



HAL
open science

**Impact de l'évolution des déchets d'une installation de
stockage de déchets non dangereux sur l'environnement
- Site d'étude: l'ISDND d'Etueffont (Territoire de
Belfort - France)**

Elise Grisey

► **To cite this version:**

Elise Grisey. Impact de l'évolution des déchets d'une installation de stockage de déchets non dangereux sur l'environnement - Site d'étude: l'ISDND d'Etueffont (Territoire de Belfort - France). Ecologie, Environnement. Université de Franche-Comté, 2013. Français. NNT: 2013BESA2029 . tel-01136468

HAL Id: tel-01136468

<https://theses.hal.science/tel-01136468>

Submitted on 27 Mar 2015

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 DE DOCTORAT

Spécialité Sciences de la Terre et de l'Environnement

Impact de l'évolution des déchets d'une installation de stockage de déchets non dangereux sur l'environnement

Site d'étude : l'ISDND d'Étueffont (Territoire de Belfort - France)

Elise GRISEY

26 juin 2013 - Besançon (25)



FINANCEURS

Université de Franche-Comté
École Doctorale ES
Laboratoire Chrono-Environnement
UMR CNRS 6249

Thèse de doctorat
spécialité Sciences de la Terre et de l'Environnement

Impact de l'évolution des déchets d'une installation de stockage de déchets non dangereux sur l'environnement

Site d'étude : l'ISDND d'Étueffont (Territoire de Belfort - France)

Elise GRISEY

26 juin 2013 - Besançon (25)

JURY

Jean-Pierre GOURC
Professeur, Université Joseph Fourier, LTHE, Grenoble
Rapporteur et président du jury

Daniel HUNKELER
Directeur de recherche, CHYN, Université de Neuchâtel (Suisse)
Rapporteur

Catherine BERTRAND
Maître de conférences, Université de Franche-Comté, Besançon
Examineur

Jean-Louis DUCREUX
Docteur, Directeur de l'Atelier d'Écologie Urbaine, Paris
Examineur

Marcel GRAPIN
Président du SICTOM du Pays-sous-vosgien, Étueffont
Invité

Jacques MUDRY
Professeur, Université de Franche-Comté, Besançon
Directeur de thèse

Lotfi ALEYA
Professeur, Université de Franche-Comté, Besançon
Co-directeur de thèse

Cette thèse a été réalisée grâce aux financements de l'Agence de l'Environnement et de la Maîtrise de l'Énergie (ADEME) et du Syndicat Intercommunal de la Collecte et du Traitement des Ordures Ménagères du Pays-sous-Vosgien (SICTOM).

Remerciements

Je tiens tout d'abord à remercier l'Agence de l'Environnement et de la Maîtrise de l'Énergie (ADEME) et le Syndicat Intercommunal de Collecte et de Traitement des Ordures Ménagères (SICTOM) de la zone-sous-vosgienne (90) qui ont financé ces travaux de recherche. Sans eux, ils n'auraient pas pu avoir lieu.

J'adresse également mes remerciements à mes directeurs de thèse Jacques MUDRY et Lotfi ALEYA, pour leur encadrement.

J'exprime toute ma gratitude à Daniel HUNKELER, directeur de recherche au Centre d'Hydrogéologie à l'Université de Neuchâtel et Jean-Pierre GOURC, professeur au LTHE de l'Université Joseph Fourier de Grenoble pour l'intérêt qu'ils ont porté à ce travail en acceptant d'en être les rapporteurs.

Je remercie Jean-Louis DUCREUX, directeur de l'Atelier d'Écologie Urbaine, à Paris et Catherine BERTRAND, maître de conférences au laboratoire Chrono-Environnement de l'Université de Franche-Comté, à Besançon d'avoir accepté de faire partie du jury en tant qu'examineurs.

J'exprime ma reconnaissance à Sophie DENIMAL, maître de conférences au laboratoire Chrono-Environnement de l'Université de Franche-Comté, à Besançon et Catherine BERTRAND pour les relectures de « dernière minute ».

Je remercie vivement Vincent BICHET, maître de conférences au laboratoire Chrono-Environnement pour son implication dans la partie « géophysique ».

Je tiens à remercier toutes les personnes qui m'ont ponctuellement ou fréquemment aidée pour les prélèvements d'eau souterraine et de lixiviats : les anciens étudiants de L3 de Géologie Appliquée de l'Université de Franche-Comté (Angélique SALLES, Kévin OBRECHT, Benoît REILÉ), Naoufal RAOUF, Océane CONTOZ. Et surtout un grand merci à Bruno RÉGENT, technicien au laboratoire Chrono-Environnement pour son efficacité sur le terrain, son aide au laboratoire, sa disponibilité et sa continuelle bonne humeur.

Je remercie chaleureusement les personnes du SICTOM (Virginie RUEDY, Angélique SIMART et Stéphanie SCHULTZ) pour les prélèvements sur le terrain et leur disponibilité. Je remercie plus particulièrement Marcel GRAPIN (président actuel du SICTOM) et Gérard GUYON (ancien président du SICTOM) pour la transmission de leurs connaissances du site d'Étueffont.

Bien que les résultats aient été infructueux, je souhaite remercier Olivier GIRARDCLOS ingénieur d'études au laboratoire Chrono-Environnement, Georges LAMBERT, ancien du laboratoire Chrono-Environnement, Jean-Christophe BALOUET, directeur d'Environnement International (60) et Gil OUDIJK, directeur de Triassic Technology, Inc. (USA) pour les nombreuses heures de réflexion et de travail (carottage, analyse dendrochimique) autour de l'éventuelle contamination des arbres par les lixiviats.

J'exprime ma reconnaissance à Olivier LOEFFLER et Julien BOIS, ingénieurs géophysiciens d'Ingénierie et Mesures Géophysiques, à Goussainville (95) pour leur contribution à la réalisation de la partie « géophysique ».

Merci à Xavier LAFFRAY du laboratoire Chrono-Environnement pour sa grande collaboration à la rédaction de l'article sur les macrophytes et à nouveau merci à Lotfi ALEYA pour son aide précieuse dans la rédaction des autres articles.

Merci à Bernard BOTELLA, responsable du LCE et à tous ses membres ainsi qu'à René BOUTIN, ingénieur de recherche au Centre de Géochimie de la Surface de l'Université de Strasbourg pour les analyses rapides des échantillons d'eau souterraine et de lixiviats.

Merci aux membres d'Hydrogéotechnique Est, à Anjoutey (90) pour les nombreuses heures qu'ils ont consacrées à m'aider sur le terrain et pour le dépouillement des résultats de prospection géophysique : Mathieu BOURQUARDEZ, Benjamin SÉRY, Marie LENOIR, Yann AMELOOT. Une mention très spéciale pour Jérémie ANDRÉ que je ne pourrai jamais assez remercier tant son investissement a été important.

Bien sûr, je n'oublie pas mon prédécesseur, Émilien BELLE, qui m'a passé le flambeau dans cette quête à la compréhension du site d'Étueffont.

Je tiens à saluer l'aide précieuse, la disponibilité et l'implication de Gilles GALLINET, chef de projet géologue/hydrogéologue à l'Atelier d'Écologie Urbaine, à Dampierre-sur-Linotte (70).

Je ne pourrai terminer ces remerciements sans y associer mes parents (Hervé et Dominique), mes sœurs (Elina, Lucie, Enora et Léa) et mon beau-frère (Nicolas) qui m'ont apporté leur soutien, notamment sur le terrain à de multiples occasions et par tout temps (sous une pluie battante, pendant les vacances, de nuit à la lampe frontale, après une grosse journée de travail...) et « en jouant les nounous » pour mes garçons. Je remercie particulièrement mon père, directeur technique d'une entreprise de géotechnique, pour ses précieux conseils techniques et méthodologiques qui m'ont aidée dans la conduite des investigations de terrain et dans l'interprétation des résultats.

Enfin, un énorme merci à Marc qui m'a soutenue quotidiennement pendant ces longues années et qui a accepté de mettre en parenthèse notre vie de famille en « éloignant » nos fils Louis et Gabin de la maison pendant les vacances et les weekends pour me laisser du temps libre pour la rédaction.

Table des matières

Liste des figures	9
Liste des tableaux	12
Introduction	13
Chapitre 1 : Étude bibliographique	19
1.1 Les déchets non dangereux : production et gestion	21
1.1.1 Définition des déchets non dangereux	21
1.1.2 La production des déchets non dangereux	22
1.1.3 Le traitement des déchets non dangereux	24
1.2 Les installations de stockage des déchets non dangereux	26
1.2.1 Définition et réglementation	26
1.2.2 Implantation du site	27
1.2.3 Structure d'une installation de stockage de déchets non dangereux	27
1.2.4 Les déchets admis	30
1.2.5 La phase d'exploitation	32
1.2.6 Le suivi post-exploitation	34
1.3 L'évolution des déchets en ISDND	35
1.3.1 Les phases de dégradation	35
1.3.2 Facteurs conditionnant la dégradation des déchets en ISDND	37
1.3.3 Accélération des processus de dégradation	39
1.4 Lixiviats et biogaz : Sous-produits de dégradation	41
1.4.1 Les lixiviats	41
1.4.2 Le biogaz	44
1.5 Application à la décharge d'Étueffont	46
Références	46
Chapitre 2 : Site d'étude : la décharge d'Étueffont	51
2.1 Localisation et climat	53
2.2 Historique du site	54
2.3 Géologie, hydrogéologie et hydrographie	56
2.3.1 Géologie	56
2.3.2 Hydrogéologie	57
2.3.3 Hydrographie	60
2.4 L'aire de stockage	62

2.4.1	Morphologie et étanchéité	62
2.4.2	L'ancienne décharge	63
2.4.3	Le nouveau casier	64
2.4.4	Dispositif de couverture	64
2.5	L'exploitation	65
2.5.1	Les déchets admis	65
2.5.2	Le principe d'exploitation	66
2.6	La gestion des effluents et des eaux	67
2.6.1	Le biogaz	67
2.6.2	Les lixiviats	67
2.6.3	Les eaux souterraines drainées sous casier	68
2.6.4	Les eaux de ruissellement	68
2.6.5	Les eaux usées domestiques	69
	Références	69

Chapitre 3 : Évolution temporelle de la dégradation des déchets : qualité des lixiviats 71

3.1	Introduction	73
3.2	Stratégie d'échantillonnage des lixiviats bruts	73
3.2.1	Procédure d'échantillonnage des lixiviats	74
3.2.2	Mesure des paramètres	75
3.3	Résultats	76
3.3.1	Caractéristiques générales des lixiviats	76
3.4	Discussion	88
3.4.1	Impact de la fermeture de l'ancienne décharge	88
3.4.2	Effet du prétraitement sur la dégradation	90
3.4.3	Influence de l'âge	91
3.5	Conclusion	94
	Références	95

Chapitre 4 : Reconnaissance spatiale du panache de lixiviats 101

4.1	Introduction	103
4.2.	Prospection géophysique	104
4.2.1.	Acquisition des données	105
4.2.2.	Traitement et modélisation des données	106
4.3.	Résultats et interprétation	107
4.3.1.	Structure, saturation et limites de la zone de stockage	107

4.3.2. Suivi spatial du panache	114
4.4. Conclusion	122
Références	124
Chapitre 5 : Impact du panache de lixiviats sur la qualité de l'eau souterraine	127
5.1 Introduction	129
5.2 Matériels et méthodes	130
5.2.1 Mesure du niveau d'eau	130
5.2.2 Collecte et conservation de l'eau souterraine	131
5.2.3 Mesure des paramètres	131
5.2.4 Cartes d'isovaleurs	132
5.3 Résultats	132
5.3.1 Faciès hydrochimique	132
5.3.2 Mécanismes contrôlant la chimie de l'eau	137
5.3.3 Distribution de la conductivité électrique et de Cl ⁻ dans l'eau souterraine	139
5.4 Discussion	143
5.5 Conclusion	146
Références	148
Chapitre 6 : Performances épuratoires de l'installation de lagunage	151
6.1 Introduction	153
6.2 Matériels et méthodes	155
6.2.1 Description de l'installation de lagunage	155
6.2.2 Procédure d'échantillonnage	157
6.2.3 Méthodologie analytique	157
6.3 Résultats et discussion	158
6.3.1 Caractéristiques physico-chimiques de l'influent	158
6.3.2 Évaluation de la performance de l'installation de lagunage	160
6.3.3 Devenir des boues de sédimentation et des macrophytes	174
6.4 Conclusion	175
Références	175
Chapitre 7 : Modification du suivi post-exploitation	179
7.1 Introduction	181
7.2 Définition du programme de suivi post-exploitation	182

7.2.1	Points d'échantillonnage initiaux	182
7.2.2	Points d'échantillonnage complémentaires	182
7.2.3	Programme analytique	183
7.2.4	Période et fréquence du suivi	184
7.3	Résultats	184
7.3.1	Qualité des effluents liquides	184
7.3.2	Impact des rejets sur les eaux de surface	187
7.3.3	Qualité de l'eau souterraine	188
7.4	Discussion	191
7.4.1	Les rejets et l'eau de surface	191
7.4.2	L'eau souterraine	192
7.4.3	Analytes dans l'eau souterraine	193
7.5	Proposition de modification du suivi post-exploitation	196
7.5.1	Lixiviats	197
7.5.2	Rejets	197
7.5.3	Eau souterraine	197
7.5.4	Eau de surface	198
7.6	Conclusion	199
	Références	199
	Conclusion générale	203
	Conclusions majeures	205
	Perspectives pour les recherches à venir	208

Liste des figures

Figure 1.1 : Classification des déchets non dangereux	22
Figure 1.2 : Répartition des déchets non dangereux par secteur en 2008 dans l'UE27	23
Figure 1.3 : Répartition des déchets en France en 2008 par catégorie	24
Figure 1.4 : Méthodes de traitement des déchets municipaux en Europe en 2009	25
Figure 1.5 : Répartition des DND (hors produits de déchèteries) entrés dans une installation par mode de traitement en France en 2008	26
Figure 1.6 : Coupe schématique d'un casier d'ISDND	29
Figure 1.7 : Répartition par type des déchets entrés dans les ISDND en 2008 en France	31
Figure 1.8 : Les cinq phases de dégradation des déchets en ISDND	35
Figure 1.9 : Schéma présentant les mécanismes de la genèse des lixiviats	41
Figure 1.10 : Évolution de la composition des lixiviats au cours des différentes phases de dégradation	43
Figure 1.11 : Évolution de la composition du biogaz au cours des différentes phases de dégradation	45
Figure 2.1 : Plan de localisation de la décharge d'Étueffont	53
Figure 2.2 : Schéma retraçant l'historique de la décharge d'Étueffont	55
Figure 2.3 : Carte géologique de Thann 1/50 000 vecteur harmonisée	56
Figure 2.4 : Coupe géologique à partir de la carte géologique de Thann au 1/50 000	57
Figure 2.5 : Plan de situation des piézomètres et réseau hydrographique sur fond de carte topographique	58
Figure 2.6 : Carte piézométrique en basses eaux et hautes eaux (valeurs moyennes en m NGF sur la période 1997-2009)	61
Figure 2.7 : Coupe de l'ISDND d'Étueffont	62
Figure 2.8 : Photographie du contact direct déchets/schistes dans l'ancienne décharge	63
Figure 2.9 : Photographie du nouveau casier terrassé à -6 m par rapport au pied de l'ancienne décharge et visualisation du système de drainage à la base de l'ancienne décharge	64
Figure 2.10 : Évolution de la capacité de la décharge d'Étueffont	65
Figure 2.11 : Représentation des systèmes de drainage des lixiviats de l'ancienne décharge (AD) et du nouveau casier (NC) et des eaux circulant sous-casier (SC)	67
Figure 3.1 : Plan de localisation des points de prélèvement des lixiviats AD et NC	74
Figure 3.2 : Évolution temporelle du pH dans les lixiviats de l'ancienne décharge (AD) et du nouveau casier (NC)	78
Figure 3.3 : Évolution temporelle de la DCO et la DBO dans les lixiviats du nouveau casier (NC)	79
Figure 3.4 : Évolution temporelle de la DCO et la DBO dans les lixiviats de l'ancienne décharge (AD)	80
Figure 3.5 : Évolution temporelle du rapport DBO/DCO dans les lixiviats de l'ancienne décharge (AD) et du nouveau casier (NC)	81
Figure 3.6 : Évolution temporelle de la conductivité électrique dans les lixiviats de l'ancienne décharge (AD) et du nouveau casier (NC)	82

Figure 3.7 : Évolution temporelle de Cl^- , Mg^{2+} , Na^+ et K^+ dans les lixiviats du nouveau casier (NC)	83
Figure 3.8 : Évolution temporelle de Cl^- , Mg^{2+} , Na^+ et K^+ dans les lixiviats de l'ancienne décharge (AD)	83
Figure 3.9 : Évolution temporelle de HCO_3^- , SO_4^{2-} et Ca^{2+} dans les lixiviats de l'ancienne décharge (AD) et du nouveau casier (NC)	84
Figure 3.10 : Évolution temporelle des composés azotés dans les lixiviats du nouveau casier (NC)	85
Figure 3.11 : Évolution temporelle des composés azotés dans les lixiviats de l'ancienne décharge (AD)	85
Figure 3.12 : Évolution temporelle de Cd, Cr, Cu, Ni, Pb et Zn dans les lixiviats du nouveau casier (NC) et de l'ancienne décharge (AD), échelle $\log(10)$	87
Figure 4.1 : Schéma d'implantation des profils électriques	105
Figure 4.2 : Profils P1, P2 et P3 réalisés sur l'ensemble de la zone de stockage (orientation NE-SO)	108
Figure 4.3 : Profils P4 et P5 réalisés sur l'ancienne décharge (orientation NO-SE)	111
Figure 4.4 : Profil P6 situé à l'interface de l'ancienne décharge et du nouveau casier	112
Figure 4.5 : Profils P7 et P8 situés sur le nouveau casier	113
Figure 4.6 : Profil P9 situé au NE de la décharge	115
Figure 4.7 : Profils P10 et P11 situés au nord-ouest de la décharge	116
Figure 4.8 : Profils P12 et P13 réalisés à l'ouest de la décharge	118
Figure 4.9 : Profils réalisés au niveau des lagunes (L1- L4), au sud-ouest de la décharge	120
Figure 4.10 : Profils réalisés au sud-est de la décharge	122
Figure 4.11 : Visualisation des anomalies de résistivité et interprétation de l'étendue du panache de pollution	123
Figure 5.1 : Plan de localisation des piézomètres	131
Figure 5.2 : Classification des échantillons d'eau selon le diagramme de Piper	133
Figure 5.3 : Répartition des ions majeurs en pourcentage cumulé (meq.L^{-1}) dans l'eau souterraine et dans les lixiviats	134
Figure 5.4 : Graphique Ca^{2+} vs. Na^+	135
Figure 5.5 : Graphique HCO_3^- vs. Cl^-	135
Figure 5.6 : Carte de faciès chimique de la partie superficielle de la nappe	136
Figure 5.7 : Carte de faciès chimique de la partie profonde de la nappe	136
Figure 5.8 : Graphique TDS vs. $\text{Cl}^-/(\text{Cl}^-+\text{HCO}_3^-)$ en mg.L^{-1}	137
Figure 5.9 : Graphique TDS vs. $\text{Na}^+/(\text{Na}^++\text{Ca}^{2+})$ en mg.L^{-1}	138
Figure 5.10 : Carte de distribution de la conductivité électrique ($\mu\text{S.cm}^{-1}$) dans la partie superficielle de la nappe	140
Figure 5.11 : Carte de distribution de la conductivité électrique ($\mu\text{S.cm}^{-1}$) dans la partie profonde de la nappe	140
Figure 5.12 : Carte de distribution de Cl^- (mg.L^{-1}) dans la partie superficielle de la nappe	142
Figure 5.13 : Carte de distribution de Cl^- (mg.L^{-1}) dans la partie profonde de la nappe	142

Figure 5.14 : Schémas conceptuels de la migration du panache de lixiviats dans l'eau souterraine	147
Figure 6.1 : Principe de fonctionnement d'un bassin de lagunage	154
Figure 6.2 : Vue en plan et vue en coupe de l'installation de lagunage d'Étueffont	157
Figure 6.3 : Schéma des filtres à sable dans la lagune 1	156
Figure 6.4 : Évolution temporelle des caractéristiques physico-chimiques de l'influent (1993-2009)	159
Figure 6.5 : Évolution temporelle des concentrations en MEST, DBO et métaux totaux de l'influent et de l'effluent comparées aux limites de rejet	162
Figure 6.6 : Évolution temporelle des concentrations en DCO et COT de l'influent et de l'effluent comparées aux limites de rejet	164
Figure 6.7 : Évolution temporelle des concentrations en azote total et phosphore total de l'influent et de l'effluent comparées aux limites de rejet	165
Figure 6.8 : Évolution temporelle du pH et de la conductivité électrique (1993-2009)	166
Figure 6.9 : Evolution temporelle des rendements épuratoires calculés sur les flux des MEST, de la DBO ₅ et de la DCO (2004-2009)	169
Figure 6.10 : Évolution temporelle des rendements épuratoires calculés sur les flux des paramètres azotés (NO ₃ , NO ₂ , NH ₄ , azote organique et azote total) et du phosphore total (2004-2009)	171
Figure 6.11 : Évolution temporelle des rendements épuratoires calculés sur les flux des métaux totaux et autres ETM (Cr, Cd, Pb, Ni, Cu, Zn) (2004-2009)	173
Figure 7.1 : Localisation des points de prélèvement du réseau de surveillance "amélioré"	183
Figure 7.2 : Évolution de la qualité des rejets (eaux de drainage sous-casier et lixiviats traités) sur la période 2002-2010, en se basant sur les critères imposés par l'arrêté du 9 septembre 1997 modifié	186
Figure 7.3 : Évolution de la qualité des rejets (eaux de drainage sous-casier et lixiviats traités) sur la période 2002-2010, en se basant sur les critères les plus stricts (non applicables) de l'arrêté du 09/09/97 modifié	187
Figure 7.4 : Évolution de la qualité de l'eau des ruisseaux Gros Prés (GP) et Mont Bonnet (MB), de l'amont vers l'aval, sur la période 2006-2010 (échelle en log 10) et rendement épuratoire moyen amont-aval (%)	188
Figure 7.5 : Évolution de la qualité de l'eau souterraine en comparaison avec les limites de rejets de l'arrêté du 09/09/97 modifié et les limites de qualité des eaux brutes de l'arrêté du 11/01/07	191
Figure 7.6 : Intervalles de concentrations (10 ^e -90 ^e percentiles) des éléments inorganiques (µg.L ⁻¹) et de la conductivité électrique CE (µS.cm ⁻¹) dans les lixiviats et l'eau souterraine de référence	194

Liste des tableaux

Tableau 1.1 : Composition chimique des ordures ménagères résiduelles en 1993 et 2007 en France	32
Tableau 1.2 : Programmes de suivi des émissions, des eaux de ruissellement et des eaux souterraines en phase d'exploitation et de post-exploitation d'une ISDND	34
Tableau 1.3 : Classification des lixiviats en fonction de leur âge	44
Tableau 2.1 : Caractéristiques des piézomètres	59
Tableau 3.1 : Caractéristiques générales des lixiviats de l'AD (1989-2010) et des lixiviats du NC (2000-2010)	77
Tableau 4.1 : Caractéristiques des profils électriques	106
Tableau 5.1 : Composition chimique de l'eau de pluie et de l'eau souterraine au droit de PZ4 et PZ40	138
Tableau 6.1 : Caractéristiques des quatre lagunes de traitement des lixiviats de la décharge d'Étueffont	156
Tableau 6.2 : Réduction moyenne et écart-type des concentrations ($m \pm \sigma$) en % entre l'entrée et la sortie du lagunage	167
Tableau 7.1 : Facteur de contamination par rapport à l'eau souterraine de référence, calculé dans les piézomètres et les lixiviats	195
Tableau 7.2 : Modalités du suivi modifié (localisation, analyte, fréquence d'analyse)	198

Introduction générale

Le stockage est une des méthodes de traitement des déchets non dangereux les plus employées dans le monde. Les liquides générés par percolation de l'eau dans le massif de déchets (lixiviats) contiennent de fortes teneurs en polluants (matière organique dissoute, macro-composants inorganiques, éléments traces et composés organiques xénobiotiques) (**Christensen et al., 2001**). La qualité des lixiviats évolue, entre autres, en fonction du stade d'évolution biologique des déchets avec une diminution de leur charge polluante à mesure du vieillissement des déchets (**Renou et al., 2008**). Le principal risque associé à l'activité de stockage est la contamination du sous-sol, de l'eau souterraine et des eaux de surface par migration des lixiviats hors de la zone de stockage (**Ding et al., 2001**). Ceci est d'autant plus préoccupant que de nombreuses décharges ont, dans le passé, été implantées dans des dolines, des anciennes carrières ou gravières et, qui plus est, sans barrière de sécurité « isolant » les déchets du sol ainsi que sans système de collecte des lixiviats (**Kjeldsen et al., 2002**). Dans ces cas-là, le sol ne permet pas toujours une étanchéité suffisante à assurer le confinement des lixiviats (**Zhan, 1998**). Même pour les décharges dont le sol satisfait à une faible perméabilité (10^{-6} - 10^{-9} m.s⁻¹), la rétention des lixiviats dans le massif n'est pas totale (70-95%) (**Foged et Baumann, 1999**). C'est pourquoi, de nouvelles prescriptions de sécurisation des zones de stockage ont progressivement vu le jour dans le monde. Pour la France, l'arrêté du 9 septembre 1997 ordonne, pour les nouvelles installations de stockage, une protection supplémentaire contre la percolation des lixiviats dans le sous-sol, qui est composée d'une géomembrane en polymères et d'une couche de drainage (drains et matériaux drainants). Malgré ces précautions, l'intégrité de la géomembrane peut être mise à l'épreuve lors de sa mise en œuvre (poinçonnement dynamique par la circulation des engins, déchirure, mauvaise soudure...) ou ultérieurement par l'agression mécanique (poinçonnement statique) et physico-chimique des déchets (**Touze-Foltz, 2002 ; Fourmont et Gendrin, 2006**). Afin de réagir rapidement face à une infiltration de lixiviats, la qualité des eaux souterraines et des eaux de surface aux abords des installations de stockage sont soumises à des contrôles fréquents pendant la phase d'exploitation. Ceux-ci se poursuivent également à l'issue de l'exploitation pendant une période de 30 ans jugée suffisante pour permettre une évolution des déchets vers un état stable et par conséquent une production de lixiviats à faible charge polluante (**Barlaz et al., 2002 ; Laner et al., 2012**). Cependant, cette durée est remise en question par de nombreuses études qui suggèrent que les déchets peuvent rester actifs pendant des décennies

voire des centaines d'années après l'arrêt du dépôt, en particulier dans des conditions d'humidité insuffisante (**Bozkurt et al., 2000 ; Kjeldsen et al., 2002 ; Taylor et Allen, 2006**). L'évaluation de la composition des lixiviats est importante d'une part pour s'assurer de la bonne décomposition des déchets et subséquemment de la réduction de leur potentiel polluant. D'autre part, le rejet de ces effluents étant soumis à des normes, le suivi de leur qualité permet de choisir la méthode de traitement permettant l'élimination optimale des polluants.

La décharge d'Étueffont (90) est une installation de stockage de déchets non dangereux qui se situe en période post-exploitation depuis 2002. Le site a été exploité selon un mode d'exploitation non conventionnel faisant intervenir des prétraitements mécanique et biologique des déchets avant enfouissement (broyage et maturation aérobie) et une mise en œuvre des déchets sans compactage. Les déchets ont été stockés à même le sol sans barrière de sécurité (ancienne décharge) puis dans un casier sécurisé (nouveau casier) qui semble présenter une défaillance de la géomembrane (**Belle, 2008**), bien qu'il soit construit selon la réglementation en vigueur (**arrêté du 9 septembre 1997 modifié**). Une attention toute particulière est portée à ce site puisqu'il est la source d'une contamination de l'eau souterraine dont l'étendue n'a pas été définie (**Khatabi, 2002 ; Belle, 2008**).

Cadre et objectifs de la thèse

Ce travail s'inscrit dans le projet de recherche mené sur la décharge d'Étueffont et son installation de traitement des lixiviats par lagunage naturel depuis les années 1990, grâce à une collaboration entre l'exploitant de la décharge (SICTOM du Pays-sous-vosgien) et l'université de Franche-Comté. Depuis 2004, l'Agence de l'Environnement et de la Maîtrise de l'Énergie (ADEME) contribue également aux travaux de recherche. Toutes les actions entreprises jusqu'à présent ont eu pour but d'améliorer la connaissance du site dans son ensemble, tant d'un point de vue historique, géologique qu'hydrogéologique (**Belle, 2008**), d'évaluer son impact sur l'environnement proche (sol, eau souterraine, eaux superficielles) (**Khatabi, 2002 ; Belle, 2008**) ainsi que d'appréhender le fonctionnement du lagunage naturel (**Khatabi et al., 2007 ; Belle, 2008 ; Contoz, 2009 ; Guigue, 2010**).

La présente étude s'appuie sur les résultats des recherches antérieures qui permettent de s'interroger sur les points suivants :

- Quel est le degré de dégradation des déchets dans les deux zones de stockage d'après la qualité des lixiviats?
- Quelle est l'ampleur/l'étendue de la contamination de l'eau souterraine ?
- Le lagunage naturel est-il une méthode adaptée au traitement des lixiviats de décharges anciennes susceptibles de contenir une part importante de matière organique réfractaire à la biodégradation ?
- Au vu de l'étendue du panache de contamination, quelles sont les zones à surveiller dans le cadre du suivi post-exploitation de 30 ans imposé par l'**arrêté du 9 septembre 1997 modifié** ?

Organisation du manuscrit

Le manuscrit s'articule en cinq chapitres abordant trois thématiques (composition des lixiviats, traitement des lixiviats et contamination de l'eau souterraine par les lixiviats) visant à évaluer l'impact de l'installation de stockage d'Étueffont sur l'eau souterraine et l'eau superficielle.

Après une étude bibliographique (**chapitre 1**) s'intéressant au cycle de vie des déchets non dangereux, de leur production à leur traitement ainsi qu'à leur évolution bio-physico-chimique en installations de stockage qui conduit à la production de sous-produits (lixiviats et biogaz), le **chapitre 2** présente le site d'étude, l'installation de stockage de déchets non dangereux d'Étueffont.

Le **chapitre 3** est consacré à l'analyse de la qualité des lixiviats sur 21 années, qui couvre une grande partie de l'exploitation de l'ancienne décharge et toute la période d'exploitation du nouveau casier. Le but de ce suivi est d'évaluer le degré de dégradation des déchets enfouis et d'estimer le potentiel polluant des lixiviats.

Le **chapitre 4** s'intéresse à la détermination de l'étendue du panache de lixiviats s'infiltrant dans l'eau souterraine depuis la base de la décharge grâce à une prospection géophysique du sous-sol par résistivité de tomographie électrique.

Le **chapitre 5**, complémentaire du chapitre précédent, définit plus précisément la distribution spatiale du panache à travers l'analyse de la qualité de l'eau souterraine dans les piézomètres amont et aval situés aux abords de la zone de stockage.

Le **chapitre 6** aborde le traitement des lixiviats par lagunage naturel. Bien que cette méthode soit très répandue pour le traitement des eaux usées domestiques, peu de données existent sur son application aux lixiviats. Généralement, ces effluents sont traités en station d'épuration.

Le **chapitre 7** reprend les résultats des chapitres 4 et 5 pour définir les zones et paramètres à surveiller dans le cadre du suivi post-exploitation imposé par l'**arrêté du 9 septembre 1997 modifié**, à la demande de l'exploitant (SICTOM du Pays sous-vosgien).

La **conclusion générale** fait part de la contribution de ce travail de recherche à une meilleure connaissance du site qui permet une amélioration de la qualité du suivi post-exploitation.

Références

Arrêté du 9 septembre 1997 modifié relatif aux installations de stockage de « déchets non dangereux », JO n° 229 du 2 octobre 1997

Barlaz, M.A., Rooker, A.P., Kjeldsen, P., Gabr, M.A., Borden, R.C., 2002, Critical evaluation of factors required to terminate the postclosure monitoring period at solid waste landfills, *Environmental Science and Technology* 36 (16), 3457-3464

Belle, É., 2008, 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), Thèse de doctorat, Université de Franche-Comté, Besançon

Bozkurt, S., Moreno, L., Neretnieks, I., 2000, Long-term processes in waste deposits, *The Science of the Total Environment* 250, 101-121

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

Contoz, O., 2009, Etude de la bioaccumulation en ETMs au sein de différents compartiments biotiques de la décharge d'Étueffont (Belfort), mémoire Master 2 recherche, Université de Franche-Comté, Besançon

Ding, A., Zhang, Z., Fu, J., Cheng, L., 2001, Biological control of leachate from municipal landfills, *Chemosphere* 44, 1-8

Foged, N. and Baumann, J., 1999, Clay membrane made of natural high plasticity clay: leachate migration due to advection and diffusion, *Engineering Geology* 54, 129-137

Fourmont, S. et Gendrin, P., 2006, Talus de centre de stockage de déchets : drainage lixiviats et protection de la géomembrane, *Rencontres Géosynthétiques 2006*, 57-62

Guigue, J., 2010, Dynamique de transfert et de sédimentation d'éléments-traces métalliques dans un dispositif de traitement des lixiviats d'ordures ménagères par lagunage naturel, mémoire Master 2 recherche, Université de Bourgogne, Dijon

- Khattabi, H., 2002, Intérêts de l'étude des paramètres hydrogéologiques et hydrobiologiques pour la compréhension du fonctionnement de la station de traitement des lixiviats de la décharge d'ordures ménagères d'Étueffont (Belfort, France), Thèse de doctorat, Université de Franche-Comté, Besançon
- 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), C.R. Biologies 330, 429-438
- Kjeldsen, P., Barlaz, M.A., Rooker, A.P., Baun, A., Ledin, A., Christensen, T.H., 2002, Present and long-term composition of MSW landfill leachate: A review, Critical Reviews in Environmental Science and Technology 32, 297-336
- Laner, D., Crest, M., Scharff, H., Morris, J.W.F., Barlaz, M.A., 2012, A review of approaches for the long-term management of municipal solid waste landfills, Waste Management 32, 498-512
- Renou, S., Poulain, S., Gagnaire, J., Marrot, B., Moulin, P., 2008, Lixiviat de centre de stockage : déchet généré par des déchets, L'Eau, l'Industrie, les Nuisances 310, 37-43
- Taylor, R. and Allen, A., 2006, Waste disposal and landfill: Potential hazards and information needs, World health Organization, Protecting Groundwater for Health: Managing the Quality of Drinking-water Sources, eds. Schmoll, O., Howard, G., Chilton, J., Chorus, I., IWA Publishing, London, UK, chapter 12, 339-362
- Touze-Foltz, N., 2002, Méthodes de détection et de localisation de défauts dans les géomembranes, Ingénieries 31, 17-25
- Zhan, H. 1998, Transport of waste leakage in stratified formations, Advances in Water Resources 22 (2), 159-168

Chapitre 1
Étude bibliographique



1.1 Les déchets non dangereux : production et gestion

1.1.1 Définition des déchets non dangereux

D'après l'article **L541-1-1 du Code de l'Environnement**, un déchet est défini comme « toute substance ou tout objet, ou plus généralement tout bien meuble, dont le détenteur se défait ou dont il a l'intention ou l'obligation de se défaire ». En fonction de leurs types et de leurs origines, les déchets ont un niveau de dangerosité variable qui, dans certains cas, peut être préjudiciable à l'homme et à l'environnement. Les déchets peuvent être classés en trois catégories :

- Les déchets dangereux, qui présentent une ou plusieurs propriétés dangereuses (comburant, inflammable, explosif, corrosif, cancérigène...) (**annexe I du décret n° 2002-540 du 18 avril 2002**),
- Les déchets non dangereux, qui ne figurent pas dans le **décret n° 2002-540 du 18 avril 2002**,
- Les déchets inertes, qui ne sont pas dangereux et ne contiennent pas de constituants évolutifs. Ils « ne se décomposent pas, ne brûlent pas et ne produisent aucune autre réaction physique ou chimique, ne sont pas biodégradables et ne détériorent pas d'autres matières avec lesquelles ils entrent en contact, d'une manière susceptible d'entraîner une pollution de l'environnement ou de nuire à la santé humaine » (**directive n° 1999/31/CE**). Ils proviennent essentiellement du secteur du BTP.

Anciennement appelés déchets ménagers et assimilés (DMA) (**arrêté du 19 janvier 2006**), les déchets non dangereux (DND) regroupent tous les déchets, dont l'innocuité est garantie, en provenance de l'intégralité des activités économiques et des ménages. Cette catégorie inclut les déchets municipaux (DM) et les déchets industriels banals (DIB) produits par les entreprises individuelles, artisans, commerçants, écoles, services publics, hôpitaux et services tertiaires et qui sont collectés par des organismes privés (**figure 1.1**). Plus en détail, les DM sont définis comme étant des déchets collectés et traités par ou pour le compte des communes et des communautés de communes (**article L2224-13 du Code Général des Collectivités Territoriales**). Cette catégorie de déchets englobe les ordures ménagères (OM), les encombrants (déblais, gravats, biens d'équipement...) et déchets verts des ménages, les déchets du nettoyage (voirie, marchés, espaces publics...), les déchets de l'assainissement

collectif (boues de STEP, boues de curage de fossés et d'égouts...), les déchets verts des collectivités locales et les DIB collectés dans les mêmes conditions que les OM.

Entreprises*		Ménages			Collectivités		
Déchets divers dont DIB (collecte privée)	DIB (collecte avec OM)	OM (sens strict)	Encombrants	Déchets verts	Déchets verts	Déchets de l'assainissement collectif	Déchets du nettoyage
	OM (sens large)						
	Déchets municipaux						
DÉCHETS NON DANGEREUX (DND)							

*La terminologie « entreprises » prend en compte les entreprises individuelles, artisans, commerçants, écoles, services publics, hôpitaux et services tertiaires.

Figure 1.1 : Classification des déchets non dangereux (ADEME, 2009a)

1.1.2 La production des déchets non dangereux

1.1.2.1 Statistiques sur les déchets

Le **Règlement n° 2150/2002** relatif aux Statistiques sur les Déchets (RSD) impose à chaque État membre de l'UE27¹ de fournir des données sur sa production annuelle, en suivant une méthode de comptage commune à tous les Etats de l'UE27. En France, l'ADEME utilise en parallèle une autre méthode pour établir ses statistiques de déchets, engendrant ainsi une disparité dans les données disponibles sur les déchets français. Ci-après, les données du RSD sont privilégiées afin d'effectuer des comparaisons entre les différents pays.

1.1.2.2 Production totale de déchets : la France dans l'Europe

L'UE27 a produit 2 626 millions de tonnes de déchets dont 2 528 millions de tonnes de déchets non dangereux toutes natures confondues en 2008, soit environ 5 000 kg/hab (European Commission, 2011). La France est responsable à elle seule de 13 % de la production européenne et se place au 2^{ème} rang de la production européenne. Plus de la moitié des déchets de l'UE27 est générée par quatre pays, l'Allemagne, la France, le Royaume-Uni

¹ Union Européenne des 27 États membres : Allemagne, Autriche, Belgique, Bulgarie, Chypre, Danemark, Espagne, Estonie, Finlande, France, Grèce, Hongrie, Irlande, Italie, Lituanie, Lettonie, Luxembourg, Malte, Pays-Bas, Pologne, Portugal, République tchèque, Roumanie, Royaume-Uni, Slovaquie, Slovénie, Suède

et la Bulgarie, par ordre d'importance. Globalement, le pourcentage de déchets dangereux produits dans chaque pays n'excède pas 6 % de la quantité totale. Quant aux déchets non dangereux, ceux-ci, sont produits à 81 % par les activités économiques et à seulement pour 9 % par les ménages (**figure 1.2**). Les ménages de l'UE27 ont généré en moyenne 444 kg/hab en 2008. Après les déchets minéraux qui correspondent à 64 % des DND, les déchets ménagers et assimilés² représentent les tonnages les plus importants de la catégorie et sont produits essentiellement par les ménages.

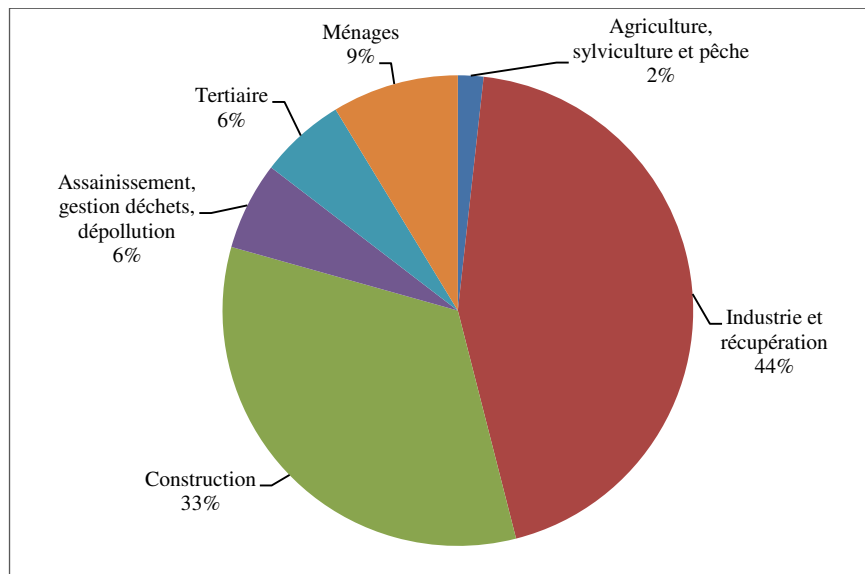


Figure 1.2 : Répartition des déchets non dangereux par secteur en 2008 dans l'UE27, données Eurostat 2012 - données en ligne

1.1.2.2.1 Les déchets non dangereux

Sur les 345 millions de tonnes produites en France, 245 millions de tonnes (71 %) sont des déchets minéraux inertes issus à 97 % du secteur du BTP (**figure 1.3**). La quantité de déchets dangereux avoisine 11 millions de tonnes (3 %). Les 90 millions de tonnes (26 %) restantes sont des déchets non dangereux produits au tiers par les ménages et aux deux tiers par les activités économiques (**SOeS, 2010**).

² Le RSD inclut dans la catégorie des déchets ménagers et assimilés les déchets municipaux en mélange, les déchets encombrants, les déchets de voirie, en provenance des ménages et des activités économiques. Sont exclus les produits de la collecte sélective.

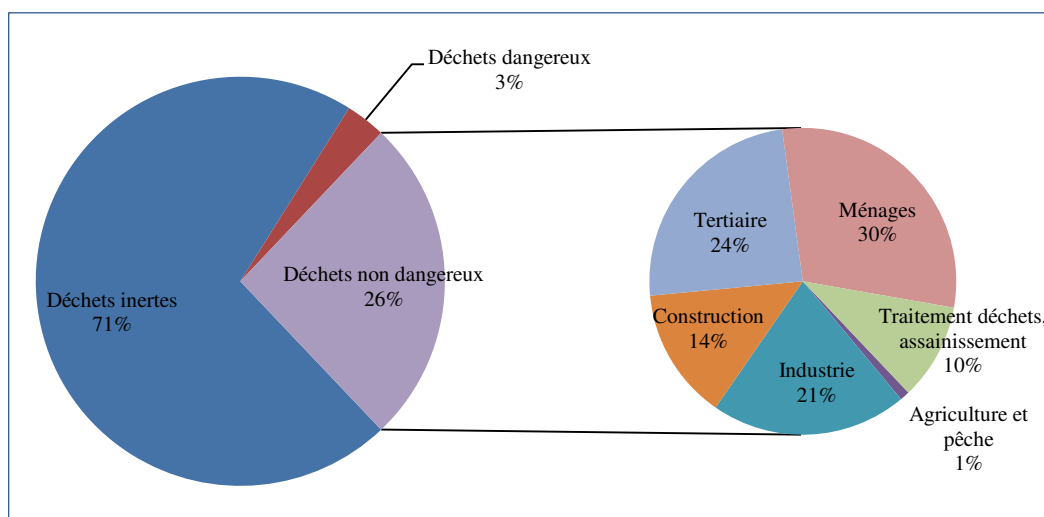


Figure 1.3 : Répartition des déchets en France en 2008 par catégorie, données SOeS 2010

1.1.2.2.2 Les déchets des ménages et les déchets municipaux

En 2008, les ménages français ont produit au total 29,3 millions de tonnes de déchets, soit 457 kg/hab. Dans ce tonnage, sont compris les déchets courants mélangés, les déchets issus des collectes sélectives et les déchets apportés en déchèteries. En incluant les déchets des activités économiques collectés par les municipalités dans les mêmes conditions que les déchets des ménages, l'ensemble de ces déchets dits « municipaux » a été estimé à 34,8 millions de tonnes en 2008, soit 542 kg/hab. L'ADEME considère que 22 % du tonnage total des ordures ménagères résiduelles provient des activités économiques (ADEME, 2009b). Bien que la quantité de déchets municipaux produite ait augmenté de 67 kg/hab entre 1995 et 2008 (Eurostat, 2012 - données en ligne), une stagnation de la production annuelle d'OM au sens strict par habitant est constatée depuis 2002, malgré l'augmentation constante de la population française (ADEME, 2009a).

1.1.3 Le traitement des déchets non dangereux

Dans l'UE27, où 513 kg/hab de déchets municipaux ont été générés en 2009 (données non publiées pour 2008), 504 kg/hab de DM ont été traités, soit 98 %, au moyen de quatre méthodes (Eurostat, 2011) :

- le stockage (38 %),
- le recyclage (24 %),
- l'incinération (20 %) et,
- le compostage (18 %).

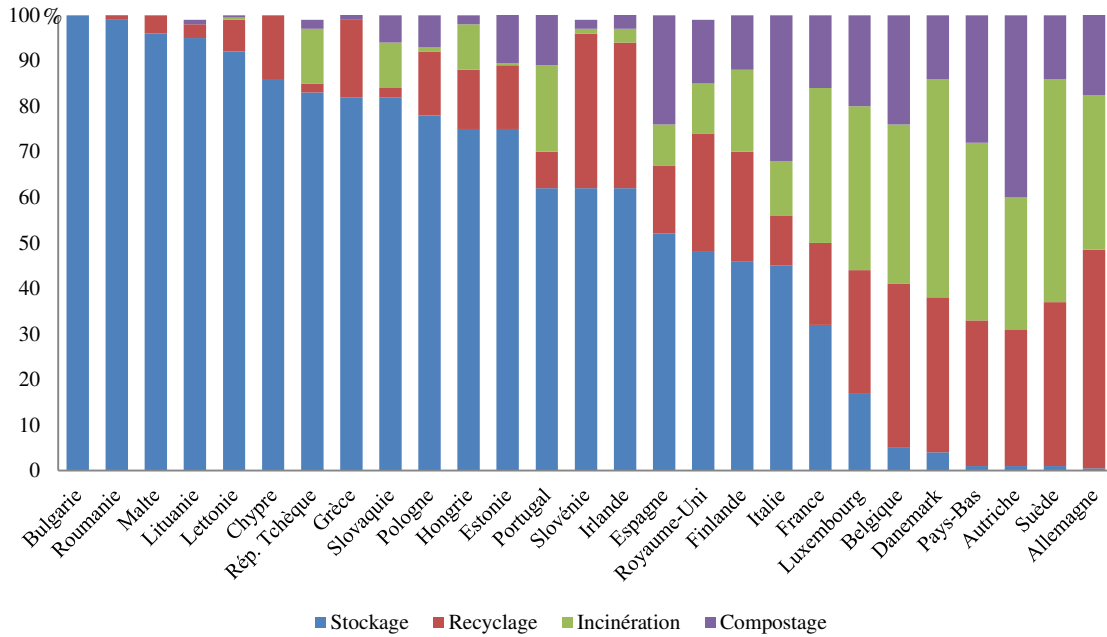


Figure 1.4 : Méthodes de traitement des déchets municipaux en Europe en 2009 (Eurostat, 2011)

Le stockage est la méthode de traitement privilégiée en Europe, en raison notamment de son faible coût (Williams, 2005). Néanmoins, elle n’est plus ou quasiment plus pratiquée dans certains pays de l’UE27, comme l’Allemagne, la Suède, l’Autriche, les Pays-Bas, le Danemark et la Belgique (moins de 5 % des déchets sont stockés) où le recyclage et l’incinération ont pris le dessus (figure 1.4). Dans l’UE27, le pourcentage des déchets stockés est passé de 68 % du total de déchets traités en 1995 à 38 % en 2009 (European Commission, 2011).

En France, sur la fraction des DND collectés par le service public (hors déchèteries) entrés dans les installations de traitement en 2008 (ADEME, 2010), le stockage reste prédominant (44,4 %), suivi par la valorisation énergétique (incinération), la valorisation matière (recyclage) et la valorisation organique (compostage et méthanisation) (figure 1.5). Cumulées, les opérations de valorisation représentent 54,4 % des traitements des DND (hors produits des déchèteries). Depuis 2000, leurs parts augmentent au détriment du stockage (- 16 %), avec toutefois une stabilisation de la valorisation énergétique depuis 2004 (ADEME, 2010).

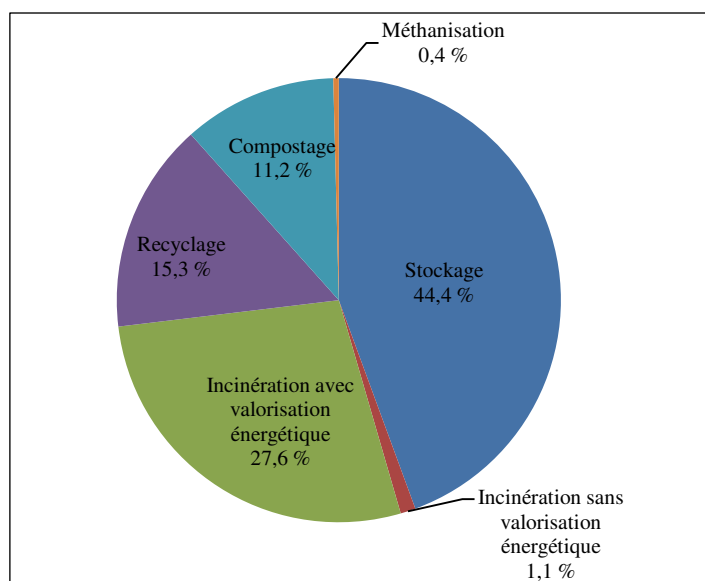


Figure 1.5 : Répartition des DND (hors produits de déchèteries) entrés dans une installation par mode de traitement en France en 2008 (ADEME, 2010)

1.2 Les installations de stockage des déchets non dangereux

1.2.1 Définition et réglementation

Anciennement appelées décharges ou centres d'enfouissement technique de classe II, les installations de stockage des déchets non dangereux (ISDND) sont destinées à accueillir les déchets non dangereux des ménages et les déchets s'y apparentant issus des activités économiques. Depuis le 1^{er} juillet 2002, seuls les déchets ultimes sont acceptés (**loi n° 92-646 du 13 juillet 1992, article 1^{er}-II**). Il s'agit de tout déchet «résultant ou non du traitement d'un déchet, qui n'est plus susceptible d'être réutilisé ou valorisé dans les conditions techniques et économiques du moment, notamment par extraction de la part valorisable ou par la réduction de son caractère polluant ou dangereux ». Les déchets bruts, autrefois accueillis dans les décharges doivent désormais subir un traitement avant enfouissement afin de limiter leur nocivité ainsi que les quantités à stocker, conformément à la réglementation française qui privilégie les méthodes de valorisation (**code de l'environnement**). Bien que les méthodes de valorisation soient en plein essor, le recours à la technique de stockage est inévitable pour la fraction ultime des déchets et tendra à perdurer jusqu'à l'éventuelle apparition de nouvelles méthodes substitutives de traitement. À l'heure actuelle, le stockage constitue le dernier maillon de la chaîne de traitement des déchets.

