fermentation : control and promotion by water addition. Lett. Appl. Microbiol., 11, 22-26.

Kebabijian, R., (1994). Monitoring the effects of urban runoff on recreational waters. J. Environ. Health 56, 15-18.

Khanbilvardi, R.M., Ahmed, S. & Gleason, P.L., (1995). Flow investigation for landfill leachate (FILL). Journal of Environmental Engineering, 121, 45-57.

Khattabi, H., (2002). Intérêts de l'étude des paramètres hydrogéologiques et hydrobiologiques pour la

compréhensiondu fonctionnement de la station de traitement des lixiviats de la décharge d'ordures ménagères d'Etueffont (Belfort, France). Thèse de doctorat, UFR sciences et techniques, Besançon.

Khattabi, H., Aleya, L. & Mania, J., (2002a). Changes in the quality of landfill leachates from recent and aged municipal solid waste. Waste Management & Research, 20, 357-364.

Khattabi, H., Aleya, L. & Mania, J., (2002b). Natural lagooning of landfill leachate. Revue des sciences de l'eau, 15, 411-419.

Khattabi, H., Belle, E., Servais, P. & Aleya, L., (2007). Variations spatiale et temporelle des abondances bactériennes dans quatre bassins de traitement du lixiviat de la décharge d'Étueffont (Belfort, France). *Comptes Rendus Biologie Écologie*.

Kibbey HJ, C Hagedorn, and E L McCoy (1978). Use of fecal streptococci as indicators of pollution in soil. Appl Environ Microbiol. 35(4), 711–717.

Koerner, G., (2001). In situ temperature monitoring of geosynthetics used in a landfill. Geotechnical Fabrics Rep., 19, 12-13.

Koerner, G.R. & Koerner, R.M., (2006). Long-term temperature monitoring of geomembranes at dry and wet landfills. Geotextiles and geomembranes, 24, 72-77.

Kost, W., (1978). Rotatoria Die Radertiere Mitteleuropas II. Tafelbandi Gerbruder Borntraeger, Berlin, Stuttgart.

Krol, A., Rudolph, V. & Swarbrick, G., (1994). Landfill: a containment facility or a process operation. 242-248.

L

Laine, D.L. & Darilek, G.T., (1993). Locating leaks in geomembrane liners of landfills covered with a protective soil. 1403-1412.

Lamka, K.G., Lechavallier, M.W. & Seidler, R.J., (1980). Bacterial contamination of drinking water supplies in rural neighbourhood. Apllied and Environmental Microbiology, 39, 734-738.

Lavandier & Faurel, (1989). Validity of the empirical conversion factors for assessing bacterial production from ^{3}H Thymidine incorporation rates. Annls. Limnol., 25, 93-100.

Leakey, R.J.G. & Burkill, P.H., (1994 a). A comparison of fixatives for estimation of abundance and biovolume of marine planktonic ciliate population. J. Plankton Res. 16, 375-389.

Leakey, R.J.G., Fenton, N. & Clarke, A., (1994 b). The annual cycle of planktonic ciliates in nearshore waters at Signy Island, Antarctica. J. Plankton Res., 16, 841-856.

Leakey, R.J.G., Burkill, P.H. & Sleigh, M.A., (1994 c). Ciliates growth rate from Plymouth Sound: Comparison of direct and indirect estimates. J. Mar. Biol. Assoc UK. 74: 849 - 861.

LeChevallier, M.W. & Seidler, R.J., (1980). *Staphylococcus aureus* in rural drinking water. Appl. and Environ. Microb. 39, 739-742.

Leckie, J., Pacey, J.G. & Halvadakis, C.P., (1979). Landfill management with moisture control. Journal of Environmental Engineering Div, 105, 337-355.

Leclerc, H., Devriese, L.A., Mossel, D.A.A., (1996). Taxonomical changes in intestinal (faecal) enterococci and streptococci: consequences on their use as indicators of faecal contamination in drinking water. Journal of Applied Bacteriology, 81, 459-466.

Leclerc, H., (2003). Y-a-t-il des infections bactériennes opportunistes transmises par les eaux d'alimentation ? Revue générale. Journal Européen d'Hydrologie, Tome 34, Fasc.1.

Lee, Y.K., Kwon, K.K., Cho, K.H., Kim, H.W., Park, J.H. & Lee, H.K., (2003). Culture and Identification of Bacteria from Marine Biofilms. Journal of Microbiology, 41(3), 183-188.