Les ISDND sont des installations classées pour l'environnement (ICPE) et sont, de ce fait, soumises à autorisation préfectorale. Les grands principes de conception, de construction, d'exploitation et de suivi des ISDND sont définis par l'**arrêté du 9 septembre 1997 modifié** mais sont adaptés à chaque ISDND au travers de l'arrêté préfectoral d'exploitation qui lui est propre.

1.2.2 Implantation du site

Le choix de l'implantation du site visant à accueillir l'ISDND est primordial et doit satisfaire à plusieurs critères (**arrêté du 9 septembre 1997 modifié**) :

- absence de nuisances à l'encontre de l'environnement et de la santé humaine,
- exploitation compatible avec les autres activités existantes et les occupations du sol à proximité,
- caractéristiques géologiques et hydrogéologiques du sous-sol favorables.

1.2.3 Structure d'une installation de stockage de déchets non dangereux

Le principe du stockage consiste à enfouir les déchets dans des casiers isolés hydrauliquement les uns des autres, dans lesquels une combinaison de réactions physiques, chimiques et biologiques s'opère au cours de la dégradation des déchets pour aboutir principalement à la formation de liquides pollués (lixiviats) et de gaz. Les anciennes décharges, construites avant la prise de conscience du réel impact des émissions des massifs de déchets sur l'environnement, étaient établies à même le sol ; ce qui est le cas du premier casier de la décharge d'Étueffont sur laquelle porte l'étude qui suit. Étant donné qu'elles constituent un réel danger pour l'homme et l'environnement, elles doivent être réhabilitées selon les mesures figurant dans l'arrêté préfectoral d'autorisation d'exploiter (**ADEME, 2005**). Pour parer à d'éventuelles infiltrations incontrôlables de lixiviats dans le sous-sol, les ISDND actuelles sont équipées d'un système de double barrière de sécurité mis en place sous l'aire de stockage, qui assure notamment le drainage, la collecte des lixiviats et permet de prévenir une pollution des sols, des eaux souterraines et superficielles (**figure 1.6**). La gestion des effluents est éventuellement complétée par des dispositifs de collecte, de traitement et d'utilisation du biogaz, en cas de forte production. Le site comprend également un dispositif de récupération des eaux de ruissellement (fossés, bassins de rétention) qui capte et stocke les eaux et un réseau piézométrique destiné au suivi des eaux souterraines en amont hydraulique (au moins

un piézomètre) et en aval (au moins deux piézomètres) de l'aire de stockage (**arrêté du 9 septembre 1997 modifié**).

1.2.3.1 L'aire de stockage et sa sécurisation

Le sous-sol, sur lequel est implanté l'ISDND, constitue une barrière de sécurité passive qui peut être naturelle ou artificiellement renforcée, si le sous-sol ne répond pas aux exigences suivantes (**arrêté du 9 septembre 1997 modifié**) :

- en surface, une couche d'un mètre d'épaisseur minimum, de perméabilité $K < 10^{-9} \text{ m.s}^{-1}$,
- sur au minimum cinq mètres sous-jacents, une perméabilité $K < 10^{-6} \text{ m.s}^{-1}$.

En complément, la base et les flancs de chaque casier sont étanchéifiés par une barrière de sécurité active qui assure le drainage et la collecte des lixiviats. Elle est constituée d'une géomembrane étanche en contact avec la barrière passive, surmontée d'une couche drainante qui est associée à un réseau de drains permettant la collecte des lixiviats.

À la fin de l'exploitation de chaque casier, une couverture finale est mise en place afin de minimiser l'infiltration des eaux météoriques dans le massif de déchets, qui est responsable de l'augmentation de la quantité de lixiviats produits. De plus, elle permet le confinement des déchets et renforce la stabilité mécanique du massif. Elle limite également la migration du biogaz vers l'atmosphère ainsi que les intrusions d'air dans le massif. En dernier lieu, elle réduit l'impact visuel avec sa couche supérieure végétalisable. Le type de couverture mis en œuvre est fortement dépendant de la nature des déchets enfouis et de leur âge, qui déterminent le potentiel polluant du site. Un site ancien, dont les déchets sont peu évolutifs et où la production de biogaz est quasi-nulle, pourra se contenter d'une couverture terreuse à perméabilité supérieure ou égale à 10^{-6} m.s^{-1} en raison de son faible potentiel polluant tandis qu'un site à impact fort requiert la présence d'une couverture imperméable ($K \leq 10^{-9} \text{ m.s}^{-1}$) composée de couches d'argile, de matériaux drainants et de matériaux synthétiques (**ADEME, 2005**) pour préserver le milieu naturel en confinant le massif.

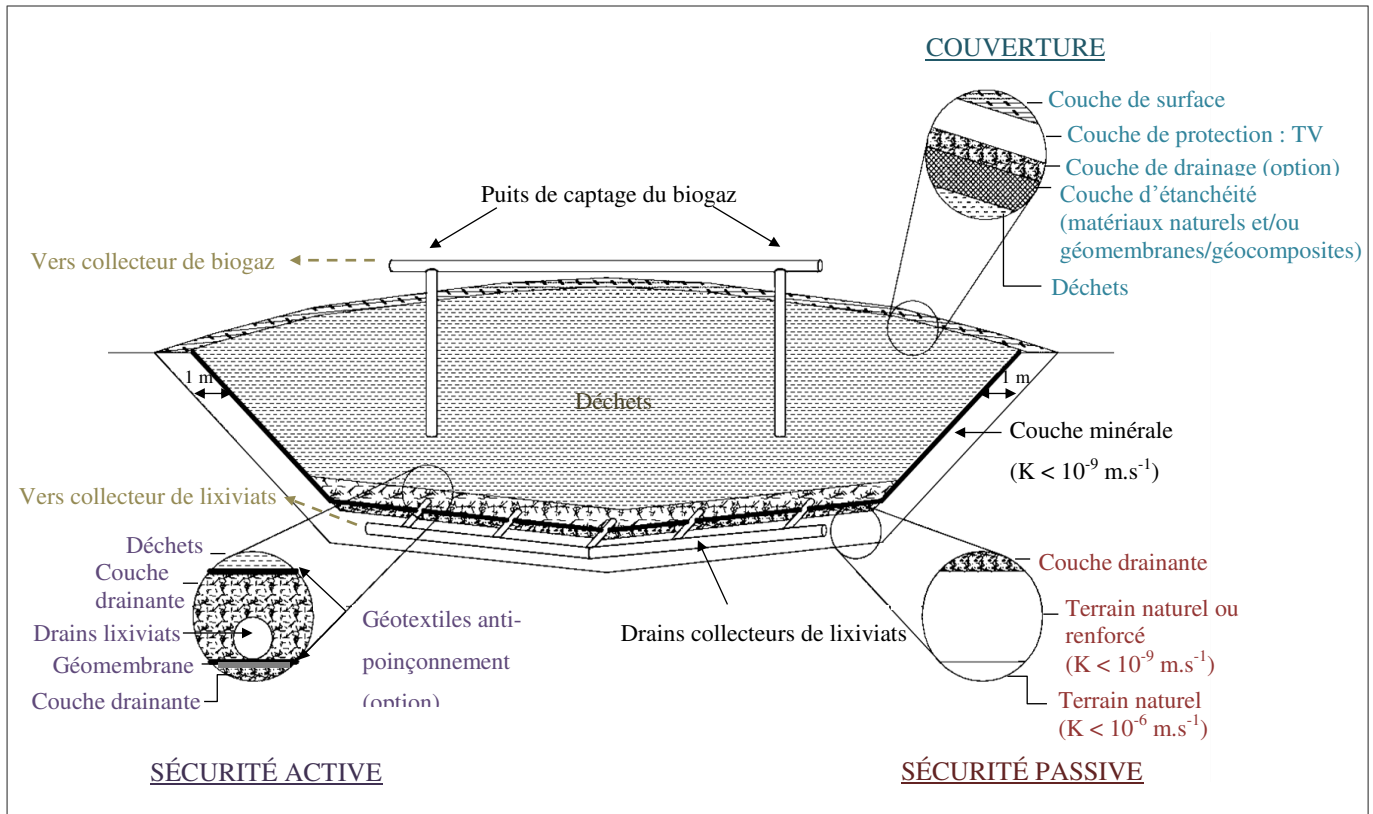


Figure 1.6 : Coupe schématique d'un casier d'ISDND

1.2.3.2 Les effluents : collecte et traitement

1.2.3.2.1 Lixiviats

Les lixiviats sont les liquides percolant à travers les déchets qui se chargent en éléments polluants contenus dans les déchets et sont relargués dans le milieu environnant. Ils sont collectés en fond de casier par un dispositif de drainage ancré dans la barrière active. Sous certaines conditions de qualité (**arrêté du 9 septembre 1997, annexe III**), le rejet des lixiviats dans le milieu peut être envisagé sans traitement préalable. Dans le cas contraire, les lixiviats sont traités *in situ* selon des procédés adaptés à leur nature et aux objectifs de qualité attendus (lagunage, oxydation à l'ozone, coagulation-floculation, précipitation, osmose inverse...) ou *ex situ* avec traitement dans une station d'épuration (**ADEME, 2005**).

1.2.3.2.2 Biogaz

Le biogaz est un gaz produit lors de la fermentation de la fraction organique des déchets. Il se compose essentiellement de méthane (CH_4) et de dioxyde de carbone (CO_2). Outre sa nuisance olfactive, il est potentiellement dangereux pour l'homme et l'environnement de par ses caractères inflammable et explosif. De ce fait, en cas de production importante, le biogaz

est drainé puis acheminé vers une unité de valorisation énergétique (électricité, chaleur voire carburant) (Al Seadi et al., 2008) ou à défaut détruit par combustion (torchère). À l'inverse lorsque la production est moindre et ne présente pas de danger, un réseau d'évents à biogaz, qui permet d'évacuer passivement le biogaz vers l'atmosphère, peut être mis en place (Robinson, 1986).

1.2.4 Les déchets admis

1.2.4.1 Types de déchets

Les anciennes décharges brutes pouvaient recevoir (Damien, 2004) :

- des déchets industriels spéciaux,
- des déchets ménagers bruts ou mélangés à des déchets industriels banals ou des boues pelletables,
- des déchets inertes,
- des refus de tris ou d'incinération.

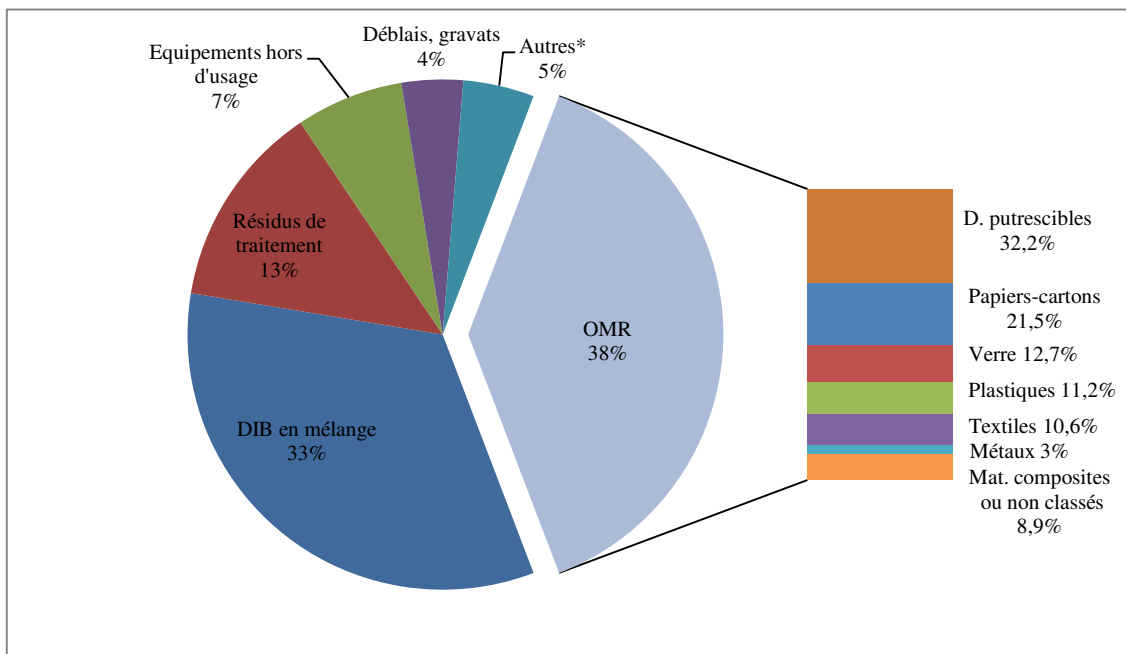
Avec l'évolution de la réglementation, seule la fraction ultime des déchets suivants est autorisée à être stockée depuis le 1^{er} juillet 2002 :

- les déchets municipaux,
- les DND de toute autre origine, conformes aux critères d'admission (**directive n° 1999/31/CE**), dont déchets de plâtre, à stocker dans des casiers spécifiques (**arrêté du 9 septembre 1997 modifié**),
- les déchets dangereux stables et non réactifs (amiante lié à des matériaux non inertes, déchets solidifiés ou vitrifiés...), à condition que leur comportement à la lixiviation n'évolue pas de manière défavorable à long terme et respecte les valeurs limites de lixiviation (**décision n° 2003/33/CE**)

1.2.4.2 Leur composition globale

Les déchets admis en ISDND en 2008 sont composés essentiellement d'ordures ménagères résiduelles (OMR) et de DIB en mélange, à part quasi-égales (38% et 33%, respectivement). Le petit tiers restant est constitué de résidus de traitement, de déblais et gravats, d'équipements hors d'usage, et en très faibles quantités de matériaux recyclables, déchets

organiques, mâchefers provenant des usines d'incinération, boues et déchets dangereux (figure 1.7).



*Autres : matériaux recyclables, déchets organiques, mâchefers, boues, déchets dangereux

Figure 1.7 : Répartition par type des déchets entrés dans les ISDND en 2008 en France, (CGDD SOeS, 2012 - données en ligne ; ADEME, 2009c)

Les catégories principales composant les OMR sont les déchets putrescibles (déchets verts et alimentaires), les papiers-cartons, le verre, les plastiques, les textiles, les métaux et autres matériaux composites ou non classés (bois, caoutchouc, déblais, gravats...). Les papiers-cartons et les déchets putrescibles représentent plus de la moitié des OMR. Leur composition est variable d'un pays à l'autre et dépend des conditions socio-économiques du pays, du type d'industrie et du niveau d'industrialisation, de la localisation géographique, du climat, du niveau de consommation, du système de collecte, de la densité de population, du degré d'utilisation du recyclage et des attitudes des consommateurs (Williams, 2005).

Entre 1993 et 2007, dates des deux campagnes de caractérisation des déchets ménagers réalisées par l'ADEME, la composition moyenne française des ordures ménagères au sens large (OMR et collectes sélectives des ménages et des activités économiques) a très peu évolué, excepté pour les textiles sanitaires qui ont doublé de quantité. Si l'on ne considère que la fraction des OMR, la part de papiers, cartons et verre a nettement baissé (-50 % environ) entre 1993 et 2007 (ADEME, 2009b). La caractérisation chimique des OMR effectuée

conjointement à la caractérisation physique révèle une baisse de la toxicité des déchets, en se basant sur les polluants analysés en 1993, notamment les éléments traces (Cu, Cd, Cr, Ni, Zn, Hg et As) présents dans les plastiques, le verre, les métaux et les composites (-50 à -95 %) entre 1993 et 2007 (**tableau 1.1**). L'évolution de la gestion des déchets au cours de ces 15 dernières années avec l'adhésion croissante des particuliers à la collecte sélective permet de limiter les quantités d'éléments traces métalliques dans les OMR.

Tableau 1.1 : Composition chimique des ordures ménagères résiduelles en 1993 et 2007 en France (ADEME, 2009b)

Composant	2007	1993	Composant	2007	1993
MO totale (%)	65,8	59,2	Cu (mg.kg ⁻¹)	56	1 048
Soufre (%)	0,17	0,28	Cd (mg.kg ⁻¹)	1,3	4
C organique (%)	34,9	33,4	Cr (mg.kg ⁻¹)	87	183
N Kjeldahl (%)	1,1		Ni (mg.kg ⁻¹)	20	48
N organique (%)	0,71	0,73	Zn (mg.kg ⁻¹)	301	1 000
NH4-N (%)	0,014		Hg (mg.kg ⁻¹)	0,1	3
Cl (mg.kg ⁻¹)	2 878	14 000	As (mg.kg ⁻¹)	2,5	5
F (mg.kg ⁻¹)	100	58	Se (mg.kg ⁻¹)	0,22	0,02

1.2.5 La phase d'exploitation

1.2.5.1 L'enfouissement

Deux modes d'enfouissement sont généralement constatés dans les anciennes décharges et les ISDND, le stockage anaérobie et le stockage favorisant la dégradation aérobie des déchets (**ADEME, 2005**).

1.2.5.1.1 Stockage anaérobie

Les déchets sont déposés en couches successives dans le casier en service, qui sont compactées à l'aide d'engins munis de roues dentées en acier (**Damien, 2004**). Le véhicule compacteur a deux fonctions principales : l'étalement des déchets en couches d'épaisseur uniforme sur une surface limitée et le compactage des déchets dans le but de réduire leur volume et d'améliorer la stabilité de la décharge. Chaque couche de déchets est régulièrement recouverte par de la terre pour limiter les envols, les odeurs, la prolifération de nuisibles (rats, mouettes, corbeaux...) (**Williams, 2005**). L'association du compactage, qui chasse l'air interstitiel, et du recouvrement limite nettement l'apport en oxygène dans le massif et génère rapidement des conditions anaérobies, après une brève étape aérobie. De ce mode

d'enfouissement résulte la formation de lixiviats à forte charge organique et minérale et de fortes émissions de biogaz (Erses et al., 2008). Les ISDND « classiques » sont exploitées selon ce mode.

1.2.5.1.2 Stockage aérobie

Dans le cas du stockage aérobie, les déchets sont déposés en couches de faible épaisseur sur une grande surface et ne subissent pas de phase de compactage. Dans les années 1970, une étape de broyage des déchets précédait souvent le dépôt (ADEME, 2005), permettant d'augmenter la surface de contact des fragments de déchets et ainsi d'améliorer leur dégradation. Ce mode d'exploitation contribue à la diffusion de l'oxygène au sein du massif de déchets, qui génère une dégradation aérobie avec une forte production de lixiviats dilués, à faible charge organique et minérale et une très faible production de biogaz.

1.2.5.2 Le suivi des émissions et des eaux souterraines

En phase d'exploitation, les émissions (lixiviats et biogaz), les eaux de ruissellement et les eaux souterraines doivent être contrôlées selon les modalités définies dans le **tableau 1.2** et les résultats d'analyses sont transmis à l'inspection des ICPE périodiquement. Le programme de suivi des lixiviats, du biogaz et des eaux souterraines est commun à toutes les ISDND. Par contre, le suivi des eaux souterraines, notamment pour l'analyse de leur composition, est adapté à chaque site en fonction des contaminants potentiellement présents dans les lixiviats et de la qualité des eaux souterraines du secteur. En cas de constat de dégradation de la qualité des eaux souterraines avec le temps, la fréquence d'analyse peut être temporairement plus élevée. Ces dispositions sont détaillées dans l'arrêté préfectoral d'autorisation spécifique à chaque ISDND.

Tableau 1.2 : Programmes de suivi des émissions, des eaux de ruissellement et des eaux souterraines en phases d'exploitation et de post-exploitation d'une ISDND (arrêté du 9 septembre 1997 modifié)

	Phase d'exploitation	Période de suivi post-exploitation
Emissions		
Volume de lixiviat	Mensuellement	Tous les 6 mois
Composition du lixiviat	Trimestriellement	Tous les 6 mois
Volume et composition des eaux de ruissellement	Trimestriellement	Tous les 6 mois
Emissions potentielles de gaz et pression atmosphérique (CH ₄ , CO ₂ , O ₂ , H ₂ , H ₂ O)	Mensuellement	Tous les 6 mois
Eaux souterraines		
Niveau piézométrique	Tous les 6 mois	Tous les 6 mois
Composition des eaux souterraines	Fréquence adaptée au site	Fréquence adaptée au site

1.2.6 Le suivi post-exploitation

À l'issue de la période d'exploitation, le site est soumis à une période de suivi post-exploitation jusqu'à ce que les autorités (préfet, inspection des ICPE) statuent sur la stabilisation des déchets et l'innocuité du site envers l'environnement (**Laner et al., 2012**). En effet, l'arrêt des dépôts n'est pas concomitant avec la finalisation de la dégradation des déchets, qui continue à s'opérer pendant de nombreuses années en générant des lixiviats et du biogaz. Ces effluents qui servent d'indicateurs de stabilisation des déchets peuvent avoir une qualité constante sur plusieurs années alors qu'au sein même du massif les déchets peuvent toujours être évolutifs. Généralement, le suivi post-exploitation est prévu sur une durée de 30 ans. Or, aucune ISDND n'a, à ce jour, atteint la fin de la période de post-exploitation et il est impossible de définir si 30 ans suffisent à assurer une parfaite résorption des risques de pollution, d'incendie et des nuisances (**Kjeldsen et al., 2002**).

Le suivi post-exploitation diffère peu du suivi réalisé pendant la phase d'exploitation (**tableau 1.2**). Il se compose d'une surveillance de l'intégrité de la couverture finale et également d'un suivi des émissions liquides et gazeuses, des eaux de ruissellement, des eaux souterraines, à la seule différence que les fréquences d'échantillonnage et d'analyses sont plus longues.

1.3 L'évolution des déchets en ISDND

1.3.1 Les phases de dégradation

Un massif de déchets contient un mélange diversifié de composants, à la fois organiques et inorganiques, aux propriétés physiques et chimiques variables. Après enfouissement des déchets, une combinaison de processus physiques, chimiques et microbiologiques s'opère au sein du massif, entraînant une dégradation des déchets jusqu'à un état dit « stabilisé ». Les déchets alimentaires font partie des déchets qui se dégradent le plus facilement tandis que les autres matériaux, tels que le plastique, le caoutchouc, le verre sont très résistants à la décomposition (**Robinson, 1986**). L'évolution globale du massif de déchets s'organise en cinq phases (**Bozkurt et al., 2000 ; Kjeldsen et al., 2002**). En raison de la composition hétérogène des déchets et de leur enfouissement échelonné dans le temps, le degré de dégradation des déchets varie spatialement au sein du massif. Les cinq phases de dégradation ne sont pas consécutives pour l'ensemble du massif et peuvent apparaître simultanément en différents points (**figure 1.8**).

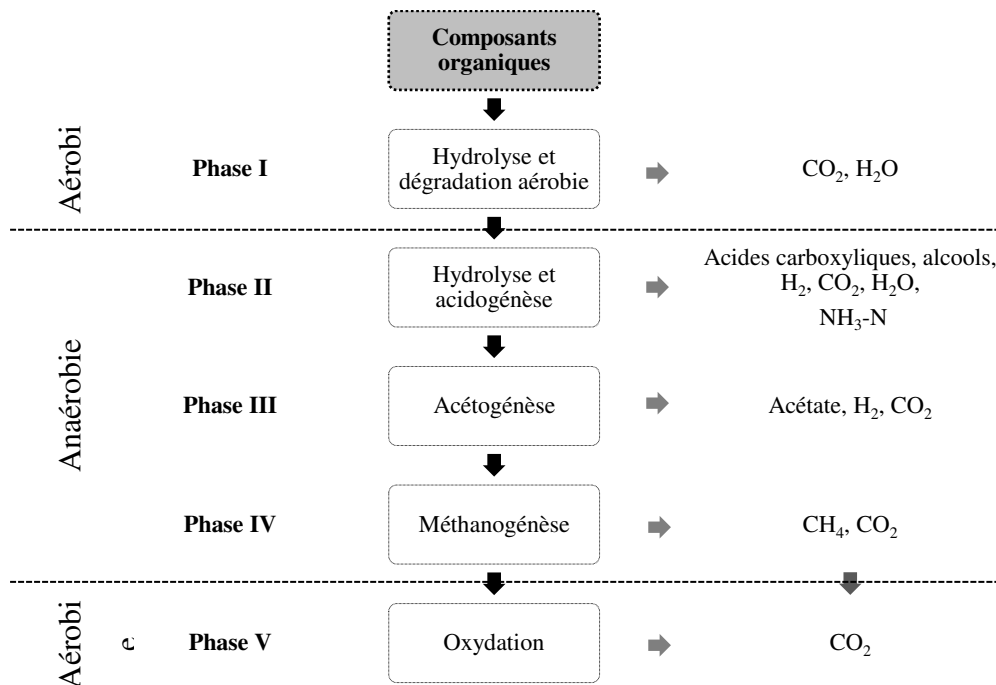


Figure 1.8 : Les cinq phases de dégradation des déchets en ISDND, d'après Williams, 2005 ; Kjeldsen et al., 2002

1.3.1.1 La dégradation aérobie (phase I)

Cette phase débute spontanément après le dépôt et consiste en une consommation rapide de l'oxygène présent dans les pores des déchets par les bactéries aérobies, qui dégradent la matière organique en CO₂, H₂O et résidus organiques partiellement dégradés, en produisant une température pouvant atteindre 60 °C (**Renou et al., 2008a**). Le stock d'oxygène n'étant pas renouvelé après recouvrement des déchets, la phase aérobie n'excède pas quelques jours dans les décharges classiques (**Kjeldsen et al., 2002**). Si les déchets sont mis en œuvre en couches peu épaisses et ne sont pas recouverts pendant plusieurs mois, la dégradation aérobie peut se poursuivre.

1.3.1.2 La dégradation anaérobie (phases II à IV)

Après consommation totale de l'oxygène, la dégradation anaérobie se met en place. Elle intervient plus ou moins rapidement en fonction du mode d'exploitation (rapidité de recouvrement, broyage des déchets, intensité du compactage...). La dégradation anaérobie constitue la plus longue phase du processus de dégradation. Sa durée peut probablement atteindre 50 ans (**Bozkurt et al., 2000**). Cette phase se caractérise par la décomposition des constituants biodégradables majeurs des déchets (cellulose et hémicellulose) en méthane et dioxyde de carbone (**Kjeldsen et al., 2002**) et s'organise en trois étapes.

1.3.1.2.1 Phase II : Fermentation acide (hydrolyse et acidogénèse)

La matière organique complexe est dans un premier temps hydrolysée en molécules simples, qui sont fermentées lors de l'acidogénèse en acides carboxyliques (ou acides gras volatils (AGV)), alcools et gaz (80 % de dioxyde de carbone et 20 % d'hydrogène). La température interne diminue pour atteindre 30-50 °C. La diminution du pH (jusqu'à 5) entraîne une solubilisation des éléments minéraux et métalliques (**Rouez, 2008 ; Worrell et Vesilind, 2011**). La formation d'AGV est responsable du faible pH (5-6) et de la forte charge organique dans les lixiviats produits (**Barlaz et al., 2002 ; Kylefors, 2002**).

1.3.1.2.2 Phase III : Acétogénèse

Les bactéries acétogènes convertissent les sous-produits de l'acidogénèse en acétate, hydrogène et dioxyde de carbone, qui sont les précurseurs directs du méthane. Les teneurs en hydrogène et dioxyde de carbone tendent à diminuer au cours de la phase III (**Williams, 2005**). Cette phase s'accompagne d'une augmentation du pH jusqu'à la neutralité suite au

développement de bactéries anaérobies strictes qui rééquilibrent les concentrations en AGV et CO₂ (**Rouez, 2008**).

1.3.1.2.3 Phase IV : Méthanogenèse

Les faibles teneurs en hydrogène promeuvent le développement des bactéries méthanogènes qui dégradent les produits de la phase précédente en biogaz (60 % méthane et 40 % dioxyde de carbone). Les températures favorables à la formation du biogaz varient entre 30 et 65 °C. Le rapport DBO/DCO devient faible car la matière organique dissoute dégradable est consommée par la population microbienne indigène (**Barlaz et al., 2002**). Le pH du milieu augmente progressivement autour de 7-8 sous l'effet de la consommation des AGV (**Kylefors, 2002**).

1.3.1.2.4 Phase V : Oxydation ou phase humique

En fin de méthanogenèse, la production de biogaz devient minime. Elle continue à diminuer pendant la phase V, jusqu'à permettre progressivement l'infiltration d'air dans le massif. Ceci a pour conséquence de voir réapparaître des conditions oxydantes, qui engendrent une production de dioxyde de carbone résultant de la réaction d'oxydation du méthane résiduel (**Kjeldsen et al., 2002**). Cette phase ne reste qu'hypothétique à large échelle car la majorité des anciennes décharges surveillées se situent en phase méthanogène stable (**Christensen et Kjeldsen, 1995**).

1.3.2 Facteurs conditionnant la dégradation des déchets en ISDND

De nombreux facteurs influencent la dégradation des déchets qui sont à la fois liés au type de déchets ainsi qu'à des paramètres intrinsèques au massif de déchets.

1.3.2.1 Configuration du site

La hauteur des déchets conditionne la vitesse de dégradation des déchets. Les massifs profonds requièrent une quantité importante d'eau pour atteindre l'humidité optimale nécessaire à la dégradation, ce qui engendre globalement un temps plus long de décomposition des déchets, comparativement à des massifs moins profonds (**Reinhart et Grosh, 1998**).

La mise en place d'une couverture finale imperméable empêche les intrusions d'air et permet de maintenir des conditions anaérobies. Cependant, dans le cas d'un recouvrement trop rapide des déchets en période d'exploitation, la phase aérobie pourrait être réduite par manque de diffusion d'oxygène dans les déchets (**Christensen et al., 1992**).

1.3.2.2 Caractéristiques des déchets

La composition des déchets est déterminante pour l'évolution de la dégradation. Un massif contenant une forte proportion de composants biodégradables sera le siège d'une intense activité biologique. De plus, leur structure (granulométrie, densité, porosité) détermine la disponibilité de l'humidité, nécessaire à une dégradation optimale de la matière organique fermentescible (**Williams, 2005**).

1.3.2.3 Humidité

L'eau est le plus important facteur d'influence de la stabilisation des déchets. Le taux d'humidité affecte particulièrement la vitesse de dégradation du massif. En effet, des taux d'humidité de l'ordre de 15-50 % sont considérés comme critiques puisque l'activité biologique est insignifiante (**Rouez, 2008**). L'humidité intrinsèque aux déchets n'est pas suffisante pour contribuer au bon déroulement de la dégradation. Un apport extérieur d'eau *via* les précipitations est nécessaire. Dans les régions arides et semi-arides, dans lesquelles sont couplés un manque d'eau et une forte chaleur, le temps de dégradation est augmenté car la dégradation des déchets est limitée aux périodes humides (**Gómez et al., 2012**).

Cependant, le taux d'humidité n'est pas le seul gage du bon déroulement de la dégradation. La circulation de l'eau dans les déchets joue aussi un rôle prépondérant en assurant la dispersion des micro-organismes et des nutriments, ainsi qu'en expulsant les produits de la dégradation hors du massif (**Rouez, 2008**).

1.3.2.4 Température

La température influence également la vitesse de dégradation, en affectant le développement des bactéries et les réactions chimiques (**Lei et al., 2012**). Étant donné que chaque micro-organisme possède une température optimale de développement, toute variation de température peut engendrer un déclin de croissance (**Reinhart et Grosh, 1998**).

1.3.2.5 Oxygène

La quantité d'oxygène disponible dans les pores du massif détermine le type de dégradation, aérobie ou anaérobie. La décomposition aérobie, qui intervient en présence d'oxygène durant une courte période suivant le dépôt, peut perdurer en cas de diffusion d'air à travers la dernière couche de déchets ou la couverture finale. Généralement, seul le premier mètre du massif de déchets est en conditions aérobies en raison de la consommation rapide de l'oxygène par les bactéries aérobies (**Kelly, 2002**).

1.3.2.6 pH

L'acidité du massif influence l'activité des micro-organismes et les processus chimiques qui interviennent dans le massif de déchets. Initialement, le pH du massif est neutre, puis acide lors des phases II et III pour atteindre finalement un pH compris entre 6,8 et 7,5 en phase méthanogène (**Williams, 2005**). Les conditions acides du début de la phase anaérobie augmentent la solubilité des constituants chimiques et diminuent la capacité (sorptive capacity) des déchets (**Andreottola et Cannas, 1992**).

1.3.3 Accélération des processus de dégradation

Des techniques d'accélération de la dégradation de la matière organique ont vu le jour car la durée nécessaire à la stabilisation des déchets est longue. Couplées entre elles, elles agissent simultanément sur plusieurs facteurs fondamentaux contrôlant la dégradation afin d'intervenir sur la durée nécessaire à l'obtention d'une stabilisation du massif.

1.3.3.1 Broyage

Le broyage permet une homogénéisation des déchets et une augmentation de leur surface spécifique pour la biodégradation tout en facilitant la distribution de l'eau dans le massif, en supprimant les barrières hydriques formées par les enchevêtrements de sacs plastiques, qui sont généralement rencontrés dans les massifs de déchets non broyés (**Yuen, 2001**). Cependant d'après **Christensen et al. (1992)**, le broyage peut induire une forte production d'acides lors des premières phases de dégradation. Ceci inhiberait le développement des conditions méthanogènes en raison de la sensibilité des bactéries méthanogènes aux conditions acides (**Kangle et al., 2012**). Le broyage seul n'est donc pas recommandé mais

peut être couplé à d'autres techniques, comme le pré-compostage (décrit plus bas) pour améliorer les processus de dégradation (**Christensen et al., 1992**).

1.3.3.2 Compactage

Sur des déchets relativement secs, le compactage peut optimiser la circulation d'eau et permettre une meilleure distribution des nutriments au cœur de la masse des déchets afin de favoriser la dégradation (**Christensen et al., 1992**). Au contraire, sur déchets humides, un trop fort compactage peut empêcher la diffusion de l'eau à l'intérieur du déchet, ce qui ralentit la dégradation (**François, 2004**).

1.3.3.3 Addition d'éléments

L'addition d'éléments (boues de station d'épuration, solution tampon, citron, enzymes, cendres, CaCO₃...) a généralement pour but d'accélérer la dégradation des déchets pour atteindre plus rapidement la méthanogénèse. Ces solutions additives agissent soit en tant qu'agent tampon, source de nutriments ou inoculum (**Reinhart et Grosh, 1998 ; Yuen, 2001 ; Kylefors, 2002**).

1.3.3.4 Pré-compostage

Le pré-compostage d'une fraction des déchets permet de dégrader la matière organique facilement dégradable par des processus aérobies. Ceci a pour conséquence de réduire la durée de la phase acide de la dégradation anaérobie (**Christensen et al., 1992**) responsable d'une forte production d'AGV. En résulte une réduction de la charge organique des lixiviats et de la quantité de biogaz produite (**Mahar et al., 2009**).

1.3.3.5 Recirculation de lixiviats

La recirculation de lixiviats accélère la dégradation des déchets en augmentant la teneur en eau des déchets ainsi qu'en facilitant la distribution dans le massif des nutriments, des microorganismes, des enzymes responsables du bon déroulement du processus de dégradation (**Mehta et al., 2002**). Les conséquences directes de l'utilisation de cette méthode sont une réduction du temps nécessaire à la dégradation des déchets, une amélioration de la qualité des lixiviats et un accroissement de la production de biogaz (**Erses et al., 2008**).

1.4 Lixiviats et biogaz : Sous-produits de dégradation

Au cours de la stabilisation de la matière organique, des sous-produits liquides et gazeux se forment ; ce sont les lixiviats et le biogaz. Leurs caractéristiques varient d'une phase de dégradation à l'autre et reflètent les processus s'opérant au sein de la décharge.

1.4.1 Les lixiviats

1.4.1.1 Définition

Les lixiviats sont des effluents liquides qui proviennent de la percolation, à travers le massif, de l'eau météorique et de l'eau contenue dans les déchets. Ils sont chargés en matières en suspension et composants solubles issus des déchets et en sous-produits de la dégradation des déchets (**Renou et al., 2008a**).

1.4.1.2 Mécanismes de la genèse des lixiviats

Lorsque les eaux météoriques tombent sur la surface de la décharge, deux possibilités s'offrent à elles, l'infiltration à travers la couverture ou le ruissellement de surface, en fonction du type de couverture mis en œuvre (**figure 1.9**). L'eau qui s'infiltrate et qui n'est ni perdue par évapotranspiration (évaporation depuis la surface et/ou transpiration par la couche végétalisée) ni retenue par la couche de couverture va permettre d'augmenter progressivement l'humidité du massif de déchets en profondeur (**Farquhar, 1989**).

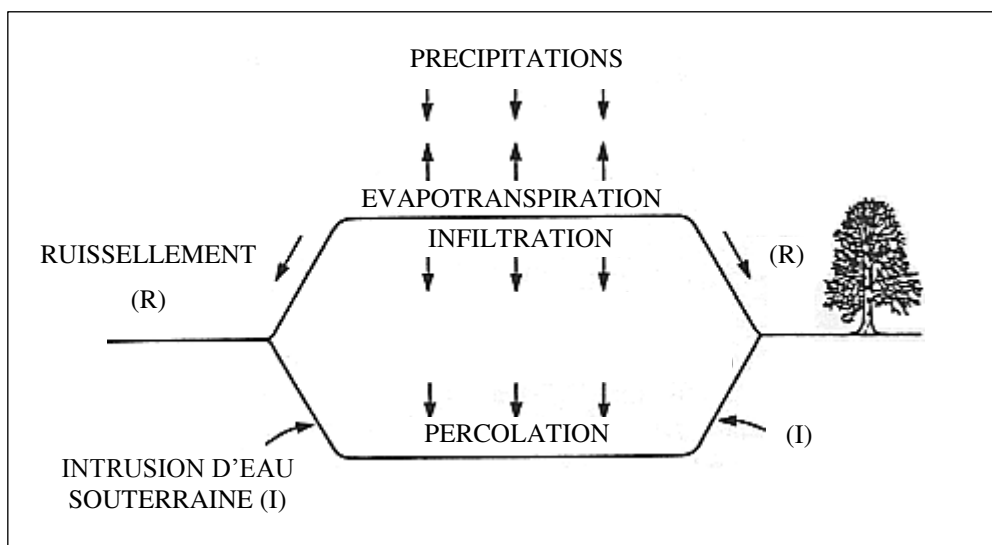


Figure 1.9 : Schéma présentant les mécanismes de la genèse des lixiviats (Farquhar, 1989)

Dès que le dépôt excède sa capacité au champ, c'est-à-dire sa capacité de rétention en eau maximale sans produire de percolat, la formation des lixiviats peut débuter (**McArdle et al., 1988**). Ce processus de percolation est influencé par plusieurs facteurs classés en deux catégories (**El-Fadel et al., 2002**) :

- les facteurs contribuant directement à l'humidité du massif : précipitations, fonte des neiges, intrusion d'eau souterraine, teneur en eau initiale, irrigation, recirculation de lixiviats, codépôt de déchets liquides et décomposition des déchets,
- les facteurs affectant la distribution des lixiviats ou de l'humidité dans le massif : âge du dépôt, prétraitement, compactage, perméabilité, granulométrie, densité, tassement, couverture, végétation, sécurisation du casier, production de chaleur et de biogaz.

Le massif de déchets renferme une multitude de composants organiques et inorganiques solubles présents dès l'enfouissement ou générés par les processus biologiques de dégradation aérobie et anaérobie ou encore issus des mécanismes physico-chimiques résultant des interactions entre l'eau et les déchets (dissolution, complexation, oxydo-réduction, adsorption...). Au cours du processus de lixiviation, l'eau qui percole au travers du massif solubilise ces composants et devient polluée. Il en résulte la formation de lixiviats.

1.4.1.3 Facteurs affectant la composition des lixiviats

La composition des lixiviats est très variable d'un site à l'autre en raison de la multiplicité des paramètres entrant en jeu (**Pohland et al., 1983**, **Statom et al., 2004** ; **Heyer et Stegmann, 2005** ; **Renou et al., 2008b**) :

- l'âge des déchets et leur stade de dégradation,
- la nature des déchets (teneur en eau, structure : granulométrie-densité-porosité, température, acidité)
- le mode d'exploitation (prétraitement, compactage procédure d'enfouissement, sécurisation du casier, couverture finale),
- le climat (précipitations, température),
- la configuration du site (géologie, topographie),
- les combinaisons de processus physiques, chimiques et microbiologiques opérant au sein du massif au cours de la dégradation,

1.4.1.4 Composition et évolution de la qualité des lixiviats

Il est généralement reconnu que les lixiviats issus de déchets non dangereux contiennent plusieurs polluants majeurs classés en quatre groupes (**Christensen et al., 2001**) :

- Matières organiques dissoutes (DCO, COT, CH₄, acides gras volatils (AGV), composés réfractaires tels que les acides humiques et fulviques),
- Macro-composants inorganiques (Ca, Mg, Na, K, NH₄, Fe, Mn, Cl, SO₄, HCO₃),
- Eléments traces métalliques (Cd, Cr, Cu, Pb, Ni, Zn),
- Composés organiques xénobiotiques (pesticides).

D'autres éléments traces d'importance secondaire peuvent être présents en très faibles quantités dans les lixiviats (entre autres : B, As, Se, Be, Li, Hg, Co...).

Les lixiviats de décharge présentent de grandes variations de composition d'un site à l'autre. Leur composition est également évolutive avec le temps et les composants sont présents à des teneurs variables selon la phase de dégradation régnant dans le massif (**figure 1.10**). Peu après l'enfouissement, les lixiviats produits sont essentiellement le résultat de l'expulsion de l'eau initialement présente dans les déchets lors du compactage et des circulations d'engins sur le massif et sont très peu chargés en éléments polluants. Lors de la fermentation acide (phase II), les lixiviats présentent un pH acide et des concentrations croissantes pour de nombreux paramètres (ETM, DBO, AGV...) pour atteindre un paroxysme en phase III. Au fur et à mesure de la stabilisation des déchets, le pH augmente vers la neutralité et les principaux paramètres décroissent pour se stabiliser en fin de dégradation à de faibles concentrations.

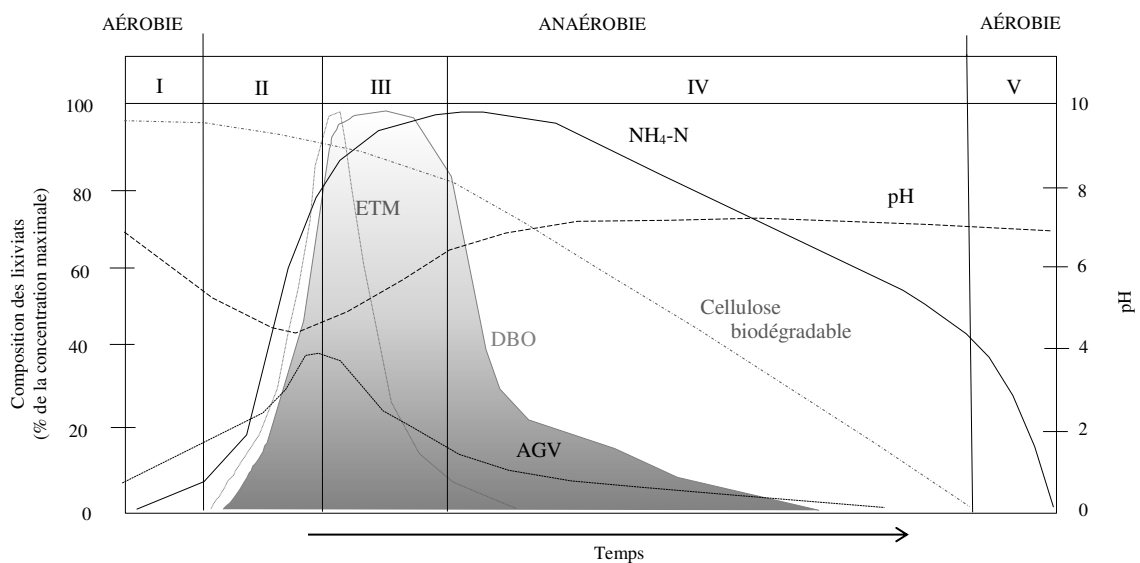


Figure 1.10 : Évolution de la composition des lixiviats au cours des différentes phases de dégradation (Williams, 2005)

Bien que la composition des lixiviats varie fortement pendant les différentes phases successives de dégradation, trois types de lixiviats peuvent être identifiés en fonction de leur âge (**tableau 1.3**). Avec l'augmentation de l'âge, la biodégradabilité de la matière organique représentée par le rapport DBO/DCO diminue à mesure de la consommation des acides carboxyliques et les concentrations en azote ammoniacal ($\text{NH}_4\text{-N}$) augmentent suite à la décomposition des protéines (**Kjeldsen et al., 2002**). Par conséquent, un lixiviat jeune est caractérisé par un pH acide ($< 6,5$), un fort rapport DBO/DCO ($> 0,5$) et de faibles teneurs en $\text{NH}_4\text{-N}$ ($< 400 \text{ mg.L}^{-1}$) tandis qu'un lixiviat ancien est caractérisé par un pH légèrement basique ($> 7,5$), une faible biodégradabilité ($\text{DBO/DCO} < 0,1$) et des teneurs en $\text{NH}_4\text{-N}$ plus élevées ($> 400 \text{ mg.L}^{-1}$) (**Alvarez-Vazquez et al., 2004 ; Renou et al., 2008a ; Li et al., 2010**).

Tableau 1.3 : Classification des lixiviats en fonction de leur âge (Alvarez-Vazquez et al., 2004 ; Renou et al., 2008a ; Li et al., 2010)

	Jeune	Intermédiaire	Stabilisé
Age (années)	< 5	5-10	> 10
pH	< 6,5	6,5-7,5	> 7,5
DCO (mg.L^{-1})	> 10 000	4 000-10 000	< 4 000
DBO/DCO	0,5-1	0,1-0,5	< 0,1
Composés organiques	80 % AGV	5-30 % AGV+AH+AF	AH+AF
$\text{NH}_4\text{-N}$ (mg.L^{-1})	< 400	400	> 400
COT/DCO	< 0,3	0,3-0,5	> 0,5
N Kjeldahl (mg.L^{-1})	100-200	nd	nd
ETM (mg.L^{-1})	< 2 000	nd	< 50
Biodégradabilité	importante	moyenne	faible

AGV : acides gras volatils ; AH : acides humiques ; AF : acides fulviques
nd : non disponible

À noter toutefois qu'en raison de la composition hétérogène des déchets, la variabilité de qualité des lixiviats est à la fois temporelle et spatiale (**Renou et al., 2008b**).

1.4.2 Le biogaz

1.4.2.1 Définition et composition

Le biogaz est un produit de la fermentation de la matière organique. Sa composition varie significativement au cours des différentes phases de dégradation (**figure 1.11**). Lors des

premières phases, il se compose essentiellement d'hydrogène (H_2) et de dioxyde de carbone (CO_2) puis, en phases III et IV (voir 1.3.1.), il est majoritairement composé de méthane (CH_4) et de CO_2 et en faibles quantités d'azote (N_2) et d'oxygène (O_2) (en général, moins de 10 % du volume) ainsi que d'éléments sous forme de traces (< 0,1 % du volume), tels que l'hydrogène sulfuré (H_2S) et des composés organiques volatils (Khanal et al., 2010).

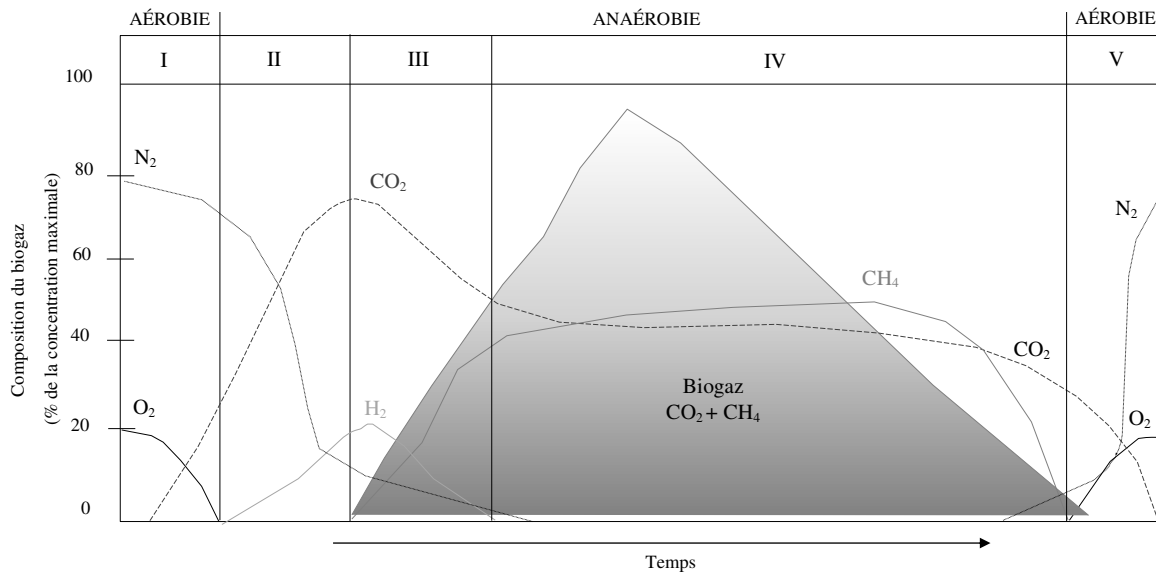


Figure 1.11 : Évolution de la composition du biogaz au cours des différentes phases de dégradation (Williams, 2005)

1.4.2.2 Facteurs d'influence de production du biogaz

La production et la composition du biogaz sont fortement dépendantes (Farquhar et Rovers, 1973 ; Williams, 2005):

- des conditions qui affectent le processus de dégradation anaérobie (température, oxygène, humidité, potentiel d'oxydo-réduction, pH, alcalinité, nutriments, composants toxiques),
- des processus de transport régnant dans le massif (diffusion, convection),
- de la composition des déchets et de leur granulométrie,
- de la configuration du site (topographie, hydrogéologie, mode d'exploitation et type de couverture),
- des conditions climatiques (température, pression atmosphérique, précipitations).

1.5 Application à la décharge d'Étueffont

Cette étude bibliographique a souligné qu'une ISDND est animée par un ensemble de processus bio-physico-chimiques variés liés entre eux, conduisant à la production de lixiviats et de biogaz potentiellement polluants. Bien que ces processus puissent être regroupés en différentes phases de dégradation se succédant, leur durée et la composition des sous-produits varient d'un site à l'autre. Les conditions d'exploitation font, entre autres, partie des paramètres influant sur les processus de dégradation. Pour évaluer l'incidence de ces conditions d'exploitation sur la dégradation des déchets à large échelle, un site d'étude a été choisi dans le nord du Territoire de Belfort (90) compte tenu de son mode d'exploitation original associant un prétraitement mécanique (broyage) et un prétraitement biologique (maturation aérobie).

Références

- ADEME, 2005, Remise en état des décharges : Méthodes et Techniques, ADEME Editions
- ADEME, 2009a, Les déchets en chiffres en France, Edition 2009
- ADEME, 2009b, Campagne nationale de caractérisation des ordures ménagères, Résultats année 2007
- ADEME, 2009c, Communiqué de presse du 23 juin 2009, Que trouve-t-on aujourd'hui dans nos poubelles ?, Résultats de la campagne MODECOM 2007-2008
- ADEME, 2010, Les installations de traitement des ordures ménagères, Résultats 2008
- Al Seadi, T., Rutz, D., Prassl, H., Köttner, M., Finsterwalder, T., Volk, S., Janssen, R., 2008, Biogas Handbook, University of Southern Denmark Esbjerg
- Alvarez-Vazquez, H., Jefferson, B., Judd, S.J., 2004, Membrane bioreactors vs. conventional biological treatment of landfill leachate: a brief review, *Journal of Chemical Technology and Biotechnology* 79, issue 10, 1043-1049
- Andreottola, G. and Cannas, P., 1992, Chemical and biological characteristics of landfill leachate, In: Christensen, T.H., Cossu, R., Stegmann, R. (Eds.), Chapter 2.4 in *Landfilling of waste: Leachate*, Elsevier Applied Science, London, UK, 65-88
- Arrêté du 9 septembre 1997 modifié relatif aux installations de stockage de « déchets non dangereux », JO n° 229 du 2 octobre 1997
- Arrêté du 19 janvier 2006 modifiant l'arrêté du 9 septembre 1997 modifié relatif aux installations de stockage de déchets ménagers et assimilés, JO n° 64 du 16 mars 2006, texte n° 54
- Article L2224-13, Code général des collectivités territoriales, II^{ème} partie livre II titre II chapitre IV section 3

Article L541-1-1, Code de l'environnement, Livre V titre IV chapitre I^{er} section 1

Barlaz, M.A., Rooker, A.P., Kjeldsen, P., Gabr, M.A., Borden, R.C., 2002, Critical evaluation of factors required to terminate the postclosure monitoring period at solid waste landfills, *Environmental Science and Technology* 36 (16), 3457-3464

Bozkurt, S., Moreno, L., Neretnieks, I., 2000, Long-term processes in waste deposits, *The Science of the Total Environment* 250, 101-121

CGDD SOEs, 8 février 2012, base de données Eider, Séries longues-Déchets-DE17 Types de déchets entrant dans les décharges de catégorie 2-France entière [en ligne], <http://www.stats.environnement.developpement-durable.gouv.fr/Eider/series.do> (consulté le 09/02/2012)

Christensen, T.H. and Kjeldsen, P., 1995, Landfill emissions and environmental impact: An introduction. In SARDINIA '95, 5th International Landfill Symposium, Proceedings, Volume III, T.H. Christensen, R. Cossu and R. Stegmann, Eds., CISA, Cagliari, Italy, 3

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

Christensen, T.H., Kjeldsen, P., Stegmann, R., 1992, Effects of landfill management procedures on landfill stabilization and leachate and gas quality, In: Christensen, T.H., Cossu, R., Stegmann, R. (Eds.), Chapter 2.7 in *Landfilling of waste: Leachate*, Elsevier Applied Science, London, UK, 119-138

Damien, A., 2004, *Guide du traitement des déchets*, 3^{ème} édition, Dunod

Décision n° 2003/33/CE du 19 décembre 2002 établissant des critères et des procédures d'admission des déchets dans les décharges, conformément à l'article 16 et à l'annexe II de la directive 1999/31/CE, JOCE n° L 11 du 16 janvier 2003

Décret n° 2002-540 du 18 avril 2002 relatif à la classification des déchets, JO n° 93 du 20 avril 2002

Directive n° 1999/31/CE du 26 avril 1999 concernant la mise en décharge des déchets, JOUE n° L 182 du 16 juillet 1999 et rect. JOUE n° L 282 du 5 novembre 1999

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

Erses, A.S., Onay, T.T., Yenigun, O., 2008, Comparison of aerobic and anaerobic degradation of municipal solid waste in bioreactor landfills, *Bioresource Technology* 99, 5418-5426

European Commission, 2011, Eurostat Pocketbooks, Energy, transport and environment indicators, 2011 edition

Eurostat, 2011, Communiqué de presse 37/2011 du 8 mars 2011

Eurostat, 9 mars 2012, statistiques des déchets [env_was] [en ligne], <http://epp.eurostat.ec.europa.eu/portal/page/portal/waste/data/database> (consulté le 10/03/2012)

Farquhar, G.J. and Rovers, F.A., 1973, Gas production during refuse decomposition, *Water, Air, and Soil Pollution* 2, 483-495

Farquhar, 1989, Leachate: production and characterization, *Canadian Journal of Civil Engineering* 16, 317-325

- François, V., 2004, Détermination d'indicateurs d'accélération et de stabilisation de déchets ménagers enfouis. Etude de l'impact de la recirculation de lixiviats sur colonnes de déchets, Thèse de doctorat, Université de Limoges
- Gómez, M.A., Baldini, M., Marcos, M., Martínez, A., Fernández, S., Reyes, S., 2012, Aerobic microbial activity and solid waste biodegradation in a landfill located in a semi-arid region of Argentina, *Annals of Microbiology* 62 (2), 745-752
- Heyer, K.-U. and Stegmann, R., 2005, Landfill systems, sanitary landfilling of solid wastes, and long-term problems with leachate, *in: Environmental Biotechnology: Concepts and Applications*, Eds H.J. Jördening and J. Winter, Wiley-VCH Verlag GmbH & Co. KGaA, Weinheim, FRG, doi: 10.1002/3527604286.ch15
- Kangle, K.M., Kore, S.V., Kore, V.S., Kulkarni, G.S., 2012, Recent trends in anaerobic codigestion: a review, *Universal Journal of Environmental Research and Technology* 2 (4), 210-219
- Kelly, R.J., 2002, Solid waste biodegradation enhancements and the evaluation of analytical methods used to predict waste stability, thesis of master of science, Blacksburg, Virginia, USA
- Khanal, S.K., Surampalli, R.Y., Zhang, T.C., Lamsal, B.P., Tyagi, R.D., Kao, C.M., 2010, Bioenergy and biofuel from biowastes and biomass, American Society of Civil Engineers, Environmental & Water Resources Institute
- Kjeldsen, P., Barlaz, M.A., Rooker, A.P., Baun, A., Ledin, A., Christensen, T.H., 2002, Present and long-term composition of MSW landfill leachate: A review, *Critical Reviews in Environmental Science and Technology* 32, 297-336
- Kylefors, K., 2002, Predictions of leaching from municipal solid waste (MSW) and measures to improve leachate management at landfills, Doctoral thesis, Luleå University of Technology, SE-971 87 Luleå, Sweden
- Laner, D., Crest, M., Scharff, H., Morris, J.W.F., Barlaz, M.A., 2012, A review of approaches for the long-term management of municipal solid waste landfills, *Waste Management* 32, 498-512
- Lei, L., Chun, Y., Jiangshan, L., Yu, T., 2012, The effect of temperature on landfill gas production with waste degradation, *Advanced Materials Research* 599, 570-573, doi: 10.4028/www.scientific.net/AMR.599.570
- Li, W., Zhou, Q., Hua, T., 2010, Removal of organic matter from landfill leachate by advanced oxidation processes: a review, *International Journal of Chemical Engineering*, vol 2010, issue 4, doi : 10.1155/2010/270532
- Loi n° 92-646 du 13 juillet 1992 relative à l'élimination des déchets ainsi qu'aux installations classées pour l'environnement (1) JORF n°162 du 14 juillet 1992
- Mahar, R.B., Liu, J., Li, H., Nie, Y., 2009, Bio-pretreatment of municipal solid waste to landfilling and its kinetics, *Biodegradation* 20, 319-330, doi: 10.1007/s10532-008-9222-2
- McArdle, J.L., Arozarena, M.M., Gallagher, W.E., 1988, Treatment of hazardous waste leachate: Unit operations and costs, *Pollution Technology Review* n° 151, NDC
- Mehta, R., Barlaz, M.A., Yazdani, R., Augenstein, D., Bryars, M., Sinderson, L., 2002, Refuse decomposition in the presence and absence of leachate recirculation, *Journal of Environmental Engineering* 128, 228-236

- Pohland, F.G., Deryien, J.T., Ghosh, S.B., 1983, Leachate and gas quality changes during landfill stabilization of municipal refuse, In: Wentworth R.L. (ed.), Anaerobic digestion, Proceedings 3rd International Symposium, Boston, MA, 185-202
- Règlement (CE) n° 2150/2002 du parlement européen et du conseil du 25 novembre 2002 relatif aux statistiques sur les déchets, JOUE n° L 332 du 09 décembre 2002, 1-36
- Reinhart, D.R. and Grosh, C.J., 1998, Analysis of Florida MSW landfill leachate quality, Report #97-3, Florida center for solid and hazardous waste management
- Renou, S., Givaudan, J.G., Poulain, S., Dirassouyan, F., Moulin, P., 2008b, Landfill leachate treatment: Review and opportunity, Journal of Hazardous Materials 150, 468-493
- Renou, S., Poulain, S., Gagnaire, J., Marrot, B., Moulin, P., 2008a, Lixiviats de centre de stockage : déchet généré par des déchets, L'Eau, l'Industrie, les Nuisances 310, 37-43
- Robinson, W.D., 1986, The solid waste handbook: a practical guide, J. Wiley & Sons, Inc.
- Rouez, M., 2008, Dégradation anaérobie de déchets solides : caractérisation, facteurs d'influence et modélisations, Thèse de doctorat, INSA Lyon
- SOeS, 2010, Chiffres & statistiques n°179, décembre 2010 : 345 millions de tonnes de déchets produits en France en 2008 (MEDDTL/CGDD/SOeS)
- Williams, P.T., 2005, Waste treatment and disposal, 2nd Edition, J. Wiley and Sons Ltd
- Statom, R.A., Thyne, G.D., McCray J.E., 2004, Temporal changes in leachate chemistry of a municipal solid waste landfill cell in Florida, USA, Environmental Geology 45, 982-991
- Worell, W.A. and Vesilind, P.A., 2011, Solid Waste Engineering, 2nd Edition, CL Engineering
- Yuen, S.T.S., 2001, Bioreactor landfills: Do they work?, Geoenvironment 2001, 2nd ANZ conference on environmental geotechnics, Newcastle, Australia, 28-30 November 2001

Chapitre 2

Site d'étude : la décharge d'Étueffont



Au début des années 1970, une recrudescence de décharges non autorisées et de dépôts sauvages a été constatée dans toute la France par les élus locaux. La zone sous-vosgienne du Territoire de Belfort (90) n'a pas échappé à cette particularité. À cette époque, la prise de conscience de l'impact environnemental des activités humaines a engendré un renforcement de la législation relative à la préservation de l'environnement. C'est dans ce contexte qu'est apparue la nécessité de gérer de façon rationnelle et en toute légalité les déchets du Pays sous-vosgien avec la création de l'installation de stockage des déchets non dangereux du SICTOM du Pays sous-vosgien.

2.1 Localisation et climat

La décharge d'Étueffont est implantée dans le Territoire de Belfort (90), Franche-Comté, à 15 km au nord de Belfort (**figure 2.1**). L'ensemble du site s'étend sur une superficie de 6 ha dont 3 ha sont dédiés au stockage des déchets, 0,5 ha aux bâtiments annexes (déchèterie et centre de transfert des déchets, anciennement installation de traitement) et 0,7 ha aux lagunes de traitement des lixiviats. Il est géré par le Syndicat Intercommunal de Collecte et de Traitement des Ordures Ménagères (SICTOM) de la zone sous-vosgienne.

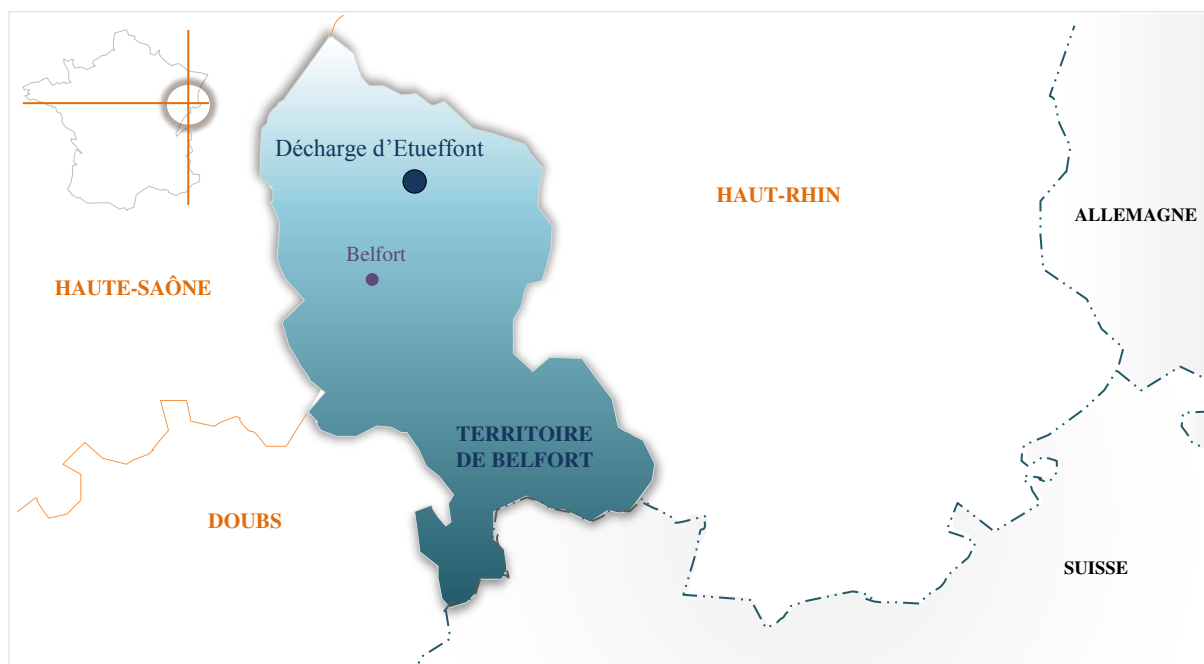


Figure 2.1 : Plan de localisation de la décharge d'Étueffont

Le climat est de type semi-continentale caractérisé par une forte amplitude thermique avec des hivers rudes (≈ 100 jours de gel par an) et des étés chauds et secs. La pluviométrie moyenne annuelle est de 1609 mm et les températures moyennes annuelles minimales et maximales sont de 5,4°C et 16,6°C respectivement, sur la période 2001-2010 d'après les relevés effectués sur le site.

2.2 Historique du site

La décharge d'Étueffont, exploitée de 1976 à 2002 avec autorisation par arrêté préfectoral n° 75-2667, a accueilli les déchets ménagers et assimilés de 66 communes réparties sur trois départements (Territoire de Belfort (90), Haute-Saône (70) et Haut-Rhin (68)) (**figure 2.1**). Jusqu'en 2007, des déchets inertes ont également été enfouis.

En 1976, le premier casier, nommé « ancienne décharge » a été créé et une installation de traitement des déchets par broyage a été installée sur le site pour minimiser la quantité de déchets à enfouir. De 1976 à 1992, les lixiviats bruts produits se sont écoulés gravitairement en aval du massif de déchets, sans traitement, dans un fossé correspondant à l'axe d'un thalweg. À partir de 1992, d'importants travaux de modelage et terrassements ont été effectués de manière à collecter les lixiviats puis les traiter en aval par lagunage naturel, grâce à 4 bassins successifs et interconnectés. Les eaux traitées sont rejetées à la sortie de la dernière lagune dans ce même fossé. En 1998, une déchèterie a été implantée à côté de l'installation de broyage. Lorsque l'ancienne décharge a atteint sa capacité maximale en 1999, celle-ci a subi une réhabilitation partielle (remodelage des déchets, couverture sur les 2/3 de la surface, merlons en schistes périphériques pour isoler le site). Un système de drainage des lixiviats circulant à la base de l'ancienne décharge a été effectué pour limiter les écoulements erratiques, les regrouper et les diriger vers l'installation de lagunage. Un bassin de rétention et d'infiltration des eaux pluviales a également été mis en place pour éviter de perturber le fonctionnement des lagunes de traitement par l'arrivée d'eaux parasites. Cette année marque aussi la création d'un second casier en aval (nouveau casier) sécurisé par une membrane étanche en PEHD et comportant un système de collecte des lixiviats, conformément à la réglementation en vigueur (**arrêté du 9 septembre 1997 modifié**). En 2000, l'installation de lagunage a subi un dysfonctionnement majeur suite à l'arrivée des premiers lixiviats du nouveau casier fortement chargés en matières en suspension et en matière organique. C'est pourquoi un filtre à sable destiné à améliorer leur meilleure élimination a été réalisé dans la

lagune 1 fin 2000. Le nouveau casier a été exploité jusqu'en 2002 pour l'enfouissement de déchets ménagers et assimilés et d'encombrants. Jusqu'en 2007, des déchets inertes ont été déposés à la jonction des deux casiers. En 2007, le site a définitivement été fermé et a subi une réhabilitation pour minimiser son impact sur l'environnement (modelage des déchets, couverture finale avec végétalisation, amélioration du réseau de drainage des eaux pluviales). Dans le cadre du suivi de la qualité de l'air, six événements à biogaz ont été implantés dans le massif de déchets.

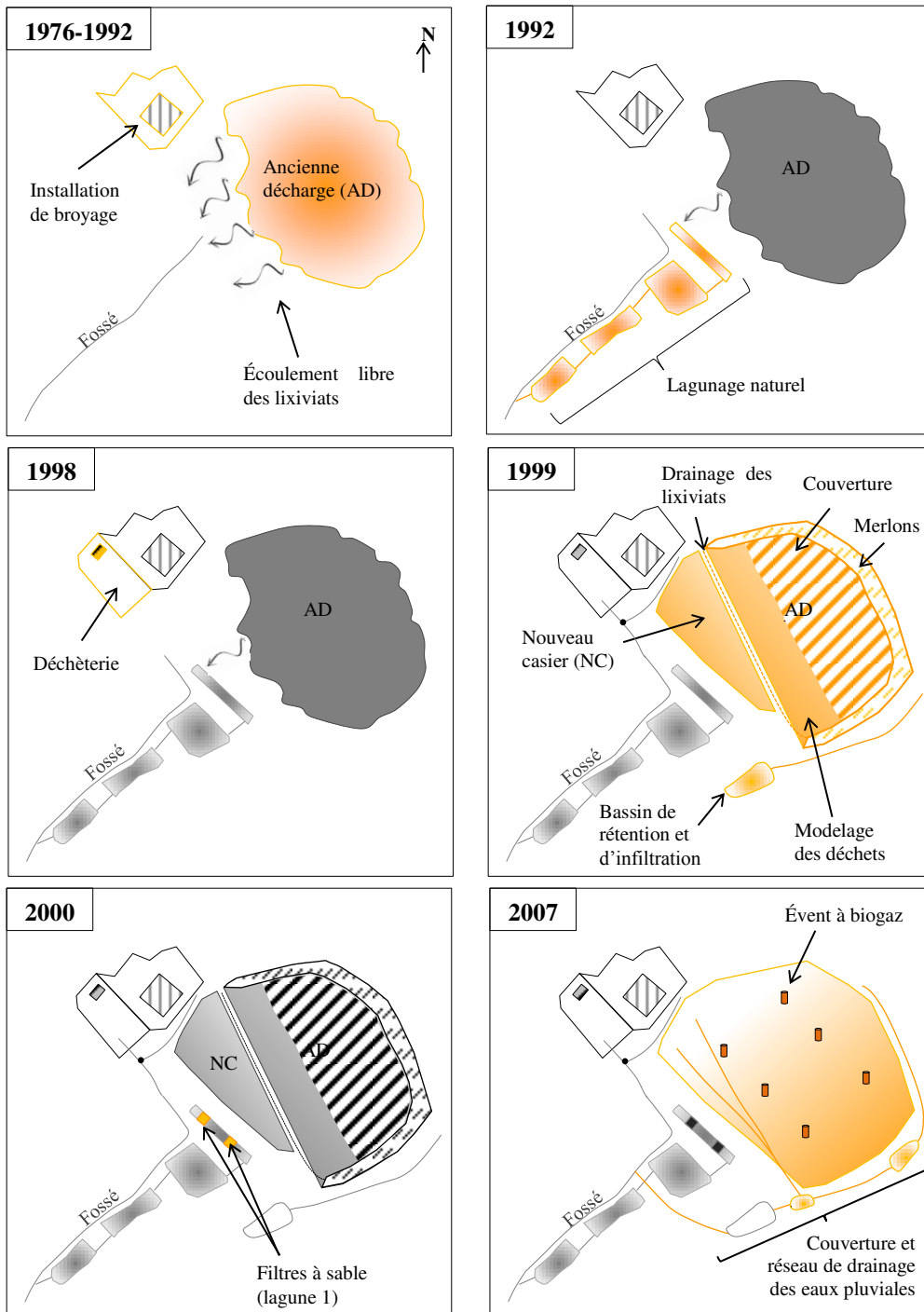


Figure 2.2 : Schéma retraçant l'histoire de la décharge d'Étueffont

2.3 Géologie, hydrogéologie et hydrographie

2.3.1 Géologie

Le site est localisé dans la partie méridionale du massif des Vosges, et plus précisément dans le bassin permien de Giromagny. D'après la carte géologique de Thann au 1/50 000 et les forages de reconnaissance du sous-sol, les terrains rencontrés sur le secteur sont des grès permien et des schistes dévono-dinantien à inclusions de roches volcaniques, dits schistes d'Étueffont (figure 2.3).

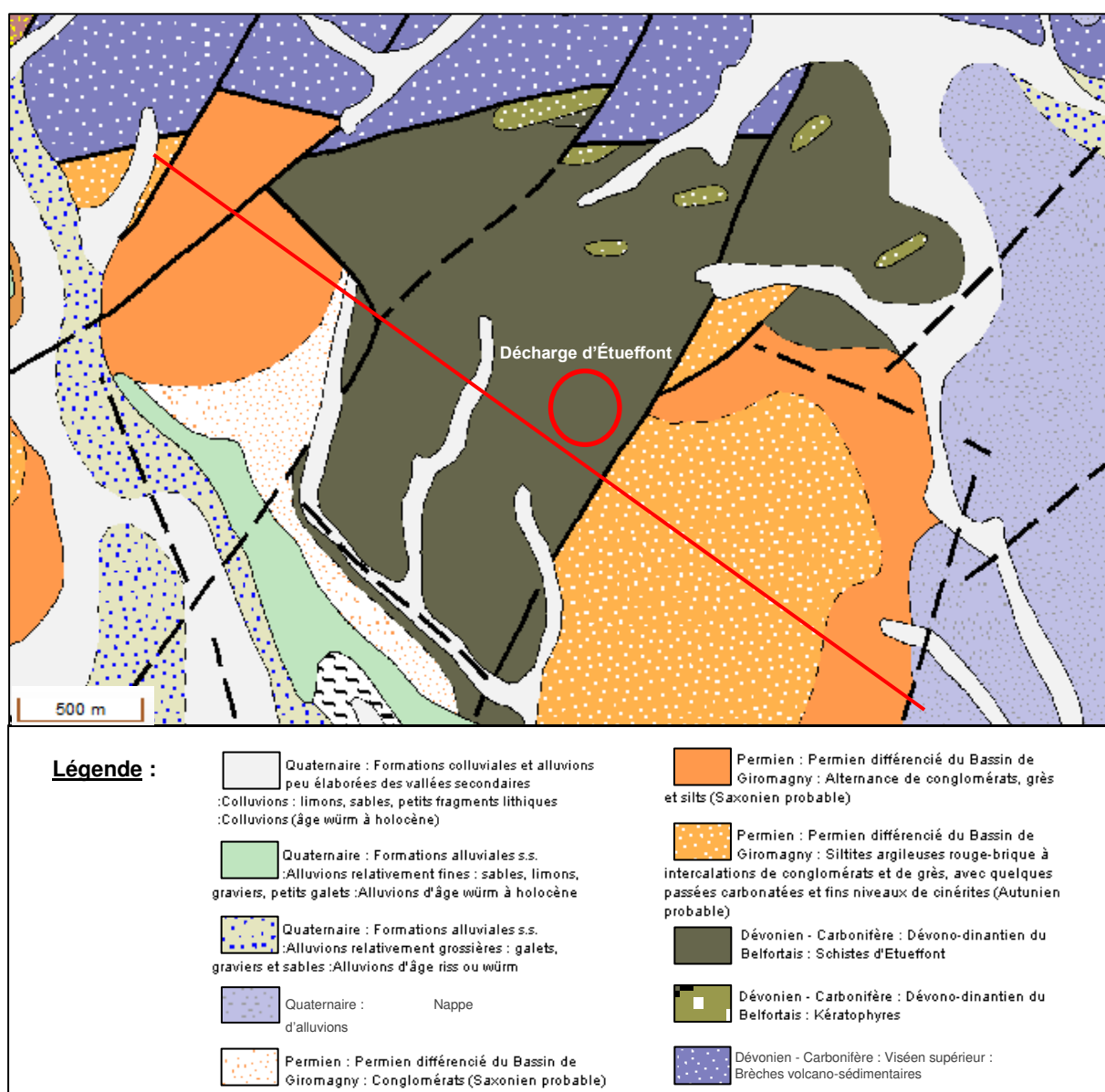


Figure 2.3 : Carte géologique de Thann 1/50 000 vecteur harmonisée

L'aire de stockage en elle-même est implantée sur un horst érodé, formé par les schistes d'Étueffont, dont l'épaisseur dépasse probablement la centaine de mètres. Le horst est bordé au sud-est par une faille NE-SE mettant en contact les schistes et les grès permien. La coupe géologique est présentée sur la **figure 2.4** ; le trait de coupe est représenté en rouge sur la **figure 2.3**. Le horst est parcouru par un réseau de failles principales (N225-250E) et de failles secondaires N320-335E. La schistosité est subverticale de direction quasi-parallèle aux failles principales (N255-260) (**Belle, 2008**). Au nord de la zone de stockage, des schistes de direction N55-N65 et de pendage 55-65N ont été mis à nu lors de la construction d'une nouvelle déchèterie (2011), soulignant la présence probable de plis au sein de ces matériaux. La frange superficielle du substratum schisteux est fracturée et altérée. Elle correspond alors à des cailloutis de schistes très fragmentables emballés dans une matrice argileuse ocre-beige ou rougeâtre, sur une épaisseur pouvant atteindre six mètres.

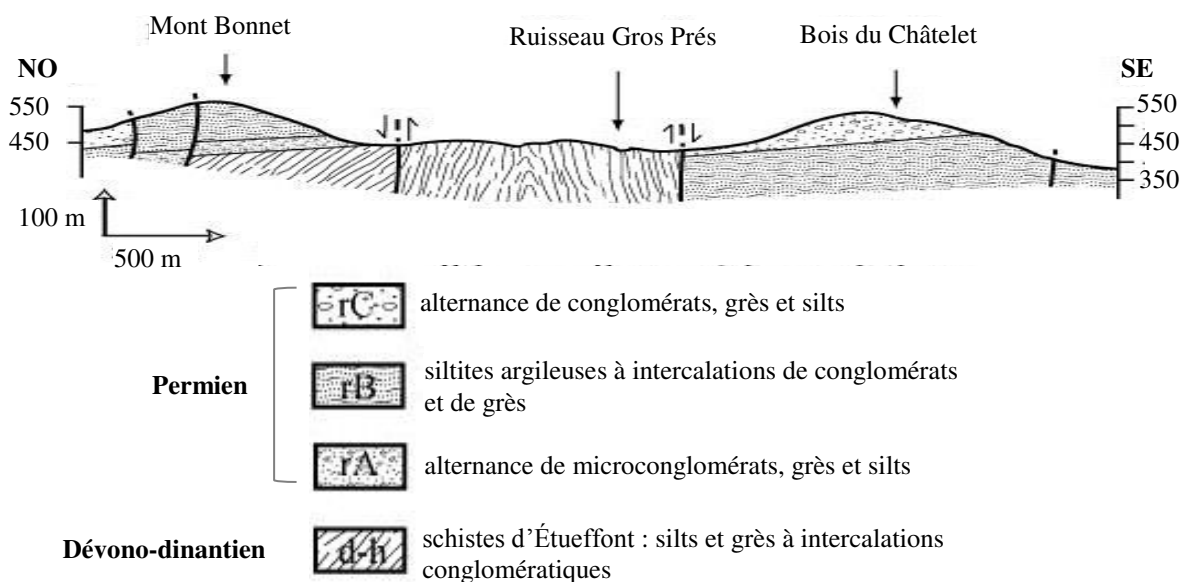


Figure 2.4 : Coupe géologique réalisée à partir de la carte géologique de Thann au 1/50 000 (Belle, 2008)

2.3.2 Hydrogéologie

La formation des schistes d'Étueffont est un aquifère à nappe libre et peu profonde (0,6-6,5 m sous la surface du sol). Son alimentation principale est effectuée par la nappe des grès *via* une faille séparant les deux formations géologiques (**Belle, 2008**) et en complément par l'infiltration des eaux météoriques. Un réseau piézométrique, composé de 17 piézomètres géoréférencés en Lambert II, permet de surveiller la qualité des eaux souterraines en amont et en aval de l'aire de stockage, à différentes profondeurs (**figure 2.5 ; tableau 2.1**). Les

piézomètres PZ21 et 22 sont abandonnés depuis 2007 en raison de leur colmatage progressif par des particules argileuses.

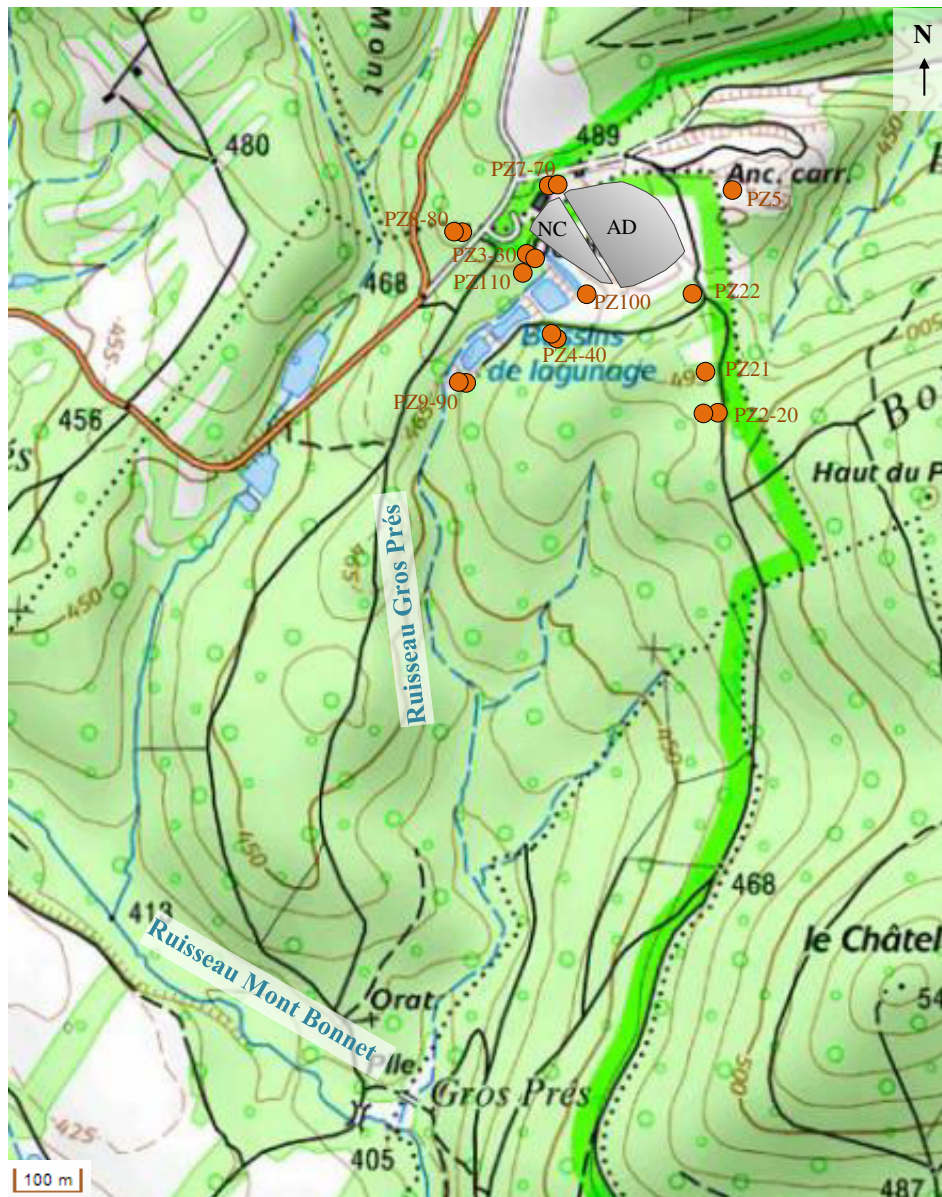


Figure 2.5 : Plan de situation des piézomètres et réseau hydrographique sur fond de carte topographique

Pour un suivi simultané des parties superficielle et profonde de la nappe, deux types de piézomètres ont été réalisés ; des piézomètres « courts » fournissant un accès à la frange superficielle de la nappe et des piézomètres « longs » permettant d'atteindre la partie basse de la nappe. Les piézomètres courts ont été forés sur une profondeur variable (6-17 m) et sont équipés d'un tube PVC crépiné (fente de 1 mm) à partir de 2-3 m sous la surface du sol, la partie sommitale étant pleine et équipée d'un bouchon d'argile. Les piézomètres longs dont la profondeur peut varier de 13 à 25 m, sont crépinés seulement dans les schistes sains dont la

profondeur du toit varie très fortement d'un point à un autre. La partie supérieure est constituée d'un tube PVC plein avec étanchéité à la peltonite. Tous les piézomètres sont équipés d'une tête métallique cadenassée.

Tableau 2.1: Caractéristiques des piézomètres

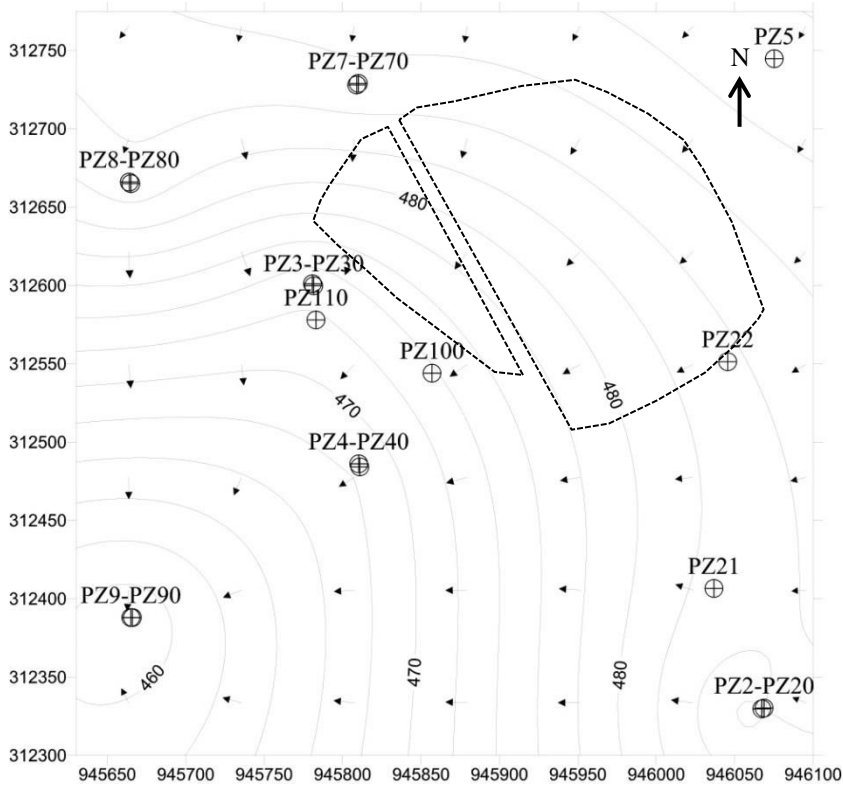
Piézomètre	Type	Profondeur (m)	Hauteur crépinée (m)	Formation géologique	Date de creation
PZ2	long	15	12-15	grès	1997
PZ20	court	6	3-6	grès	1997
PZ21	court	6	3-6	grès	1997
PZ22	court	6	3-6	schistes	1997
PZ3	long	15	12-15	schistes	1997
PZ30	court	6	3-6	schistes	1997
PZ4	long	20	17-20	schistes	1997
PZ40	court	6	3-6	schistes	1997
PZ5	long	13	10-13	schistes	1997
PZ7	long	17,5	11,5-17,5	schistes	2007
PZ70	court	11,5	2-11,5	schistes	2007
PZ8	long	25	17-25	schistes	2007
PZ80	court	17	2-17	schistes	2007
PZ9	long	15	8-15	schistes	2007
PZ90	court	8	2-8	schistes	2007
PZ100	court	10	2-10	schistes	2007
PZ110	court	10	2-10	schistes	2007

Le réseau piézométrique a permis de déterminer un sens d'écoulement de l'eau souterraine du nord-est vers le sud-ouest, soit de la nappe des grès vers la nappe des schistes (Khattabi, 2002 ; Belle, 2008). Le nouveau réseau piézométrique implanté en 2007 a permis d'établir une carte piézométrique plus détaillée (figure 2.6). Les données ont été interpolées par krigeage à l'aide du logiciel Surfer (Golden Software, Inc.). La carte piézométrique montre une convergence des écoulements vers le thalweg principal et par conséquent vers la décharge qui est implantée dans l'axe du thalweg. Le comportement hydrodynamique de la nappe est identique en périodes de hautes et basses eaux mais diffère avec la profondeur en relation avec les variations lithologiques. En surface, des circulations hypodermiques rapides interviennent dans les schistes altérés à forte perméabilité tandis qu'en profondeur, les circulations sont plus lentes en raison de la présence des schistes compacts. La forte différence de perméabilité entre ces deux formations génère un plan de ruissellement selon lequel l'eau souterraine superficielle s'écoule (Belle, 2008).

2.3.3 Hydrographie

La décharge d'Étueffont étant située à l'amont d'un thalweg, le réseau hydrographique prend naissance au droit de la zone de stockage. Le réseau hydrographique du secteur est alors constitué par des fossés qui jalonnent les lagunes de traitement situées en aval de l'aire de stockage et récupèrent les eaux traitées des lagunes (**figure 2.5**). Les eaux circulant sous le nouveau casier sont rejetées dans le fossé principal et constituent sa source majeure, occasionnellement complétée par les eaux de ruissellement de la plate-forme de la déchèterie surplombant l'aire de stockage ainsi que les eaux du bassin versant collectées par des bassins ou fossés en terre. Ces écoulements constituent l'amorce du ruisseau Gros Prés. Un autre apport hydrique intervient en sortie de lagunage avec le rejet des lixiviats traités. Le ruisseau poursuit son tracé en aval du site et entre en confluence avec le ruisseau Mont Bonnet environ 1 500 m à l'aval.

a)



- Emprise de la décharge
- 490— Courbe isopièze (m NGF)
- Sens d'écoulement

b)

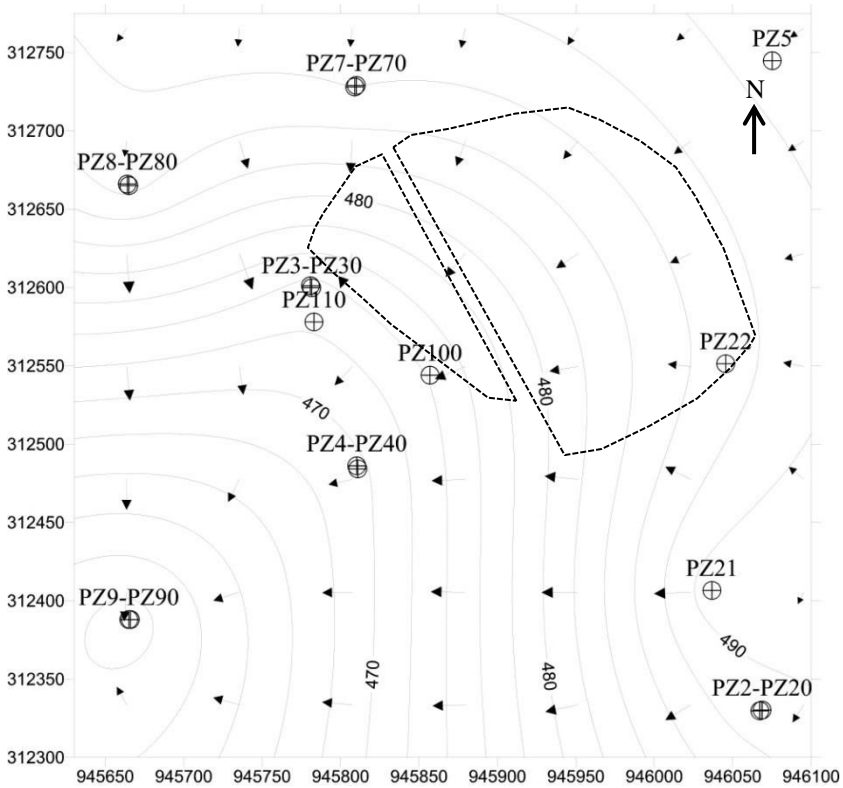


Figure 2.6 : Carte piézométrique en basses eaux (a) et hautes eaux (b) (valeurs moyennes en m NGF sur la période 1997-2009)

2.4 L'aire de stockage

2.4.1 Morphologie et étanchéité

L'aire de stockage est divisée en deux casiers totalisant un volume global de 350 000 m³ de déchets (**figure 2.7**) :

- le premier, nommé « ancienne décharge » (AD), est un casier à ciel ouvert, non sécurisé, exploité de 1976 à 1999, avec des déchets mis en œuvre à même le sol,
- le second, dit « nouveau casier » (NC) est un casier étanche, hydrauliquement indépendant de l'AD, exploité de 1999 à 2002

Les dispositifs d'étanchéité mis en œuvre pour chaque casier diffèrent mais visent, tous deux, à éviter le transfert de lixiviats chargés en polluants vers le milieu environnant (sol, eaux souterraines et eaux de surface).

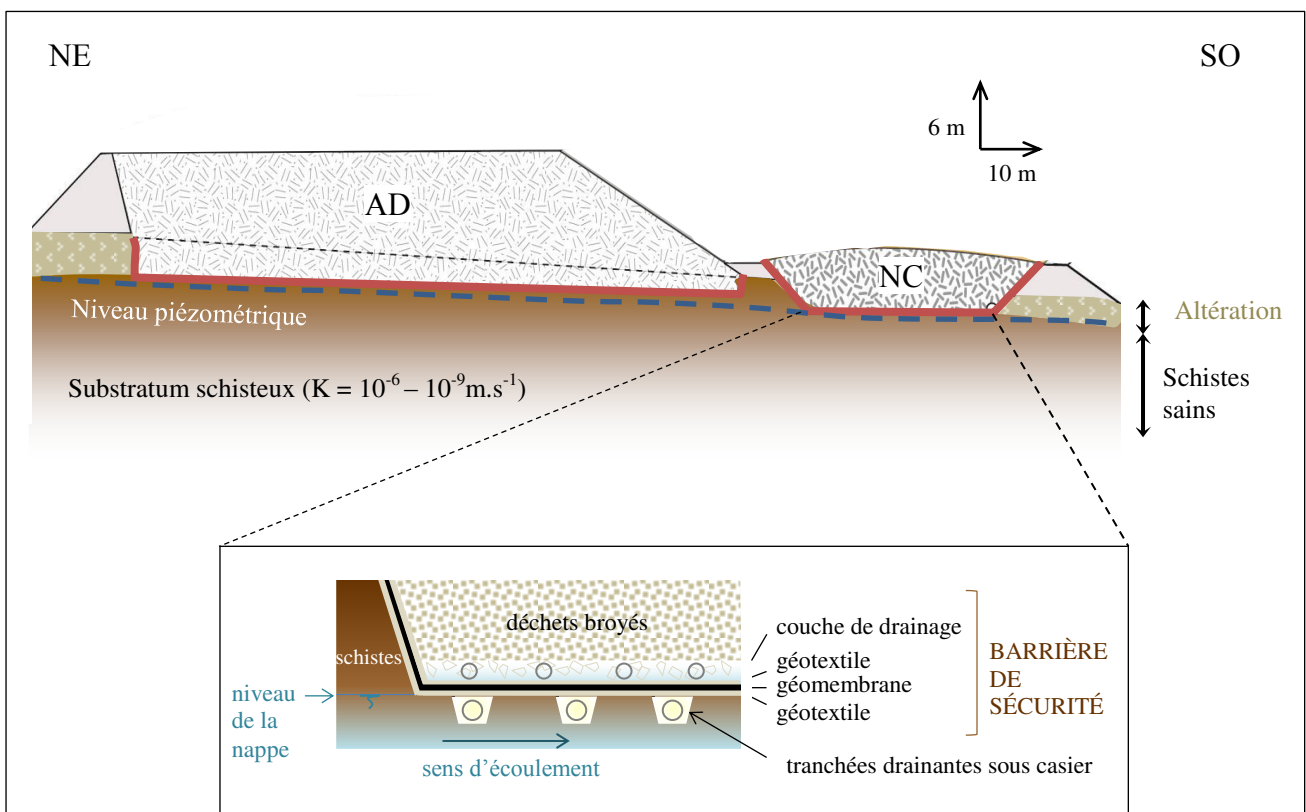


Figure 2.7 : Coupe de l'ISDND d'Étueffont

2.4.2 L'ancienne décharge

L'« imperméabilisation relative » de l'ancienne décharge est assurée par une barrière passive constituée d'une couche d'atténuation (schistes naturellement en place de faible perméabilité $K \leq 10^{-6} \text{ m.s}^{-1}$, surmontés localement par une couche d'argiles à cailloutis de schistes ($K \leq 10^{-7} \text{ m.s}^{-1}$) d'un mètre d'épaisseur environ (**figure 2.7**). Comme le site a été exploité en carrière pour l'utilisation des schistes en remblais de plateforme sur des chantiers du secteur, la couche argileuse superficielle a été décapée et c'est pour cette raison que le fond de la décharge repose sur les schistes sous-jacents. Les déchets broyés ont été déposés, sur une hauteur de 10-15 m, sans mise en œuvre de dispositif de drainage et de collecte des lixiviats sous la décharge (**figure 2.8**). Ce n'est qu'au moment de la réhabilitation de la décharge et de la création du nouveau casier, en 1999, que des dispositifs de drainage ont été réalisés en pied du front des déchets remodelés de l'ancienne décharge, avec notamment une tranchée drainante comblée de graves siliceuses de granulométrie 20/40 mm équipée d'un drain à cunette, le tout emballé dans un géotextile aiguilleté.

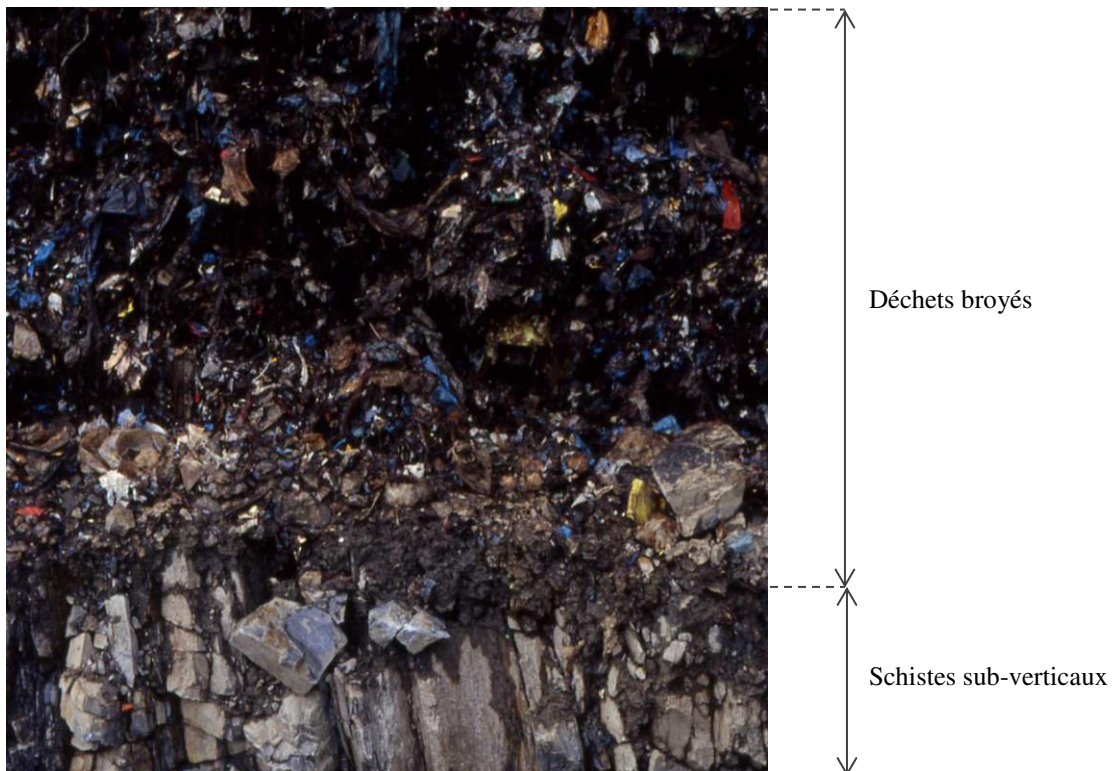


Figure 2.8 : Photographie du contact direct déchets/schistes dans l'ancienne décharge

2.4.3 Le nouveau casier

Apposé en pied de talus de l'ancienne décharge, le nouveau casier, terrassé dans les schistes, permet de garantir la stabilité de l'ancienne décharge (**figure 2.7 ; figure 2.9**). Son étanchéité est assurée, sur le fond et les flancs, par une double barrière de sécurité, l'une passive constituée par des schistes argileux plus ou moins altérés à perméabilité de l'ordre de 10^{-7} m.s^{-1} et l'autre active constituée d'une géomembrane en PEHD de 2 mm, mise en œuvre entre deux complexes géotextiles, surmontée d'une couche de drainage associant de bas en haut un réseau de drains collecteurs de lixiviats en PEHD et une couche de graviers siliceux de granulométrie 15/25 mm sur 0,35 m d'épaisseur. La hauteur des déchets est comprise entre 6 et 8 m.