Li, R.S. & Zeiss, C., (2001). In situ moisture measurement in MSW landfill with TDR. Environmental Engineering Science, 18, 53-66.

Lisk, D.J., (1991). Environmental effects of landfills. The Science of the Total Environment, 100, 415-468.

Litchfield, C.D., Irby, A., Kis-Papo, T., Oren, A., (2000). Comparisons of the polar lipid and pigment profiles of two solar salterns located in Newark, California, Eilat. Extremophiles 4, 259-265.

Lobo, A., Herrero, J., Montero, O., Fantelli, M. & Tejero, I., (2002a). “Modelling for Environmental Assessment of Municipal Solid Waste Landfilld (part 1 : Hydrology)”. Waste Management and Research, 20(2), 198-210.

Lobo, A., Herrero, J., Montero, O., Fantelli, M. & Tejero, I., (2002b). “Modelling for Environmental Assessment of Municipal Solid Waste Landfilld (part 2 : Biodegradation)”. Waste Management and Research, 20(6), 514-528.

Lobo, A. & Tejero, I., (2007). MODUELO 2 : A new version of an integrated simulation model for municipal solid waste landfills, Environment Modelling & Software, 22, 59-72.

Lombard, A., (1999). Centres d’enfouissement technique : en route vers le zéro rejet. L’Eau, l’Industrie, les Nuisances, 227, 33-35.

Looser, M.O., Parriaux, A. & Bensimon, M., (1999). Landfill underground pollution detection and characterization using inorganic traces. Water Research, 33, 3609-3616.

Lorenzen, C.J., (1980). Use of chlorophyll-Secchi disk relationshipsand pheopigment: spectrophotometric equations. Limnol. Oceanogr., 25, 371-372.

M

Magdoff, F.R., Keeney, D.R., Bouma, J. & Ziebell, W.A., (1974). Columns Representing Mound-Type Disposal Systems for Septic Tank Effluent: II. Nutrient Transformations and Bacterial Populations. J Environ Qual. 3(3), 228-234.

Maier, U. & Grathwohl, P., (2005). Natural Attenuation in the unsatured zone and shallow groundwater : coupled modeling of vapor phase diffusion, biogeochemical processes and transport across the capillary fringe. In : Nützmann, G., Viotti, P., Aagard, P. (eds). Reactive transport in soil and groundwater, Springer Verlag, 144-155.

Mangin, A., (1984). Pour une meilleure connaissance des systèmes hydrologiques à partir d'analyses corrélatoires et spectrales. Journal of Hydrology, 67, 25-43.

Maragalef, R., (1968). Rôle des ciliés dans le cycle de vie pélagique en Méditerranée. Rapp. Com. Int. Mer. Mediterr. 17, 511-512.

Martinez-Tabche, L., Ramirez, M.B., German-Faz, C. & Diaz-Pardo, E., (1998). Acetylcholinesterase activity of the freshwater cladoceran, *Moina macropora*, used as an in vitro screening tool for water quality. Aquat. Ecosys. Health man. 1, 317-322.

Marvalin, O., Aleya, L., Hartmann, H.J. & Lazarek, S., (1989). Coupling of the seasonal patterns of bacterioplankton and phytoplankton in a eutrophic lake. Can. J. Microbiol. 35, 706 - 712.

Matejka, G., Rinke, M., Mejbri, R. & Bril, H., (1994). Pollution engendrée par un lixiviat de décharge d'ordures ménagères: bilan hydrique et caractérisation. Environmental Technology, 15, 313-322.

Maurer, R.W., (1994). A paradigm shift from storage to bioreactors. 1-5.

McFeters, G.A., Bissonnette, G.K., Jezeski, J.J., Thomson, C.A. & Stuart, D.G., (1974). Comparative Survival of Indicator Bacteria and Enteric Pathogens in Well Water. Appl. Microbiol. 27(5), 823–829.

Meeks, Y., Palhegyi, G. & Salhorta, A.M., (1989). Estimation of infiltration rates from a landfill. 857-866.

Meju, M., (2000a). Environmental geophysics: the tasks ahead. Journal of Applied Geophysics, 44(2-3), 63-65.

Meju, M., (2000b). Geoelectrical investigation of old/abandoned, covered landfill sites in urban areas: model development with a genetic diagnosis approach. Journal of Applied Geophysics, 44(2-3), 115-150.