Des tranchées drainantes permettant de collecter les eaux circulant sous le nouveau casier ont été mises en œuvre sous la géomembrane (**voir 2.6.3**).

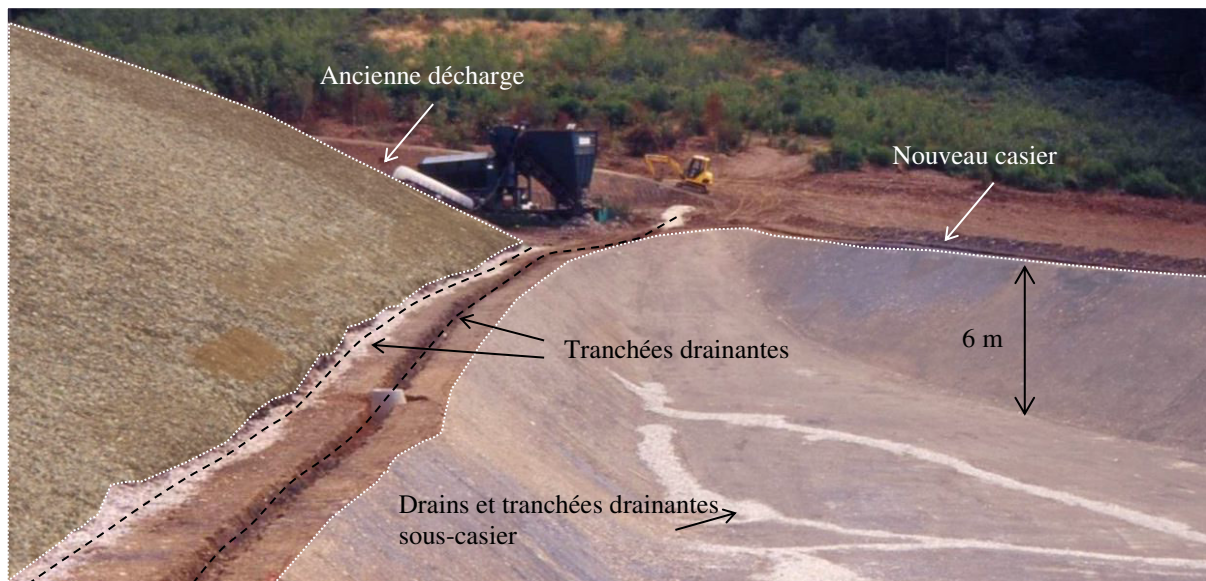


Figure 2.9 : Photographie du nouveau casier terrassé à -6 m par rapport au pied de l'ancienne décharge et visualisation du système de drainage à la base de l'ancienne décharge

2.4.4 Dispositif de couverture

Compte tenu de l'ancienneté des déchets de la décharge d'Étueffont, une couverture multicouches terreuse a été privilégiée, contrairement aux sites à fort potentiel polluant qui requièrent une couverture imperméable (ADEME, 2005). La couverture définitive se compose alors de terre végétale et d'argiles limoneuses à cailloux non compactées sur une

épaisseur de 0,80 m et recouvre l'ensemble de l'aire de stockage afin de minimiser l'infiltration des eaux météoriques dans le massif de déchets et par conséquent amoindrir la production de lixiviats.

2.5 L'exploitation

2.5.1 Les déchets admis

La décharge a accueilli environ 325 000 tonnes de déchets sur une période de 26 ans, soit une moyenne d'un peu plus de 12 000 tonnes par an (**figure 2.10**).

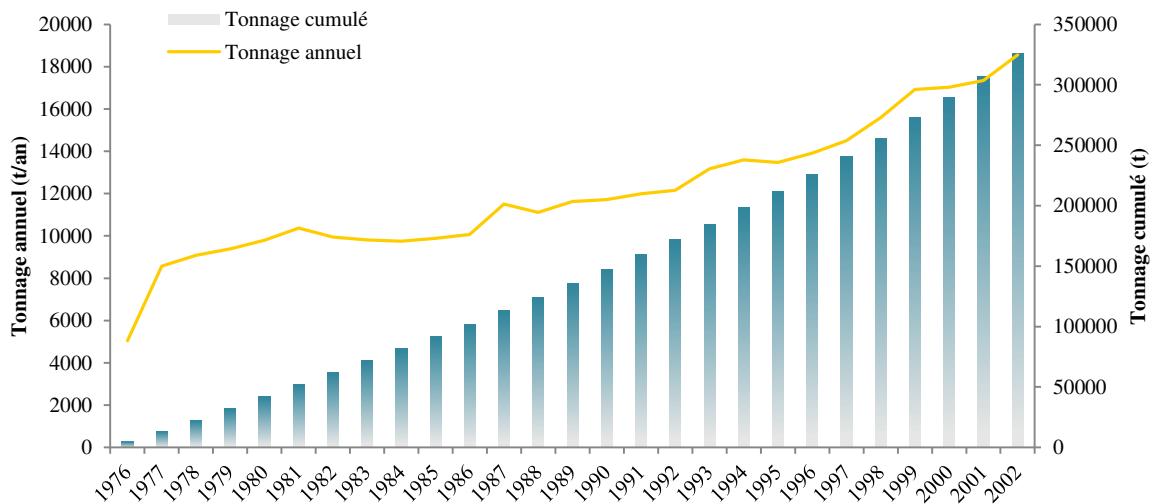


Figure 2.10 : Évolution de la capacité de la décharge d'Étueffont

Les déchets suivants ont été admis dans la décharge :

- ordures ménagères (OM),
- déchets encombrants d'origine domestique avec composants fermentescibles,
- déchets de voirie,
- déchets industriels banals (DIB) assimilables aux déchets ménagers,
- déchets verts,
- matières de vidange,
- déchets de bois, papier, carton,
- déchets de métaux et ferrailles, de plastique ou de verre.

À partir du début des années 1990, période de l'apparition du tri sélectif, les matériaux recyclables collectés (verre, papier, plastique, métaux et ferrailles) n'ont progressivement plus été stockés dans la décharge. De ce fait, la composition des déchets n'est pas exactement la même dans les deux casiers.

2.5.2 Le principe d'exploitation

Le principe d'exploitation de la décharge d'Étueffont repose sur la mise en œuvre de déchets broyés sur une faible épaisseur, sans compactage suivie d'une période de maturation de quelques mois, avec pour objectif d'améliorer les processus de dégradation des déchets (**De Araujo Morais, 2006**). Les déchets subissent ainsi un traitement mécanique et un traitement biologique avant enfouissement.

2.5.2.1 Le traitement mécanique

L'installation de broyage se situe sur place. Les déchets, acheminés par camions, sont déversés dans la trémie de réception puis transportés par bande vers le broyeur à marteaux travaillant par éclatement de matières et rejet des matériaux imbroyables (métal, plastiques lourds...). Les déchets broyés sont acheminés vers l'aire de stockage par des bennes tractées. Ce traitement mécanique permet (**Christensen et al., 1992 ; Luo et al., 2010**) :

- d'homogénéiser la taille des déchets,
- de diminuer les barrières hydriques créées par l'enchevêtrement des sacs plastiques,
- d'améliorer la distribution de l'eau dans le massif,
- d'augmenter la capacité de stockage.

2.5.2.2 Le traitement biologique

Sur l'aire de stockage, les déchets broyés sont déposés en couches successives d'un mètre d'épaisseur maximum, sans compactage ni recouvrement par des matériaux inertes. Une durée de 4-5 mois est respectée avant l'ajout d'une nouvelle couche, pendant laquelle une fermentation aérobie des déchets se met en place. Ce prétraitement biologique permet, d'après **Norbu et al. (2005)**, de :

- réduire la quantité de matière organique des déchets,
- diminuer le volume de déchets à enfouir,
- diminuer la charge polluante des lixiviats produits,
- minimiser la production de biogaz une fois les déchets enfouis.

2.6 La gestion des effluents et des eaux

2.6.1 Le biogaz

En phase d'exploitation, une faible production de biogaz a été constatée dans les cheminées en béton implantées dans les deux casiers. Lors de la réhabilitation en 2007, six événements (trois dans chaque casier) ont été mis en œuvre jusqu'à 6 m de profondeur dans le massif de déchets. À l'heure actuelle, la production de biogaz demeure peu significative compte tenu de l'âge avancé des déchets organiques stockés.

2.6.2 Les lixiviats

Actuellement, les lixiviats ayant percolé à travers les déchets sont collectés à la base de chaque casier par un réseau de drains en PEHD intégré dans les matériaux de drainage. Ils sont ensuite dirigés vers un dispositif de traitement par lagunage naturel composé de quatre bassins successifs, puis rejetés dans le ruisseau Gros Prés en aval (**figure 2.11**).

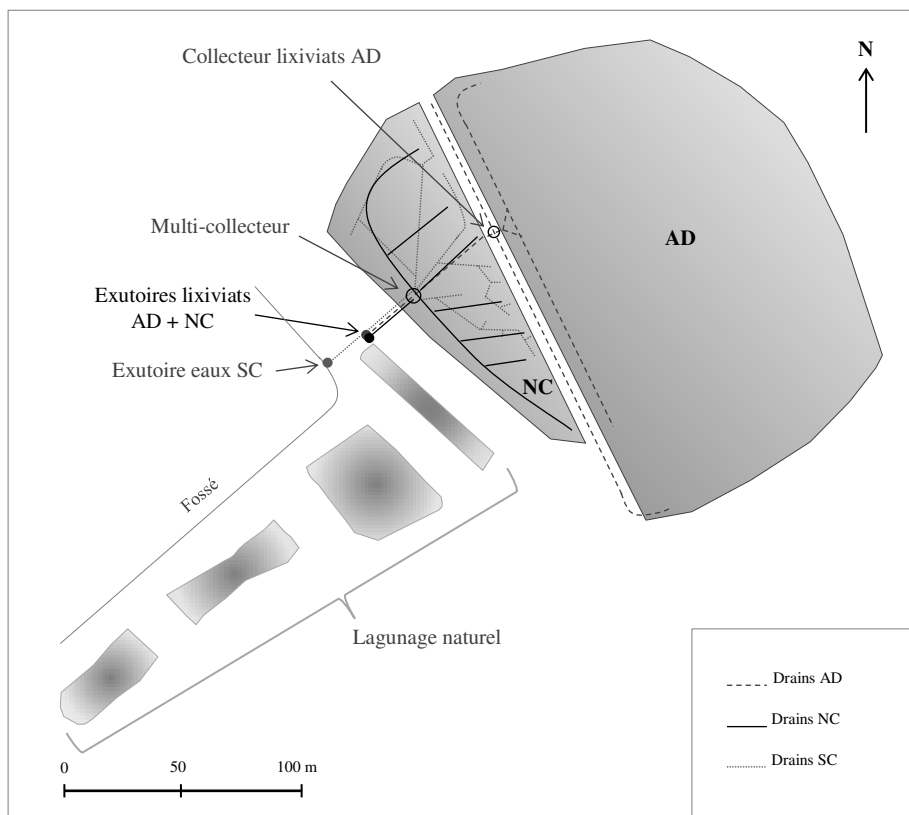


Figure 2.11 : Représentation des systèmes de drainage des lixiviats de l'ancienne décharge (AD) et du nouveau casier (NC) et des eaux circulant sous-casier (SC)

2.6.3 Les eaux souterraines drainées sous casier

Des tranchées drainantes situées sous la géomembrane du nouveau casier permettent de collecter les eaux circulant sous celui-ci pour éviter une alimentation d'eau souterraine par la base du casier mais également pour supprimer les risques de sous pression (pression hydrostatique exercée sous l'ouvrage) et les déformations et perforations de la géomembrane qui lui seraient liées (**figure 2.11**). Ces eaux sont récupérées par un collecteur spécifique équipé d'un dispositif by-pass permettant en fonction des saisons, soit un rejet des eaux dans les lagunes de traitement, soit un rejet dans le fossé bordant les lagunes et alimentant le ruisseau Gros Prés. En situation météorologique défavorable (printemps et automne), lorsque les débits sont trop importants, celles-ci peuvent être exceptionnellement dirigées vers le fossé à condition qu'elles respectent les critères de qualité imposés par l'**arrêté du 9 septembre 1997 modifié**. Ces dispositions permettent de conserver un temps de séjour convenable dans les lagunes.

2.6.4 Les eaux de ruissellement

2.6.4.1 Eaux externes

Un système périphérique de drainage par fossés ceinturant la décharge permet de collecter les eaux de ruissellement venant de l'extérieur et de les rejeter directement dans le ruisseau Gros Prés. Ce dispositif permet d'éviter la mise en contact des eaux pluviales « propres » avec le massif de déchets. Pour limiter les apports dans le ruisseau, des bassins de régulation équipés d'un débit de fuite ont été implantés.

2.6.4.2 Eaux internes

Les eaux de ruissellement internes à la zone de stockage pourraient s'accumuler en crête de la digue du nouveau casier et risqueraient de raviner les talus de ce remblai. Celles-ci sont donc dirigées vers des noues d'infiltration au droit du nouveau casier pour favoriser la poursuite de la fermentation des déchets et la production de lixiviats. Sur les flancs de la décharge, les eaux sont récupérées par des fossés en terre puis orientées vers des bassins de rétention, surdimensionnés en termes de volume (calculé sur la base d'un débit décennal).

2.6.4.3 Eaux de voirie

Les eaux de ruissellement de la plateforme accueillant les bâtiments annexes transitent par un dispositif de décantation et un séparateur à hydrocarbures avant d'être rejetées dans le milieu naturel.

2.6.5 Les eaux usées domestiques

Les eaux usées domestiques du site proviennent des locaux sociaux des bâtiments annexes (WC, douche, point de lavage des mains) et sont traitées par une fosse toutes eaux complétée par un bac dégraisseur, avant rejet dans le ruisseau Gros Prés.

Références

ADEME, 2005, Remise en état des décharges : Méthodes et techniques, ADEME Editions

Arrêté du 9 septembre 1997 modifié relatif aux installations de stockage de « déchets non dangereux », JO n° 229 du 2 octobre 1997

Belle, É., 2008, 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), Thèse de doctorat, Université de Franche-Comté, Besançon

Christensen, T.H., Kjeldsen, P., Stegmann, R., 1992, Effects of landfill management procedures on landfill stabilization and leachate and gas quality, In: Christensen, T.H., Cossu, R., Stegmann, R. (Eds.), Chapter 2.7 in Landfilling of waste: Leachate, Elsevier Applied Science, London, UK, 119-138

De Auraujo Morais, J.J., 2006, Influence des pré-traitements mécaniques et biologiques des ordures ménagères résiduelles (OMR) sur leur comportement bio-physico-chimique en installation de stockage de déchets (ISD), Thèse de doctorat, INSA Lyon

Khattabi, H., 2002, Intérêts de l'étude des paramètres hydrogéologiques et hydrobiologiques pour la compréhension du fonctionnement de la station de traitement des lixiviats de la décharge d'ordures ménagères d'Étueffont (Belfort, France), Thèse de doctorat, Université de Franche-Comté, Besançon

Luo, S., Xiao, B., Xiao, L., 2010, A novel shredder for municipal solid waste (MSW): Influence of feed moisture on breakage performance, Bioresource Technology 101, 6256-6258

Norbu, T., Visvanathan, C., Basnayake, B., 2005, Pretreatment of municipal solid waste prior to landfilling, Waste Management 25, 997-1003

Chapitre 3

Évolution temporelle de la dégradation
des déchets : qualité des lixiviats



3.1 Introduction

L'étude des variations de la composition physico-chimique des lixiviats au cours du temps apporte d'importantes informations sur l'évolution de la dégradation des déchets. Le massif de déchets est évolutif pendant toute la phase d'exploitation et le reste également pendant de nombreuses années après l'arrêt des dépôts et la mise en place d'une couverture finale (**Kjeldsen et al., 2002**). Très peu de données sont disponibles sur la production de lixiviats en conditions réelles sur de longues périodes (**Kjeldsen et al., 2002 ; Kylefors, 2002**). Généralement, les données s'étendent soit sur des périodes de 5-6 ans qui se révèlent être courtes à l'échelle de l'évolution d'une décharge soit reposent sur des prévisions expérimentales réalisées sur des cellules tests en laboratoire.

L'objectif de cette étude est d'évaluer le degré de maturation des déchets enfouis dans les deux casiers de la décharge d'Étueffont à travers l'analyse des caractéristiques de leurs lixiviats. Les deux casiers ont des caractéristiques morphologiques et des conceptions différentes mais, leur implantation sur un même site permet de s'affranchir des variabilités liées aux paramètres environnementaux, notamment les conditions climatiques et météorologiques. Le suivi de la qualité des lixiviats de la décharge d'Étueffont effectué sur une période de 21 ans (1989-2010) permet d'apprécier l'évolution sur le long terme d'une décharge à grande échelle et de compléter les données disponibles dans la littérature.

3.2 Stratégie d'échantillonnage des lixiviats bruts

Dans le cadre de cette étude, la qualité des lixiviats bruts (AD et NC) a été suivie sur une période de quatre ans (2007-2010), selon un pas de temps mensuel en début de suivi puis trimestriel en fin de suivi. Les résultats obtenus complètent les analyses précédemment effectuées sur le site au cours du suivi imposé par l'arrêté d'autorisation et lors de travaux scientifiques (**Khattabi, 2002 ; Belle, 2008**). Au total, les lixiviats de l'ancienne décharge ont été suivis sur une période de 21 ans (1989-2010) et les lixiviats du nouveau casier sur 10 ans (2000-2010), avec une fréquence d'échantillonnage variable selon les années. La multitude de données permet d'apprécier l'évolution des deux zones de stockage sur une longue période, qui couvre une grande partie de l'exploitation de l'AD, la totalité de l'exploitation du NC

ainsi que le début de la phase post-exploitation des deux casiers. Les données des douze premières années d'exploitation de l'ancienne décharge sont manquantes.

3.2.1 Procédure d'échantillonnage des lixiviats

Les lixiviats de l'ancienne décharge et ceux du nouveau casier ont été directement collectés à la sortie des tuyaux de drainage avant leur entrée dans le dispositif de traitement par lagunage naturel, dans des flacons en polyéthylène puis conservés en glacière pendant le transport (**figure 3.1**). Ils ont été ensuite maintenus à 4°C et dans l'obscurité jusqu'au moment de l'analyse. La fréquence d'échantillonnage est très variable au cours du temps, avec un minimum d'un prélèvement par an (en début d'exploitation) et un maximum d'un prélèvement par mois (pendant la phase de suivi scientifique, 1998-2010).

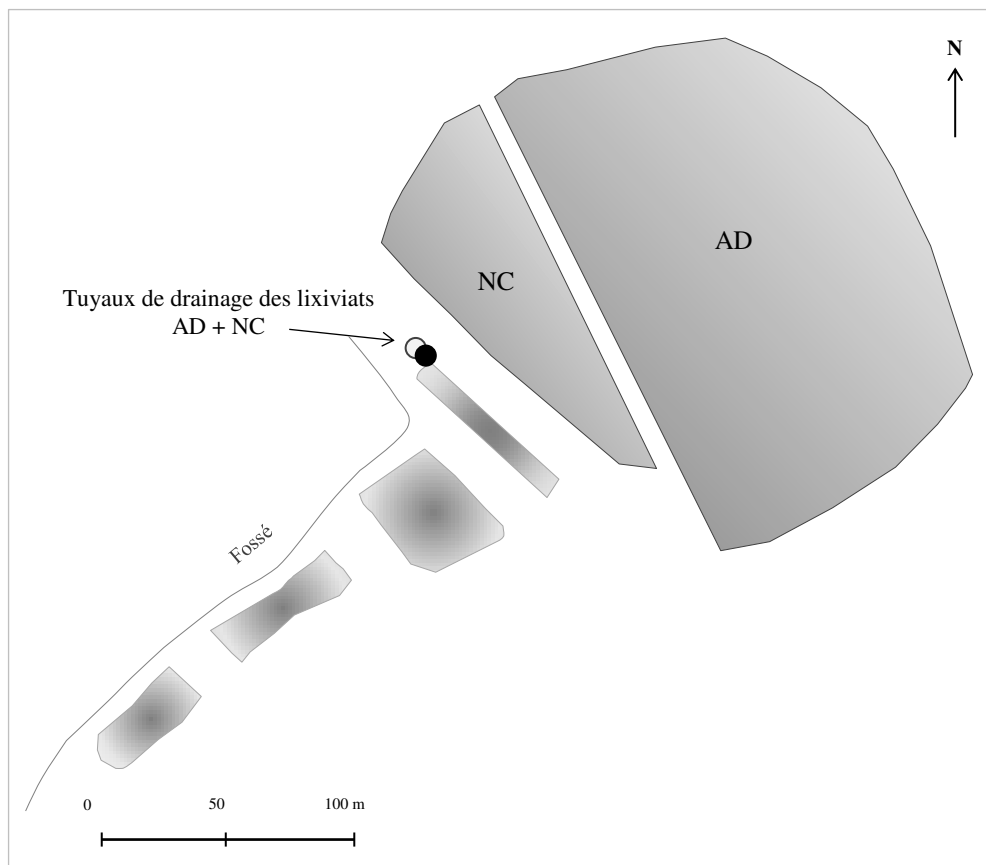


Figure 3.1 : Plan de localisation des points de prélèvement des lixiviats AD et NC

3.2.2 Mesure des paramètres

3.2.2.1 Mesures in situ

Le pH, la conductivité et la température ont été mesurés *in situ* grâce à un pH/conductimètre de marque WTW de modèle MultiLine P3 et en utilisant une cellule de conductivité standard TetraCon[®] 325 et une électrode combinée de pH à sonde de température intégrée SenTix 41 ($\pm 0,1$; $\pm 0,01 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$; $\pm 0,1 \text{ }^\circ\text{C}$, respectivement).

3.2.2.2 Mesures en laboratoire

3.2.2.2.1 Matière organique

Les trois paramètres ci-dessous permettent d'évaluer la charge polluante d'une eau.

- L'analyse de la demande biologique en oxygène (DBO₅) a été effectuée sur des échantillons dilués par la méthode d'oxymétrie, selon la norme NF EN 1899-1 (AFNOR, 1998). Elle exprime la quantité d'oxygène consommée par les bactéries pour dégrader la matière organique biodégradable, sur une durée de cinq jours. La marge d'incertitude varie entre 22 et 14 % (valeurs variant respectivement de 0 à 50 mg.L⁻¹). Pour des valeurs $\geq 50 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, l'incertitude est de 14 %.
- La demande chimique en oxygène (DCO) a été déterminée à partir de la méthode au dichromate de potassium (K₂Cr₂O₇) après digestion selon la norme NF T90-101 (AFNOR, 2001) (incertitude comprise entre 11 et 4 % pour des valeurs variant de 0 à $\geq 500 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$). Elle représente la quantité d'oxygène nécessaire à oxyder la matière organique, biodégradable ou non, contenue dans une eau.
- Le carbone organique total (COT) a été analysé selon la norme NF EN 1484 (AFNOR, 1997) (incertitude comprise entre 25 et 6,5 % pour des valeurs variant de 0 à $\geq 0,96 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$). Le COT permet de mesurer la quantité de composés organiques fixés et volatils présents dans l'eau.

Les analyses ont été effectuées dans les 24h par le SERAC - Laboratoire de Chimie des Eaux, Université de Franche-Comté, Besançon (25).

3.2.2.2.2 Ions majeurs

- Les cations majeurs (Na²⁺, Ca²⁺, K⁺ et Mg²⁺) ont été analysés par spectrophotométrie d'absorption atomique après filtration à 0,45 μm avec des membranes en acétate de

cellulose de marque Whatman et acidification à $\text{pH} < 2$ avec du HNO_3 concentré (incertitude 1-8 %).

- Les anions majeurs (Cl^- , SO_4^{2-} et NO_3^-) ont été dosés par chromatographie ionique après filtration à $0,45 \mu\text{m}$ avec des membranes en acétate de cellulose de marque Whatman (incertitude $\leq 5\%$ pour Cl et SO_4^{2-} et comprise entre 15 et 2% pour des valeurs de NO_3^- variant entre 0 et $\geq 37 \text{ mg.L}^{-1}$).
- Les ions bicarbonates HCO_3^- ont été analysés dans les 24h par dosage volumétrique à l'aide de $\text{H}_2\text{SO}_4 \text{ N}/50$ (incertitude 4,5 %).

Les analyses ont été effectuées au Laboratoire d'Hydrogéologie de l'Université de Franche-Comté, Besançon (25).

3.2.2.2.3 *Éléments-traces*

- Les éléments-traces Fe, Mn, Ti, Sr, Ba, Al, Si et P ont été analysés par ICP-AES.
- Les éléments-traces V, Cr, Mn, Co, Ni, Cu, Zn, As, Rb, Sr, Y, Zr, Cd, Sn, Sb, Cs, La, Ce, Pr, Nd, Sm, Eu, Gd, Tb, Dy, Ho, Er, Tm, Yb, Lu, Pb, Th, Mo et U ont été dosés par spectrométrie de masse couplée à un plasma inductif (ICP-MS).

Tous les échantillons ont été filtrés à $0,45 \mu\text{m}$ avec des membranes en acétate de cellulose de marque Whatman et acidifiés à $\text{pH} < 2$ avec du HNO_3 concentré avant analyse au Centre de Géochimie de la Surface, Université de Strasbourg (67).

3.3 Résultats

3.3.1 Caractéristiques générales des lixiviats

Les variations de la qualité des lixiviats de l'AD (1989-2010) et des lixiviats du NC (2000-2010) sont présentées dans le **tableau 3.1**. Les lixiviats de la décharge d'Étueffont se situent dans les plages de variations de qualité retrouvées dans la littérature. Cependant, la majorité des constituants est présente en faibles concentrations. Les lixiviats du NC présentent globalement une charge minérale et organique plus importante que les lixiviats de l'AD. En fin de suivi, leur qualité est comparable. Dans les deux lixiviats, plusieurs paramètres ont majoritairement des concentrations inférieures au seuil de détection analytique (fluorures, cyanures libres, hydrocarbures totaux, indice phénol, Ag, Cd et Hg).

Chapitre 3 – Évolution temporelle de la dégradation des déchets : qualité des lixiviats

Tableau 3.1 : Caractéristiques générales des lixiviats de l'ancienne décharge (période 1989-2010) et des lixiviats du nouveau casier (période 2000-2010)

Paramètres ^a	AD	NC	Littérature ^b	
	Variations	Variations	Variations	<i>n</i>
Température (°C)	12,5 - 24,1	9,1 - 31,1		
Conductivité (µS.cm ⁻¹)	1 520 - 6 800	852 - 15 410	937 - 41 500	68
pH	6,6 - 8,2	6,6 - 9	3,5 - 9,1	136
Matières en suspension totales	<5 - 92	6 - 340	4 - 60 000	70
Demande biologique en oxygène, DBO ₅	2 - 145	3 - 2 300	9 - 80 795	92
Demande chimique en oxygène, DCO	98 - 1 581	87 - 12 787	131 - 152 000	126
DBO/DCO	0,02 - 0,65	0,02 - 0,22	0,006 - 0,91	90
Carbone organique total, COT	34 - 222	4 - 1 013	30 - 29 000	26
Azote total	32 - 894	49 - 2 626	75 - 13 000	54
Azote ammoniacal, NH ₄ -N	41 - 367	91 - 1 400	10 - 13 000	87
Azote Kjeldahl	34 - 283	32 - 1 100	26 - 10 558	27
Phosphore total	0,02 - 3,2	0,6 - 18	0,06 - 655	38
Composés organiques halogénés (AOX)	<0,05 - 0,6	0,2 - 0,6	-	
Indice cyanures	<0,01	<0,01	0 - 90	11
Indice phénol	<0,025 - 0,32	<0,05 - 0,77	0,04 - 107	10
Hydrocarbures totaux	<0,1 - 2,4	<0,1	-	
Fluorures	<0,5	<0,5 - 0,52	-	
Mg	29 - 51	15 - 238	0,02 - 15 000	46
Ca	91 - 411	110 - 377	4 - 7 200	43
Na	96 - 780	64 - 1 130	70 - 7 700	38
K	75 - 483	43 - 1 150	50 - 3 700	41
Cl	58 - 590	5 - 1 200	45 - 30 000	56
NO ₃ -N	<0,3 - 660	0,2 - 1 957	<0,1 - 1 824	27
NO ₂ -N	0 - 34	0 - 103	0 - 469	17
SO ₄	116 - 551	1 - 554	7 - 7 750	34
HCO ₃	831 - 2 312	898 - 8 200	110 - 7 320	8
Ag	<0,005 - 0,02	<0,005 - 0,07	-	
Al	<0,01 - 6,7	0,03 - 3,5	0,34 - 8,3	3
As	<0,005 - 0,08	<0,005 - 0,07	<0,008 - 1	5
Ba	0,03 - 1,1	0,06 - 0,55	0 - 1 120	10
Cd	0,00001 - 0,02	0,00002 - 0,01	0,00009 - 6,5	75
Co	0,008 - 0,06	0,003 - 0,06	0,005 - 1,5	
Cr	<0,005 - 0,3	0,02 - 0,9	0,004 - 5,3	85
Cu	0,005 - 0,95	0,004 - 0,08	0 - 14	78
Fe	0,01 - 21	0,06 - 12	0,1 - 6 220	73
Mn	0,2 - 3,1	<0,1 - 1,9	0,02 - 1 400	41
Hg	<0,0005 - 0,006	<0,0005 - 0,003	0,00001 - 0,2	16
Ni	0,01 - 0,45	0,01 - 0,2	0,008 - 13	73
Pb	<0,00005 - 0,45	0,00007 - 0,1	0 - 5	75
Sb	0,0004 - 0,69	0,001 - 0,02	<0,01 - 3,2	6
Sn	0,0004 - 0,17	0,002 - 0,6	<0,01 - 0,3	5
Zn	0,02 - 2,4	0,01 - 0,5	0,0001 - 5 310	86

^a Toutes les concentrations sont en mg.L⁻¹, sauf indication contraire.
n : nombre de valeurs

^b Andreottola et Cannas, 1992 ; Aziz et al., 2011 ; Bulc, 2006 ; Chen, 1996 ; Chu et al., 1994 ; Comstock et al., 2010 ; Cortez et al., 2010 ; Depountis et al., 2009 ; Durmusoglu et Yilmaz, 2006 ; El-Fadel et al., 1997 ; Fan et al., 2006 ; Fan et al., 2007 ; Fatta et al., 1999 ; Gotvajin et al., 2011 ; Harris et Gaspar, 1989 ; Henry et al., 1987 ; Huo et al., 2008 ; Jensen et Christensen, 1999 ; Kang et al., 2002 ; Kheradmand et al., 2010 ; Knox, 1983 ; Koshy et al., 2007 ; Kruse, 1994 ; Kulikowska et Klimiuk, 2008 ; Kumar et Alappat, 2005 ; Kurniawan et al., 2006 ; Kylefors, 2003 ; Lema et al., 1988 ; Li et al., 2010 ; Lin et Chang, 2000 ; Lou et al., 2009 ; Marañón et al., 2006 ; Matthews et al., 2009 ; Norbu et al., 2005 ; Öman et Junestedt, 2008 ; Øygard et al., 2008 ; Øygard et al., 2004 ; Pi et al., 2009 ; Robinson et Grantham, 1988 ; Salem et al., 2008 ; Singh et al., 2008 ; Sletten et al., 1995 ; Srivastava et Ramanathan, 2008 ; Tatsi et Zouboulis, 2002 ; Trabelsi et al., 2009 ; Vilar et al., 2011a ; Vilar et al., 2011b ; Weng et al., 2010 ; Wiszniowski et al., 2007 ; Xiaoli et al., 2007 ; Young et al., 1986 ; Ziyang et al., 2009

3.3.2 Évolution temporelle de la qualité des lixiviats

3.3.2.1 Étude de la charge organique

3.3.2.1.1 pH

Le pH est évolutif au cours de la dégradation notamment en fonction de la production d'AGV, avec une gamme de pH propre à chaque phase. Ceci en fait un bon indicateur pour se situer dans les phases de dégradation (Williams, 2005). L'évolution du pH des deux lixiviats est présentée sur la **figure 3.2**.

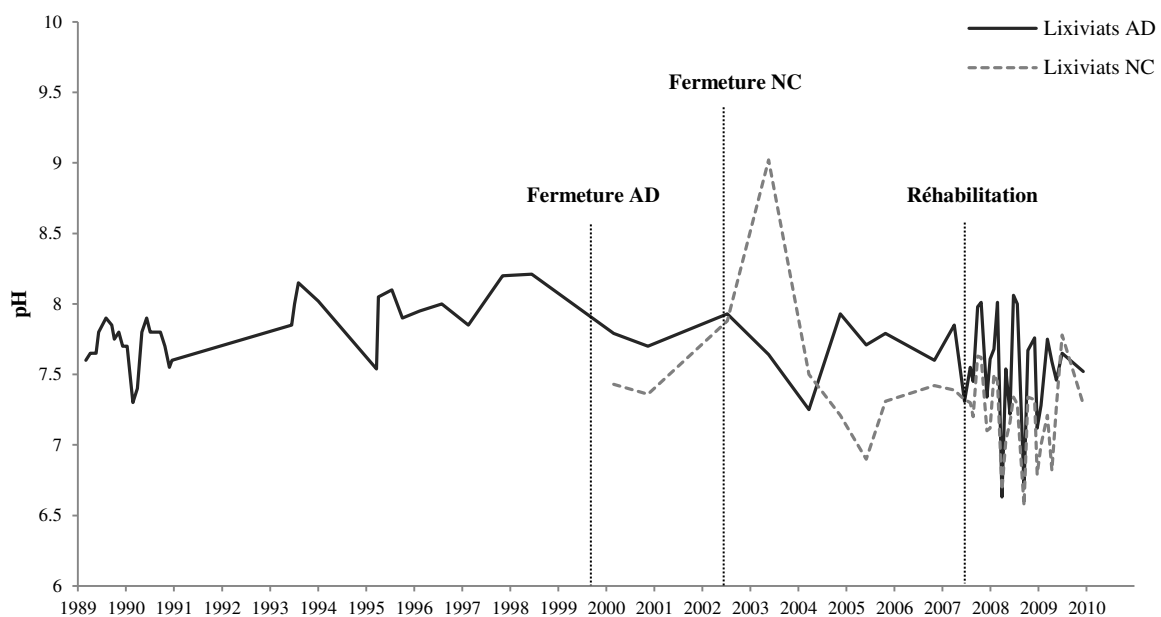


Figure 3.2 : Évolution temporelle du pH dans les lixiviats de l'ancienne décharge (AD) et du nouveau casier (NC)

Les valeurs de pH relevées dans les lixiviats du NC sont comprises entre 6,6 et 9 (**figure 3.2**). La première valeur de pH mesurée quatre mois après l'enfouissement est de 7,4. Durant les quatre premières années d'exploitation (2000-2003), le pH augmente jusqu'à 9 puis oscille entre 6,6 et 7,7, avec une moyenne de 7,2.

Dans les lixiviats de l'AD, le pH est compris entre 7,3 et 8,2, sur la période 1989 à 1998, avec une légère tendance croissante (moyenne : 7,8). Après l'arrêt des dépôts (1999), celui-ci chute légèrement autour de 7,6 en moyenne, avec des fluctuations majoritairement comprises entre 7,1 et 8. Très ponctuellement, des pH acides (6,6-6,8) sont observés dans les deux lixiviats entre 2008 et 2009, période qui suit la réhabilitation de la décharge.

3.3.2.1.2 DBO et DCO

Les évolutions de la DBO et la DCO ont été suivies dans chaque lixiviat et sont présentées sur les **figures 3.3** et **3.4**.

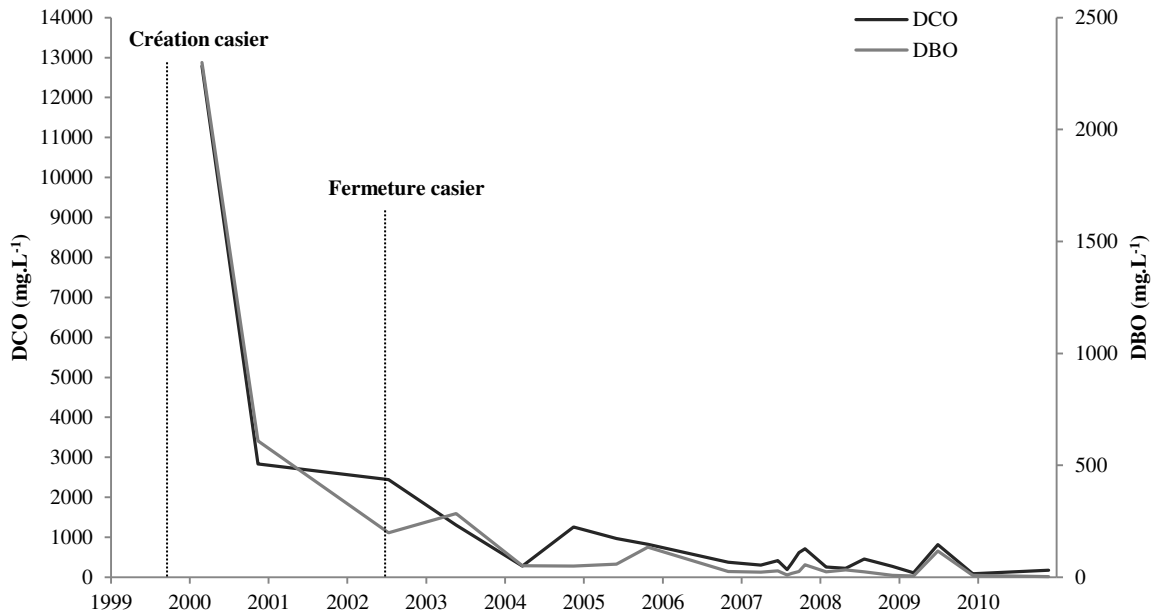


Figure 3.3 : Évolution temporelle de la DCO et la DBO dans les lixiviats du nouveau casier (NC)

Dans les lixiviats du NC, les valeurs décroissent de façon fulgurante dans la première année d'exploitation, passant en 9 mois de 12 787 à 2 830 mg.L⁻¹ pour la DCO et de 2 300 à 609 mg.L⁻¹ pour la DBO (**figure 3.3**). Par la suite, la DCO et la DBO suivent toutes deux une tendance décroissante progressive avec, néanmoins, une légère variabilité dans les données en fin de suivi. À partir de 2005, soit 6 ans après la création du casier, la DCO devient inférieure à 1 000 mg.L⁻¹. La DBO devient inférieure à 50 mg.L⁻¹ en 2006, 7 ans après la création du casier. En fin de suivi, en 2010, la DCO et la DBO affichent des faibles concentrations (172 mg.L⁻¹ et 3 mg.L⁻¹, respectivement), ce qui équivaut à des abattements respectifs d'un peu plus de 98% et de 99,9 % en 10 ans.

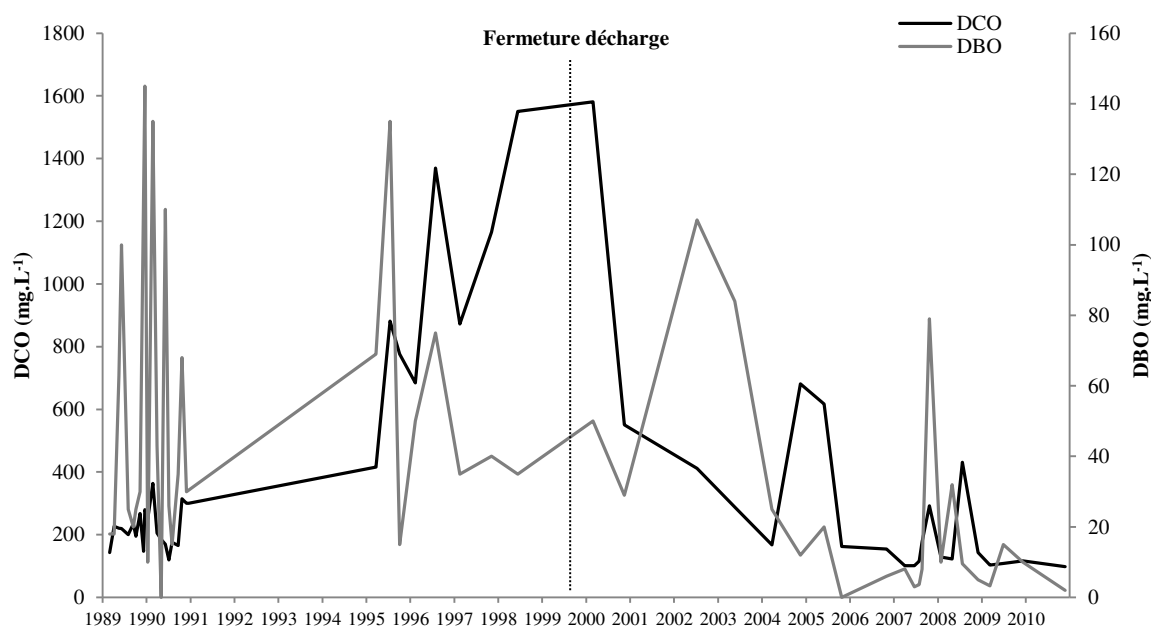


Figure 3.4 : Évolution temporelle de la DCO et la DBO dans les lixiviats de l'ancienne décharge (AD)

Dans les lixiviats de l'AD, la DCO affiche une tendance croissante jusqu'à la fermeture de la décharge puis décroît brusquement pendant la première année de post-exploitation (figure 3.4). En fin de suivi, la DCO évolue aux alentours de 100-150 mg.L⁻¹ à l'exception de deux pics (octobre 2007 et juillet 2008).

La DBO présente une forte variabilité dans les données avec une tendance générale décroissante qui se produit par à-coups. Jusqu'en 2003, la DBO moyenne est 55 ± 40 mg.L⁻¹ (moyenne \pm écart-type) tandis qu'à partir de 2004, soit quatre ans après la fermeture de la décharge, la moyenne chute pour atteindre 15 ± 18 mg.L⁻¹ (moyenne \pm écart-type).

3.3.2.1.3 Rapport DBO/DCO

Le rapport DBO/DCO sert à évaluer la proportion de matière organique biodégradable par rapport à la matière organique totale. Avec l'augmentation de l'âge des déchets, la biodégradabilité de la matière organique diminue, se traduisant par une diminution du rapport DBO/DCO (Kjeldsen et al., 2002). Ainsi, un rapport $\leq 0,5$ indique que la matière organique dissoute est facilement dégradée, soit lors des premières phases de dégradation. Un rapport $\leq 0,1$ indique la présence d'une forte proportion de matière organique réfractaire à la dégradation, caractéristique d'une dégradation avancée des déchets (Kylefors, 2002). L'évolution du rapport DBO/DCO dans les deux lixiviats est présentée sur la figure 3.5.

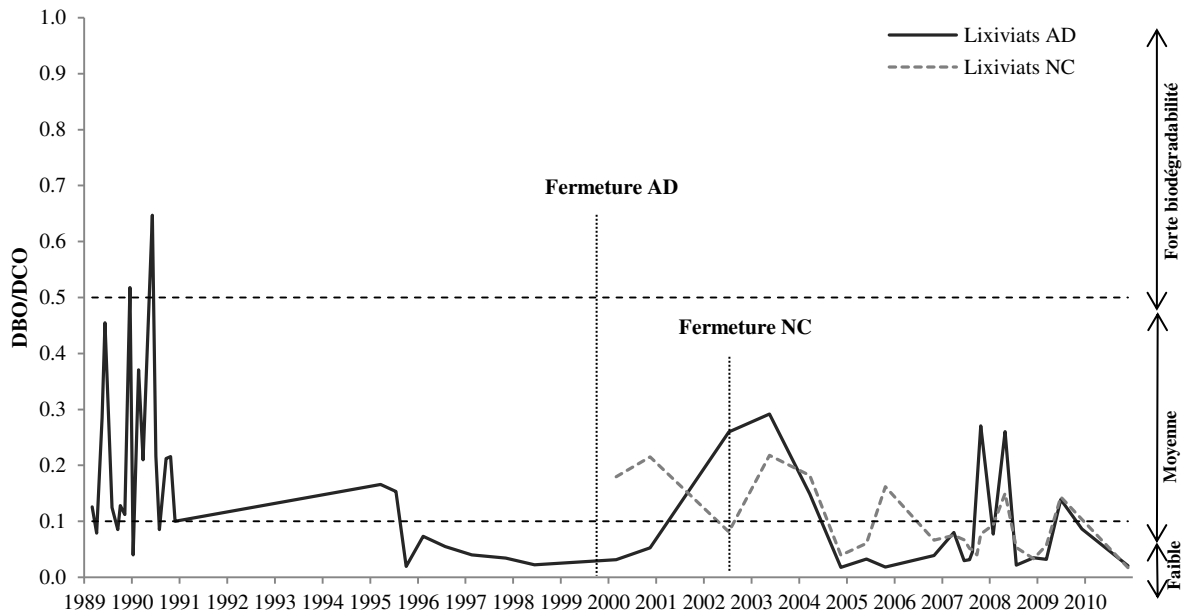


Figure 3.5 : Évolution temporelle du rapport DBO/DCO dans les lixiviats de l'ancienne décharge (AD) et du nouveau casier (NC)

Dans l'ensemble, les deux lixiviats montrent une alternance de phases à moyenne biodégradabilité ($DBO/DCO < 0,5$) et à faible biodégradabilité ($DBO/DCO < 0,1$). Toutefois, sur la période 1989-1990, de fortes variations de la biodégradabilité sont observées avec ponctuellement un rapport $DBO/DCO > 0,5$ témoignant d'une forte proportion de matière organique biodégradable dans les lixiviats. Dans les lixiviats du NC, les rapports DBO/DCO les plus élevés (0,18-0,2) ont été mesurés dans les quatre premières années d'exploitation. À partir de 2005, le rapport évolue majoritairement sous 0,1, avec exceptionnellement une légère augmentation de la biodégradabilité autour de 0,15 (octobre 2005, avril 2008, juin 2009).

3.3.2.2 Étude de la charge minérale

3.3.2.2.1 Conductivité électrique

La conductivité électrique (CE) renseigne sur la quantité d'espèces ioniques dissoutes dans les lixiviats et permet d'évaluer leur minéralisation. L'évolution de la conductivité électrique dans les deux lixiviats est présentée sur la **figure 3.6**.

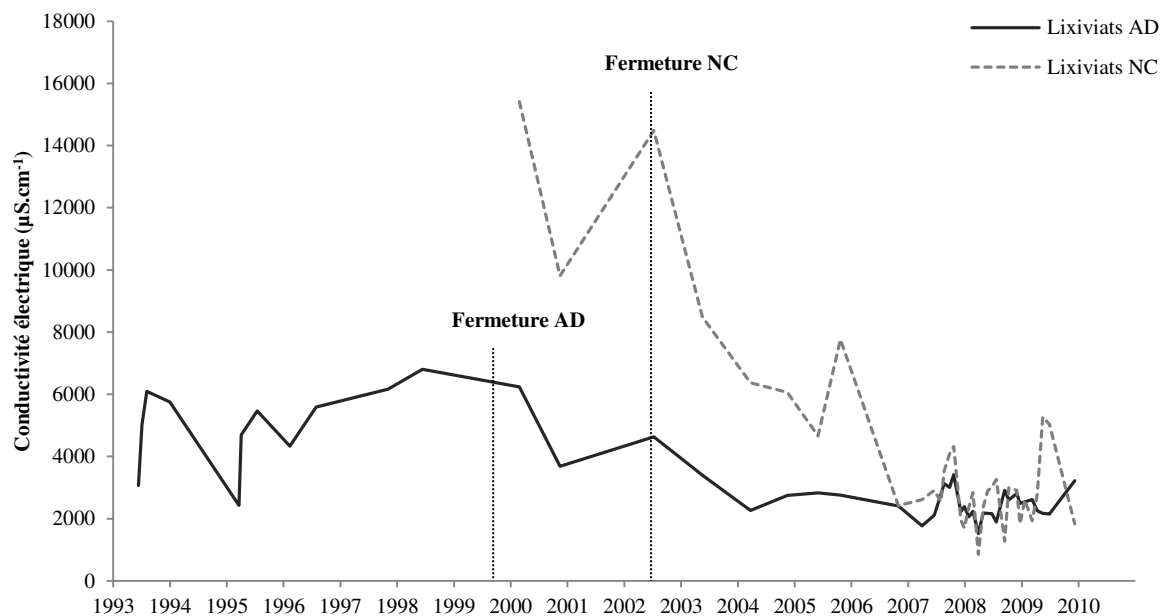


Figure 3.6 : Évolution temporelle de la conductivité électrique dans les lixiviats de l'ancienne décharge (AD) et du nouveau casier (NC)

Dans les lixiviats du NC, les valeurs maximales ($CE > 10\,000\ \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$) sont observées durant les trois premières années d'exploitation et décroissent continuellement les années suivantes. Fin 2006, c'est-à-dire sept ans après la création du casier et quatre ans après l'arrêt des dépôts, les lixiviats du NC ont des valeurs de conductivité électrique quasi-similaires à celles de l'ancienne décharge âgée de 30 ans à cette date (globalement $< 3\,500\ \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$). En début de suivi, la CE des lixiviats de l'AD présente une tendance croissante et atteint son paroxysme en 1998 ($6\,800\ \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$). Après la fermeture de l'AD (fin 1999), la CE baisse considérablement. Elle se maintient en dessous de $3\,500\ \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ à partir de 2004. Globalement, la CE des deux lixiviats décroît avec l'âge et plus particulièrement après l'arrêt des dépôts dans le cas des lixiviats AD.

3.3.2.2 Ions majeurs

Les variations temporelles des ions Mg^{2+} , Na^+ , K^+ et Cl^- dans les lixiviats du nouveau casier et ceux de l'ancienne décharge sont présentées sur la **figure 3.7** et la **figure 3.8**, respectivement.

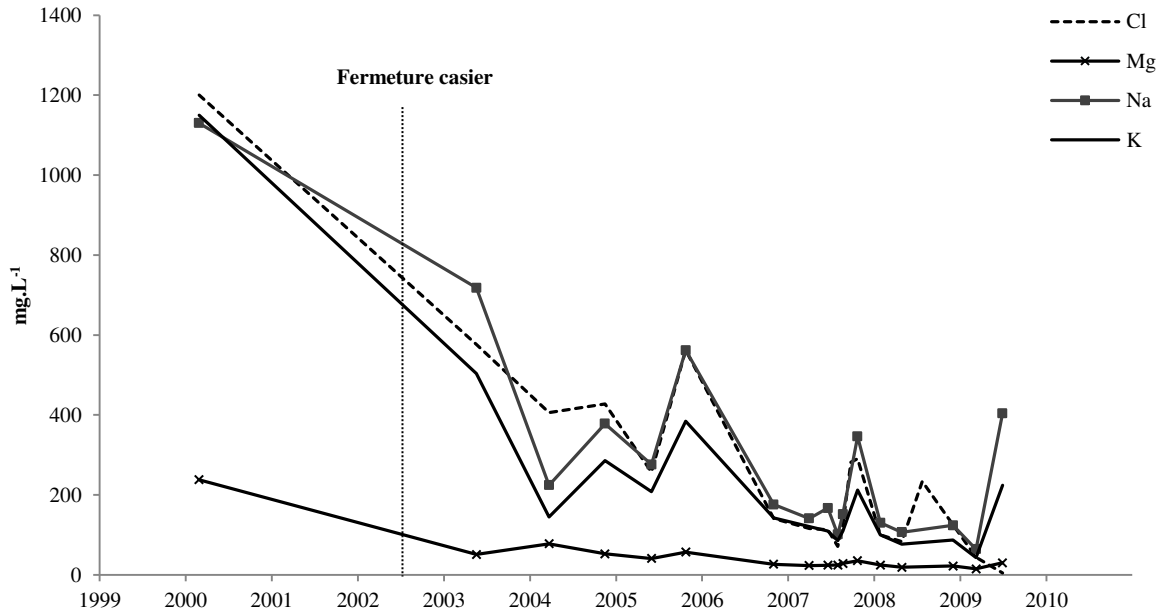


Figure 3.7 : Évolution temporelle de Cl, Mg, Na et K dans les lixiviats du nouveau casier (NC)

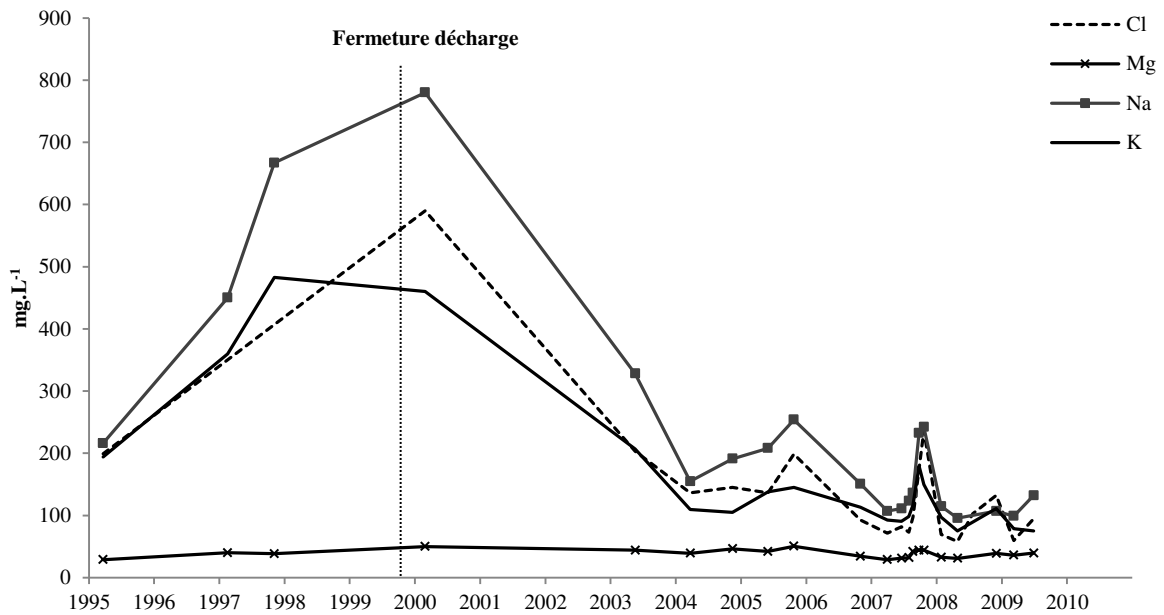


Figure 3.8 : Évolution temporelle de Cl, Mg, Na et K dans les lixiviats de l'ancienne décharge (AD)

Dans les lixiviats du NC, les ions Mg^{2+} , Na^+ , K^+ et Cl^- présentent une tendance décroissante au cours du temps. Dans les lixiviats de l'AD, ces ions montrent une nette croissance en début de suivi, pendant la phase d'exploitation. Après l'arrêt des dépôts fin 1999, les concentrations diminuent au cours du temps. L'absence de données entre fin 2000 et début 2003 ne permet pas de suivre le comportement de ces ions pendant la période qui suit immédiatement la fermeture de la décharge.

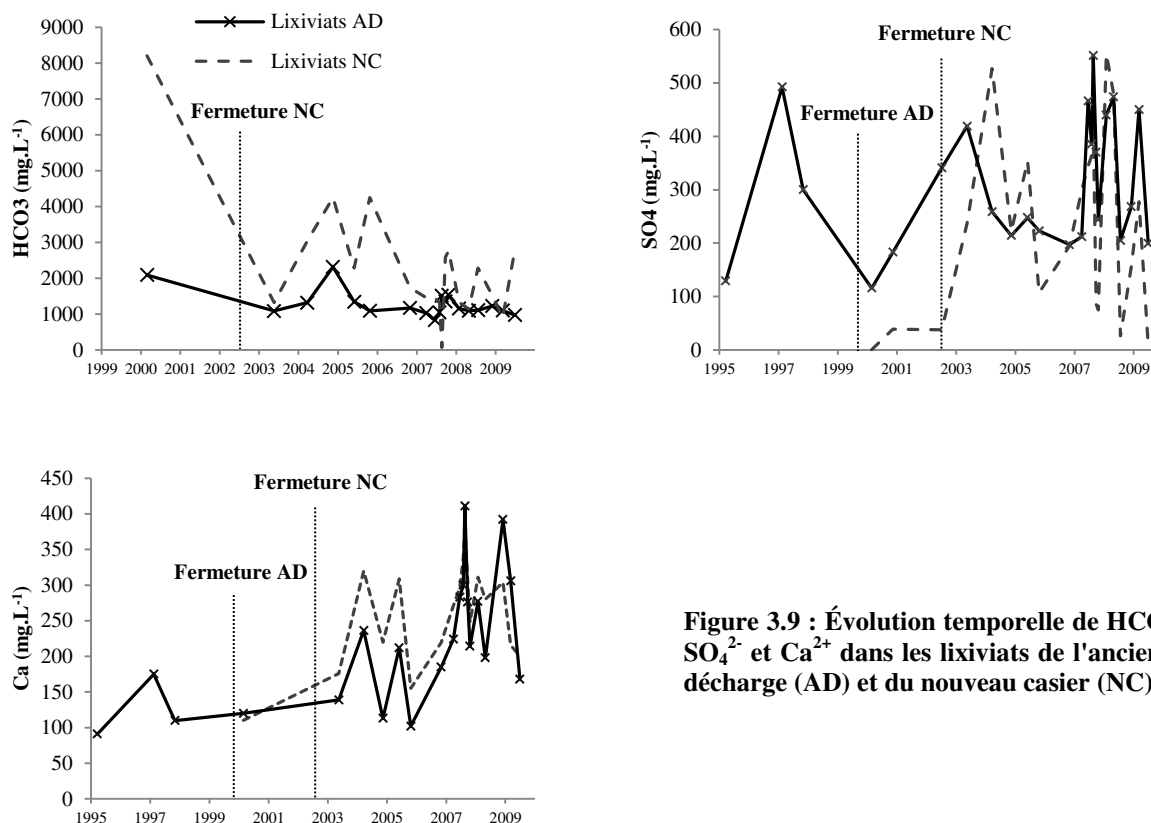


Figure 3.9 : Évolution temporelle de HCO₃⁻, SO₄²⁻ et Ca²⁺ dans les lixiviats de l'ancienne décharge (AD) et du nouveau casier (NC)

Dans les deux lixiviats, les concentrations en HCO₃⁻ diminuent de façon saccadée. Cependant, le comportement de cet ion n'a pas pu être observé pendant la phase d'exploitation dans les lixiviats de l'AD en raison de l'absence de mesures de ce paramètre à cette période.

Les teneurs en SO₄²⁻ montrent une forte variabilité et sont comprises entre 110 et 550 mg.L⁻¹ dans les lixiviats de l'AD. Au début de l'exploitation du nouveau casier, les concentrations sont négligeables (1 mg.L⁻¹) et augmentent jusqu'à 530 mg.L⁻¹ (2004) puis varient très fortement entre 7 et 550 mg.L⁻¹.

Contrairement aux autres ions, Ca présente une croissance au cours du temps et plus particulièrement sur la période 2007-2009, succédant à la réhabilitation.

3.3.2.2.3 Composés azotés

Toutes les espèces azotées à la fois organiques et inorganiques (NH₄-N, NO₃-N, NO₂-N, NTK et Norg) sont regroupées sous la forme du paramètre azote total (NT). L'azote Kjeldahl total (NTK) est la somme de l'azote organique (Norg) et de l'azote ammoniacal (NH₄-N). Les nitrites (NO₂-N) représentent une part négligeable des composés azotés, avec des concentrations comprises entre 0,03-9 mg.L⁻¹ pour les lixiviats du NC et comprises entre 0,02-34 mg.L⁻¹ pour les lixiviats de l'AD. De ce fait, la série des NO₂-N n'apparaît pas sur les

figures. Les évolutions des composés azotés des deux lixiviats sont présentées sur la **figure 3.10** et la **figure 3.11**.

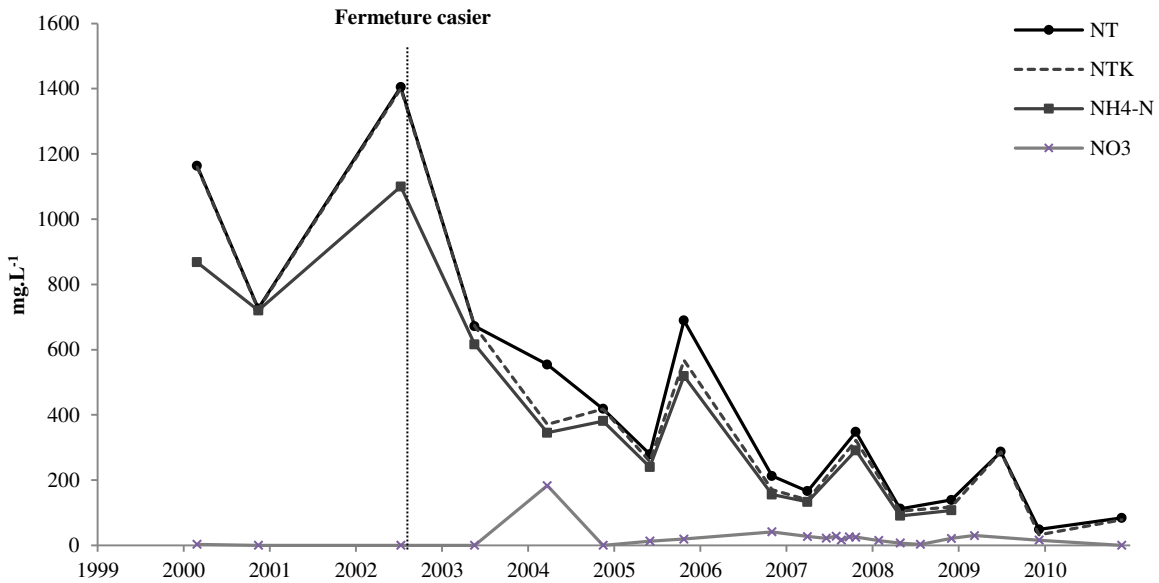


Figure 3.10 : Évolution temporelle des composés azotés dans les lixiviats du nouveau casier (NC)

Dans les lixiviats NC, l'ensemble des composés azotés présente une tendance décroissante. $\text{NH}_4\text{-N}$ est l'espèce dominante de l'azote et montre des concentrations comprises entre 91 et 1 100 mg.L^{-1} . Quatre ans et demi après la création du casier (début 2004), les concentrations en $\text{NH}_4\text{-N}$ sont majoritairement inférieures à 400 mg.L^{-1} . Les valeurs de NTK et $\text{NH}_4\text{-N}$ sont très similaires et témoignent d'une faible proportion d'azote organique mise en évidence à travers le rapport Norg/NTK variant de 0,004 à 0,25.

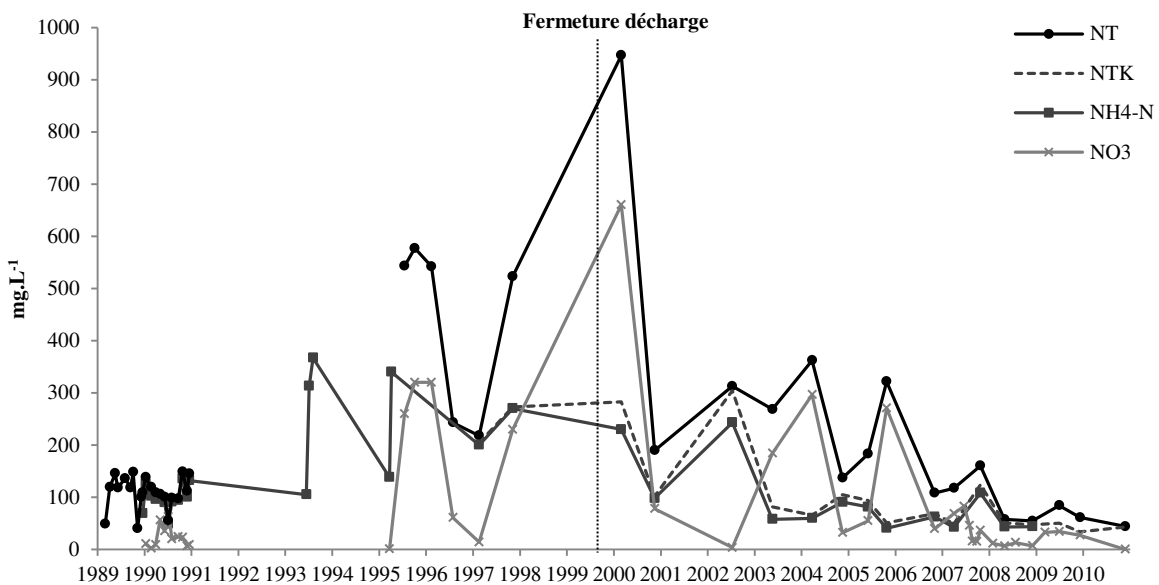


Figure 3.11 : Évolution temporelle des composés azotés dans les lixiviats de l'ancienne décharge (AD)

Après une phase d'augmentation des composés azotés au début du suivi des lixiviats de l'AD, leurs teneurs présentent une décroissance progressive à partir de 2000 concordant à quelques mois près avec l'arrêt des dépôts. Les concentrations en $\text{NH}_4\text{-N}$ sont exclusivement inférieures à 400 mg.L^{-1} et tendent vers une stabilisation en-dessous de 100 mg.L^{-1} à partir de 2003. Tout comme dans les lixiviats du NC, les valeurs de NTK et $\text{NH}_4\text{-N}$ sont très similaires indiquant la présence d'une faible proportion d'azote organique. Néanmoins, contrairement au nouveau casier, l'azote ammoniacal n'est pas continuellement l'espèce dominante de l'azote dans l'ancienne décharge. En effet, de très fortes concentrations en nitrate surpassant les concentrations en azote ammoniacal sont périodiquement observées (février 2000, mai 2003, mars 2004, octobre 2005 et avril 2007). Le nitrate devient alors l'espèce dominante.

3.3.2.3 Étude de la charge métallique

Les concentrations en éléments traces métalliques (Cd, Cr, Cu, Ni, Pb et Zn) dans les lixiviats sont présentées sur la **figure 3.12**. Pour certains paramètres, leurs valeurs limites acceptables dans les rejets d'effluents liquides dans le milieu naturel (**arrêté du 9 septembre 1997 modifié**) sont représentées sur les graphiques à titre indicatif.

Chapitre 3 – Évolution temporelle de la dégradation des déchets : qualité des lixiviats

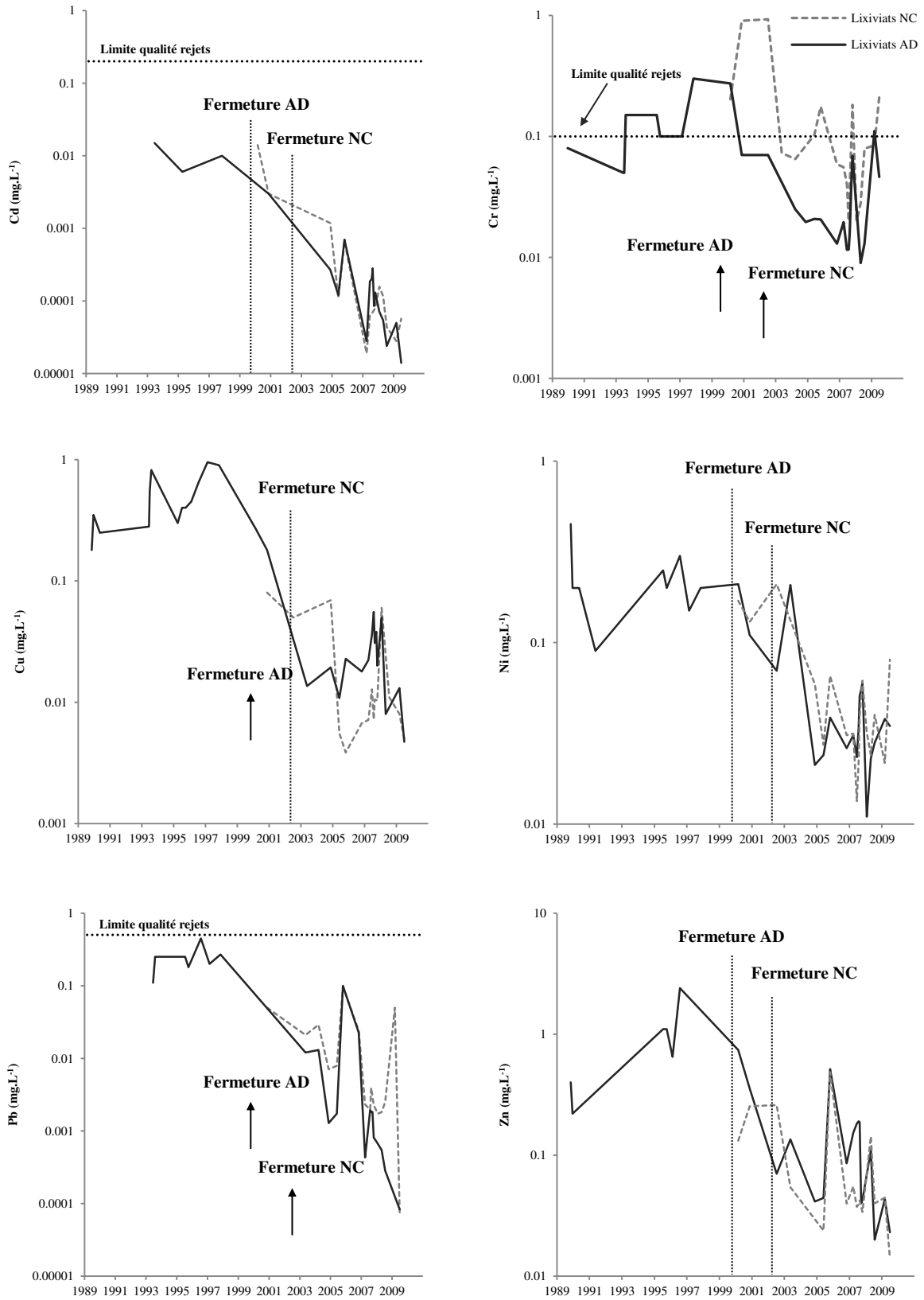


Figure 3.12 : Évolution temporelle de Cd, Cr, Cu, Ni, Pb et Zn dans les lixiviats du nouveau casier (NC) et de l'ancien décharge (AD), échelle log₁₀

Les concentrations mesurées dans les deux lixiviats sont comprises dans les gammes retrouvées dans la littérature mais se rapprochent des valeurs minimales (**tableau 3.1 ; Christensen et al., 2001**). Elles sont quasiment dans le même ordre de grandeur dans les deux lixiviats. Les concentrations en Pb et Cd sont inférieures aux limites de qualité des rejets d'effluents liquides et celles de Cr ou tendent à l'être en fin de suivi. Zn, Cu, Pb et Cr suivent la même tendance que les paramètres organiques et les ions majeurs observés précédemment, à savoir :

- dans les lixiviats de l'AD, une augmentation pendant la phase d'exploitation suivie d'une décroissance après la fermeture de la décharge,
- dans les lixiviats du NC, une décroissance sur toute la période de suivi.

Par contre, les concentrations en Ni et Cd décroissent continuellement à la fois en phase d'exploitation et en phase post-exploitation.

3.4 Discussion

La majorité des constituants des lixiviats de la décharge d'Étueffont présente de faibles concentrations, en comparaison avec les gammes de concentrations relevées dans la littérature (**Farquhar, 1989 ; Christensen et al., 2001**). Celles-ci sont probablement attribuables au fait que les déchets collectés sont très majoritairement issus des ménages d'une population rurale qui, pour la plupart, a assimilé la notion de tri depuis le début des années 1990 et pratique fortement le compostage domestique, permettant de réduire l'apport initial en matière organique et en ETM dans la décharge.

À travers l'analyse de l'évolution temporelle des lixiviats, plusieurs observations ont pu être faites. Celles-ci sont détaillées ci-dessous.

3.4.1 Impact de la fermeture de l'ancienne décharge

Dans les lixiviats de l'ancienne décharge, une variation de la tendance d'évolution des paramètres a été observée à l'issue de l'arrêt des dépôts. La majorité des paramètres présente une tendance croissante pendant la période d'exploitation tandis qu'après la fermeture de la décharge, les concentrations baissent continuellement. Bien que les processus bio-physico-chimiques de dégradation conduisent à une diminution de la charge organique, minérale et métallique des lixiviats au cours du temps (**Belevi et Baccini, 1989 ; Ehrig, 1989 ; Bozkurt**

et al., 2002), celle-ci n'a pas été observée pendant la période d'exploitation de l'ancienne décharge. La forte variabilité du rapport DBO/DCO dont les valeurs sont comprises entre 0,6 et 0,1 met en évidence la production alternative de lixiviats à fortes et à faibles teneurs en matière organique biodégradable (**Renou et al., 2008**). Celles-ci sont caractéristiques des premières phases de dégradation et de la méthanogénèse, respectivement. La conductivité électrique montre également une variabilité significative de la charge ionique des lixiviats. Le pH continuellement supérieur à 7 montre toutefois une prédominance des conditions méthanogènes dans les lixiviats collectés (**Kylefors, 2002**). Même si les couches de déchets frais en surface présentent des caractéristiques acidogènes ou acétogènes, les lixiviats fortement chargés et acides qui en résultent n'ont pas été observés au point de collecte. Il semble donc que les lixiviats collectés soient majoritairement produits par les couches profondes qui sont en conditions méthanogènes. Cependant, les pics de valeurs, notamment pour la DBO et la CE, font penser à une arrivée de lixiviats plus jeunes, périodiquement, au point de collecte. À mesure de la percolation des lixiviats jeunes dans le massif, leur charge est probablement atténuée par les processus biologiques et chimiques des couches sous-jacentes dont la dégradation est plus avancée. Leur charge à l'exutoire serait conditionnée par la vitesse de percolation, c'est-à-dire qu'un long temps de séjour dans les couches anciennes engendrerait une forte réduction des concentrations et un pH légèrement basique. Cette vitesse de percolation étant elle-même conditionnée par les phénomènes de chenalisation dus aux hétérogénéités dans le massif (**Farquhar, 1989**).

Après la fermeture de la décharge, une diminution continue de l'ensemble des paramètres a été observée. L'arrêt des dépôts induit un non-renouvellement des matières. Ainsi, la quantité de matière potentiellement dégradable et lessivable ne peut que diminuer à mesure de la dégradation des déchets. La mise en place d'une couverture finale sur le massif de déchets fait généralement suite à la fermeture des décharges (**Warith, 2003**). Celle-ci a pour but de limiter voire réduire les infiltrations d'eau dans le massif qui favorisent la production de lixiviats et consécutivement leur migration dans le sous-sol, dans le cas des décharges non sécurisées (**Elshorbagy et Mohamed, 2000**). Pourtant, une humidité insuffisante peut engendrer un blocage de la biodégradation (**Bilgili et al., 2007**) et également une diminution de l'intensité du lessivage (**Rowe, 2011**). C'est pourquoi il a été choisi de mettre en œuvre une couverture terreuse perméable sur l'ancienne décharge qui permet de maintenir un apport d'eau suffisant. La diminution continue des concentrations des paramètres dans les lixiviats après la fermeture confirme donc que ce type de couverture est bénéfique à la dégradation des déchets

et au lessivage des contaminants qui ne se stabilisent pas chimiquement avec le temps (par exemple, Cl⁻).

À l'issue de la fermeture de l'ancienne décharge en 1999, les lixiviats montrent toujours une alternance de phases à moyenne biodégradabilité (DBO/DCO < 0,5) et à faible biodégradabilité (DBO/DCO < 0,1) indiquant que la dégradation des déchets persiste au cours du temps. Comme l'apport organique a été interrompu, l'augmentation périodique de la biodégradabilité des lixiviats ne peut pas provenir des lixiviats générés par les déchets frais. Ces fluctuations peuvent donc être la conséquence du tassement secondaire qui perturbe physiquement le massif suite aux variations de masse relatives à la biodégradation et à l'évolution de la teneur en eau (**Olivier, 2003 ; Statom et al., 2004**). Ceci mettrait à nu de façon ponctuelle et locale des poches de matière organique piégées jusqu'alors.

3.4.2 Effet du prétraitement sur la dégradation

Les lixiviats issus de l'acidogénèse en début de dégradation anaérobie sont caractérisés par un pH acide (< 6,5) et un fort rapport DBO/DCO (> 0,5) (**Alvarez-Vazquez et al., 2004 ; Renou et al., 2008 ; Li et al., 2010**). Les valeurs acides de pH généralement observées en début d'exploitation (pH=5-6) sont le résultat d'une forte production d'acides organiques volatils (**Barlaz et al., 2002**). À mesure de la consommation de ces acides par les bactéries méthanogènes, le pH augmente (**Reinhart et Grosh, 1998**) et se stabilise progressivement aux environs de 7-8 (**Renou et al., 2008**). En ce qui concerne la biodégradabilité des lixiviats, des études effectuées sur site ou en laboratoire indiquent un rapport DBO/DCO initial de l'ordre de 0,9 à 0,4 (**Chen, 1996 ; François, 2004 ; Tränkler et al., 2005 ; Kulikowska et Klimiuk, 2008**). Ce rapport décroît progressivement en-dessous de 0,1 à l'arrivée des conditions méthanogènes (**Kylefors, 2002**). Quatre mois après le début de l'exploitation, les lixiviats du nouveau casier présentent un pH neutre et un rapport DBO/DCO < 0,2. Ces valeurs reflètent les caractéristiques d'une fin d'acétogénèse ou d'un début d'activité méthanogène (**François, 2004**). **Millot (1986)**, **Robinson et Gronow (1993)** et **Krug et Ham (1997)** ont observé de telles valeurs dans des déchets d'âge compris entre 5 et 10 ans. Toutefois, **Berthe (2006)** a montré l'apparition de conditions méthanogènes (DBO/DCO ≈ 0,1 et pH > 7) au bout de huit mois d'enfouissement pour des déchets bio-mécaniquement prétraités pendant 12 semaines (broyage et maturation aérobie). Également, **Chen (1996)** a mis en évidence un rapport DBO/DCO de l'ordre de 0,2 et un pH > 7 après un an d'exploitation dans des décharges soumises à de fortes précipitations (2 500 mm/an). **Warith**

(2002) affirme que l'arrivée des conditions méthanogènes est plus rapide quand les déchets sont broyés. Le type d'exploitation employé dans la décharge d'Étueffont associant broyage et maturation aérobie ainsi que la forte pluviométrie (1500-1900 mm/an) sont deux facteurs qui semblent contribuer à l'établissement prématuré des conditions méthanogènes. La phase acide observée par de nombreux auteurs n'a pas été constatée dans le nouveau casier, impliquant donc qu'elle a eu lieu durant les quatre premiers mois d'exploitation, période pendant laquelle aucune mesure n'a été effectuée.

La mise en œuvre des déchets sur une hauteur n'excédant pas 4 m/an a également contribué à accélérer le processus de dégradation de la matière organique. A contrario, une mise en œuvre des déchets sur une hauteur supérieure tend à augmenter la durée des premières phases de dégradation et se traduit par une augmentation de la DBO et de la DCO en début d'exploitation (Ehrig, 1989).

3.4.3 Influence de l'âge

Un phénomène général de décroissance avec l'âge des déchets a été observé pour la majorité des paramètres, à l'exception de Ca^{2+} qui montre une croissance. Ces tendances sont retrouvées pendant toute la période de suivi dans les lixiviats du nouveau casier et uniquement pendant la post-exploitation dans les lixiviats de l'ancienne décharge.

Les tendances décroissantes notées pour les paramètres liés à l'activité biologique (DBO et DCO) suggèrent que la quantité de matière organique diminue graduellement avec l'âge. La légère variabilité de ces paramètres en fin de suivi indique que la dégradation microbienne se poursuit et que les deux casiers ne sont pas totalement stabilisés. La diminution de la DBO et de la DCO est la conséquence de l'élimination de la matière organique contenue dans les déchets par les processus de biodégradation et par le lessivage (Reinhart et Grosh, 1998).

Les concentrations en $\text{NH}_4\text{-N}$ relevées dans différentes décharges varient de quelques dizaines à plusieurs milliers de mg.L^{-1} (Ehrig, 1989 ; Khoury et al., 2000 ; Rafizul et Alamgir, 2012). Environ cinq ans après la création du nouveau casier, les concentrations en $\text{NH}_4\text{-N}$ sont inférieures à 400 mg.L^{-1} alors que Chu et al. (1994) rapportent des concentrations de l'ordre de $500\text{-}1\,500 \text{ mg.L}^{-1}$ après une période de trois à huit ans. Les valeurs de NTK et $\text{NH}_4\text{-N}$ sont très similaires et témoignent d'une faible proportion d'azote organique mise en évidence à travers le rapport Norg/NTK variant de 0,004 à 0,25. Ces valeurs sont en accord avec Chu et al. (1994) et Chen (1996). Les échantillons présentent de faibles concentrations en composés

azotés comparativement au $\text{NH}_4\text{-N}$, ce qui indique que l'azote est majoritairement présent sous forme ammoniacale conformément à **Renou et al. (2008)**. Néanmoins, contrairement au nouveau casier et aux données de la littérature (**Öman et Junestedt, 2008**), l'azote ammoniacal n'est pas continuellement l'espèce dominante de l'azote dans l'ancienne décharge. En effet, de très fortes concentrations en nitrate surpassant les concentrations en azote ammoniacal sont périodiquement observées, représentant 30 % des cas. Le nitrate devient alors l'espèce dominante suggérant une nitrification due à une forte infiltration d'eaux météoriques oxygénées (**Basberg et al., 1998**), favorisée par la survenue d'épisodes pluvieux intenses sur le secteur.

Le comportement du $\text{NH}_4\text{-N}$ au cours du temps est très variable d'un site à l'autre. D'après **Ehrig (1989)**, la teneur en $\text{NH}_4\text{-N}$ reste relativement constante dans les décharges. **Khoury et al. (2000)** et **Kulikowska et Klimiuk (2008)** rapportent une augmentation avec l'âge tandis que **Statom et al. (2004)** observent une décroissance, également rencontrée dans les lixiviats de la décharge d'Étueffont à l'issue de la phase d'exploitation. La décroissance des teneurs en $\text{NH}_4\text{-N}$ dans les deux lixiviats ne peut être attribuable qu'aux phénomènes de lessivage puisqu'il n'existe pas de mécanisme de dégradation en conditions méthanogènes (**Kjeldsen et al., 2002**). Les faibles teneurs observées peuvent, par conséquent, être expliquées par l'absence de couverture finale jusqu'en 2007 sur l'ensemble de la décharge qui a favorisé la percolation de l'eau météorique dans le massif et donc, le lessivage. Des tendances similaires ont été observées en laboratoire par **Rafizul et Alamgir (2012)** dans un lysimètre dépourvu de couverture. Le lessivage est d'autant plus important que le site est soumis à une forte pluviométrie annuelle (1 609 mm/an en moyenne). Malgré ces évolutions temporelles différentes, les auteurs s'accordent sur le fait que le $\text{NH}_4\text{-N}$ est le principal polluant dans les lixiviats, hormis la matière organique (**Kulikowska et Klimiuk, 2008**).

Les tendances décroissantes pour les paramètres inorganiques sont en accord avec les résultats trouvés dans la littérature (**Chian et DeWalle, 1976 ; Lema et al., 1988 ; Christensen et al., 2001 ; Statom et al., 2004**). Dans les deux lixiviats, Na^+ , K^+ et Cl^- présentent une covariance quasi-parfaite, observée également par **Berthe (2006)** et **Bilgili et al. (2007)**. Étant donné que Cl^- est non-réactif aux processus chimiques et biologiques de dégradation, son atténuation ne peut être attribuée qu'aux phénomènes de lessivage (**Christensen et al., 2001**). Comme Na^+ et K^+ ont le même comportement que Cl^- , ceci indique que ces éléments sont contrôlés par les mêmes mécanismes physiques d'atténuation. Les décroissances au cours du temps sont

représentatives d'un épuisement progressif de la source initiale de matière inorganique avec l'âge.

La décroissance des paramètres inorganiques est également mise en évidence par la baisse de la conductivité électrique. Celle-ci est une conséquence directe des valeurs de pH légèrement basiques qui induisent une baisse de la solubilité des espèces ioniques (**Heyer et Stegmann, 2005**).

Ca^{2+} et HCO_3^- sont des paramètres importants d'évaluation du pouvoir tampon du pH des lixiviats. Leurs croissance et décroissance respectives laissent supposer que le CaCO_3 est utilisé pour tamponner les changements de pH (**Statom et al., 2004**). Les valeurs de pH sont majoritairement supérieures à 7 sur toute la période de suivi dans l'ancienne décharge et en post-exploitation dans le nouveau casier, ce qui permet d'éviter un relargage trop important des métaux sensibles aux variations de pH (**Bäverman, 1997**).

Les faibles concentrations en ETM dans les lixiviats ne signifient pas que les ETM sont peu présents dans les déchets. Seule une faible fraction (<0,02 à 1 %) des ETM déposés dans les décharges est lessivée (**Kjeldsen et al., 2002 ; Øygaard et al., 2004**). Cette immobilisation des ETM est notamment due aux phénomènes de sorption et de précipitation mais aussi à leur état solide originel lors du dépôt (plastique, céramique...) qui ne leur permet pas d'être immédiatement relargués. De plus, le pH affecte significativement la solubilité des ETM, qui est favorisée par un pH acide et diminue avec l'élévation du pH (**Bilgili et al., 2007**). Des conditions de pH neutre ou alcalin augmentent la capacité de sorption des sols et de la matière organique contenue dans les déchets (**Kjeldsen et al., 2002**). Les valeurs de pH proches de la neutralité observées dans les deux lixiviats engendrent une faible mobilité des ETM. Ceci se traduit par les faibles concentrations en ETM mesurées dans les lixiviats. Les teneurs en ETM relarguées s'amointrissent avec le temps indiquant que les conditions régnant dans les massifs de déchets deviennent de moins en moins favorables à la solubilité des éléments. La brusque chute de concentrations observée plus ou moins consécutivement à la fermeture de chaque casier selon les éléments peut être due à la mise en place de la couverture finale qui minimise les infiltrations d'eau dans le massif et donc agit sur l'intensité du lessivage des ETM. Toutefois, les nombreuses fluctuations de concentrations sur le court terme (quelques mois) indiquent que la couverture finale n'élimine pas totalement les infiltrations d'eau et permet un lessivage d'intensité variable.

En raison de l'hétérogénéité des décharges (structure, déchets), les vitesses d'évolution de la dégradation des déchets sont variables d'un site à l'autre et il est difficile d'obtenir des valeurs comparatives. Par conséquent, l'attribution d'une durée à chaque phase de dégradation n'est pas aisée. Généralement, l'apparition de la phase méthanogène a lieu dans les huit premières années d'existence du dépôt (**Robinson et Gronow, 1993**) voire dans les dix premières années (**Ehrig et Scheelhaase, 1993**), ce qui concorde avec l'évolution des paramètres observée dans le nouveau casier. Toutefois, cette phase peut, dans certains cas, survenir environ un an et demi après l'enfouissement en fonction de la composition des déchets et du mode d'exploitation employé (**Chen, 1996**).

3.5 Conclusion

L'analyse des lixiviats générés par les deux casiers a montré que la décharge d'Étueffont produit des effluents liquides à faible charge organique, minérale et métallique car les déchets enfouis sont essentiellement ménagers et proviennent d'un contexte rural où le tri et le compostage sont de rigueur. Le suivi des lixiviats du nouveau casier depuis sa création a permis de constater une diminution rapide de la charge polluante au cours du temps et un établissement précoce des conditions méthanogènes (dans les deux premières années, suivant les éléments), en se basant sur le pH et le rapport DBO/DCO. La fermeture de l'ancienne décharge a contribué à une diminution significative de la majorité des paramètres, qui est attribuable aux processus de dégradation et au lessivage. Une tendance décroissante progressive a été observée en post-exploitation dans les lixiviats de l'ancienne décharge indiquant que la dégradation se poursuit et que le massif n'est pas encore complètement stabilisé. En fin de suivi, les lixiviats des deux casiers présentent des valeurs typiques de lixiviats anciens produits en phase méthanogène, avec un $\text{pH} \geq 7$ et un faible ratio DBO/DCO qui reflète une faible biodégradabilité des déchets. L'âge contribue effectivement à une élimination progressive des espèces organiques, minérales et métalliques des déchets mais il n'est pas le seul facteur déterminant l'avancée de la dégradation. Outre la nature des déchets et les facteurs inhérents au site (climat, topographie...), le mode d'exploitation non conventionnel employé a fortement accéléré la vitesse de dégradation des déchets en favorisant un développement rapide des conditions méthanogènes dans le nouveau casier. L'absence de compactage et de couverture immédiatement après le dépôt a permis d'allonger la phase de dégradation aérobie pendant laquelle la matière organique a été réduite de façon

considérable. En complément, le broyage des déchets a autorisé une meilleure infiltration de l'eau dans massif, qui par percolation a engendré une élimination massive des composants polluants.

Références

AFNOR, 1997, NF EN 1484, Analyse de l'eau - Lignes directrices pour le dosage du carbone organique total (TOC) et carbone organique dissous (COD)

AFNOR, 1998, NF EN 1899-1, Qualité de l'eau - Détermination de la demande biologique en oxygène après n jours (DBO_n) - Partie 1 : méthode par dilution et ensemencement avec apport d'allythio-urée

AFNOR, 2001, NF T90-101, Qualité de l'eau - Détermination de la demande chimique en oxygène (DCO)

Alvarez-Vazquez, H., Jefferson, B., Judd, S.J., 2004, Membrane bioreactors vs. conventional biological treatment of landfill leachate: a brief review, *Journal of Chemical Technology and Biotechnology* 79, issue 10, 1043-1049

Andreottola, G. and Cannas, P., 1992, Chemical and biological characteristics of landfill leachate, In: Christensen, T.H., Cossu, R., Stegmann, R. (Eds.), Chapter 2.4 in *Landfilling of waste: Leachate*, E&FN Spon Press, London, 65-88

Arrêté du 9 septembre 1997 modifié relatif aux installations de stockage de « déchets non dangereux », JO n° 229 du 2 octobre 1997

Aziz, S.Q., Aziz, H.A., Yusoff, M.S., Bashir, M.J.K., 2011, Landfill leachate treatment using powdered activator carbon augmented sequencing batch reactor (SBR) process: Optimization by response surface methodology, *Journal of Hazardous Materials* 189, 404-413

Barlaz, M.A., Rooker, A.P., Kjeldsen, P., Gabr, M.A., Borden, R.C., 2002, Critical evaluation of factors required to terminate the postclosure monitoring period at solid waste landfills, *Environmental Science and Technology* 36 (16), 3457-3464

Basberg, L., Banks, D., Saether, O.M., 1998, Redox processes in groundwater impacted by landfill leachate, *Aquatic Geochemistry* 4, 253-272

Bäverman, C., 1997, The importance of the pH buffering capacity – comparison of various methods to estimate the pH properties of a waste material, *Proceedings of the 5th Annual North American Waste-to-Energy Conference*, Research Triangle Park, NC, US, 22-25 April 1997, 739-748

Belevi, H. and Baccini, P., 1989, Long term behaviour of municipal solid waste landfills, *Waste Management and Research* 7, 43-56

Belle, É., 2008, 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), Thèse de doctorat, Université de Franche-Comté, Besançon

Berthe, C., 2006, Étude de la matière organique contenue dans des lixiviats issus de différentes filières de traitement des déchets ménagers et assimilés, Thèse de doctorat, Université de Limoges, France

- Bilgili, M.S., Demir, A., Ince, M., Özkaya B., 2007, Metal concentrations of simulated aerobic and anaerobic pilot scale landfill reactors, *Journal of Hazardous Materials* 145, 186-194
- Bozkurt, S., Moreno, L., Neretnieks, I., 2000, Long-term processes in waste deposits, *The Science of the total Environment* 250, 101-121
- Bulc, T.J., 2006, Long term performance of a constructed wetland for landfill leachate treatment, *Ecological Engineering* 26, 365-374
- Chen, P.H., 1996, Assessment of leachates from sanitary landfills: Impact of age, rainfall, and treatment, *Environment International* 22 (2), 225-237
- Chian, E.S.K. and DeWalle, F.B., 1976, Sanitary landfill leachates and their treatment, *Journal of Environmental Engineering Division* 102 (EE2), 411-431
- 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
- Chu, L.M., Cheung, K.C., Wong, M.H., 1994, Variations in the chemical properties of landfill leachate, *Environmental Management* 18 (1), 105-117
- Comstock, S.E.H., Boyer, T.H., Graf, K.C., Townsend, T.C., 2010, Effect of landfill characteristics on leachate organic matter properties and coagulation treatability, *Chemosphere* 81, 976-983
- Cortez, S., Teixeira, P., Oliveira, R., Mota, M., 2010, Ozonation as polishing treatment of mature landfill leachate, *Journal of Hazardous Materials* 182, 730-734
- Depountis, N., Koukis, G., Sabatakakis, N., 2009, Environmental problems associated with the development and operation of a lined and unlined landfill site: a case study demonstrating two landfill sites in Patra, Greece, *Environ Geol* 56, 1251-1258
- Durmusoglu, E. and Yilmaz, C., 2006, Evaluation and temporal variation of raw and pre-treated leachate quality from an active solid waste landfill, *Water, Air, and Soil Pollution* 171, 359-382
- Ehrig H.-J., 1989, Water and element balances of landfills, In: Baccini, P. (Ed.), *Lecture Notes in Earth Sciences* 20, The Landfill, Springer-Verlag, Berlin, 83-115
- Ehrig, H.-J. and Scheelhaase, T., 1993, Pollution potential and long term behaviour of sanitary landfills. Sardinia '93: Fourth international landfill symposium, 11-15 October 1993, Christensen, Cossu and Stegmann, Cagliari, Italy, *CISA*. 2(2), 1203-1225
- El-Fadel, M., Findikakis, A.N., Leckie, J.O., 1997, Modeling leachate generation and transport in solid waste landfills, *Environmental Technology* 18, 669-68
- Elshorbagy, W.A. and Mohamed, A.M.O., 2000, Evaluation of using municipal solid waste compost in landfill caps in arid areas, *Waste Management* 20 (7), 499-507
- Fan, H., Shu, H.-Y., Yang, H.-S., Chen, W.-C., 2006, Characteristics of landfill leachates in central Taiwan, *Science of the Total Environment* 361, 25-37
- Fan, H.-J., Chen, I.-W., Lee, M.-H., Chiu, T., 2007, Using FeGAC/H₂O₂ process for landfill leachate treatment, *Chemosphere* 67, 1647-1652
- Farquhar, 1989, Leachate: production and characterization, *Canadian Journal of Civil Engineering* 16, 317-325

- Fatta, D., Papadopoulos, A., Loizidou, M., 1999, A study on the landfill leachate and its impact on the groundwater quality of the greater area, *Environmental Geochemistry and Health* 21, 175-199
- François, V., 2004, Détermination d'indicateurs d'accélération et de stabilisation de déchets ménagers enfouis. Etude de l'impact de la recirculation de lixiviats sur colonnes de déchets, Thèse de doctorat, Université de Limoges
- Gotvajn, A.Ž., Zagorc-Končan, J., Cotman, M., 2011, Fenton's oxidative treatment of municipal landfill leachate as an alternative to biological process, *Desalination* 275, 269-275
- Harris, J.M. and Gaspar, J.A., 1989, Management of leachate from sanitary landfill, *Proceedings of the Specialty Conference on Environmental Engineering*, ASCE, New York, 320-333
- Henry, J.G., Prasad, D., Young, H., 1987, Removal of organics from leachates by anaerobic filter, *Water Research* 21 (11), 1395-1399
- Heyer, K.-U. and Stegmann, R., 2005, Landfill systems, sanitary landfilling of solid wastes, and long-term problems with leachate, *in: Environmental Biotechnology: Concepts and Applications*, Eds H.J. Jördening and J. Winter, Wiley-VCH Verlag GmbH & Co. KGaA, Weinheim, FRG, doi: 10.1002/3527604286.ch15
- Huo, S., Xi, B., Yu, H., He, L., Fan, S., Liu, H., 2008, Characteristics of dissolved organic matter (DOM) in leachate with different landfill ages, *Journal of Environmental Sciences* 20, 492-498
- Jensen, D.L. and Christensen, T.H., 1999, Colloidal and dissolved metals in leachates from four Danish landfills, *Water Research* 33 (9), 2139-2147
- Kang, K.-H., Shin, H.S., Park, H., 2002, Characterization of humic substances present in landfill leachates with different landfill ages and its implications, *Water Research* 36, 4023-4032
- Khattabi, H., 2002, Intérêts de l'étude des paramètres hydrogéologiques et hydrobiologiques pour la compréhension du fonctionnement de la station de traitement des lixiviats de la décharge d'ordures ménagères d'Étueffont (Belfort, France), Thèse de doctorat, Université de Franche-Comté, Besançon
- Kheradmand, S., Karimi-Jashni, A., Sartaj, M., 2010, Treatment of municipal landfill leachate using a combined anaerobic digester and activated sludge system, *Waste Management* 30, 1025-1031
- Khoury, R., El-Fadel, M., Sadek, S., Ayoub, G., 2000, Temporal variation of leachate quality in seawater saturated fills, *Advances in Environmental Research* 4, 313-323
- Kjeldsen, P., Barlaz, M.A., Rooker, A.P., Baun, A., Ledin, A., Christensen, T.H., 2002, Present and long-term composition of MSW landfill leachate: A review, *Critical Reviews in Environmental Science and Technology* 32, 297-336
- Knox, K., 1983, Treatability studies on leachate from co-disposal landfill, *Environmental Pollution Series B, Chemical and Physical* 5 (3), 157-174
- Koshy, L., Paris, E., Ling, S., Jones, T., Bérubé, K., 2007, Bioreactivity of leachate from municipal solid waste landfills-assessment of toxicity, *Science of the Total Environment* 384, 171-181
- Krug, M.N. and Ham, R.K., 1997, Analysis of long-term leachate characteristics, *in: Christensen, T.H., Cossu, R. and Stegmann, R. (eds.), Proceedings Sardinia 97 6th International Landfill Symposium*, 13-17 October 1997, Cagliari, Italy, 117-131
- Kruse, K., 1994, Langfristiges Emissionsgeschehen von Siedlungsabfalldéponien, *Veröffentlichungen des Instituts für Stadtbauwesen*, Technische Universität Braunschweig, 54 p.