Meju, M., (2002). Environmental geophysics : Conceptual models, challenges, and the way forward. The Leading Edge, 21, 460-464.

Merode (van) Annet E.J., Henny C., Van der Mei, Henk J. Busscher, & Bastiaan P. Krom, (2006). Influence of Culture Heterogeneity in Cell Surface Charge on Adhesion and Biofilm Formation by Enterococcus faecalis. Journal of Bacteriology, 188(7), 2421-2426.

Michard, M., Aleya, L. & Verneaux, J., (1996). The mass occurrence of the Cyanobacteria Microcystis aeruginosa in the hypereutrophic Villerest Reservoir (Roanne, FRANCE): Usefulness of the biyearly examination of N/P (Nitrogen/Phosphorus) and P/C (Protein/Carbohydrate) couplings. Archiv für Hydrobiologie., 135, 337-359.

Michot, D., Nicoullaud, B., Dorigny, A. & King, D., (2003). Analyse de la variabilité spatiale intraparcellaire des sols par télédétection et prospections géophysiques. INRA Orléans, Unité des Sciences du Sol.

Monteiro Santos, F.A., Mateus, A., Figueiras, J. & Goncalves, M.A., (2006). Mapping groundwater contamination around a landfill facility using the VLF-EM method - a case study. Journal of Applied Geophysics, 60, 115-125.

Mortgat, B., (1997). Maîtrise du risque d'étanchéité des centres de stockage de déchets ménagers. Environnement et Technique, 171, 29-33.

Mota, R., Monteiro Santos, F.A., Mateus, A., Marques, F.O., Goncalves, M.A., Figueiras, J. & Amaral, H., (2004). Granite fracturing and incipient pollution beneath a recent landfill facility as detected by geoelectrical surveys. Journal of Applied Geophysics, 57(1), 11-22.

Mudry, J., Gilli, É. & Mangan, C., (2004). HYDROGÉOLOGIE, objets, méthodes, applications. Éd. Dunod, sciences sup, 304p.

N

Neuzil, C.E., (1986). Groundwater flow in low-permeability environments. Water Resources Research, 21, 895-898.

Nosko, V., Andrezal, T., Gregor, T. & Garnier, P., (1996). Sensor Damage Detection System – The Unique Geomembrane Testing Method. Proceed. EuroGeo, Netherlands, 743-748.

NF T 90-421. Octobre 1989. Essais des eaux. Examens bactériologiques des eaux de piscines.

NF EN ISO 7899-1. Mars 1999. Qualité de l'eau. Recherche et dénombrement des entérocoques intestinaux dans les eaux de surface et résiduaires. Partie 1 : Méthode miniaturisée (nombre le plus probable) par ensemencement en milieu liquide.

NF EN ISO 9308-3: Mars 1999. Qualité de l'eau. Recherche et dénombrement des Escherichia coli et des bactéries coliformes dans les eaux de surface et résiduaires. Partie 3 : Méthode miniaturisée (nombre le plus probable) pour ensemencement en milieu liquide.

NF EN ISO 9308-1. Septembre 2000. Qualité de l'eau. Recherche et dénombrement des Escherichia coli et des bactéries coliformes. Partie 1 : Méthode par filtration sur membrane.

NF EN 12780 : Août 2002. Qualité de l'eau. Détection et dénombrement de Pseudomonas aeruginosa par filtration sur membrane.

O

Ogilvy, R., Meldrum, P. & Chambers, J., (1999). Imaging of industrial waste deposits and buried quarry geometry by 3-D resistivity tomography : European Journal of Environmental and Engineering Geophysics, 3, 103-113.

Oh, M.H., Lee, J.H., Yoon, G.L. & Park, J., (2003). Pilot-Scale fiel model tests for detecting landfill leachate intrusion into the subsurface using a grid-net electrical conductivity measurement system. Environment Geology, International Journal of Geosciences.

Ohman, M.D. & Snyder, R.A., (1991). Growth kinetics of the omnivorous oligotrich ciliate Strombidium sp. Limnol. Oceanogr. 36, 922- 935.

Olivier, F., (2003). Tassement des déchets en CSD de classe II: du site au modèle. thèse, 325p.

Olivier, F. & Gourc, J.P., (2007). Hydro-mechanical behavior of Municipal Solid Waste subject to leachate recirculation in a large-scale compression reactor cell. Waste Management, 27, 44-58.