- Kulikowska, D. and Klimiuk, E., 2008, The effect of landfill age on municipal leachate composition, *Bioresource Technology* 99, 5981-5985
- Kumar, D. and Alappat, B.J., 2005, Evaluating leachate contamination potential of landfill sites using leachate pollution index, *Clean Techn Environ Policy* 7, 190-197
- Kurniawan, T.A., Lo, W.-H., Chan, G.Y.S., 2006, Degradation of recalcitrant compounds from stabilized landfill leachate using a combination of ozone-GAC adsorption treatment, *Journal of Hazardous Materials B137*, 443-455
- Kylefors, K., 2002, Predictions of leaching from municipal solid waste (MSW) and measures to improve leachate management at landfills, Doctoral thesis, Luleå University of Technology, SE-971 87 Luleå, Sweden
- Kylefors, K., 2003, Evaluation of leachate composition by multivariate data analysis (MVDA), *Journal of Environmental Management* 68, 367-376
- Lema, J.M., Mendez, R. and Blazquez, R., 1988, Characteristics of landfill leachates and alternatives for their treatment: A review, *Water, Air, and Soil Pollution* 40, 223-250
- Li, W., Hua, T., Zhou, Q., Zhang, S., Li, F., 2010, Treatment of stabilized landfill leachate by the combined process of coagulation/flocculation and powder activated carbon adsorption, *Desalination* 264, 56-62
- Lin, S.H., Chang, C.C., 2000, Treatment of landfill leachate by combined electro-Fenton oxidation and sequencing batch reactor method, *Water Research*. 34 (17), 4243-4249
- Lou, Z., Dong, B., Chai, X., Song, Y., Zhao, Y., Zhu, N., 2009, Characterization of refuse landfill leachates of three different stages in landfill stabilization process, *Journal of Environmental Sciences* 21, 1309-1314
- Marañón, E., Castrillón, L., Fernández, Y., Fernández, E., 2006, Anaerobic treatment of sludge from a nitrification-denitrification landfill leachate plant, *Waste Management* 26, 869-874
- Matthews, R., Winson, M., Scullion, J., 2009, Treating landfill leachate using passive aeration trickling filters; effects of leachate characteristics and temperature on rates and process dynamics, *Science of the Total Environment* 407, 2557-2564
- Millot, N., 1986, Les lixiviats de décharges contrôlées, Caractérisation analytique et études des filières de traitement, Thèse de doctorat, INSA Lyon
- Norbu, T., Visvanathan, C., Basnayake, B., 2005, Pretreatment of municipal solid waste prior to landfilling, *Waste Management* 25, 997-1003
- Olivier, F., 2003, Tassement des déchets en CSD de classe II : du site au modèle, thèse de doctorat, Université Joseph Fourier, Grenoble
- Öman C.B. and Junestedt C., 2008, Chemical characterization of landfill leachates – 400 parameters and compounds, *Waste Management* 28 (10), 1876-1891
- Øygaard, J.K., Måge, A., Gjengedal, E., 2004, Estimation of the mass-balance of selected metals in four sanitary landfills in Western Norway, with emphasis on the heavy metal content of the deposited waste and the leachate, *Water Research* 38, 2851-2858
- Øygaard, J.K., Gjengedal, E., Mobbs, H.J., 2008, Trace element exposure in the environment from MSW landfill leachate sediments measured by a sequential extraction technique, *Journal of Hazardous Materials* 153, 751-758

Chapitre 3 – Évolution temporelle de la dégradation des déchets : qualité des lixiviats

- Pi, K.W., Li, Z., Wan, D.J., Gao, L.X., 2009, Pretreatment of municipal landfill leachate by a combined process, *Process Safety and Environmental Protection* 87, 191-196
- Rafizul, I.M. and Alamgir, M., 2012, Characterization and tropical seasonal variation of leachate: Results from landfill lysimeter studied, *Waste Management*, in press, doi: 10.1016/j.wasman.2012.01.020
- Reinhart, D.R. and Grosh, C.J., 1998, Analysis of Florida MSW landfill leachate quality, Report 97-3, Florida Center for Solid and Hazardous Waste Management
- Renou, S., Givaudan, J.G., Poulain, S., Dirassouyan, F., Moulin, P., 2008, Landfill leachate treatment: Review and opportunity, *Journal of Hazardous Materials* 150, 468-493
- Robinson, H.D. and Grantham, G., 1988, The treatment of landfill leachates in on-site aerated lagoon plants: Experience in Britain and Ireland, *Water Research* 22 (6), 733-747
- Robinson, H.D. and Gronow J.R., 1993, A review of landfill leachate composition in the UK, in Christensen, T.H., Cossu R., and Stegmann R., (eds), *Proceedings from Sardinia '93: Fourth International Landfill Symposium*, 11-15 October 1993, S. Margherita di Pula, Cagliari, Italy, CISA (Environmental Sanitary Engineering Centre), Cagliari, Italy, 821-832
- Rowe, R.K., 2011, Systems engineering: the design and operation of municipal solid waste landfills to minimize contamination of groundwater, *Geosynthetics International* 18 (6), 391-404, <http://dx.doi.org/10.1680/gein.2011.18.6.391>
- Salem, Z., Hamouri, K., Djemaa, R., Allia, K., 2008, Evaluation of landfill leachate pollution and treatment, *Desalination* 220, 108-114
- Singh, U.K., Kumar, M., Chauhan, R., Jha, P.K., Ramanathan, A.L., Subramanian, V., 2008, *Environmental Monitoring and Assessment* 141, 309-321
- Sletten, R.S., Benjamin, M.M., Horng, J.J., Ferguson, J.F., 1995, Physical-chemical treatment of landfill leachate for metals removal, *Water Research*. 29 (10), 2376-2386
- Srivastava, S.K. and Ramanathan, A.L., 2008, Geochemical assessment of groundwater quality in vicinity of Bhalswa landfill, Dehli, India, using graphical and multivariate statistical methods, *Environ Geol* 53, 1509-1528
- Statom, R.A., Thyne, G.D., McCray J.E., 2004, Temporal changes in leachate chemistry of a municipal solid waste landfill cell in Florida, USA, *Environmental Geology* 45, 982-991
- Tatsi, A.A. and Zouboulis, A.I., 2002, A field investigation of the quantity and quality of leachate from a municipal solid waste landfill in a Mediterranean climate (Thessaloniki, Greece), *Advances in Environmental Research* 6, 207-219
- Trabelsi, I., Sellami, I., Dhifallah, T., Medhioub, K., Bousselmi, L., Ghrabi, A., 2009, Coupling of anoxic and aerobic biological treatment of landfill leachate, *Desalination* 246, 506-513
- Tränkler, J., Visvanathan, C., Kuruparan, P., Tubtimthai, O., 2005, Influence of tropical seasonal variations on landfill leachate characteristics, results from lysimeters studies, *Waste Management* 25, 1013-1020
- Vilar, V.J.P., Capelo, S.M.S., Silva, T.F.C.V., Boaventura, R.A.R., 2011a, Solar photo-Fenton as a pre-oxidation step for biological treatment of landfill leachate in a pilot plant with CPCs, *Catalysis Today* 161, 228-234

E. Grisey (2013) - *Impact de l'évolution des déchets d'une ISDND sur l'environnement*

Vilar, V.J.P., Rocha, E.M.R., Mota, F.S., Fonseca, A., Saraiva, I., Boaventura, R.A.R., 2011b, Treatment of a sanitary landfill leachate using combined solar photo-Fenton and biological immobilized biomass reactor at a pilot scale, *Water Research* 45, 2647-2658

Weng, H.-X., Zhang, F., Zhu, Y.-M., Qin, Y.-C., Ji, Z.-Q., Cheng, C., 2010, Treatment of leachate from domestic landfills with three-stage physicochemical and biochemical technology, *Environ Earth Sci* DOI 10.1007/s12665-010-0677-1

Warith, M.A., 2002, Bioreactor landfills: experimental and field results, *Waste Management* 22, 7-17

Warith, M.A., 2003, Solid waste management: new trends in landfill design, *Emirates Journal for Engineering Research* 8 (1), 61-70

Williams, P.T., 2005, Waste treatment and disposal, 2nd Edition, J. Wiley and Sons Ltd

Wiszniewski, J., Surmacz-Górska, J., Robert, D., Weber, J.-V., 2007, The effect of landfill leachate composition on organics and nitrogen removal in an activated sludge system with bentonite additive, *Journal of Environmental Management* 85, 59-68

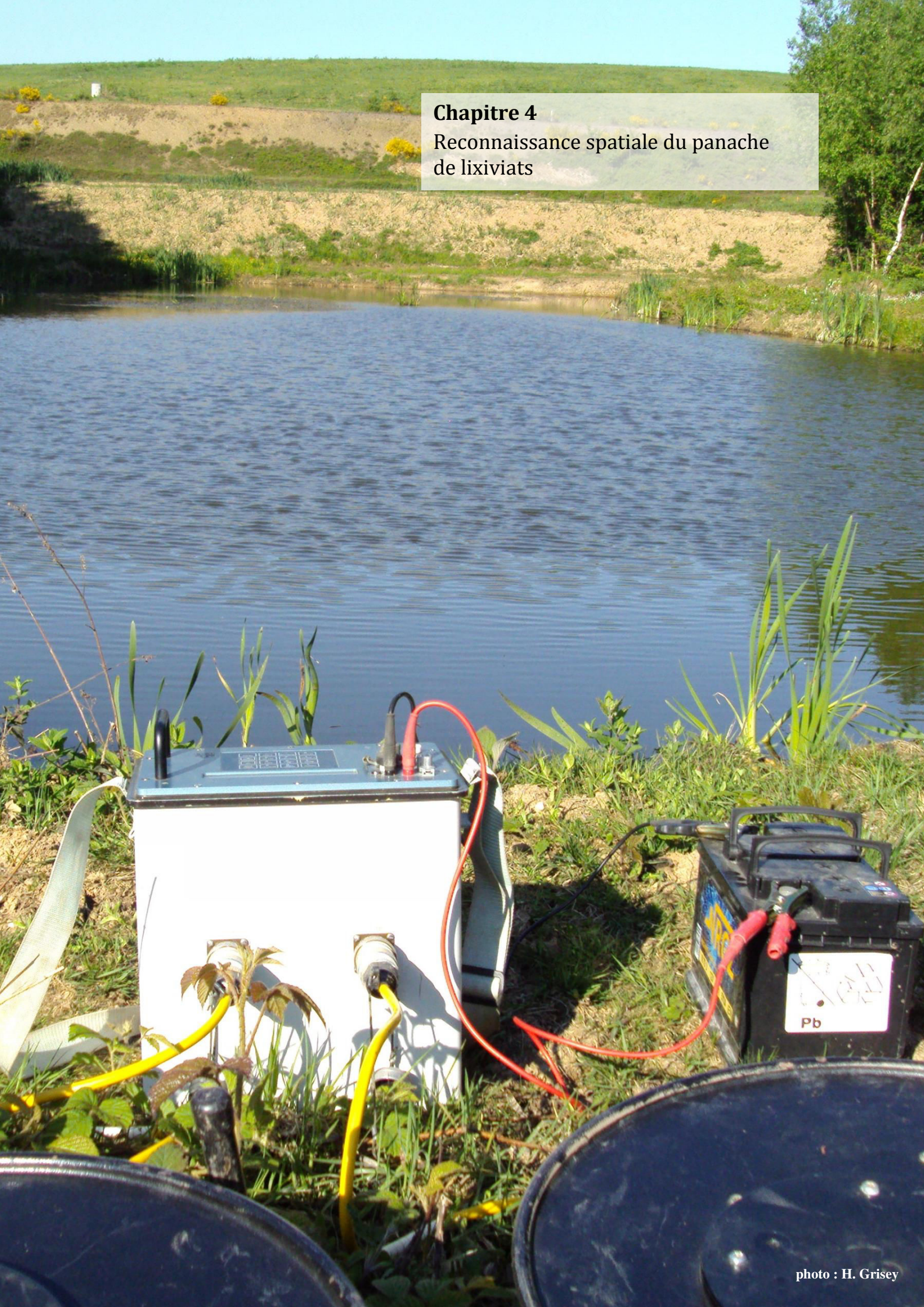
Xiaoli, C., Shimaoka, T., Xianyan, C., Qiang, G., Youcai, Z., 2007, Characteristics and mobility of heavy metals in an MSW landfill: Implications in risk assessment and reclamation, *Journal of Hazardous Materials* 144, 485-491

Young, R.N., Warith, M.A., Boonsinsuk P., 1986, Migration of leachate solution through clay liner and substrate, *Hazardous and Industrial Solid Waste Testing and Disposal*, ASTM STP 933, 208-225

Ziyang, L., Youcai, Z., Tao, Y., Yu, S., Huili, C., Nanwen, Z., Renhua, H., 2009, Natural attenuation and characterization of contaminants composition in landfill leachate under different disposing ages, *Science of the Total Environment* 407, 3385-3391

Chapitre 4

Reconnaissance spatiale du panache de lixiviats



4.1 Introduction

À l'heure actuelle, le diagnostic et le suivi des sites pollués est une préoccupation majeure. Les décharges contiennent une quantité variable de matériaux toxiques et constituent un risque pour l'homme et son milieu. Les anciennes décharges réalisées à l'époque où les connaissances des risques engendrés par le stockage des déchets étaient quasi-inexistantes, ne possèdent pas toutes de barrières géologiques ou artificielles permettant d'isoler les déchets de l'environnement naturel. L'infiltration des lixiviats à la base des décharges est source de contamination du sous-sol et de l'eau souterraine. De plus, ces décharges n'ont pas toutes été contrôlées et les limites de la zone de stockage, le type et le volume de déchets restent parfois inconnus. Même dans les décharges contrôlées, la géométrie et la profondeur peuvent différer des informations figurant sur les plans soumis à l'inspection des installations classées lors de la demande d'autorisation d'exploiter (Meju, 2006). Toutefois, les risques sont minimisés dans les décharges récentes qui respectent les règles techniques actuelles de sécurisation (arrêté du 9 septembre 1997 modifié).

Les méthodes conventionnelles d'évaluation de la contamination de l'eau souterraine liée aux décharges allient le forage de reconnaissance et l'échantillonnage de l'eau avec analyse chimique (Frid et al., 2008). Bien que les échantillons d'eau fournissent une information précise du type de contaminants présents (Vaudelet et al., 2011), les forages restent, quant à eux, coûteux et invasifs (Radulescu et al., 2007) et peuvent, parfois, ne pas intercepter la zone de contamination en raison de leur mauvaise implantation (Vaudelet et al., 2011). Des techniques de prospection géophysique du sous-sol, non-invasives, moins coûteuses ont été développées pour interpréter les structures souterraines sans les perturber. Elles sont devenues des outils fréquemment utilisés dans les investigations de sites et s'appliquent à la détection de pollutions, à la caractérisation géologique, aux diagnostics des structures d'ingénierie et aux études hydrogéologiques (Chambers et al., 2006). La tomographie de résistivité électrique, basée sur la mesure de la résistivité électrique ρ (en $\Omega.m^{-1}$) des matériaux de la subsurface, fournit des informations sur les propriétés du milieu souterrain telles que l'épaisseur d'une couche et sa saturation, la profondeur du substratum, la localisation et la distribution de fluides conducteurs (lixiviats) et la localisation et l'orientation de fractures et failles (Soupios et al., 2007). La résistivité électrique (ou son inverse, la conductivité électrique) des déchets est dépendante de plusieurs propriétés du massif telles que la porosité,

la connectivité des pores, la teneur en eau, la force ionique des lixiviats et la température (Imhoff et al., 2007). Ainsi, un terrain non saturé en eau sera moins conducteur qu'un terrain saturé ; la résistivité électrique diminuant avec l'augmentation de la minéralisation de l'eau. La tomographie de résistivité électrique est particulièrement adaptée à l'investigation des décharges dans le but de déterminer leur géométrie et leur structure interne (Depountis et al., 2005 ; Chambers et al., 2006 ; Meju, 2006 ; Soupios et al., 2007) et de détecter une contamination du substratum par des lixiviats (Acworth et Jorstad, 2006 ; Park et al., 2008 ; Abdullahi et al., 2010). Toutefois, cette technique comporte quelques inconvénients qui engendrent des difficultés d'interprétation. Entre autres, la diminution de la résolution avec la profondeur génère des imprécisions en profondeur. De plus, la géomembrane présente en fond de casier se comporte comme un isolant électrique et devient un obstacle au passage du courant dans la zone située en-dessous (Charpentier et al., 2009).

4.2. Prospection géophysique

Au cours d'une précédente investigation du site d'Étueffont par tomographie de résistivité électrique, Belle (2008) a mis en évidence une zone d'infiltration verticale des lixiviats à la base de l'ancienne décharge et la migration d'un panache de lixiviats vers l'ouest, de direction N325-335. Il a également émis l'hypothèse de l'existence d'une fuite de lixiviats dans le nouveau casier étanche. Dans le cadre de cette étude, l'investigation du site a été approfondie au-delà des limites de la zone de stockage afin de déterminer l'étendue du panache de lixiviats issu de l'ancienne décharge et de contrôler l'intégrité de la géomembrane du nouveau casier. En complément, plusieurs profils ont été réalisés sur la zone de stockage dans le but de vérifier si la tomographie de résistivité électrique permet une appréciation de la structure interne des deux casiers fidèle aux informations connues. L'ensemble du site d'Étueffont a été quadrillé en 21 profils électriques, notés P1 à P21, dont l'implantation est reportée sur la **figure 4.1**. Les profils ont été réalisés en période estivale (juillet-août) sur la période 2009-2011 (**tableau 4.1**), par temps ensoleillé. Les mesures ont toutes été réalisées le lendemain d'un léger épisode pluvieux, ce qui a permis d'obtenir une meilleure connexion entre le sol et les électrodes favorisant une meilleure propagation du courant électrique.

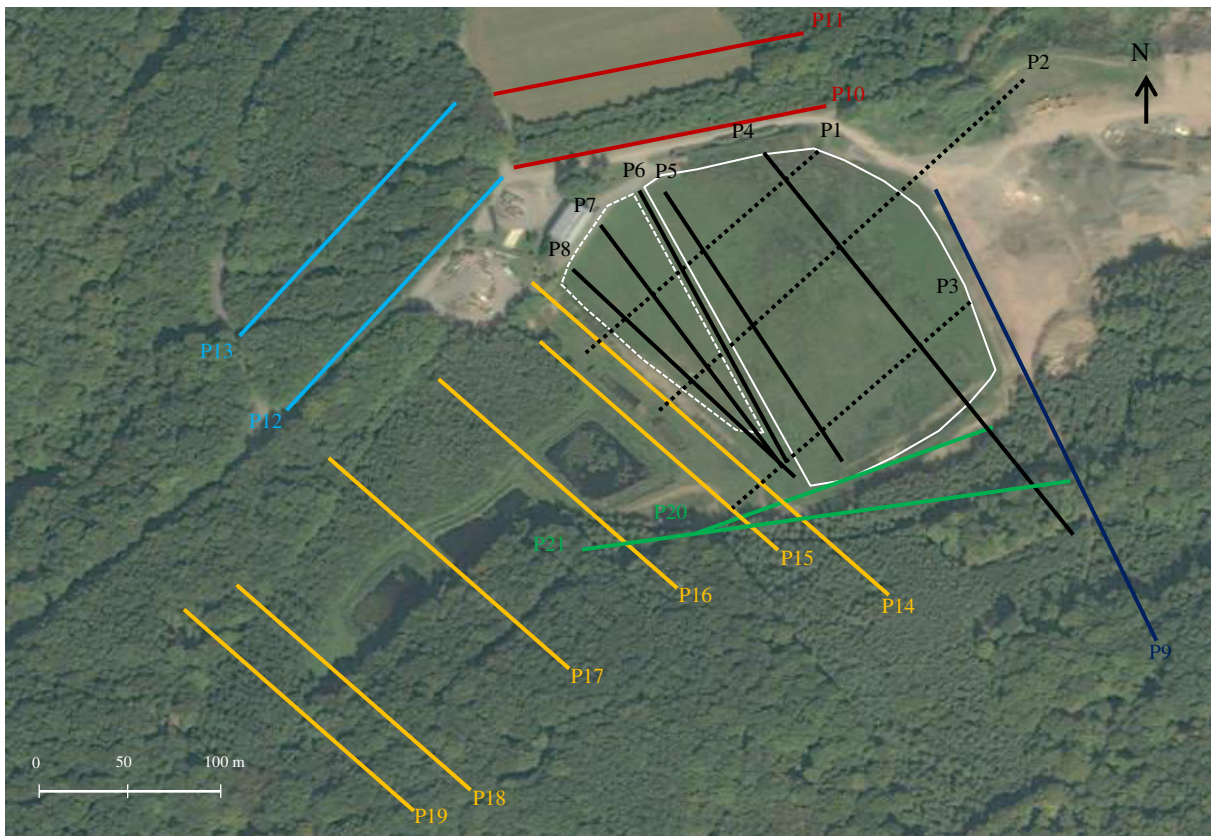


Figure 4.1 : Schéma d'implantation des profils électriques

4.2.1. Acquisition des données

Les données géoélectriques ont été acquises à partir de deux systèmes de mesure multi-électrodes : le système LUND d'ABEM (400 V ; 100 W ; 1 A) et le SYSCAL R1+ Switch-72 (600 V ; 200 W ; 2,5 A) d'IRIS Instruments. Chaque système de prospection est équipé d'un résistivimètre relié à un câble à sorties multiples (flûte) qui sont connectées à des électrodes en acier inoxydable implantées avec un espacement régulier dans le sol. Le résistivimètre exploite automatiquement, selon une séquence pré-programmée, toutes les positions d'émission et de réception possibles sur ces électrodes pour couvrir la zone d'étude horizontalement et verticalement. Les mesures électriques ont été réalisées selon une configuration Wenner-Schlumberger (hybride entre les dispositifs Wenner et Schlumberger), le long d'un profil rectiligne. Ce dispositif est modérément sensible aux variations latérales et aux variations de profondeur de résistivité et constitue un bon compromis entre le dispositif Wenner (sensible aux structures horizontales) et le dipôle-dipôle (sensible aux structures verticales) (Loke, 2012). C'est pourquoi le dispositif Wenner-Schlumberger est

particulièrement adapté aux terrains qui présentent des structures horizontales et verticales, comme les décharges. Les caractéristiques de chaque profil sont présentées dans le **tableau 4.1**.

Tableau 4.1 : Caractéristiques des profils électriques

Profil	Date	Système utilisé	Caractéristiques (dispositif ; longueur (L) ; écart inter-électrodes (a))
P1	07/2011	Syscal R1+ Switch	Wenner-Schlumberger ; L=175 m ; a=5m
P2	08/2009	Lund	Wenner-Schlumberger ; L=283,5 m ; a=4,5m
P3	07/2011	Syscal R1+ Switch	Wenner-Schlumberger ; L=175 m ; a=5m
P4	08/2009	Lund	Wenner-Schlumberger ; L=283,5 m ; a=4,5m
P5	07/2011	Syscal R1+ Switch	Wenner-Schlumberger ; L=175 m ; a=5m
P6	07/2011	Syscal R1+ Switch	Wenner-Schlumberger ; L=175 m ; a=5m
P7	07/2011	Syscal R1+ Switch	Wenner-Schlumberger ; L=175 m ; a=5m
P8	07/2011	Syscal R1+ Switch	Wenner-Schlumberger ; L=175 m ; a=5m
P9	07/2010	Syscal R1+ Switch	Wenner-Schlumberger ; L=355 m ; a=5m
P10	07/2010	Syscal R1+ Switch	Wenner-Schlumberger ; L=175 m ; a=5m
P11	07/2010	Syscal R1+ Switch	Wenner-Schlumberger ; L=175 m ; a=5m
P12	07/2010	Syscal R1+ Switch	Wenner-Schlumberger ; L=175 m ; a=5m
P13	07/2011	Syscal R1+ Switch	Wenner-Schlumberger ; L=175 m ; a=5m
P14	07/2010	Syscal R1+ Switch	Wenner-Schlumberger ; L=265 m ; a=5m
P15	07/2011	Syscal R1+ Switch	Wenner-Schlumberger ; L=175 m ; a=5m
P16	07/2011	Syscal R1+ Switch	Wenner-Schlumberger ; L=175 m ; a=5m
P17	07/2011	Syscal R1+ Switch	Wenner-Schlumberger ; L=175 m ; a=5m
P18	07/2011	Syscal R1+ Switch	Wenner-Schlumberger ; L=175 m ; a=5m
P19	07/2011	Syscal R1+ Switch	Wenner-Schlumberger ; L=175 m ; a=5m
P20	07/2010	Syscal R1+ Switch	Wenner-Schlumberger ; L=175 m ; a=5m
P21	07/2010	Syscal R1+ Switch	Wenner-Schlumberger ; L=265 m ; a=5m

4.2.2. Traitement et modélisation des données

Les résistivités apparentes calculées à partir des mesures de différence de potentiel entre les électrodes M et N permettent d'obtenir une estimation des paramètres géoélectriques du milieu mais ne donnent pas la résistivité et la forme réelles des éléments du sous-sol (**Samouëlian et al., 2005**). Les mesures sont représentées sous la forme d'une pseudo-coupe de répartition des résistivités apparentes le long du profil, où l'axe vertical correspond à une pseudo-profondeur. Après interprétation de la pseudo-coupe par inversion avec le logiciel Res2DInv (Geotomo Software), une coupe de répartition des résistivités « vraies » du sous-sol en fonction de la profondeur est établie. L'inversion des données est réalisée suivant un processus itératif qui tente de minimiser l'écart entre les valeurs de résistivité apparente mesurées et interprétées. L'erreur RMS (root-mean-square error) quantifie cet écart et permet

d'évaluer la qualité de l'inversion à chaque itération. Généralement, il est considéré qu'une erreur RMS inférieure à 10 % offre une précision acceptable. Dans cette étude, les valeurs de l'erreur RMS sont comprises entre 9,4 et 37 %. Les fortes valeurs (> 20 %), fréquemment rencontrées dans les décharges, peuvent être attribuées à la grande hétérogénéité des matériaux de la zone d'étude (Georgaki et al., 2008) et c'est pour cette raison que les profils dont les erreurs RMS comprises entre 20 et 37 % ont tout de même été exploités. L'erreur RMS peut être améliorée en augmentant les itérations mais il a été choisi de limiter le nombre d'itérations à 4-5 afin de ne pas distordre les résistivités vraies.

Les données sont, en dernier lieu, interpolées avec le logiciel Surfer (Golden Software) pour obtenir un modèle 2D de répartition des résistivités « vraies » du sous-sol.

4.3. Résultats et interprétation

Les profils mettent en évidence la présence de matériaux très contrastés. Les valeurs de résistivité électrique, en $\Omega.m^{-1}$, sont associées à une échelle de couleur pour faciliter la visualisation de leur distribution. Les couches bleu foncé-bleu clair ($< 20 \Omega.m^{-1}$) correspondent à des zones conductrices tandis que les zones rouge-marron indiquent des zones peu conductrices ($> 300 \Omega.m^{-1}$).

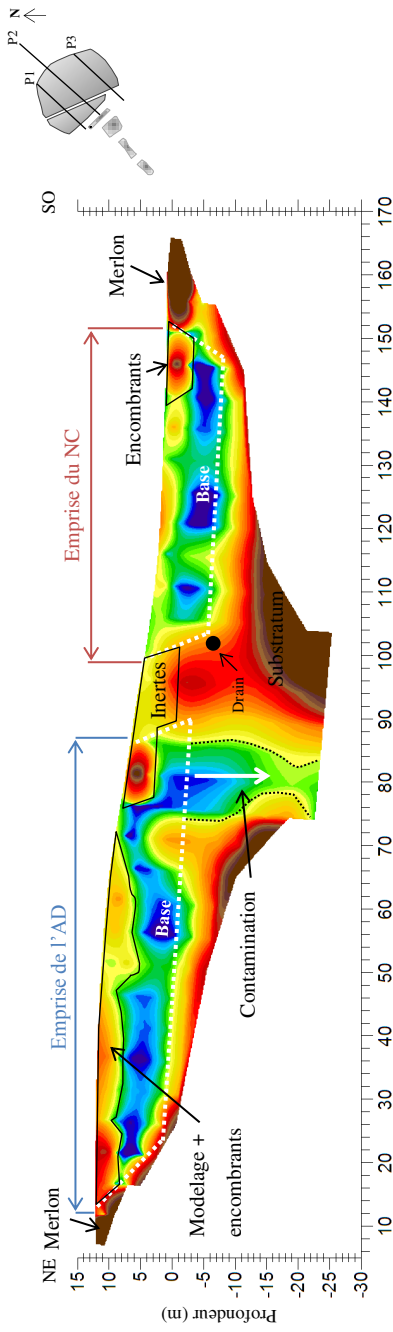
4.3.1. Structure, saturation et limites de la zone de stockage

La décharge d'Étueffont est un site contrôlé dont la structure interne est connue. Trois profils parallèles traversant la zone de stockage du NE au SO ont été réalisés, le premier sur le flanc NO (profil P1), le second au milieu de la décharge (profil P2) et le troisième sur le flanc SE (profil P3). Cinq profils orientés NO-SE ont été implantés quasi-perpendiculairement aux trois profils précédents, les profils P4 et P5 sur l'ancienne décharge, le profil P6 à l'interface des deux casiers et les profils P7 et P8 sur le nouveau casier.

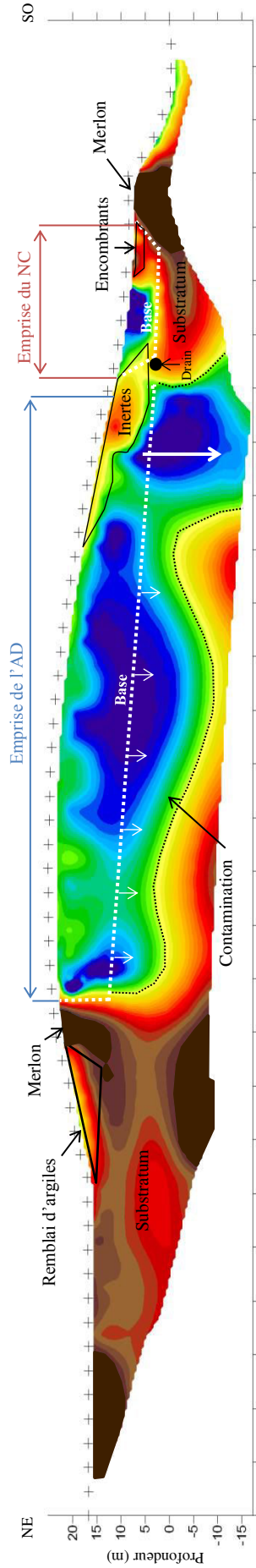
4.3.1.1. Profils NE-SO

Les profils P1, P2 et P3 sont présentés dans la **figure 4.2**.

a) Profil P1 - Itération : 4, RMS : 35,2 %



b) Profil P2 - Itération : 4, RMS : 18,6 %



c) Profil P3 - Itération : 4, RMS : 37 %

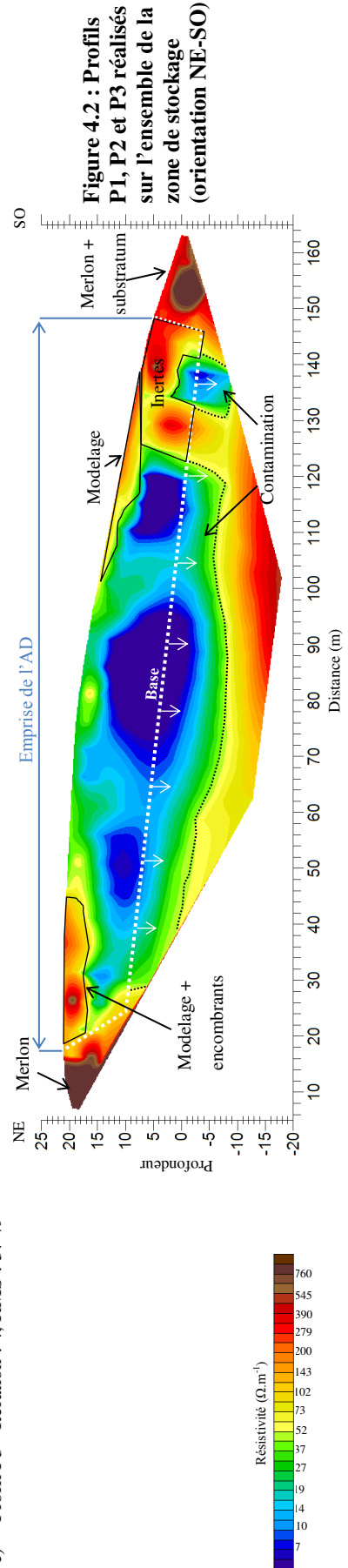


Figure 4.2 : Profils P1, P2 et P3 réalisés sur l'ensemble de la zone de stockage (orientation NE-SO)

4.3.1.1.1. Terrains juxtaposés à l'aire de stockage

Au début du profil P2 (0-95 m) (**figure 4.2**), les terrains peu conducteurs ($\rho > 300 \Omega.m^{-1}$) correspondent au substratum en place (schistes), d'après les coupes des sondages des forages et les observations effectuées pendant les travaux de préparation de la zone d'enfouissement. Entre 55 et 88 m, la couche moins résistante observée en surface ($\rho \approx 200 \Omega.m^{-1}$) est caractérisée par un remblai de matériaux argileux et schisteux reposant sur un merlon de schistes peu conducteurs ($\rho > 760 \Omega.m^{-1}$). Le merlon est également observé au début des profils P1 et P3.

4.3.1.1.2. Emprise de l'ancienne décharge

Le merlon est en contact direct avec une zone conductrice étendue, correspondant aux déchets de l'ancienne décharge ($\rho < 30 \Omega.m^{-1}$). Ces valeurs de résistivité électrique sont en accord avec les valeurs publiées variant de 1,5 à environ $20 \Omega.m^{-1}$ (**Meju, 2006**) et qui peuvent atteindre environ $40 \Omega.m^{-1}$ lorsque les déchets ne sont pas saturés (**Chambers et al., 2006**). Au cœur du massif, plusieurs zones plus conductrices ($\rho < 20 \Omega.m^{-1}$) sont visibles, reflétant la saturation en eau des déchets et/ou l'existence de circulations de lixiviats. En se basant sur les phases d'exploitation de la décharge, la profondeur réelle de l'ancienne décharge varie entre 10 et 15 m et les déchets sont en contact direct avec le substratum préalablement décapé et mis à nu. Cependant, sur les profils P2 et P3, la zone conductrice associée au remplissage de la décharge persiste sur une épaisseur de 5-15 m au-dessous de la base théorique de la décharge. Cette constatation est probablement due à une migration de lixiviats en profondeur, réduisant les résistivités du substratum saturé sous la décharge. En effet, l'infiltration de lixiviats chargés sous la base de la décharge engendre un apport d'ions dans le substratum, qui se traduit par une diminution de la résistivité électrique du milieu (**Meju, 2006**). L'interface déchets/substratum n'apparaît pas de façon évidente sur les profils P2 et P3 alors qu'elle est bien définie sur le profil P1. Les conditions hydriques au sein du massif étant variables au cours du temps compte tenu des fortes variations pluviométriques sur le secteur, il n'est pas exclu que des écoulements de lixiviats au niveau du profil P1 puissent être détectés en réitérant les mesures à d'autres moments. Un gradient croissant de résistivité avec la profondeur est observé sous la décharge, indiquant que la minéralisation des lixiviats diminue avec la profondeur (à la base : $\rho < 20 \Omega.m^{-1}$ et 5-15 m sous la base : $\rho > 50 \Omega.m^{-1}$). Un phénomène de dilution des lixiviats a ainsi lieu à mesure de leur percolation dans le sous-sol. En complément de la migration des lixiviats dans la frange superficielle du substratum, une

infiltration verticale profonde de lixiviats d'épaisseur supérieure à 20 m est visible sur les profils P1 et P2, entre 75-85 m et 188-215 m, respectivement. La minéralisation des lixiviats infiltrés est plus forte sur le profil P2 ($\rho=5-15 \Omega.m^{-1}$) que sur le profil P1 ($\rho=10-20 \Omega.m^{-1}$). La dilution des lixiviats du profil P1 est rapide en profondeur. Cette zone importante d'infiltration peut s'expliquer par la présence du NC étanche juxtaposé, dont la géomembrane de base forme une barrière hydraulique en empêchant l'écoulement vers le sud-ouest et contraint ainsi l'eau à s'infiltrer verticalement. Par ailleurs, le drainage mis en œuvre en pied de l'AD ainsi que les drains sous-casier captent les lixiviats et stoppent leur progression vers le SO. Le profil P3 ne montre pas ce phénomène puisqu'il se situe uniquement sur l'AD.

4.3.1.1.3. Interface des deux casiers

En surface, une couche moins conductrice que les déchets, d'épaisseur et d'étendue variables selon les profils, surplombe la zone de contact entre l'AD et le NC. Elle correspond aux déchets inertes utilisés pour la jonction des deux casiers.

4.3.1.1.4. Emprise du nouveau casier

Sur les profils P1 et P2, une zone conductrice est observée en surface, entre 105-150 m et autour de 215-240 m, respectivement. Elle correspond aux déchets broyés du nouveau casier étanche. Des zones plus conductrices sont visibles en son sein ($\rho < 20 \Omega.m^{-1}$) et témoignent d'une saturation des déchets. En surface, sur le profil P1, les terrains moins conducteurs ($\rho = 100-220 \Omega.m^{-1}$) correspondent aux matériaux utilisés pour le modelage de la couverture finale. Celle-ci n'est pas visible sur le profil P2 probablement en raison de sa plus faible épaisseur. À l'extrémité SO du nouveau casier, la zone faiblement conductrice rencontrée en surface ($\rho > 200 \Omega.m^{-1}$) correspond à des déchets encombrants (plans d'exploitation). Leurs résistivités plus élevées que celles des déchets en profondeur peuvent être dues à leur forte proportion de matériaux plastiques non broyés qui ont un grand pouvoir isolant. Également, la résistivité électrique variant inversement avec la teneur en eau (**Grellier et al., 2007**), les résistivités élevées des déchets encombrants pourraient indiquer leur faible teneur en eau.

Sur le profil P1, il semble qu'une contamination du substratum ait lieu sous le nouveau casier alors qu'elle n'est pas visible sur le profil P2. Ceci sera abordé au paragraphe 4.3.1.2. À la base du casier, sur le profil P2, la résistivité augmente ($\rho = 50-100 \Omega.m^{-1}$), reflétant l'efficacité de la couche de base drainante qui permet l'évacuation progressive des lixiviats. Le substratum est visible quelques mètres sous la base du nouveau casier. En fin de profil, le

NC est bordé par une zone peu conductrice ($\rho > 760 \Omega.m^{-1}$) correspondant à un merlon de schistes compactés. Le nouveau casier n'est pas visible sur le profil P3, qui a été réalisé à quelques mètres de ce dernier.

4.3.1.2. Profils NO-SE

4.3.1.2.1. Emprise de l'ancienne décharge

Les profils P4 et P5 (**figure 4.3**) confirment l'existence d'une migration des lixiviats sous la base de l'ancienne décharge. Dans la partie transversale en amont de l'AD (profil P4), la fringe d'infiltration s'approfondit progressivement du SE au NO où elle atteint une dizaine de mètres d'épaisseur environ. La résistivité moyenne de cette zone ($\rho = 20-50 \Omega.m^{-1}$) indique la présence de lixiviats dont la minéralisation est plus faible que celle des lixiviats collectés en aval ($CE = 2150-3220 \mu S.cm^{-1}$). Leur minéralisation reste toutefois supérieure à celle de l'eau souterraine non influencée par la décharge, mesurée dans le piézomètre PZ5 situé en amont hydraulique ($CE = 80-134 \mu S.cm^{-1}$). La zone d'infiltration observée sur le profil P5 est de plus grande importance tant par son épaisseur ($> 15 m$) que par la minéralisation des lixiviats ($\rho = 5-12 \Omega.m^{-1}$). Le substratum non saturé n'est pas atteint et laisse penser qu'il s'agit de la zone d'infiltration verticale observée sur les profils précédents (**figure 4.2**).

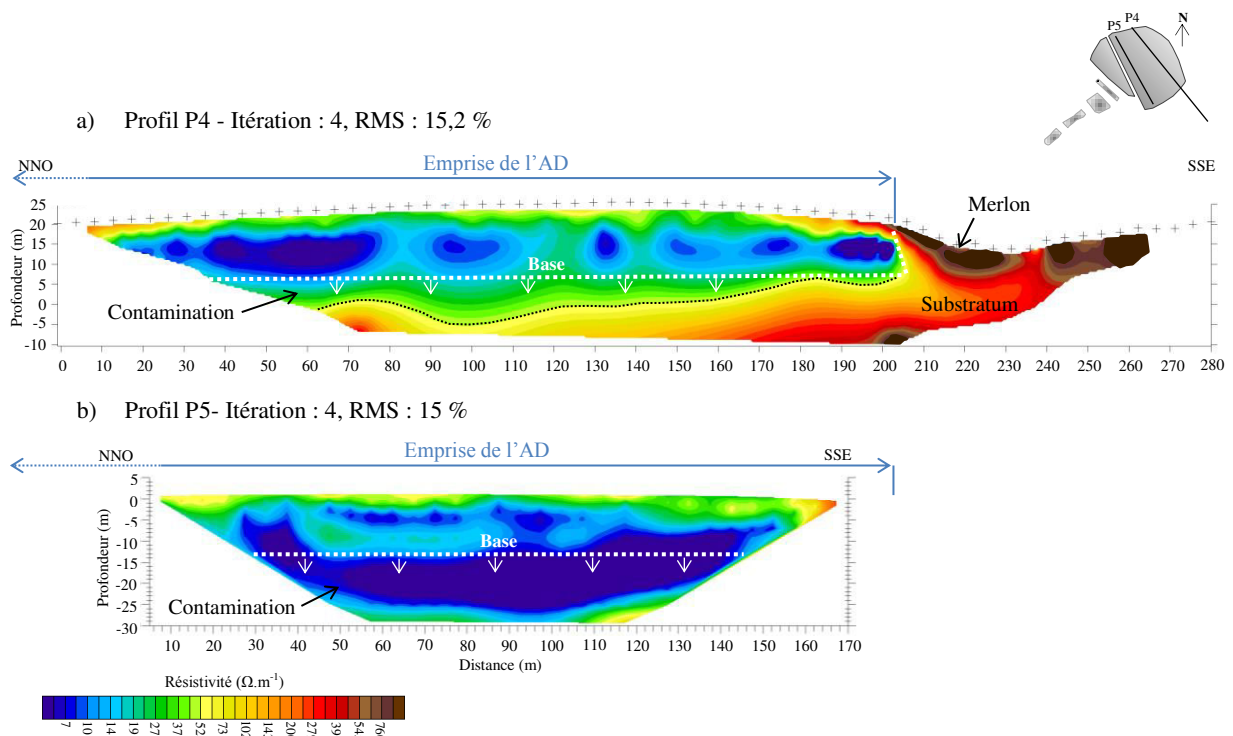


Figure 4.3 : Profils P4 et P5 réalisés sur l'ancienne décharge (orientation NO-SE)

4.3.1.2.2. Interface des deux casiers

Le profil P6 (**figure 4.4**), localisé à la charnière des deux casiers, indique une couche peu conductrice en surface correspondant aux déchets inertes mis en œuvre sur la banquette séparant les deux casiers et dont l'épaisseur ne semble pas excéder huit mètres. Lui succède une couche conductrice jusqu'à la cote -20 m attribuable à une infiltration de lixiviats dans le substratum puisqu'à cet endroit, il n'existe pas de déchets broyés sous la couche de matériaux inertes. Le profil P6 n'intercepte pas totalement la zone d'infiltration verticale profonde observée précédemment (**figure 4.2**) puisque le substratum est visible à la base du profil ou confirme donc l'extrémité du panache de lixiviats située après la zone d'infiltration verticale, au-delà du front NO du massif de l'AD.

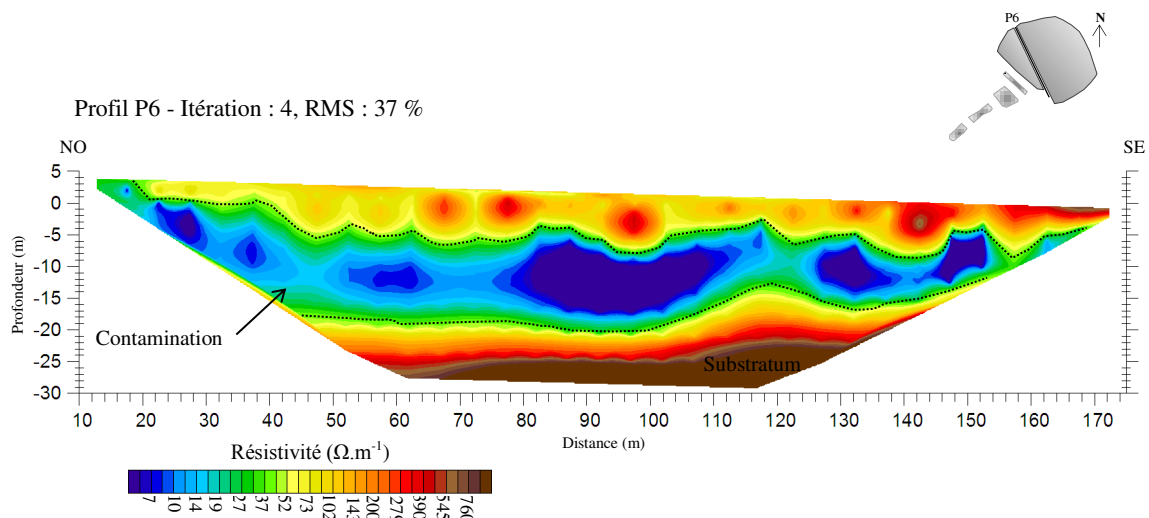


Figure 4.4 : Profil P6 situé à l'interface de l'ancienne décharge et du nouveau casier

4.3.1.2.3. Emprise du nouveau casier

Les profils P7 et P8 ont été réalisés sur le nouveau casier (**figure 4.5**). En surface, une zone conductrice est observée sur les deux profils, dont la longueur concorde avec celle du nouveau casier. La distribution de l'humidité au sein des déchets est homogène sur le profil P7 tandis qu'elle est plus hétérogène sur le profil P8. Ceci est étroitement lié au type de déchets enfouis à ces endroits. En effet, au droit du profil P7 les déchets sont essentiellement des déchets ménagers broyés au sein desquels s'effectue une bonne circulation des lixiviats, alors qu'au droit du profil P8, une forte proportion de déchets encombrants, à capacité de rétention en eau faible, a été déposée parmi les déchets ménagers broyés facilement saturés en eau.

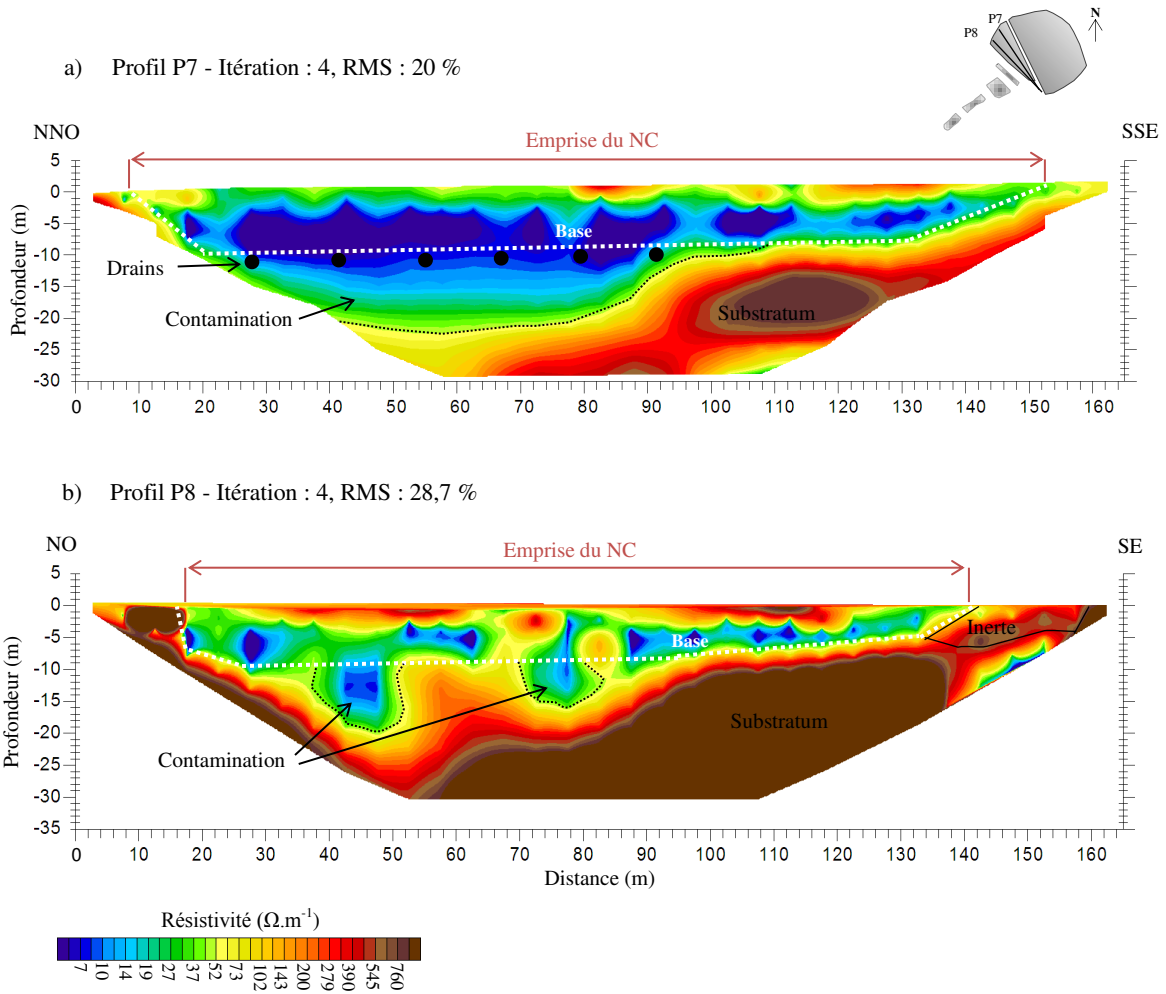


Figure 4.5 : Profils P7 et P8 situés sur le nouveau casier

Au SSE (profil P7) et au SE (profil P8), la zone conductrice a une épaisseur d'environ 8 m, ce qui correspond à la hauteur des déchets enfouis. Par contre, un approfondissement de cette zone est observé en direction du NNO (profil P7) et NO (profil P8) pouvant atteindre jusqu'à 20 m. Étant donné que les déchets ont été déposés sur une hauteur quasi-uniforme dans tout le casier (6-8 m) et que l'interface déchets/substratum est délimitée par une barrière de sécurité active en fond de casier (couche drainante/géotextile/géomembrane étanche/géotextile), cette surépaisseur est anormale. Sous le casier, il existe un système de drainage des eaux circulant sous celui-ci, qui est uniquement présent dans la partie ouest du casier où est observée la surépaisseur. Il est possible alors d'envisager une défaillance du réseau de drainage des eaux sous-casier avec une infiltration de ces eaux drainées et polluées par les lixiviats sur quelques mètres de profondeur. Cette infiltration est également envisageable sur le profil P1 traversant la décharge du NE au SO (figure 2) mais n'est pas visible sur le profil P2 (figure 2), de même

orientation, qui est implanté sur la partie est du casier. Toutefois, l'absence de cette surépaisseur dans la partie est du casier, dépourvue de réseau de drainage sous-casier, tant sur les profils P7 et P8 que sur le profil P2, semble indiquer que la surépaisseur est étroitement liée au réseau de drainage et renforce l'hypothèse de la défaillance de celui-ci. Ces interprétations sont à utiliser avec précaution car la géomembrane non conductrice en fond de casier constitue un élément perturbateur à la bonne circulation du courant dans la zone située sous celle-ci.

Lors de la précédente étude, **Belle (2008)** a envisagé la présence de puits d'infiltration verticaux profonds de lixiviats à travers la géomembrane au centre du nouveau casier. Or, sur les profils de la précédente étude, la profondeur d'investigation n'excède pas 8 m, soit la base théorique maximale des déchets du nouveau casier et ne permet pas de visualiser les terrains sous-jacents au nouveau casier. Au contraire, sur les profils P7 et P8 de cette étude, la profondeur d'investigation (> 25 m) permet d'atteindre le substratum localisé sous le nouveau casier. Ces deux profils ainsi que le profil P1 (**figure 4.2**) soulignent l'infiltration verticale ponctuelle sur quelques mètres d'épaisseur, laquelle semble généralisée sous l'ensemble du système de drainage.