Othman, M.A., Bonaparte, R., Gross, B.A. & Schmertmann, G.R., (1995). Design of MSW landfill final cover systems. Landfill closures environmental protection and land recovery., 218-257.

Oren, A. & Mana, L., (2002). Amino acid composition of bulk protein and salt relationships of selected enzymes of Salinibacter ruber, an extremely halophilic Bacterium. Extremophiles 6, 217-223.

P

Pace, M.L. & Orcutt, J.D., (1981). The relative importance of protozoans, rotifers and crustaceans in a freshwater zooplankton community. Limnol. Oceanog. 26, 822-830.

Pavoni, M., (1963). Die Bedeutung des Nanoplankton. Schweitz. Z. Hydrol., 25, 219-341.

Pang, L., Davie, H., Hall, C., Stanton, G., (2001). Setback distance between septic tanks and bathing shores of lake Okareka. Report prepared as part of an investigation by NIWA for the Rotorua District Council, Client Report CSC0110.

Perrier, E.R. & Gibson, A.C., (1981). Hydrologic simulation on solid waste disposal sites.

Personné, F. Poty, L. Vaute, C. Drogue, (1998). Survival, transport and dissemination of Escherichia coli and enterococcci in a fissured environment.- Journal of Applied Microbiology.

Petz, W., Song, W. & Wilbert, N., (1995). Taxonomy and ecology of the ciliate fauna (Protozoa, Ciliophora) in the endopagial and pelagial of the Weddell Sea, Antarctica. Stapfia, 40, 1-223.

Petz, W., (1999). South Atlantic Zooplankton. Edited by D. Boltovsky, 265-319. Backhuys Publishers. Leiden. The Netherlands.

Peyton, R.L. & Schroeder, P.R., (1988). Field investigation of HELP model for landfills. Journal of

Environmental Engineering, 114, 247-269.

Pinto, B., Pierotti, R., Canale, G. & Reali, D., (1999). Characterization of “faecal streptococci” as indicators of faecal pollution and distribution in the environment. Letters in Appl. Microb.29(4), 258-263.

Pohland, F.G. & Harper, S.R., (1985). Critical review and summery of leachate and gas production from landfills. Georgia, Tech. Project, n°E-20-G01.EPA, CR 809-997, Georgia.

Porsani, J.L., Filho, W.M., Elis, V.R., Shimeles, F., Dourado, J.C. & Moura, H.P., (2004). The use of GPR and VES in delineating a contamination plume in a landfill site: a case study in SE Brazil. Journal of Applied Geophysics, 55(3-4), 199-209.

Porter, K.G., Pace, M.L. & Battey, J.F., (1979). Ciliate protozoans as link in freshwater planktonic food chains. Nature., 277, 563-565.

Porter, K.G. & Feig, Y.S., (1980). The use of DAPI for identifying and counting aquatic microflora. Limnol. Oceanogr. 25, 943-948.

Pourriot, R. & Francez, A.J., (1986). Introduction pratique à la systématique des organismes des eaux continentales Françaises. Bulletin Mensuel Société Linéenne de Lyon, 55, 148-176.

Powrie, W. & Beaven, R.P., (1999). Hydraulic properties of household waste and implications for landfills. Proceedings of the Institution of Civil Engineers - Geotechnical Engineering, 137, 235-247.

Prescott, L.M., Harley, J.P., & Klein, D.A., (2003). Microbiologie.2e édition française.

Priscu, J.C., Priscu, L.R., Howard-William, C., Vincent, W.F., (1988). Diel pattern of photosynthate biosynthesis by phytoplankton in permanently ice-covered Antarctic lakes under continuous sunlight. Journal of Plankton Research 10, 333-340.

R

Rai, H., (1988). Activity of respiratory electron transport system (ETS) in different size particles as a measure of carbon losses from primary producers. Verh. Internat. Verein. Limnol., 23, 503-504.

Rees, J.F., (1980a). Optimisation of methane production and refuse decomposition in landfills by temperature control. Journal of Chemical Technology and Biotechnology, 30, 458-465.

Rees, J.F., (1980b). The fate of carbon compounds in the landfill disposal of organic matter. Journal of Chemical Technology and Biotechnology, 30, 161-175.

Reinhart, D., (1989). Fate of selected organic pollutants during landfill codisposal with municipal refuse.

Reinhart, D.R. & Townsend, T.G., (1998). Landfill bioreactor design & operation. 189p.

Reynolds, J.M., (1997). An introduction to apllied and environmental geophysics. 796p.

Reynolds, C.S., (1997). Vegetation Processes in the Pelagic: A model for Ecosystem Theory. Excellence in Ecology, 9; Ecology, Institute Oldendorf, Germany: 371p.

Riemann, B. & Sondergaard, M., (1986). Carbon dynamics in eutrophic temperate lakes. Elsevier Science Publishers, Amesterdam, The Netherlands.

Robertson, J.R., (1983). Predation by estuarine zooplankton on tintinnid ciliates. Estuar Coast Shelf Science., 16, 27-36.

Rosqvist, H., Bendz, D., Öman, C. & Meijer, J.-E., (1997). Water flow in a pilot-scale landfill.

Rosqvist, H. & Destouni, G., (2000). Solute transport through preferential pathways in municipal solid waste. Journal of Contaminant Hydrology, 46(1-2), 39-60.

Rowe, R.K., (1998). Geosynthetics and the minimization of contaminant migration through barrier system beneath solid waste. 27-102.

Rowe, R.K., (2005). Long-term performance of contaminant barrier systems. Geotechnique, 55, 631-678.

S

Sadoul, N., Walnsley, J. & Charpentier, C. (eds), (1999). Les Salins Entre Terre et Mer. Tour du Valat, Arles, France.

Sandhu, S.S., W.J. Warren, P. Nelson, (1979). Magnitude of pollution indicator organisms in rural potable water. Appl Environ Microbiol.

Schwarzbauer, J., Heim, S., Brinker, S. & Littke, R., (2002). Occurrence and alteration of organic contaminants in seepage and leakage water from a waste deposit landfill, Water Res. 36, 2275–2287.

Schroeder, P.R., Dozier, T.S., Zappi, P.A., McENROE, B.M., Sjostrom, J.W. & Peyton, R.L., (1994). The hydrological evaluation of landfill performance (HELP) model: engineering documentation for version 3.

S.C.O.R.-U.N.E.S.C.O., (1966). Determination of photosynthetic pigments in sea water. Monographs on oceanographic methodology 1. 2nd ed. Paris 9-18.

Seip, K.P. & Reynolds, C.S., (1995). Phytoplankton functional attributes along trophic gradient and season. Limnol. Oceanogr., 40(3), 589-597.

Sheldon, R.W., Nival, P. & Rassoulzadegan. F., (1986). An experimental investigation of a flagellate - ciliate - copepode food chain with some observations relevant to the linear biomass hypothesis. Limnol. Oceanogr., 31, 184-188.

Sherr, B.F., Sherr E.B., Andrew, T.L., Fallon, R.D. & Newell, S.Y., (1986). Trophic interactions between heterotrophic protozoa and bacterioplankton in estuarine water analysed with selective metabolics inhibitors. Mar. Ecol. Prog. Ser., 32, 169 - 179.

Sherr, E.B. & Sherr, B.F., (2000). Marine Microbes. An Overview In: Microbial Ecology of the Oceans (Krichman, D. L., Ed.), 13-46. Wiley-Liss, New York.

Sime-Ngando, T., Hartmann, H.J. & C.A. Grolière, (1990). Rapid quantification of planktonic ciliates: comparison of improved live counting with other methods. Appl. Environ. Microbiol., 56, 2234-2242.

Sinton, L.W., (1982). Groundwater Quality Survey of an Unsewered, Semi-Rural Area.- New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research.

Sinton, L.W. & Close, M.E., (1983). Identifying septic tank effluent in groundwater: Problems and possibilities. In: Noonan, M.J. ed. Microbiology and water quality, 47–55. Lincoln College Department of Agricultural Microbiology technical publication 3.

Sinton L.W., Carollyn, H.H., Philippa A.L. & Davies-Colley, R.J., (2002). Sunlight Inactivation of Fecal Indicator Bacteria and Bacteriophages from Waste Stabilization Pond Effluent in Fresh and Saline Waters. Applied and Environmental Microbiology,68(3), 1122-1131.

Smith, R.E.H. & Kalff, J., (1983). Competition for phophorus among co-occuring freshwater phytoplankton. Limnol. Oceanogr., 28, 448-464.

Southen, J.M. & Kerry Rowe, R., (1997). Modelling of thermally induced dessication of geosynthetic clay liners. Geotextiles and geomembranes, 23, 425-442.