Sur le profil P8, la délimitation entre le nouveau casier et le substratum est mieux définie. Cependant, deux zones très conductrices profondes sont observables entre 40-50 m et 70-80 m. Leurs positions concordent respectivement avec celles d'une cheminée en béton perforée, reliant la surface à la base du casier et du multi-collecteur regroupant les lixiviats de l'ancienne décharge, les lixiviats du nouveau casier et les eaux circulant sous le nouveau casier, d'après le plan topographique levé en 2006. Deux fuites pourraient être envisageables à ces endroits suggérant une défaillance de la géomembrane, dont la mise en œuvre est difficile au droit des ouvrages d'assainissement. Les défaillances de géomembranes en fond de casier sont fréquentes et les défauts peuvent atteindre le nombre de 17 par hectare (**Giroud et Bonaparte, 1989**). Même en cas d'une excellente assurance qualité, la présence d'un ou deux trous par hectare est inévitable (**Katsumi et al., 2001**).

4.3.2. Suivi spatial du panache

Les profils précédents confirment l'existence d'un panache de pollution sous la zone de stockage. Afin de déterminer son étendue, 13 profils complémentaires, notés P9 à P21, ont été

réalisés hors de l’emprise de la décharge, au nord-est (P9), au nord-ouest (P10 et P11), à l’ouest (P12 et P13), au sud-ouest (P14 à P19) et au sud-est (P20 et P21).

4.3.2.1. Partie nord-est

Le profil P9 (**figure 4.6**) indique la présence d’écoulements discontinus rencontrés de 0 à 4 m au SE puis au-delà de 8 m pour la première rencontre vers le NO. Le substratum semble contenir un vaste réseau de failles qui le fragmentent. Ceci pourrait générer les écoulements discontinus observés. La schistosité subverticale des schistes d’Étuefont (**Belle, 2008**) peut également être à l’origine de ces écoulements discontinus. Les résistivités comprises entre 50 et $300 \Omega.m^{-1}$ correspondent à des eaux faiblement minéralisées. Ces résultats sont en accord avec les conductivités mesurées dans le piézomètre PZ22 ($CE = 32-150 \mu S.cm^{-1}$), situé quelques mètres en aval du profil et dans le piézomètre PZ5 situé à 50 m en amont ($CE = 80-134 \mu S.cm^{-1}$). Le niveau piézométrique du PZ22 est observé à 4,5 m de profondeur environ, coïncidant globalement avec les profondeurs de rencontre de l’eau souterraine sur le profil P9. Seul le piézomètre PZ22 est reporté par projection sur la coupe car le piézomètre PZ5 est trop distant. Les terrains peu conducteurs ($\rho > 900 \Omega.m^{-1}$) correspondent au substratum schisteux en place. Aucune migration de lixiviats n’est observée au NE du site.

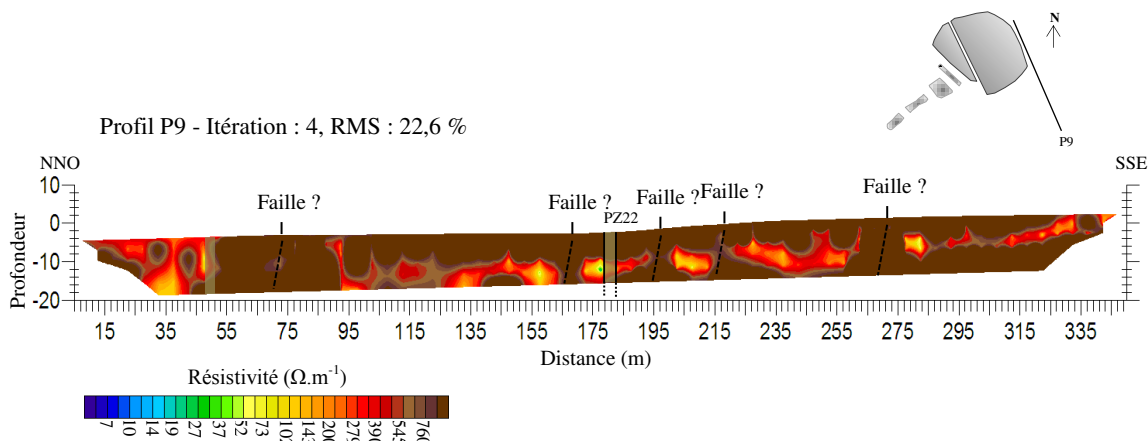


Figure 4.6 : Profil P9 situé au NE de la décharge

4.3.2.2. Partie nord-ouest

Les profils P10 et P11 localisés dans la partie nord-ouest du site sont présentés dans la **figure 4.7**. Sur le profil P10, les terrains peu conducteurs ($\rho > 760 \Omega.m^{-1}$) correspondent au substratum sec. Une couche conductrice est visible en-dessous, indiquant une saturation en

eau du substratum qui est confirmée par la présence d'eau dans les piézomètres PZ7 et PZ70, situés 5 m en aval du profil. Au NE apparaissent deux zones concentriques dont la résistivité diminue vers le centre pour atteindre une valeur avoisinant $14 \Omega.m^{-1}$. Ces zones correspondent à des eaux plus minéralisées que les eaux échantillonnées dans les piézomètres PZ7 et PZ70 distants de 5 m du profil P10. Ceci reflèterait plutôt la présence d'infiltrations horizontales de lixiviats dilués. Les zones ne sont plus visibles sur le profil P11 localisé 50 m en amont du profil P10. Le panache de lixiviats a une étendue limitée vers le NO.

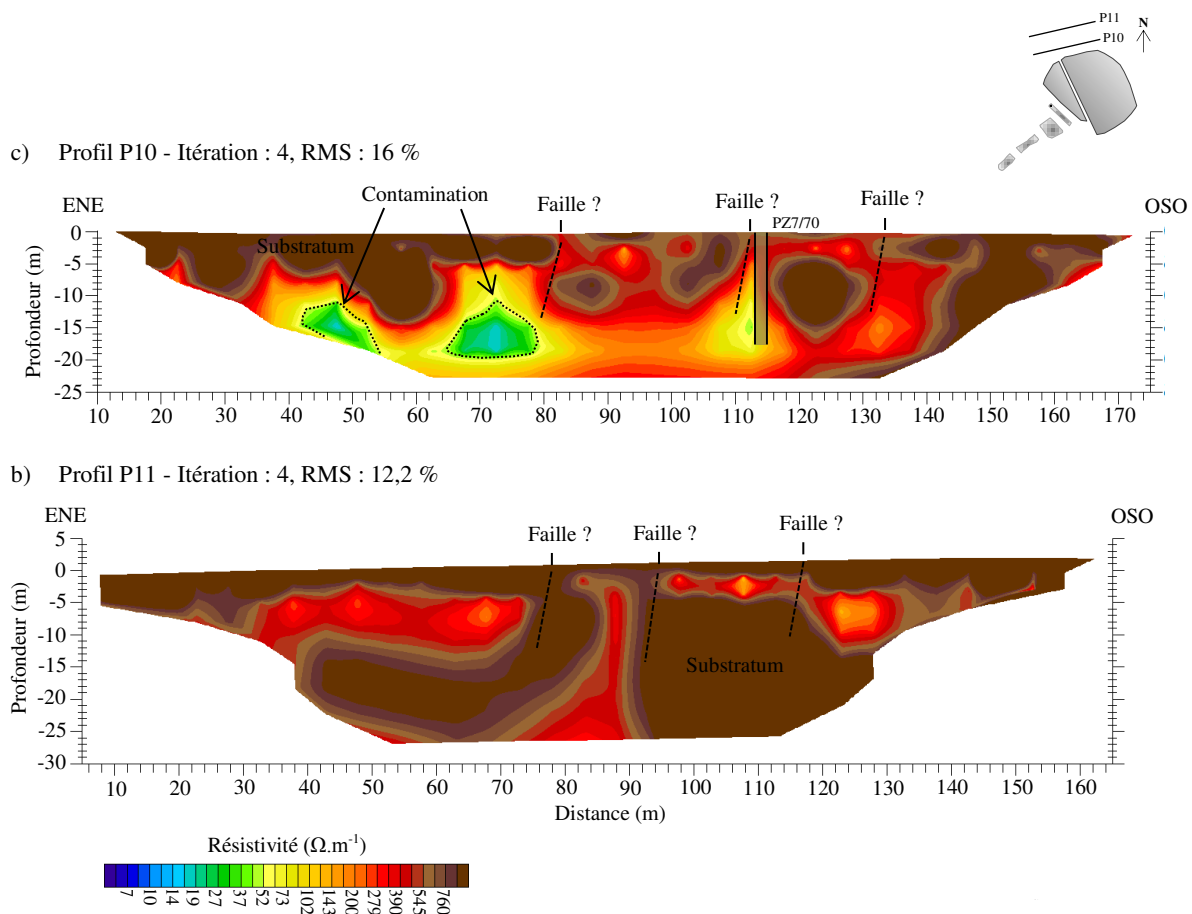


Figure 4.7 : Profils P10 et P11 situés au nord-ouest de la décharge

4.3.2.3. Partie ouest

Les profils P12 et P13 situés à l'ouest de la décharge sont présentés dans la **figure 4.8**. Le profil P12, distant d'environ 50 m de la zone de stockage, présente un substratum sec peu conducteur ($\rho > 760 \Omega.m^{-1}$), surmonté en surface d'une couche n'excédant pas 7 m d'épaisseur de terrains plus conducteurs. Aucune reconnaissance géologique n'a été effectuée

en ce point mais les autres forages réalisés sur le secteur peuvent laisser supposer que cet horizon conducteur correspond à des argiles mêlées de cailloux de schistes ou à des schistes très fracturés. En effet, les zones d'altération et de fracturation présentent des résistivités plus faibles que le substratum sain en raison de l'augmentation de la porosité du milieu et d'une teneur en argiles importante (Matsui et al., 2000). Dans la partie est du profil P12, une zone concentrique, dont la minéralisation est plus forte que celle de l'eau souterraine, traverse le substratum, à une dizaine de mètres de profondeur. Elle indique la présence d'un panache de lixiviats qui suit globalement une direction N270, concordant approximativement avec la direction de la schistosité (N255-260) et du réseau de failles principales (N225-260). La résistivité croissante du centre vers l'extérieur montre une dilution radiale du panache et prouve que son étendue est limitée. Cette zone de contamination correspond donc à une diverticulation du panache qui est guidée par la foliation et des zones plus fracturées du substratum.

D'après le profil P13, le substratum est parcouru sur toute sa longueur par une couche conductrice ($\rho = 80-500 \Omega.m^{-1}$), représentant la nappe dont le toit est intercepté à environ 5 m de profondeur par les piézomètres PZ8 et PZ80 situés une quarantaine de mètres en aval du profil.

Le panache de lixiviats ne se retrouve pas sur le profil P13 et ne semble donc pas s'étendre vers l'ouest. Cependant, l'absence de panache à l'ouest ne signifie pas que la progression des lixiviats s'interrompt après le profil P12. La structure faillée du substratum pourrait engendrer un drainage du panache le long d'une faille avec une dilution progressive en profondeur.

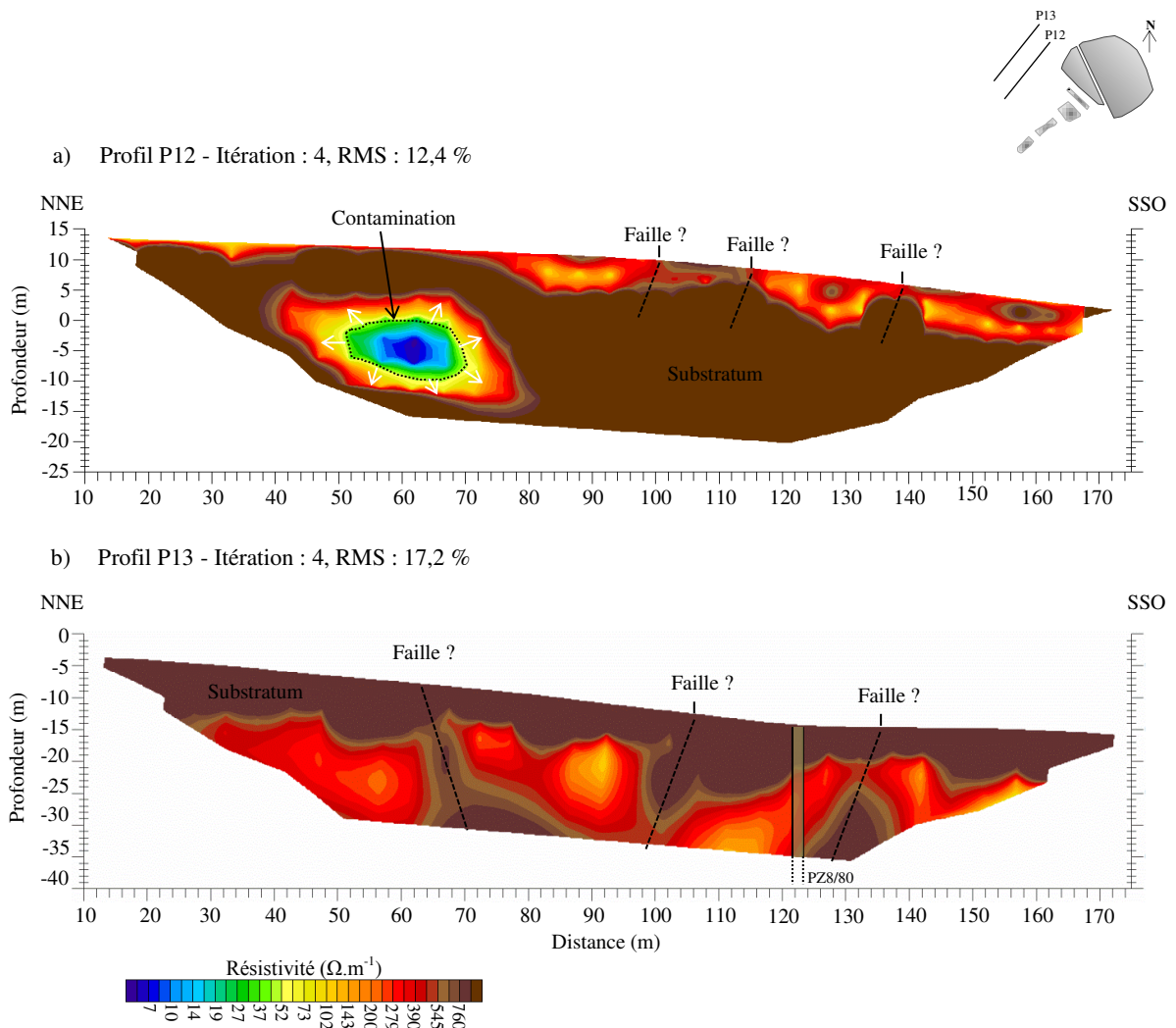


Figure 4.8 : Profils P12 et P13 réalisés à l'ouest de la décharge

4.3.2.4. Partie sud-ouest

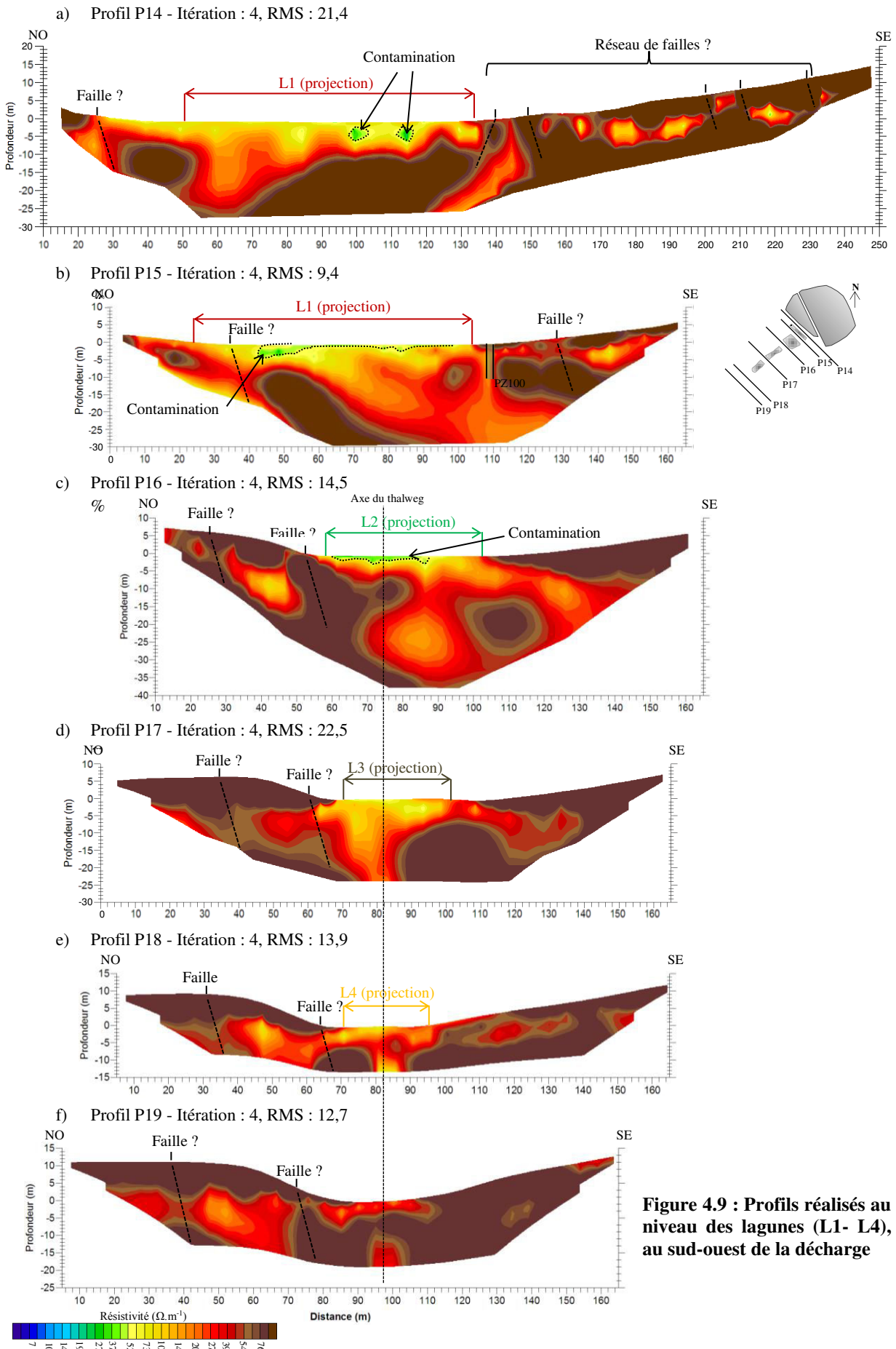
Les six profils, P14 à P19, réalisés en aval de la zone de stockage, au pied de chaque lagune de traitement des lixiviateurs (**figure 4.9**), mettent en évidence des zones très contrastées : les circulations d'eau souterraine ($\rho < 300 \Omega.m^{-1}$) et le substratum non saturé ($\rho > 760 \Omega.m^{-1}$).

Les lagunes sont globalement implantées selon l'axe d'un thalweg. Leurs emprises ont été reportées sur les profils par projection. Une zone plus conductrice que l'eau souterraine du secteur est visible au niveau des emprises projetées des lagunes sur tous les profils. Cela démontre une migration en surface des lixiviateurs au-delà des lagunes. Leurs zones d'influence présentent une augmentation progressive de la résistivité de la lagune 1 à la lagune 4, respectivement $\rho = 25-50 \Omega.m^{-1}$ et $\rho = 60-110 \Omega.m^{-1}$. Ce gradient est la conséquence du traitement des lixiviateurs dont la minéralisation décroît à chaque changement de lagune, d'après

les mesures de la conductivité électrique effectuées dans chaque lagune. Toutefois, la minéralisation de ces eaux de lagunage infiltrées est largement plus faible (selon un facteur 5-10) que celle des eaux en cours de traitement dans les lagunes. Il y aurait donc seulement une légère diffusion de lixiviats très dilués au travers de la couche d'argile compactée.

Les circulations d'eau sont majoritairement discontinues de part et d'autre du thalweg, mettant en évidence la présence de failles. Au niveau du thalweg, l'eau souterraine semble être drainée en profondeur selon cet axe.

Sur le profil P14, implanté entre le pied du nouveau casier et la lagune 1, les deux petites zones conductrices dans la partie NO correspondent probablement à une légère pollution provenant de l'ancienne décharge dont l'anomalie a été soulignée sur le profil P3 entre 130-140 m au SO (**figure 4.2**). Cela indique alors une migration du panache de l'est vers l'ouest.



4.3.2.5. Partie sud-est

Comme vu précédemment sur le profil P3 (**figure 4.2**), les lixiviats de l'ancienne décharge s'infiltrèrent à sa base sur plus de 10 m d'épaisseur avec un phénomène de dilution avec la profondeur, dans la partie sud-est de la zone de stockage. Les profils P20 et P21 réalisés dans la partie sud-est du site, hors de l'emprise de la décharge sont présentés dans la **figure 4.10**. Le profil P20 situé à une trentaine de mètres de l'emprise de la décharge montre des terrains peu conducteurs en surface correspondant aux schistes en place. Une zone conductrice sous-jacente est visible. La partie SO de la zone présente des résistivités proches de celles de l'eau souterraine relevée à proximité dans le PZ4 ($\rho_{\text{zone}} = 100\text{-}250 \text{ } \Omega\cdot\text{m}^{-1}$; $\rho_{\text{eau PZ4}} \approx 190 \text{ } \Omega\cdot\text{m}^{-1}$). Dans sa partie NE, la zone comporte en son cœur une frange plus conductrice ($\rho = 20\text{-}50 \text{ } \Omega\cdot\text{m}^{-1}$) correspondant sans doute aux lixiviats dilués provenant de l'ancienne décharge, diffusant horizontalement dans les schistes depuis l'ancienne décharge par le jeu d'une altération et/ou d'une fracturation localement plus importantes. Les lixiviats stagnent en profondeur et ne migrent pas vers l'OSO. Entre les trente mètres qui séparent les deux profils, une dilution des lixiviats a lieu selon un gradient horizontal, favorisée probablement par les écoulements de la nappe de direction ouest-est mis en évidence par **Belle (2008)**.

Le profil P21 distant de 40 m du profil P20 montre des écoulements discontinus d'eau plus ou moins profonds, de résistivités comparables à celles de l'eau souterraine comme sur la partie SO du profil P20. L'étendue du panache de pollution est limitée au SE du site car il n'est plus visible à une distance de 30 m de la zone de stockage ou alors il est fortement dilué dans l'eau souterraine.

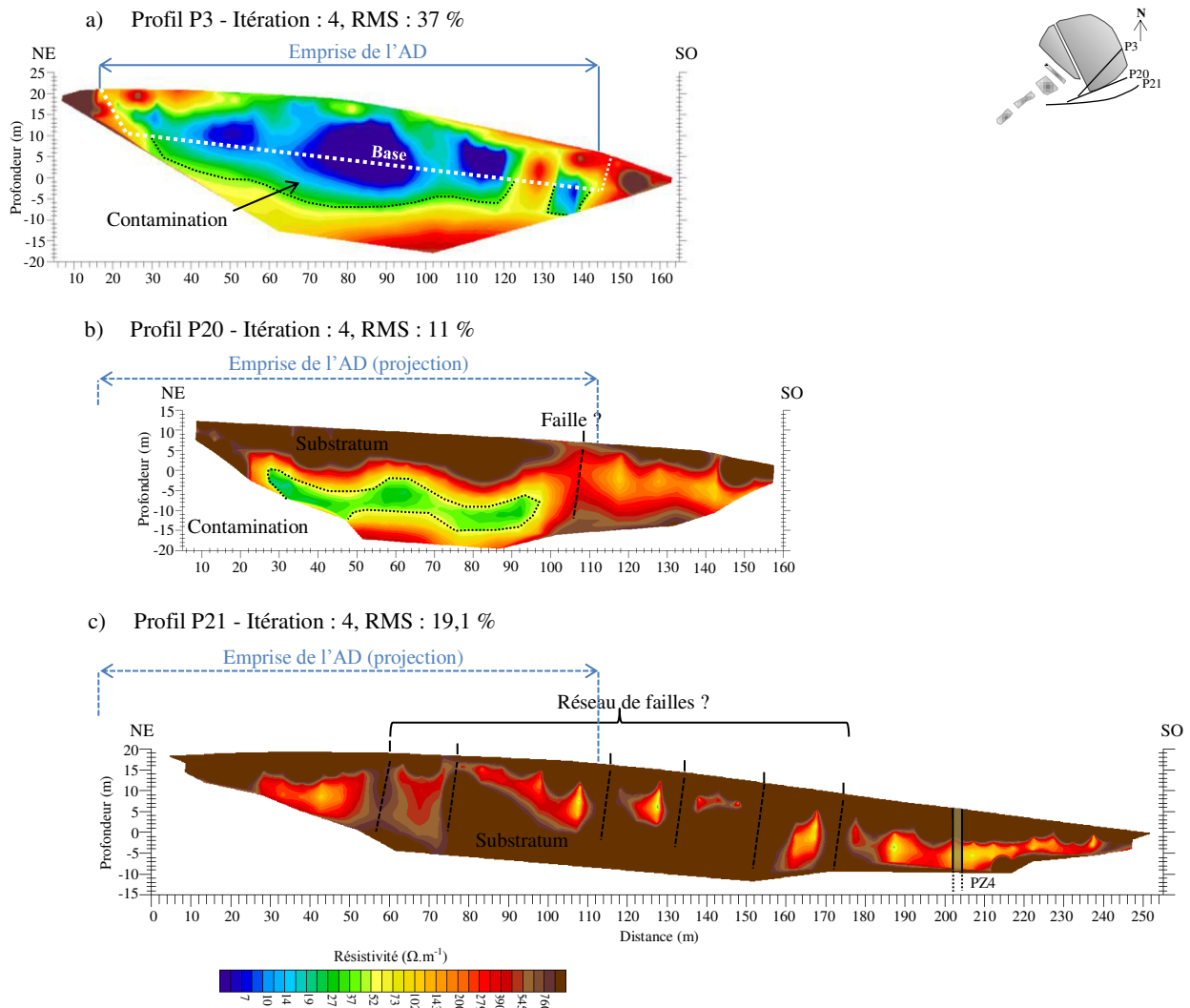


Figure 4.10 : Profils réalisés au sud-est de la décharge

4.4. Conclusion

La prospection de la décharge par tomographie de résistivité électrique s'est montrée très adaptée à la détermination de la structure interne du massif de déchets où le milieu est poreux et hétérogène. Les éléments constitutifs connus de la décharge ont été facilement identifiés sur les profils. De plus, cette investigation a permis de visualiser les phénomènes d'écoulements et de saturation au sein des déchets sans intervention destructive ainsi que la présence d'infiltrations de lixiviats dans le substratum. Les anomalies de faible résistivité qui s'étendent sous la base de l'ancienne décharge représentent un panache de lixiviats qui migre dans le substratum. Celles-ci ont été reportées sur la **figure 4.11** et sont symbolisées par des

traits rouges, le long des profils concernés. L'étendue probable du panache de lixiviats, déduite des résultats obtenus est figurée en bleu.

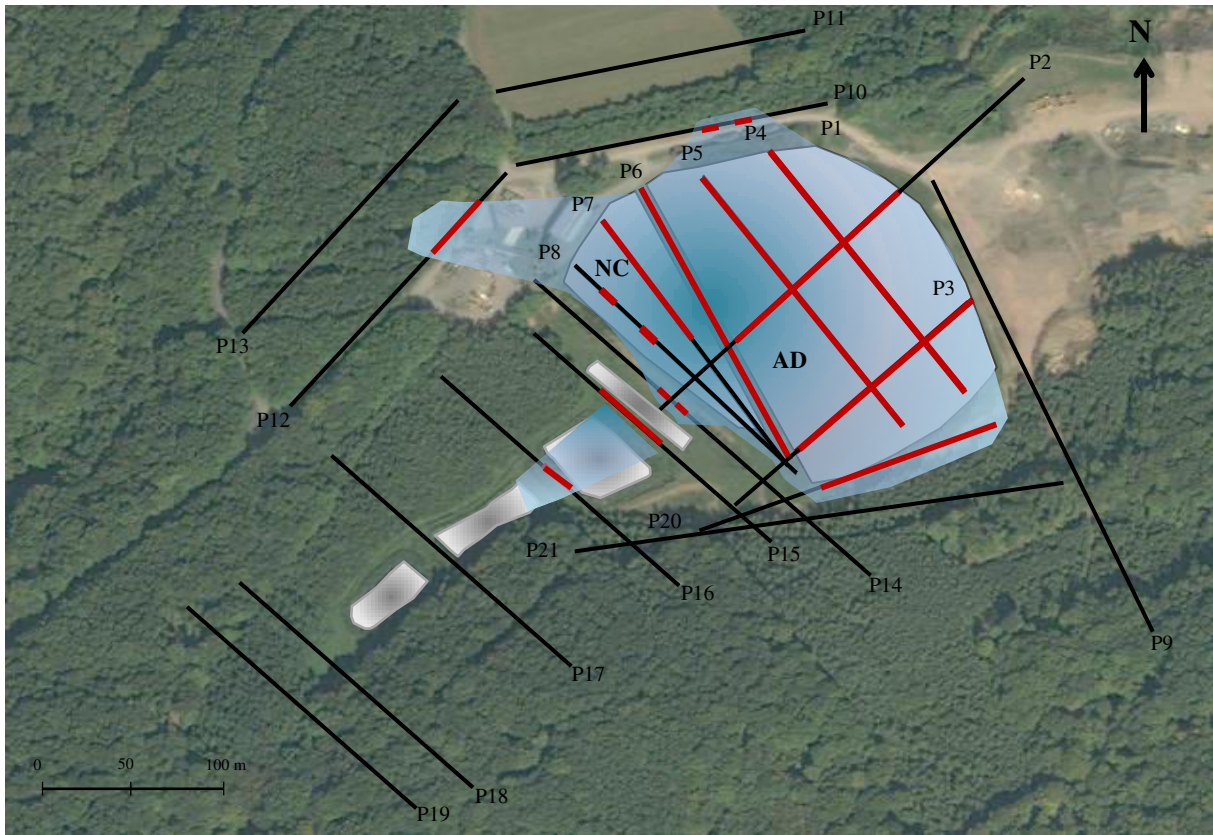


Figure 4.11 : Visualisation des anomalies de résistivité et interprétation de l'étendue du panache de pollution

Étant donné que le toit de la nappe se situe quasiment au niveau de la base des déchets, les lixiviats infiltrés engendrent une pollution de l'eau souterraine. Cependant, un gradient croissant des résistivités est observé en profondeur. Ceci indique une dilution verticale progressive de la minéralisation des lixiviats. Par conséquent, l'extension du panache de pollution est limitée en profondeur et latéralement puisqu'il n'est plus visible à quelques dizaines de mètres de la zone de stockage.

En ce qui concerne le nouveau casier, l'hypothèse d'une défaillance du réseau de drains situé sous celui-ci a été émise. La frange d'infiltration des lixiviats concentrés reste toutefois modérée (5 m d'épaisseur). Une dilution verticale rapide s'opère également sous le nouveau casier.

D'un point de vue géologique, la tomographie de résistivité électrique a révélé un substratum très faillé parcouru par de nombreux écoulements discontinus d'eau souterraine, qui rend complexe la compréhension des phénomènes d'écoulements dans les schistes.

La tomographie de résistivité électrique s'est révélée adaptée à la détermination de l'étendue d'un panache de contamination. Dans le cadre d'un suivi de la qualité de l'eau souterraine au droit d'un site pollué, cette technique constitue une étape préliminaire à la construction de piézomètres de contrôle afin de s'assurer de leur représentativité.

Références

- Abdullahi, N.K., Osazuwa, I.B., Onugba, A., 2010, Detecting municipal solid waste leachate plumes through electrical resistivity survey and physic-chemical analysis of groundwater samples, *Journal of American Sciences* 6 (8), 540-548
- Acworth R.I. and Jorstad, L.B., 2006, Integration of multi-channel piezometry and electrical tomography to better define chemical heterogeneity in a landfill leachate plume within a sand aquifer, *Journal of Contaminant Hydrology* 83, 200-220
- Arrêté du 9 septembre 1997 modifié relatif aux installations de stockage de « déchets non dangereux », JO n° 229 du 2 octobre 1997
- Belle, É., 2008, 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), Thèse de doctorat, Université de Franche-Comté, Besançon
- Chambers, J. E., Kuras, O., Meldrum, P. I., Ogilvy, R. D., Hollands, J., 2006, Case history: Electrical resistivity tomography applied to geologic, hydrogeologic, and engineering investigations at a former waste-disposal site, *Geophysics* 71 (6), B231-B239
- Charpentier, C., Marcotte, M., Rollin, A.L., 2009, Isolation électrique d'un ouvrage étanche : une nécessité pour la détection de fuites dans les géomembranes, *Rencontres Géosynthétiques 2009*, 339-346
- 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
- Frid, V., Liskevich, G., Doudkinski, D., Korostishevsky, N., 2008, Evaluation of landfill disposal boundary by means of electrical resistivity imaging, *Environmental Geology* 53, 1503-1508
- Georgaki, I., Soupios, P., Sakkas, N., Ververidis, F., Trantas, E., Vallianatos, F., Manios, T., 2008, Evaluating the use of electrical resistivity imaging technique for improving CH₄ and CO₂ emission rate estimations in landfills, *Science of the Total Environment* 389, 522-531
- Giroud, J.P. and Bonaparte, R., 1989, Leakage through liners constructed with geomembranes, *Geotextiles and Geomembranes* 8, 27-67

- Grellier, S., Reddy, K. R., Gangathulasi, J., Adib, R., Peters, C. C., 2007, Correlation between electrical resistivity and moisture content of municipal solid waste in bioreactor landfill, Geotechnical Special Publication 163, ASCE Press, Reston, Virginia
- Imhoff, P.T., Reinhart, D.R., Englund, M., Guérin, R., Gawande, N., Han, B., Jonnalagadda, S., Townsend, T.G., Yazdani, R., 2007, Review of state of the art methods for measuring water in landfills, Waste Management 27, 729-745
- Katsumi, T., Benson, C.H., Foose, G.J., Kamon, M., 2001, Performance-based design of landfill liners, Engineering Geology 60, 139-148
- Loke, M.H., 2012, Tutorial: 2-D and 3-D electrical imaging surveys, 110p, <http://www.geotomosoft.com/downloads.php>, Tutorial Notes-19th October 2012 update (consulté le 25/11/12)
- Matsui, T., Park, S. G., Park, M. K., Matsuura, S., 2000, Relationship between electrical resistivity and physical properties of rocks, GeoEng2000: An International Conference on Geotechnical & Geological Engineering : 19-24 November 2000, Melbourne Exhibition and Convention Centre, Melbourne, Australia, Technomic Publishing, Pennsylvania, pp. 987-992
- Meju, M., 2006, Geoelectrical characterization of covered landfill sites: A process-oriented model and investigative approach, in: Vereecken, H., Binley, A., Cassiani, G., Revil, A. (eds.), Applied Hydrogeophysics, NATO Series X, Springer, Chapter 11, 319-339
- Park, J.-K., Lee, J.-Y., Kim, T.-D., 2008, Statistical evaluation of groundwater quality around an uncontrolled landfill: implication for plume migration pathways, Geosciences Journal 12 (3), 265-275
- Radulescu, M., Valerian, C., Yang, J., 2007, Time-lapse electrical resistivity anomalies due to contaminant transport around landfills, Annals of Geophysics 50 (3), 453-468
- Samouëlian, A., Cousin, I., Tabbagh, A., Bruand, A., Richard, G., 2005, Electrical resistivity survey in soil science: a review, Soil & Tillage Research 83, 173-193
- Soupios, P., Papadopoulos, I., Kouli, M., Georgaki, I., Vallianatos, F., Kokkinou, E., 2007, Investigation of waste disposal areas using electrical methods: a case study from Chania, Crete, Greece, Environmental Geology 51, 1249-1261
- Vaudelet, P., Schmutz, M., Pessel, M., Franceschi, M., Guérin, R., Atteia, O., Blondel, A., Ngomseu, C., Galaup, S., Rejiba, F., Bégassat, P., 2011, Mapping of contaminant plumes with geoelectrical methods, A case study in urban context, Journal of Applied Geophysics 75, 738-751

Chapitre 5

Impact du panache de lixiviats sur la qualité de l'eau souterraine



5.1 Introduction

Une des préoccupations environnementales majeures associée aux installations de stockage de déchets est l'infiltration et la circulation des lixiviats chargés en contaminants dans l'eau souterraine (**Kjeldsen et al., 2002**). Dans la zone d'étude, la décharge d'Étueffont est la seule source de pollution possible de l'eau souterraine. L'absence de barrière de sécurité active sur le fond et les flancs de l'ancienne décharge entraîne une vulnérabilité de l'aquifère des schistes à nappe libre et peu profonde (0,6-6,5 m sous la surface du sol). Celle-ci est d'autant plus marquée que la base des déchets se situe au niveau de la nappe ou localement légèrement en dessous. De plus, la position du massif de déchets en tête de bassin versant peut favoriser une large diffusion des lixiviats vers l'aval. Les lixiviats de la décharge sont en phase méthanogène et présentent de faibles concentrations en polluants (**chapitre 3**). Malgré tout, **Khatabi (2002)** et **Belle (2008)** ont précédemment mis en évidence une contamination de l'eau souterraine par les lixiviats au droit du piézomètre de surface PZ30, situé en aval direct de la décharge (**figure 5.1**). Son homologue de profondeur PZ3 qui se situe dans la nappe profonde n'est *a priori* pas affecté par la décharge. Le piézomètre PZ5 localisé en amont hydraulique et en tête de bassin versant et les deux piézomètres PZ4-PZ40 situés en amont hydraulique ne sont pas impactés. Une première identification de l'étendue du panache de pollution a été obtenue par prospection géophysique (**chapitre 4**). Néanmoins, il est important de noter que les résultats issus des méthodes géophysiques ne sont pas toujours concluants. Par conséquent, une combinaison avec des analyses physico-chimiques de l'eau souterraine est recommandée (**Lopes et al., 2012**). L'étude des variations de faciès chimiques dans l'eau souterraine est fréquemment employée dans la caractérisation des circulations dans les aquifères (**Schreiber et al., 1999 ; Nur et al., 2012**) ainsi que dans la délimitation des contaminations de l'eau souterraine (**Gomez et Martínez, 2010 ; Noguera et al., 2012**). Cette méthode permet de regrouper les échantillons présentant les mêmes caractéristiques et d'établir une éventuelle corrélation spatiale entre eux (**Ishahu et al., 2012**). Également, la conductivité électrique et l'ion Cl⁻ sont souvent utilisés pour mettre en évidence les zones contaminées. Leur fiabilité en tant qu'indicateurs de contamination a été vérifiée dans de nombreuses études visant à délimiter l'étendue de panaches de pollution (**McFarlane et al., 1983 ; Hofqi et al., 2004 ; Al-Tarazi et al., 2008**). La conductivité électrique permet une estimation de la minéralisation globale des eaux. Dans l'eau souterraine, elle varie avec les caractéristiques de l'eau de pluie et la lithologie locale, selon des valeurs comprises entre 10

et $1\,000\ \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ (Lopes et al., 2012). Comme les lixiviats contiennent des concentrations en composés inorganiques qui peuvent être 1000-5000 fois supérieures à celles de l'eau souterraine (Christensen et al., 2001), la conductivité électrique est un indicateur important de contamination de l'eau souterraine par les lixiviats (Lee et al., 2006). Sur le site d'Étueffont, les conductivités de l'eau souterraine varient entre 20 et $752\ \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ et les conductivités dans les lixiviats varient entre 852 et $5270\ \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$. L'ion Cl^- , quant à lui, peut être utilisé comme indicateur de contamination anthropogénique de l'eau souterraine car il est conservatif dans le système souterrain et provient essentiellement de sources de contamination de surface (Mirecki et Parks, 1994 ; Kim et al., 2005 ; Al-Ahmadi et El-Fiky, 2009 ; Castañeda et al., 2012). Étant non-réactif aux processus physico-chimiques et biologiques de dégradation, son atténuation dans l'eau souterraine ne peut être faite que par dilution (Christensen et al., 2001). Par conséquent, la concentration en Cl^- peut représenter l'étendue de la contamination par lixiviats et aussi indiquer un mélange ou une dilution par des eaux météoriques récemment infiltrées (Lee et al., 2006). Sa fiabilité en tant qu'indicateur augmente lorsque les concentrations en Cl^- sont inférieures à $50\ \text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ dans l'eau souterraine de référence (Clark et Piskin, 1977), ce qui en fait un marqueur de contamination particulièrement adapté au site d'Étueffont puisque les teneurs en Cl^- du piézomètre amont PZ5 n'excèdent pas $5\ \text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$.

Le but de cette étude est de vérifier la validité des résultats des prospections géophysiques à travers le suivi de la qualité de l'eau souterraine du secteur ainsi que de ses variations de faciès chimique.

5.2 Matériels et méthodes

Dans le cadre de cette étude, la qualité de l'eau souterraine a été suivie sur une période de quatre ans (2007-2010) dans les piézomètres suivants (figure 5.1).

5.2.1 Mesure du niveau d'eau

Chaque prélèvement d'eau souterraine dans les piézomètres a été précédé d'un relevé du niveau piézométrique à l'aide d'une sonde sonore et lumineuse. Grâce aux relevés mensuels effectués depuis la création du réseau piézométrique, la base de données sur le niveau piézométrique couvre une période de 13 ans (1997-2009).

5.2.2 Collecte et conservation de l’eau souterraine

Les échantillons d’eau souterraine ont été prélevés à l’aide d’un préleveur manuel (bailer) se présentant sous la forme d’un cylindre plastique d’une contenance d’1 L, muni à son extrémité basse d’une bille de non-retour. Tous les échantillons sont conditionnés dans des flacons en polyéthylène puis conservés en glacière pendant le transport. Ils ont été ensuite maintenus à 4° C et dans l’obscurité jusqu’au moment de l’analyse.

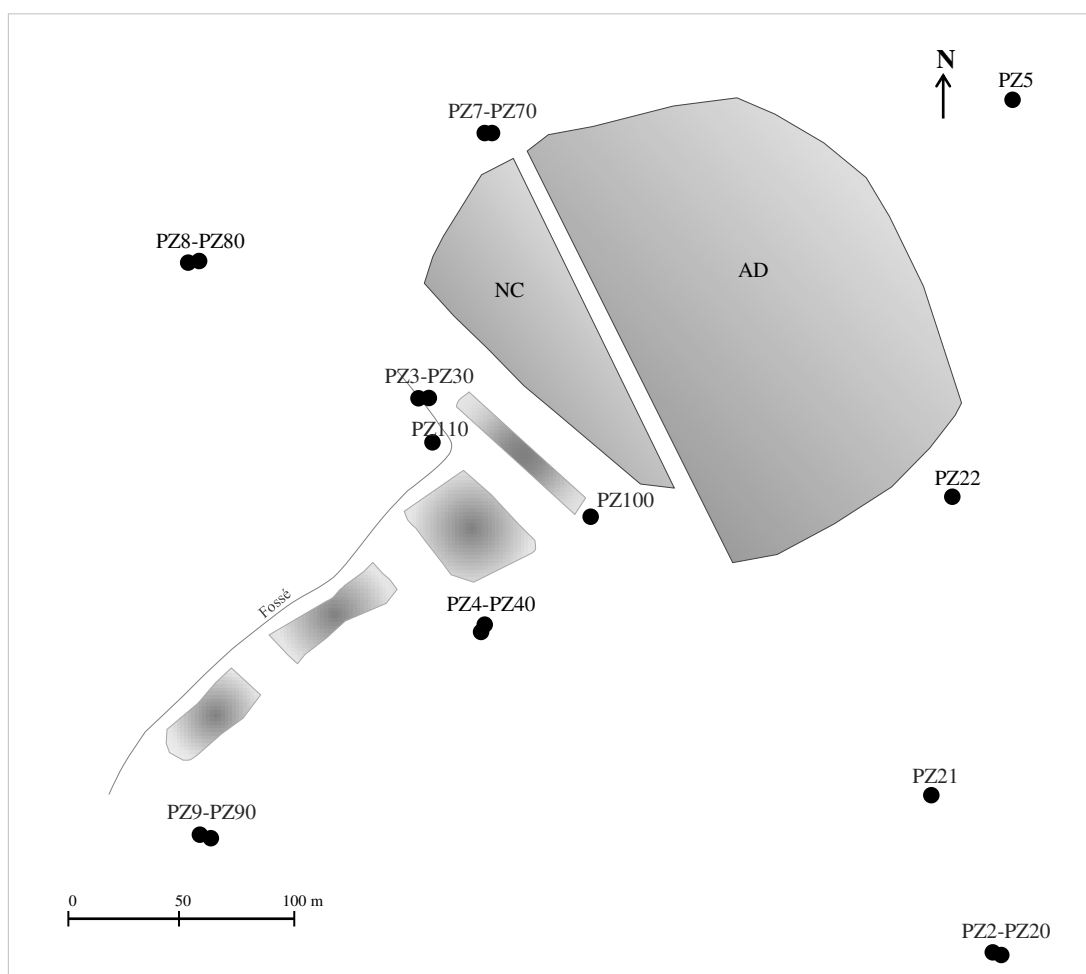


Figure 5.1 : Plan de localisation des piézomètres

5.2.3 Mesure des paramètres

5.2.3.1 Conductivité électrique et TDS

La conductivité électrique a été mesurée in situ grâce à un pH/conductimètre de poche WTW (MultiLine P3) en utilisant une cellule de conductivité standard TetraCon® 325 ($\pm 0,01 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$).

Les TDS (total dissolved solids – matières dissoutes totales) ont été estimés en multipliant la conductivité électrique par un facteur de 0,64 (Kumar et King, 2004).

5.2.3.2 Ions majeurs

- Les cations majeurs (Na^+ , Ca^{2+} , K^+ et Mg^{2+}) ont été analysés par spectrophotométrie d'absorption atomique après filtration à 0,45 μm avec des membranes en acétate de cellulose (Whatman) et acidification à $\text{pH} < 2$ avec de l'acide nitrique concentré (incertitude 1-8 %).
- Les anions majeurs (Cl^- , SO_4^{2-} et NO_3^-) ont été dosés par chromatographie ionique après filtration (0,45 μm , Whatman) (incertitude $\leq 5\%$ pour Cl^- et SO_4^{2-} et comprise entre 15 et 2% pour des valeurs de NO_3^- variant entre 0 et $\geq 37 \text{ mg.L}^{-1}$).
- Les ions bicarbonates HCO_3^- ont été analysés dans les 24 h par dosage volumétrique à l'aide de $\text{H}_2\text{SO}_4 \text{ N}/50$ (incertitude 4,5 %).

Les analyses ont été effectuées au Laboratoire d'Hydrogéologie de l'Université de Franche-Comté, Besançon (25).

5.2.4 Cartes d'isovaleurs

Les cartes d'isovaleurs ont été réalisées par krigeage à l'aide du logiciel Surfer 7 (Golden Software).

5.3 Résultats

5.3.1 Faciès hydrochimique

Dans le but d'établir une classification des échantillons d'eau souterraine, ceux-ci ont été reportés sur un diagramme de Piper (**figure 5.2**), qui permet de représenter le faciès chimique de plusieurs échantillons simultanément (Piper, 1944). Il est composé de deux triangles représentant respectivement la répartition des cations et celle des anions et d'un losange synthétisant la répartition globale des ions majeurs. Les pourcentages de répartition des anions et des cations dans l'eau souterraine sont calculés à partir des concentrations moyennes exprimées en meq.L^{-1} sur la période avril 2007-juin 2009. Tous les ions dont la concentration

dépasse 10% de la concentration molaire totale de l'échantillon sont considérés comme majeurs (Guler et al., 2002).

La précision analytique des données a été mesurée en utilisant la méthode de la balance ionique définie comme suit :

$[(\Sigma^+ - \Sigma^-)/(\Sigma^+ + \Sigma^-)] \times 100$; avec, Σ^+ : somme algébrique des produits de la concentration molaire par la charge ionique des cations majeurs, et Σ^- : somme algébrique des produits de la concentration molaire par la charge ionique des anions majeurs. Une erreur de 5 % est généralement admise pour des eaux souterraines naturelles (Looser, 1997 ; Schreiber et al., 1999). Cependant, certaines solutions fortement colorées (eaux polluées, lixiviats) peuvent contenir une forte charge organique, rendant difficile de garantir une erreur inférieure à 10 % (Trick et al., 2008). C'est pourquoi, les échantillons, dont les erreurs de la balance ionique sont comprises entre -10,7 % et 10,2 %, ont été malgré tout utilisés.

La figure 5.3 qui présente la répartition des cations et anions en pourcentage cumulé (meq.L⁻¹) est complémentaire du diagramme de Piper.

Le diagramme de Piper (figure 5.2) et la figure 5.3 mettent en évidence quatre types de faciès hydrochimiques (SO₄-Ca, HCO₃-Ca, Cl-Na et HCO₃-Na).