Sowers, G.F., (1968). Foundation problems in sanitary landfill. Journaal of Sanitary Engineering Div, 94, 103-116.

Sowers, G.F., (1973). Settlement of waste disposal fills. 207-210.

Stegman, R. & Ehrig, H.J., (1980). Operation and design of biological leachate traitement plants. Prog. Wat. Technol., 12, 919-947.

Stoecker, D.K., Gifford, D.J. & Putt. M., (1994 a). Preservation of marine planktonic ciliates: losses and cell shrinkage during fixation. Mar. Ecol. Prog. Ser. 110, 293-299.

Stoecker, D.K., Sieracki, M.E., Verity, P.G., Michaels, A.E., Haugen, E., Burkill, P.H. & Edwards, E.S., (1994 b). Nanoplankton and protozoan microzooplancton during the JGOFS North Atlantic Bloom Experiment: 1989 and 1990. Journal of the Marine Biological Assosciation of the united Kingdom 74, 427- 443.

Strüder-Kypke, M.C. & Montagnes, D.J.S., (2002). Development of web-based guides to planktonic protists. Aquatic Microbial Ecology, 27, 203-207.

T

Takahashi, M. & Bienfang, P.K., (1983). Size structure of phytoplankton biomass and photosynthesis in subtropical Hawaiian waters. Mar. Biol., 76, 203-211.

Takamura, N., Iwakuma, T. & Masayuki, Y., (1986). Photosynthesis of size-fractionated phytoplankton population in hypertrophic lake Kasumugaura. Japan. Arch. Hydrobiol., 108, 235-257.

Tarr, P.I., Clausen, C.R., Whittam, T.S. & Wilson, R.A., (1998). Antibiotic resistance and O antigen expression in Escherichia coli. The Journal of infectious diseases, 177(6), 1774-1775.

Tchobanoglous, G., Theisen, H. & Vigil, S.A., (1993). Integrated solid waste management: Engineering principles and management issues.

Thusyanthan, N.I., Madabhushi, S.P.G. & Singh, S., (2007). Tension in geomembranes on landfill slopes under static and earthquake loading - Centrifuge study. Geotextiles and geomembranes, 25, 78-95.

Touze-Foltz, N., (2003). Détection, localisation et contrôle des fuites dedans les géomembranes. Environnement & Technique, 223, 21-25.

U

Uguccioni, M. & Zeiss, C., (1997). Compraison of two approaches to modelling moisture movement through municipal solid waste. Journal of Environmental Systems, 25, 41-63.

Uthermöhl, H. (1958). Zur vervolkommung der quantitativen phytoplankton Methodik. Mitt.
Int. Verein Limnol. 9, 1-38.

V

Van Donsel, D.J., and E.E. Geldreich, (1971). Relationships of salmonellae to fecal coliforms in bottom sediments. Water Res. 5, 1079-1087.

Viraraghavan, T. & Warnock, R.G. (1973). Treatment through soil of septic tank effluent. Conferência:

Apresentado em: Conference on Land for Waste Management, Repidisca.

W

Wallace, J. B., Lingle, A.H. & Parsons, K. (1987). Trophic pathways in subtropical blackwater streams: Contribution to production of macroinvertebrate primary consumers. Arch. Hydrobiol. Suppl., 74, 423-451.

Walsh, J.J. & Kinman, R.N., (1979). Leachate and gas production under controlled moisture conditions.

Warith, M., (2002). Bioreactor landfills experimental and field results. Waste Management, 22, 7-17.

Washington State Department of Health. Preliminary public health assessment – Tulalip landfill, Marysville, snohomishcounty, Washington. www.atsdr.cdc.gov/hac/pha/tulalip/tul_p1.html.

Wesselinoff, W., 1977. Further studies of *salmonella* findings in reptiles. IV. Communication. Zentbl. Bakteriol. (Orig. A) 239 (4), 483–487.

Wetzel, R.G. & Likens, G.E., (2000). Limnological Analysis. Springer-Verlag, New York, 429p.

World Health Organization (WHO), (1997). Guidelines for drinking water quality, Vol. 3. Surveillance and control of community water supplies. WHO, Geneva.

World Health Organization (WHO), (2004). Guidelines for Drinking-water Quality. Vol. 1 : 3rd ed. Recommandations. WHO, Geneva.

Y

Yates, M.V. & Yates, S.R., (1988). Modeling Microbial Fate in the Subsurface Environment. Critical Reviews in Environmental Science, 17(4), 307-344.

Yesiller, N. & Hanson, J.L., (2003). Analysis of temperature at a municipal solid waste landfill.

Yesiller, N., Hanson, J.L. & Liu, W.L., (2005). Heat Generation in municipal solid waste. Journal of geotechnical and geoenvironmental engineering, 131, 1330-1344.

Yuen, S.T.S. & McMahon, T.A., (2000). Monitoring in situ moisture content of municipal solid waste landfills. Journal of Environmental Engineering, 126, 1088-1095.

Yuen, S.T.S., Wang, Q.J., Styles, J.R. & McMahon, T.A., (2001). Water balance comparison between a dry and a wet landfill - a full-scale experiment. Journal of Hydrology, 251(1-2), 29-48.

Z

Zornberg, J.G., Jernigan, B.L., Sanglerat, T.R. & Cooley, B.H., (1999). Retention of free liquids in landfills undergoing vertical expansion. Journal of geotechnical and geoenvironmental engineering, 125, 583-594.

Résumé :

L'utilisation couplée de la géophysique, de traçages d'essais, de bilan hydrique, de la géologie, de l'hydrogéologie, et d'analyse statistique sur les données physico-chimiques a permis de mettre en évidence -des infiltrations de lixiviats comprises entre 31 et 43% à travers une interface naturelle shisteuse, et > à 45% à travers une barrière artificielle géomembranaire, -et un impact localisé sur le réseau piézométrique existant. Les lixiviats récoltés sont traités par lagunage naturel. Suite à l'arrêt des dépôts, l'activité de biodégradation diminue et engendre une baisse de la nocivité des lixiviats bruts, modifiant ainsi le fonctionnement hydrobiologique des lagunes. On note une diversification de l'ensemble des composants de la boucle microbienne assurant le recyclage de la matière. La structuration de la pyramide trophique a permis d'atteindre en dernière lagune, un écosystème viable pour la faune piscicole. Les lixiviats traités subissent une seconde épuration naturelle dans le ruisseau récepteur. Une approche bactériologique des lixiviats, des lagunes et des eaux souterraines a permis d'évaluer la survie des bactéries fécales dans ces différents milieux. Cette décharge ne constitue pas une source importante de bactéries fécales. L'étude de ce site où lixiviats de décharge et apports de fosse septique se mélangent confirme le rôle d'*Escherichia coli* et des Entérocoques comme marqueurs de contamination fécale assez récente. L'aquifère schisteux s'apparente plus à un aquifère fracturé qu'à une zone imperméable, avec une circulation préférentielle le long de fractures qui n'assure pas une filtration et en font un aquifère vulnérable aux contaminations bactériennes.

Mots clés *: décharge, ordures ménagères, lixiviats, hydrogéologie, hydrobiologie, hydrochimie, géophysique, bactériologie*

Abstract :

A multi approach study, using geophysics, tracing tests, water balance, geology, hydrogeology and statistics analyses on physico-chemicals data, shows (1) leachate's infiltrations between 31 and 43% accross a shaly natural interface and superior to 45% accross an artificial geomembrane interface and (2) a localized physico-chemical impact on the existing piezometer network. Collected leachates are treated by a natural lagooning system. After the suspension of waste deposits, biodegradation activity reduces and generates a decrease in leachates noxiousness, thus changing the lagoons hydrobiologic mechanisms. We note a diversification of all the microbial loop components allowing the re-use of the organic material. The new trophic pyramid organization allowed to attain a viable ecosystem for fish fauna, in the last lagoon. Treated leachates undergo a second purification by natural attenuation in the receiving stream. A bacteriological approach on leachates, lagoons and groundwater quality allowed to assess presence and survival of faecal bacteria in these various environments. This landfill doesn't represent an important source of faecal bacteria. This studied site, where landfill's leachates and septic tank sewage are mixed together, confirms the use of Escherichia coli and Entoroccocus as markers of recent faecal contaminations. The shaly aquifer resembles more in a fractured area than in an impervious zone, with a preferential circulation along cracks and fractures which doesn't assure the natural filtration and lead to a vulnerable aquifer to bacterial contaminations.

Key Words *: landfill, municipal solid waste (MSW), leachates, hydrogeology, hydrobiology, hydrochemical, geophysics, bacteriology*