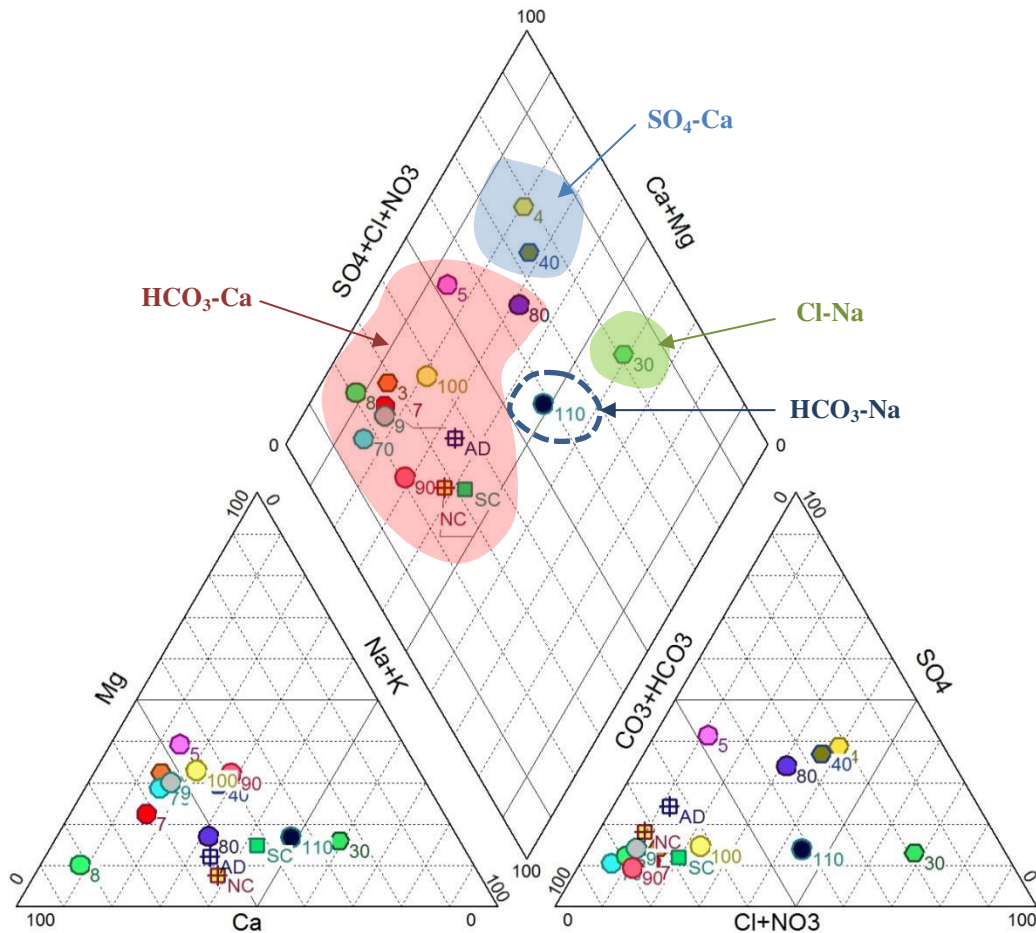


Figure 5.2 : Classification des échantillons d'eau souterraine selon le diagramme de Piper

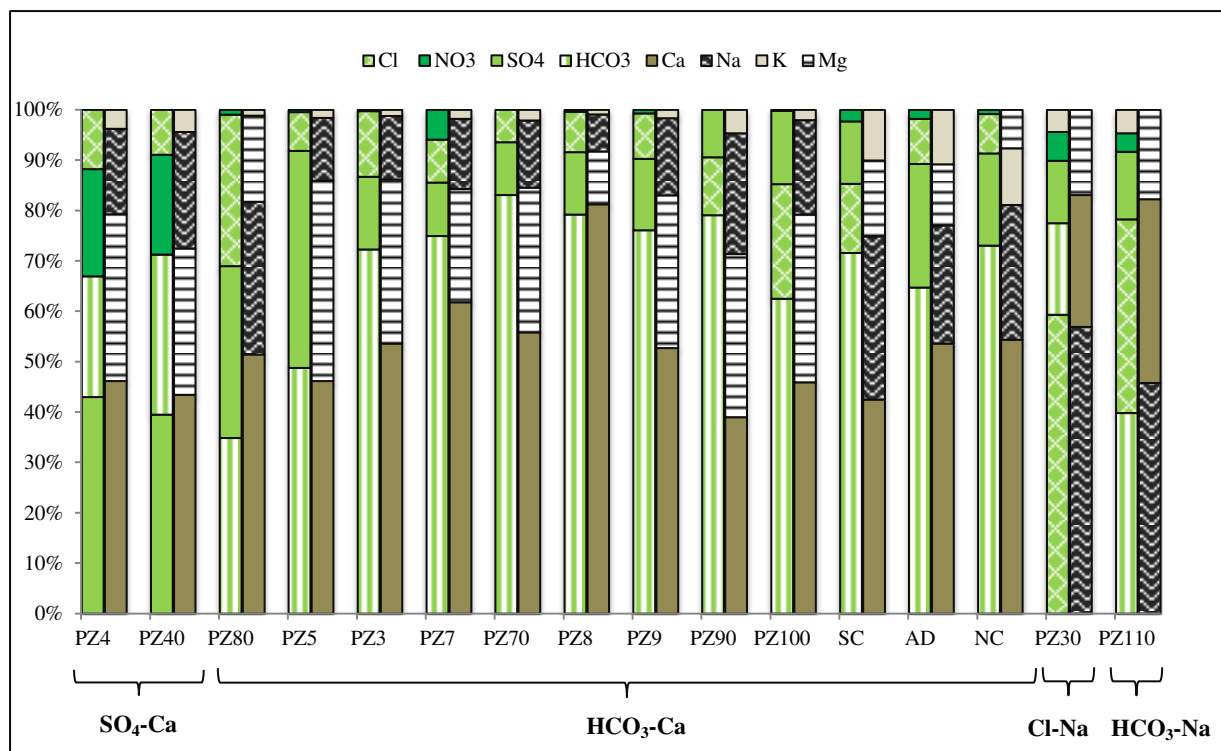


Figure 5.3 : Répartition des ions majeurs en pourcentage cumulé (meq.L^{-1}) dans l'eau souterraine et dans les lixiviats

Le faciès $\text{HCO}_3\text{-Ca}$ est représentatif de la majorité des eaux du secteur (PZ3, PZ5, PZ7, PZ70, PZ8, PZ80, PZ9, PZ90, PZ100), des eaux circulant sous le nouveau casier (SC) et des lixiviats des deux casiers (AD et NC). L'ordre d'abondance des autres ions est variable selon les piézomètres (figure 5.3).

Le faciès $\text{SO}_4\text{-Ca}$ est unique dans l'aquifère et il n'est rencontré qu'au droit du piézomètre profond (PZ4) et du piézomètre de surface PZ40. Dans ces piézomètres, HCO_3^- est le deuxième anion par ordre d'abondance. Les eaux de PZ5 et PZ80 dont le faciès est $\text{HCO}_3\text{-Ca}$ présentent de fortes proportions en SO_4^{2-} . Ceci leur confère un faciès qui se rapproche de celui observé dans PZ4 et PZ40.

Ca^{2+} est le cation dominant dans l'aquifère. Cependant, la figure 5.4 montre un déficit en Ca^{2+} dans les piézomètres PZ30 et PZ110 au profit de concentrations plus élevées en Na^+ .

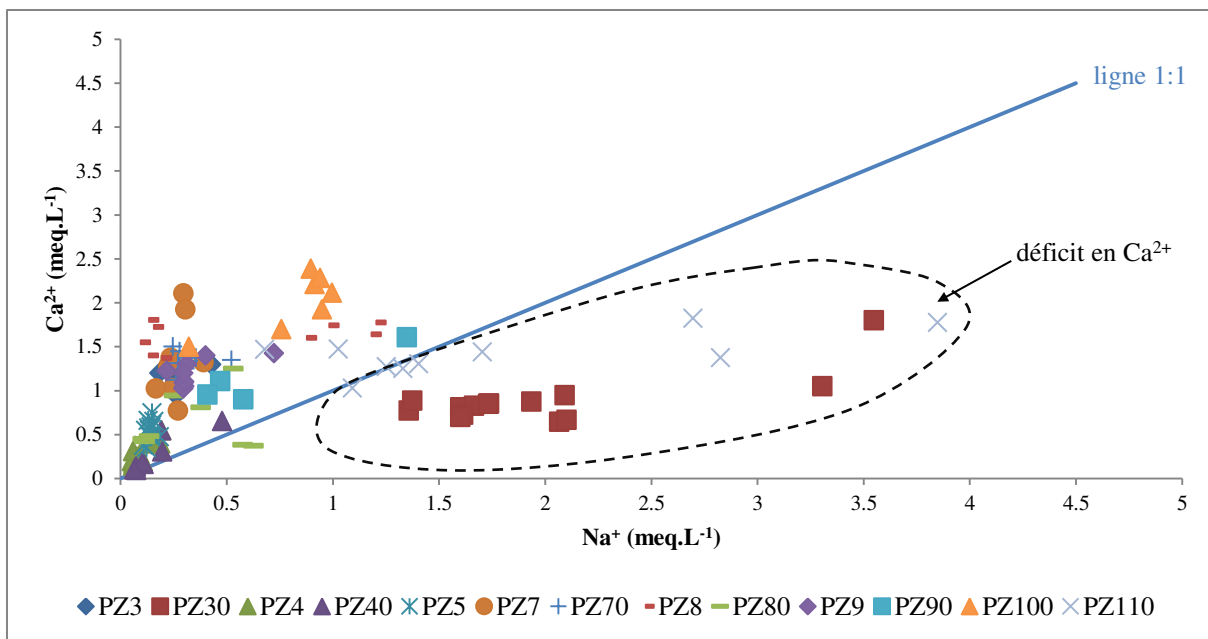


Figure 5.4 : Graphique Ca^{2+} vs. Na^+

La **figure 5.5** montre que l’anion dominant de l’aquifère (HCO_3^-) est remplacé par Cl^- dans PZ30. De plus, les eaux de PZ8, PZ80 et PZ110 sont très ponctuellement enrichies en Cl^- . Cette figure souligne également que les concentrations en Cl^- sont plus élevées dans PZ30 que dans PZ110 qui est situé à une dizaine de mètres en aval de PZ30.

Les faciès chimiques des piézomètres PZ30 et PZ110, situés en aval direct de la décharge, se détachent totalement de ceux des autres piézomètres et des lixiviats, avec une prédominance des ions Cl^- et Na^+ pour PZ30 et HCO_3^- et Na^+ pour PZ110.

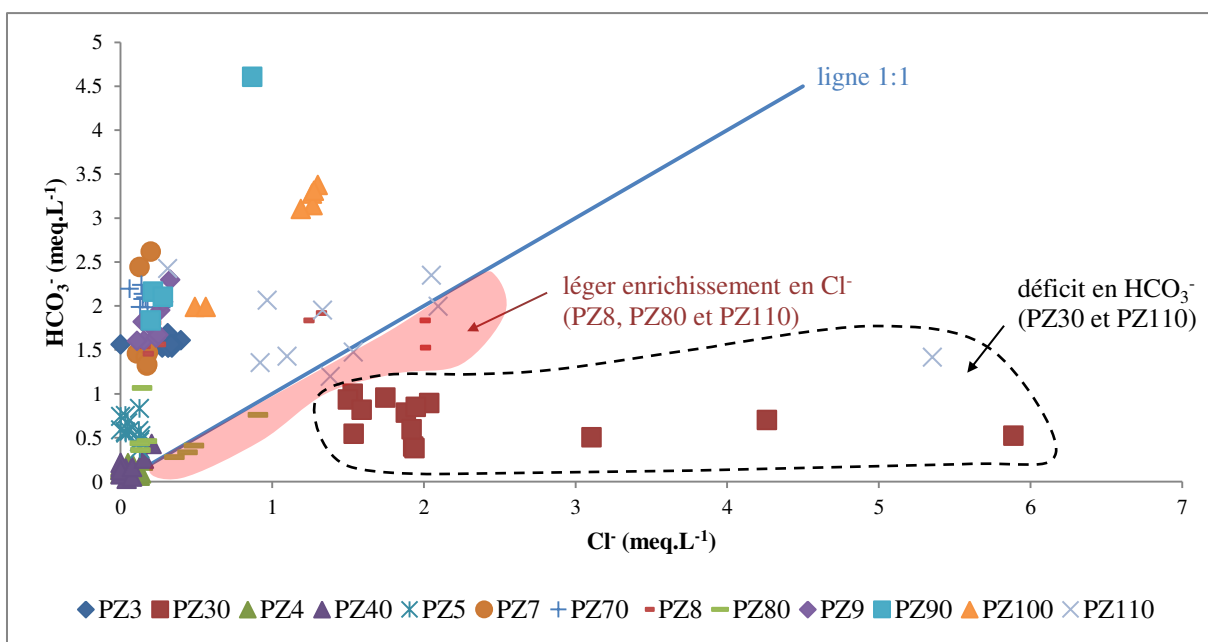


Figure 5.5 : Graphique HCO_3^- vs. Cl^-

5.3.1.1 Variations du faciès hydrochimique avec la profondeur

Les faciès hydrochimiques de la partie superficielle et de la partie profonde de la nappe ont été reportés sur la **figure 5.6** et la **figure 5.7**, respectivement. Le faciès bicarbonaté calcique ($\text{HCO}_3\text{-Ca}$) prédomine à la fois en surface et en profondeur. Des modifications majeures de la composition chimique de l'eau ont lieu en surface dans les piézomètres PZ30 (Cl-Na) et PZ110 ($\text{HCO}_3\text{-Na}$), situés en aval de la zone de stockage. Une légère variation du faciès s'opère au droit de PZ4 et PZ40 ($\text{SO}_4\text{-Ca}$), en surface et en profondeur. Ces derniers piézomètres sont hors de l'influence de la décharge.

La partie superficielle de la nappe présente donc des modifications de faciès en aval direct de la décharge.

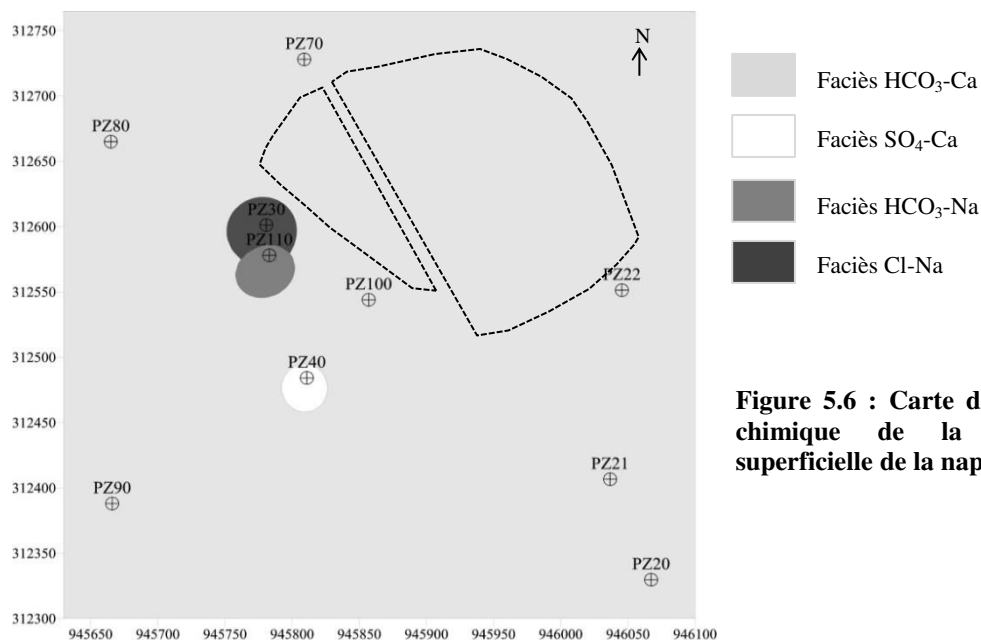


Figure 5.6 : Carte de faciès chimique de la partie superficielle de la nappe

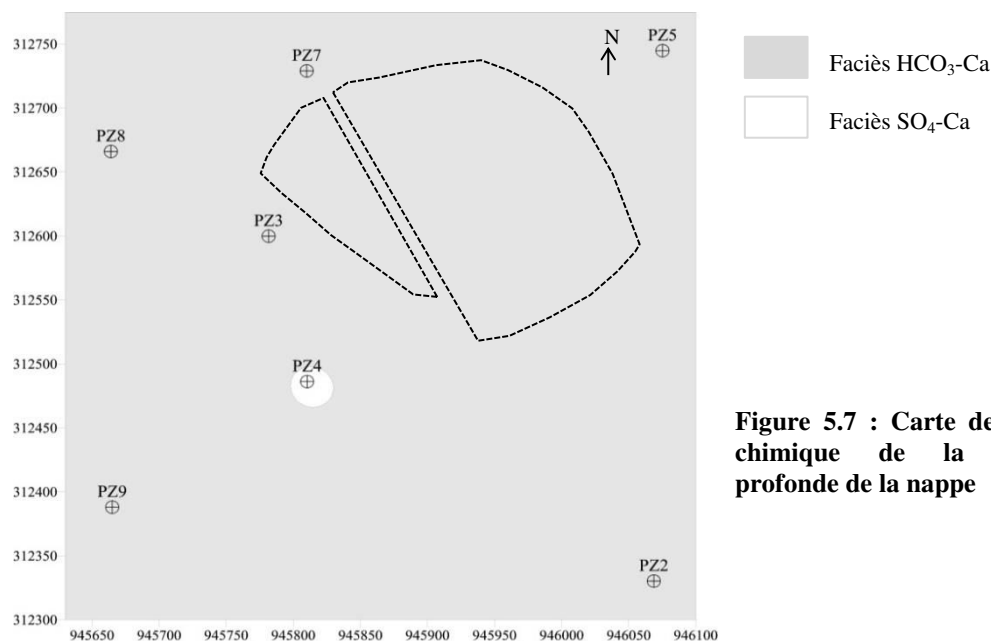


Figure 5.7 : Carte de faciès chimique de la partie profonde de la nappe

5.3.2 Mécanismes contrôlant la chimie de l'eau

Les diagrammes de Gibbs représentant les rapports $\text{Na}/(\text{Na}+\text{Ca})$ et $\text{Cl}/(\text{Cl}+\text{HCO}_3)$ en fonction des TDS permettent de déterminer les mécanismes contrôlant la composition chimique des eaux, comme les précipitations atmosphériques, les processus d'évaporation-cristallisation et les interactions eau-roche (Gibbs, 1970). Alors que la distribution des échantillons sur les figures 5.8 et 5.9 suggère une forte influence de l'altération chimique des minéraux de l'aquifère sur la composition de l'eau souterraine pour la majorité des échantillons, les piézomètres PZ4 et PZ40 subissent une plus forte influence des précipitations atmosphériques que les autres piézomètres. A noter que PZ80 et dans une moindre mesure PZ5 semblent être légèrement influencés par les précipitations. D'après le tableau 5.1, la composition chimique de l'eau de pluie s'apparente à celle de l'eau souterraine dans PZ4 et PZ40. La position de PZ30 et PZ110 sur les diagrammes suggère que les processus naturels sont insuffisants pour expliquer la chimie de leur eau. Par conséquent, une source supplémentaire de Na^+ et Cl^- dans PZ30 et de Na^+ dans PZ110 est nécessaire pour expliquer ce processus.

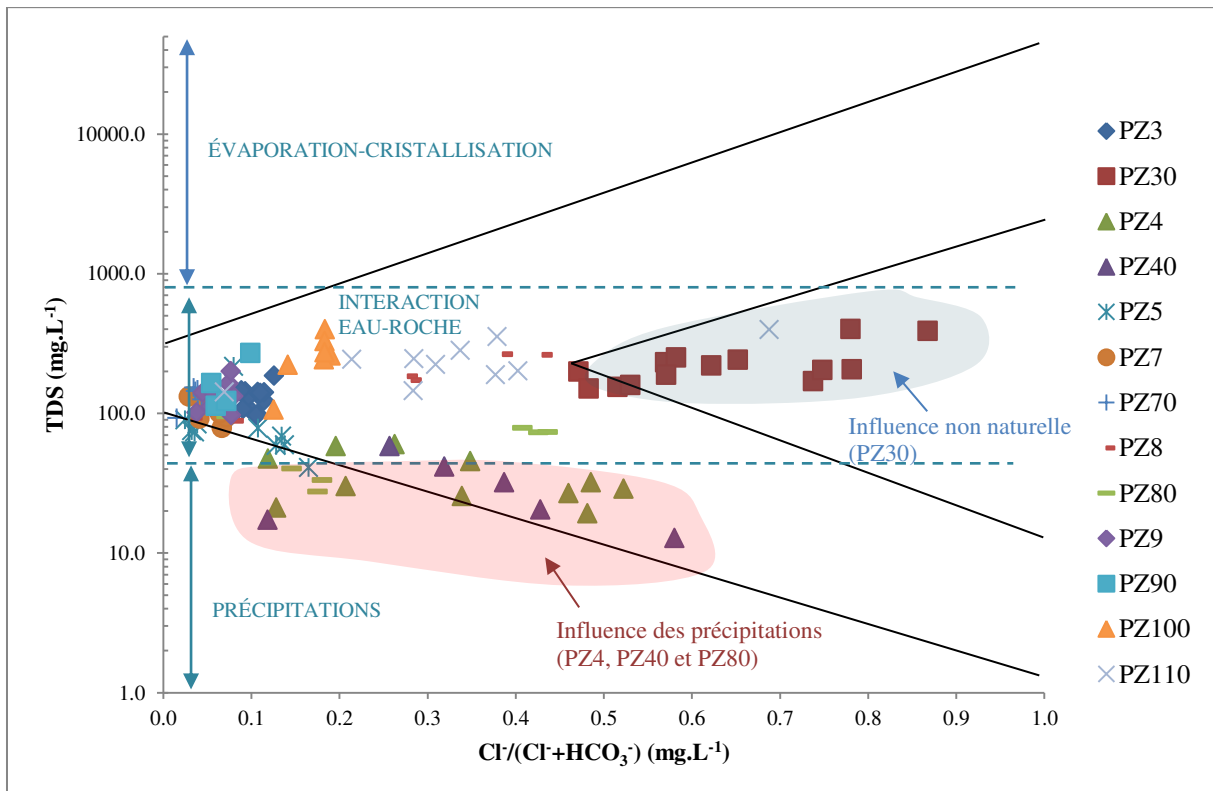


Figure 5.8 : Graphique TDS vs. $\text{Cl}/(\text{Cl}+\text{HCO}_3^-)$ en mg.L^{-1}

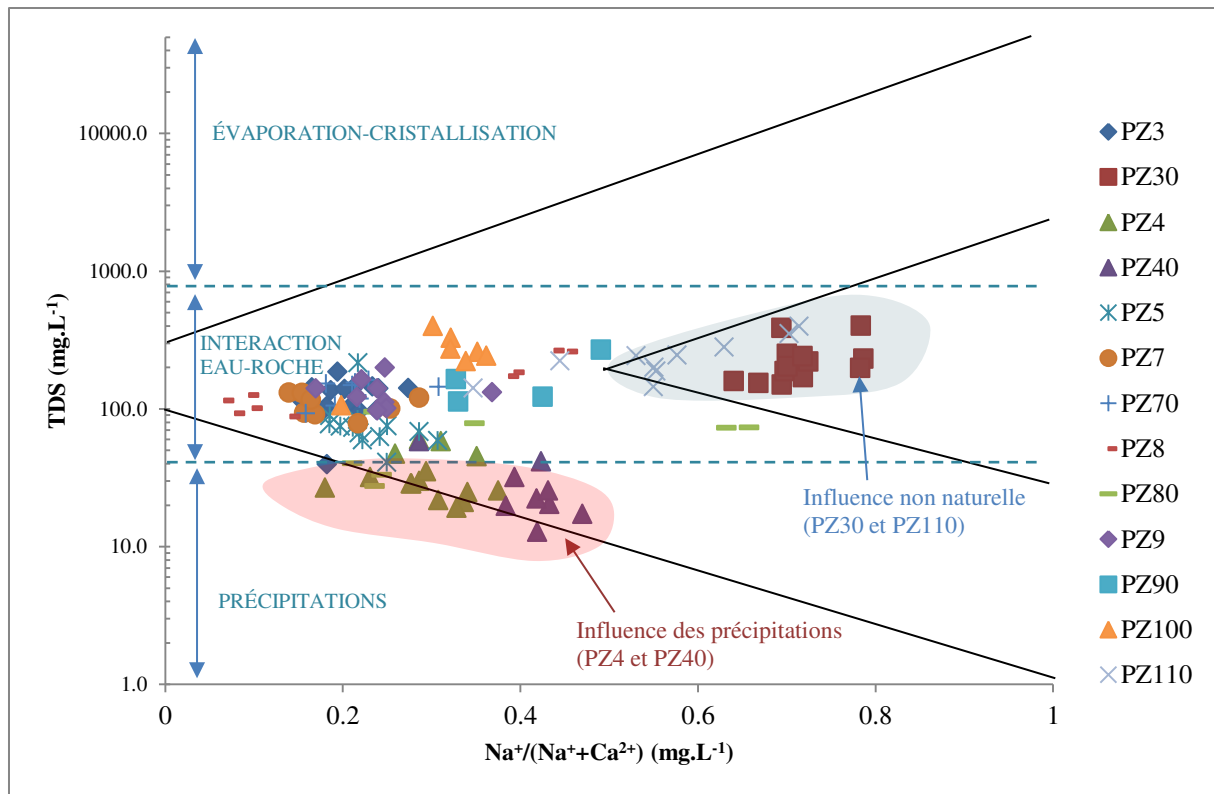


Figure 5.9 : Graphique TDS vs. $\text{Na}^+ / (\text{Na}^+ + \text{Ca}^{2+})$ en mg.L^{-1}

Tableau 5.1: Composition chimique moyenne de l'eau de pluie et de l'eau souterraine au droit de PZ4 et PZ40 (mg.L^{-1})

	PZ4	PZ40	pluie
Mg^{2+} (mg.L^{-1})	2.1	1.7	0.3
Ca^{2+}	4.8	4.1	11
Na^+	2	2.5	1.6
K^+	0.8	0.8	1.5
Cl^-	4.2	4.2	4.7
NO_3^-	7	5.9	3.9
SO_4^{2-}	11	10	3.8
HCO_3^-	7.8	9.3	22

Les résultats des essais de lixiviation réalisés sur les cuttings de forage des piézomètres PZ4 et PZ40 confortent l'hypothèse de la faible interaction eau-roche en ces points. Des relargages importants de SO_4^{2-} ($2\,500 \text{ mg.L}^{-1}$), Mg^{2+} (425 mg.L^{-1}), Ca^{2+} (190 mg.L^{-1}) et HCO_3^- (160 mg.L^{-1}) ont été observés dans les eaux de lixiviation (Belle, 2003), tandis que ces ions n'ont pas été retrouvés en grande quantité dans les échantillons d'eau souterraine, dont les concentrations maximales sont les suivantes : 24 mg.L^{-1} pour SO_4^{2-} , 16 mg.L^{-1} pour HCO_3^- , 11 mg.L^{-1} pour Ca^{2+} et 4 mg.L^{-1} pour Mg^{2+} .

5.3.3 Distribution de la conductivité électrique et de l'ion Cl⁻ dans l'eau souterraine

Les parties superficielle et profonde de la nappe ont été étudiées séparément en raison de la variation de faciès hydrochimique entre la surface et la profondeur mise en évidence précédemment. Les cartes ont été établies à partir des moyennes calculées sur la période 2007-2009, hormis dans les piézomètres PZ21 et PZ22 pour lesquels les moyennes ont été calculées entre 2003-2007 puisqu'ils se sont colmatés au cours du temps. La relative stabilité des paramètres chimiques au cours du temps permet l'utilisation de ces eaux bien qu'elles n'aient pas été échantillonnées en même temps que les autres eaux. En raison de l'absence de piézomètres dans la partie nord et afin d'obtenir une interpolation plus fiable de la distribution des concentrations et de la conductivité sur l'ensemble du secteur, les résultats de la prospection géophysique ont été pris en compte (**chapitre 4**), c'est-à-dire l'absence de contamination au nord de la décharge le long du profil P9, sur le flanc est (profils P21 et P20) et au NE (profil P11) ainsi que l'infiltration de lixiviats dans la partie superficielle de la nappe depuis la base de l'ancienne décharge.

Ces éléments ont permis de considérer que, dans la partie superficielle :

- les conductivités au droit de ces profils sont similaires à celles du piézomètre le plus proche, à savoir celles de PZ22 essentiellement et celles de PZ5 pour le profil géoélectrique P9.
- les conductivités des lixiviats s'infiltrant à la base de l'ancienne décharge ($> 2\,000\ \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$) s'apparentent à celles des lixiviats de l'ancienne décharge mesurées à l'exutoire ($1\,500\text{--}3\,400\ \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$). Toute la base de la décharge a été considérée comme un ensemble.

À noter que la prise en compte de ces éléments empêche la visualisation d'éventuelles variations spatiales de conductivité et de Cl⁻ qui pourraient intervenir dans les zones précédemment citées.

5.3.3.1 La conductivité électrique

La **figure 5.10** et la **figure 5.11** présentent respectivement la distribution spatiale des conductivités dans la partie superficielle et la partie profonde de la nappe. Les profils géophysiques P9, P11, P20 et P21 pris en compte dans l'interpolation figurent en bleu.

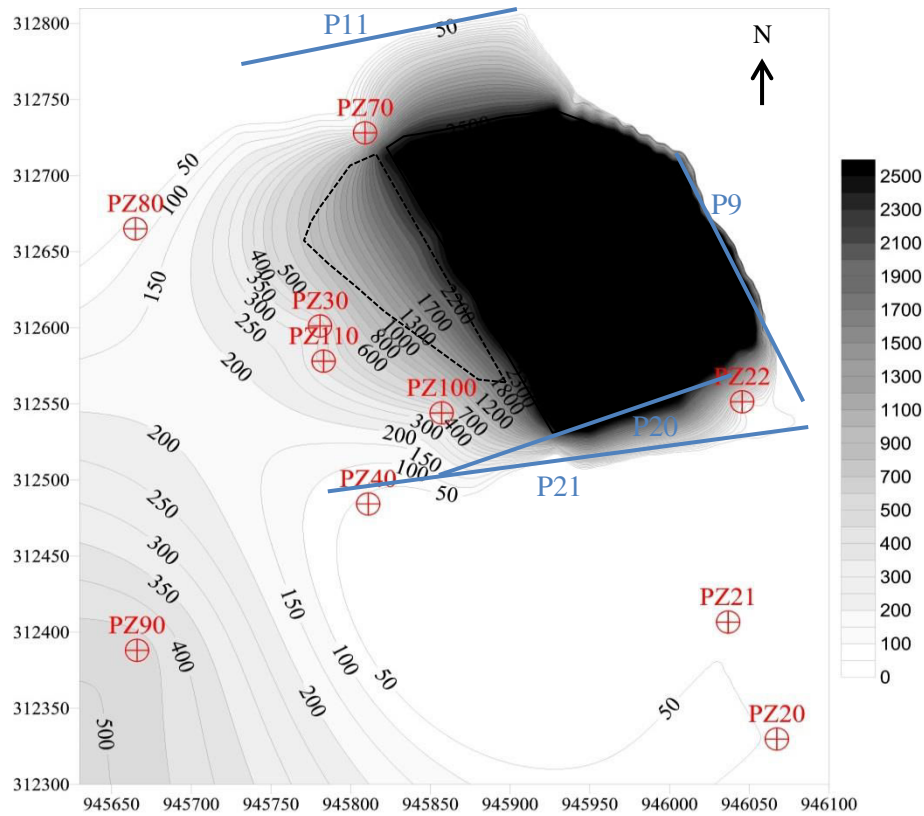


Figure 5.10 : Carte de distribution de la conductivité électrique ($\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$) dans la partie superficielle de la nappe

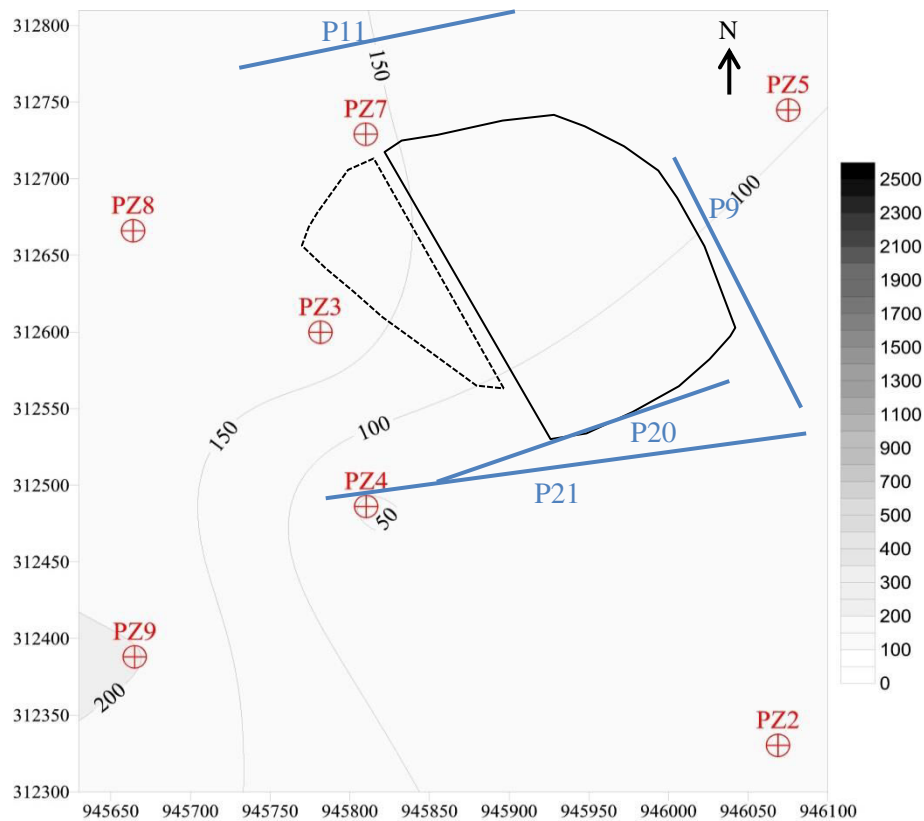


Figure 5.11 : Carte de distribution de la conductivité électrique ($\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$) dans la partie profonde de la nappe

Dans la partie superficielle de la nappe, des conductivités faibles ($< 100 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$) sont observées de part et d'autre du site, à l'est (PZ20, PZ21, PZ22, PZ40) et à l'ouest (PZ80). Les piézomètres PZ20, PZ21, PZ22 et PZ40 situés en amont hydraulique du site reflètent la variation de la conductivité naturelle du secteur. Le piézomètre PZ70 situé au nord-ouest expose une conductivité légèrement plus élevée ($\approx 200 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$). Les piézomètres PZ30, PZ110 et PZ100 situés en aval hydraulique immédiat de la décharge présentent des conductivités moyennes nettement plus fortes de l'ordre de $300\text{-}350 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ dont les maxima relevés sont respectivement, $629 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$, $540 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ et $623 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$. Le piézomètre PZ90, alors qu'il est situé le plus en aval du site, montre la conductivité moyenne la plus forte du site ($> 450 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$) avec un maximum observé de $752 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$. Quant aux piézomètres de la nappe profonde, ceux-ci montrent des conductivités moyennes faibles ($< 200 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$). Les conductivités les plus élevées ont été mesurées dans PZ9 ($135\text{-}310 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$) avec une moyenne avoisinant $205 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$.

Pour certains couples de piézomètres (PZ3-PZ30, PZ7-PZ70, PZ9-PZ90), la conductivité électrique est plus forte en surface qu'en profondeur. À noter toutefois que dans les piézomètres PZ7-PZ70, la différence de conductivité entre la partie superficielle et la partie profonde ne s'élève qu'à $40 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$, en moyenne. Contrairement à ces couples de piézomètres, la conductivité moyenne du couple PZ8-PZ80 est plus faible en surface ($74 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$) qu'en profondeur ($160 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$).

Le couple PZ9-PZ90 présente respectivement les conductivités les plus fortes de la partie profonde et de la partie superficielle de la nappe.

5.3.3.2 L'ion Cl^-

La **figure 5.12** et la **figure 5.13** présentent respectivement la distribution spatiale des concentrations en Cl^- dans la partie superficielle et la partie profonde de la nappe. Les profils géophysiques P9, P11, P20 et P21 pris en compte dans l'interpolation figurent en rouge.

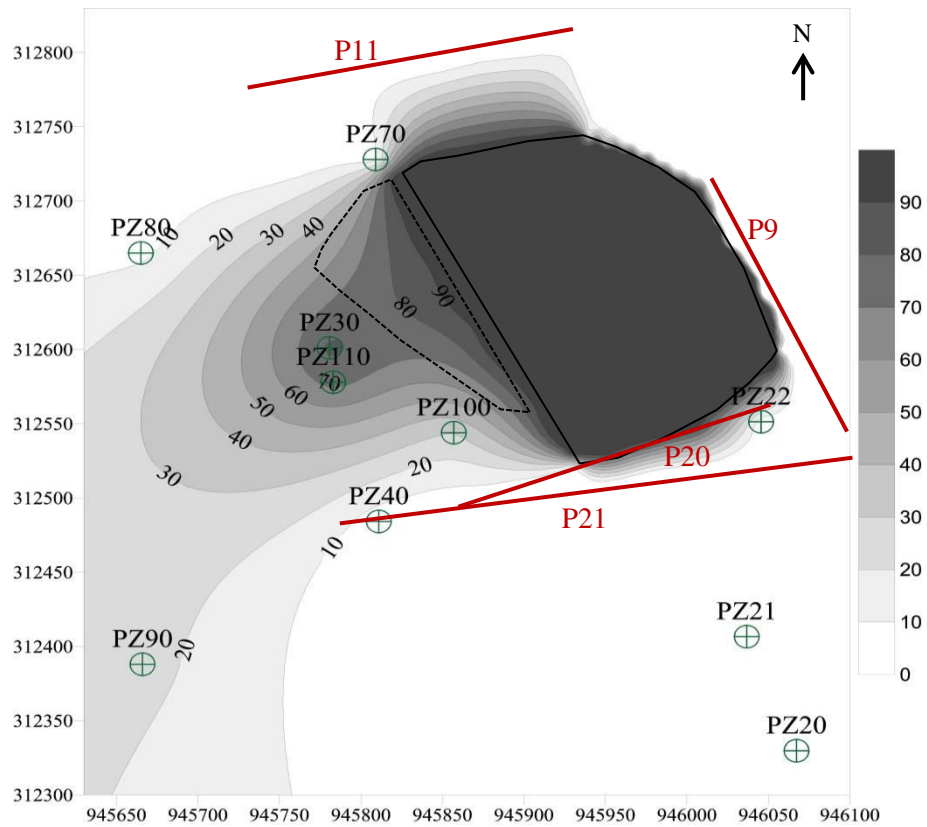


Figure 5.12 : Carte de distribution de Cl^- (mg.L^{-1}) dans la partie superficielle de la nappe

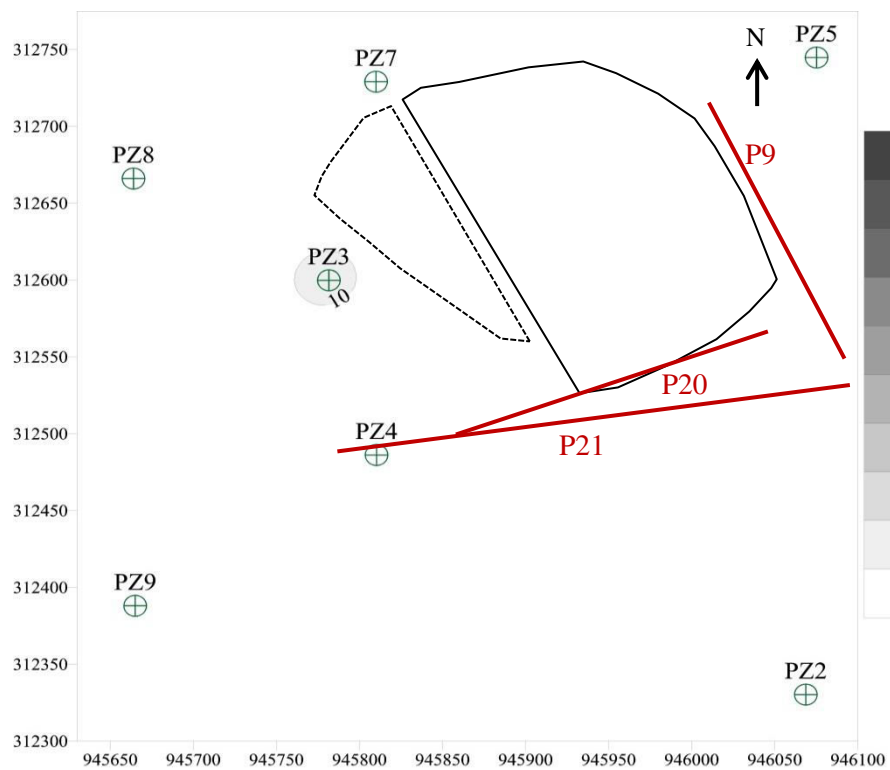


Figure 5.13 : Carte de distribution de Cl^- (mg.L^{-1}) dans la partie profonde de la nappe

Dans la partie superficielle de la nappe, les piézomètres situés à l'est du site (PZ20, PZ21, PZ22, PZ40) ont de faibles concentrations en Cl^- ($< 10 \text{ mg.L}^{-1}$) tout comme PZ70 situé au NO et PZ80 à l'ouest. Les concentrations les plus élevées sont rencontrées à l'aval de la décharge (PZ30, PZ110, PZ100, PZ90) avec un gradient décroissant vers le SO (de 82 mg.L^{-1} à 23 mg.L^{-1} de l'amont vers l'aval). Les valeurs moyennes maximales observées (PZ30 : 82 mg.L^{-1} ; PZ110 : 73 mg.L^{-1}) sont en moyenne inférieures à celles des lixiviats (AD : 98 mg.L^{-1} ; NC : 133 mg.L^{-1}) mais restent tout de même dans le même ordre de grandeur et se rapprochent des concentrations mesurées dans les eaux SC circulant sous le nouveau casier (SC : 87 mg.L^{-1}). Le piézomètre PZ100 comporte des concentrations plus faibles que PZ30 alors qu'il est plus proche de la décharge. Dans la partie NO du site, la zone de concentrations décroissantes de la décharge vers le nord est due à l'intégration du profil géoélectrique P11 dans l'interpolation, le long duquel aucune anomalie n'a été visualisée. La partie profonde de la nappe montre de faibles concentrations en Cl^- ($3\text{-}9 \text{ mg.L}^{-1}$) sauf au droit de PZ3 où les concentrations sont légèrement plus élevées (11 mg.L^{-1}).

5.4 Discussion

Dans la zone d'étude, la partie superficielle de l'aquifère est formée par des schistes fracturés et altérés (cailloutis de schistes à matrice argileuse) tandis que la partie profonde de l'aquifère est constituée par des schistes compacts. La direction générale de l'écoulement s'effectue du NE au SO.

L'aquifère montre un faciès majoritairement $\text{HCO}_3\text{-Ca}$ sauf au droit de PZ4 et PZ40 ($\text{SO}_4\text{-Ca}$). La dominance de Ca^{2+} dans l'aquifère sur les autres cations suggère une origine par dissolution des minéraux silicatés composant la matrice de l'aquifère schisteux (**Al-Ahmadi et El-Fiky, 2009**). En raison de l'absence de roches carbonatées dans le secteur d'étude, les HCO_3^- sont probablement dérivés de l'altération des minéraux silicatés et/ou du CO_2 présent dans l'atmosphère et dans la zone vadose (**Deutsch, 1997 ; Srinivasamoorthy et al., 2011**). Cependant, comme les lixiviats présentent des teneurs élevées en HCO_3^- ($831\text{-}8200 \text{ mg.L}^{-1}$), leur prédominance dans l'eau souterraine peut être également due à un mélange avec les lixiviats. Les fortes teneurs en HCO_3^- dans les lixiviats sont attribuables aux processus de décomposition et de dissolution régnant dans le massif de déchets (**Christensen et al., 2001**).

La composition de l'eau souterraine étant majoritairement influencée par l'altération chimique des minéraux de l'aquifère, les variations de faciès lithologiques locales observées lors des forages (passées gréseuses, zones altérées avec argiles, circulations hydrothermales avec filons de quartz, pyrite et barytine, intrusions granitiques métamorphisées) seraient donc responsables de la variation de l'ordre d'abondance des ions mineurs d'un piézomètre à un autre. Cependant, au droit de PZ4 et PZ40, l'interaction eau-roche est plus faible et la composition de l'eau est plus influencée par les eaux météoriques. Ceci expliquerait donc la variation de faciès hydrochimique observée en ces points. Les très fortes teneurs en SO_4^{2-} retrouvées dans les eaux de lixiviation des cuttings de PZ4 et PZ40 proviennent probablement de l'altération de la pyrite présente en abondance dans les filons de quartz à cet endroit.

La partie superficielle de la nappe montre des valeurs de conductivité et des concentrations en Cl^- plus élevées qu'en profondeur, dans la partie en aval de la décharge. L'eau souterraine superficielle non contaminée (PZ40 et PZ22) contient moins de 10 mg.L^{-1} de Cl^- tandis qu'en aval de la décharge (PZ30 et PZ110) l'eau souterraine présente des concentrations $> 70 \text{ mg.L}^{-1}$. Ces fortes concentrations sont révélatrices d'une contamination par les lixiviats dont les concentrations moyennes sont de l'ordre de 90 mg.L^{-1} . Un gradient décroissant est observé pour Cl^- en fonction de l'éloignement par rapport à la décharge et selon le sens d'écoulement de la nappe, soit du PZ30 ($\approx 80 \text{ mg.L}^{-1}$) au PZ90 ($\approx 20 \text{ mg.L}^{-1}$). Comme Cl^- a un comportement conservatif dans l'eau souterraine, son seul mécanisme d'atténuation est la dilution (**Christensen et al., 2001**). Ceci indique que les effets des lixiviats s'estompent avec la distance à mesure du mélange de l'eau souterraine contaminée avec l'eau percolant à travers la zone vadose et l'eau souterraine non contaminée (**Deutsch, 1997**).

De plus, des modifications de faciès au droit des piézomètres PZ30 et PZ110 ont été mises en évidence. Un faciès Cl-Na est observé dans PZ30, situé en aval direct de la décharge. Ce faciès passe selon le sens d'écoulement de la nappe à un faciès $\text{HCO}_3\text{-Na}$ dans le piézomètre PZ110 avant de retrouver le faciès dominant de l'aquifère ($\text{HCO}_3\text{-Ca}$) dans PZ90, plus de 200 m en aval. Ceci suggère donc une réaction d'échange cationique ($\text{Na}^+ \leftrightarrow \text{Ca}^{2+}$) au droit des piézomètres PZ30 et PZ110 (**Appelo et Postma, 1993**). De tels processus sont observés lors d'une intrusion de lixiviats réducteurs dans un aquifère oxydant (**Christensen et al., 2001**). Plusieurs auteurs ont également constaté une modification du faciès hydrochimique en Cl-Na à proximité de décharges (**Noguera et al., 2002 ; Simsek et al., 2008 ; Fekri et al., 2012**). Le faciès naturel de l'aquifère ($\text{HCO}_3\text{-Ca}$) est donc modifié en un faciès Cl-Na suite à une contamination par les lixiviats. L'effet de la contamination est rapidement atténué en aval, ce

qui contribue à l'apparition d'un faciès $\text{HCO}_3\text{-Na}$ dans PZ110. La disparition des effets des lixiviats correspond à la réapparition du faciès initial en aval (PZ90).

En ce qui concerne le piézomètre le plus en aval de la décharge (PZ90), une anomalie a été observée. En effet, sa conductivité est plus élevée que celle des piézomètres situés à proximité de la décharge (PZ30, PZ110 et PZ100) et ses concentrations en Cl^- sont plus faibles. Généralement, les panaches de lixiviats ont une étendue limitée dans l'eau souterraine en raison des processus naturels d'atténuation (dilution, sorption, échange ionique, précipitation, réactions d'oxydo-réduction et processus de dégradation) qui engendrent une diminution des concentrations des contaminants avec la distance à la source (**Christensen et al., 2001 ; van Breukelen, 2003 ; Hubé et al., 2011**). La diminution des concentrations en Cl^- selon le sens d'écoulement et avec la distance par rapport à la décharge suggère une atténuation naturelle. Cependant, ce processus devrait également engendrer une baisse de la conductivité. Ceci montre donc qu'il existe une autre source de contamination en aval du site. La prospection géophysique a mis en évidence une infiltration des eaux de lagunage à travers la couche d'argile de chaque bassin, avec une diminution de la charge des eaux infiltrées d'un bassin à l'autre (**chapitre 4**). Les eaux s'infiltrant à la base de la dernière lagune, près de laquelle est situé PZ90, sont faiblement chargées ($< 167 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$). Or, les conductivités mesurées dans PZ90 sont bien supérieures ($270\text{-}750 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$). La migration des eaux de lagunage dans l'eau souterraine ne permet donc pas à elle seule d'expliquer les fortes conductivités dans PZ90. À la création de l'installation de lagunage, cette zone a été remblayée avec des terres polluées par les lixiviats. Par conséquent, cette anomalie est probablement la résultante du lessivage des couches superficielles de sol contaminé. Le profil géophysique réalisé en aval de PZ90 ne montre pas d'anomalie. Ainsi, à une distance de 250 m en aval de la décharge, l'eau souterraine n'est pas contaminée.

À l'ouest du site, la nappe présente une conductivité plus faible en surface qu'en profondeur, au droit de PZ80 et PZ8, respectivement, contrairement aux autres points de la nappe. Environ 15 m en amont de ces piézomètres, une contamination par lixiviats a été mise en évidence par prospection géophysique (**chapitre 4**). Les conductivités de cette zone de contamination sont similaires à celles des lixiviats s'infiltrant à la base de la décharge (soit, au minimum $670 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$). Les conductivités mesurées dans le piézomètre profond PZ8 ($115\text{-}195 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$) se rapprochent des conductivités relevées dans la nappe profonde. Ceci permet d'écarter l'hypothèse d'une contamination en ce point.

La présence d'une minéralisation plus forte en surface au sein d'un même couple (PZ30, PZ70, PZ90) ainsi que la modification du faciès hydrochimique en surface dans PZ30 et PZ110 montrent l'influence de la décharge dans la partie superficielle de la nappe. **Belle (2008)** a mis en évidence une dynamique différente des écoulements au sein de la nappe des schistes, avec des circulations hypodermiques rapides en surface facilitées par la forte perméabilité des schistes altérés et des circulations plus lentes en profondeur dans les schistes non fracturés. La forte différence de perméabilité entre ces deux formations génère une interface selon laquelle l'eau souterraine superficielle s'écoule. Ceci permet d'expliquer pourquoi seule la partie superficielle de la nappe est contaminée.

5.5 Conclusion

Les résultats obtenus à travers l'analyse de la distribution du faciès hydrochimique, de la conductivité et de Cl^- dans l'eau souterraine mettent en évidence une partie superficielle influencée par la décharge. Les méthodes géophysiques et hydrogéochimiques ont été complémentaires dans la localisation des zones contaminées. Les trois schémas conceptuels présentés sur la **figure 5.14** reprennent les résultats combinés des deux méthodes. Ils mettent en évidence un panache de lixiviats dont l'étendue est limitée. Celui-ci n'excède quasiment pas la largeur de la zone de stockage et ne se retrouve plus 250 m en aval hydraulique. Ceci démontre une faible dispersion transversale sauf en direction de l'ouest où une diverticulation du panache est guidée par la schistosité et la fracturation. Ces résultats sont en accord avec **Christensen et al. (2001)** qui rapportent des panaches étroits (environ la largeur de la décharge) et de longueur inférieure à 2 000 m sur 17 décharges. Les lagunes de traitement des lixiviats contribuent également à une légère dégradation de la qualité de l'eau souterraine en aval de la zone de stockage. La contamination observée au droit de PZ90 est attribuée à la mobilisation des contaminants contenus dans la couche superficielle de remblais pollués par lessivage. En conclusion, l'impact de la décharge d'Étueffont sur le milieu naturel est limité tant spatialement que qualitativement, d'autant plus que l'eau souterraine n'est pas destinée à la consommation humaine.

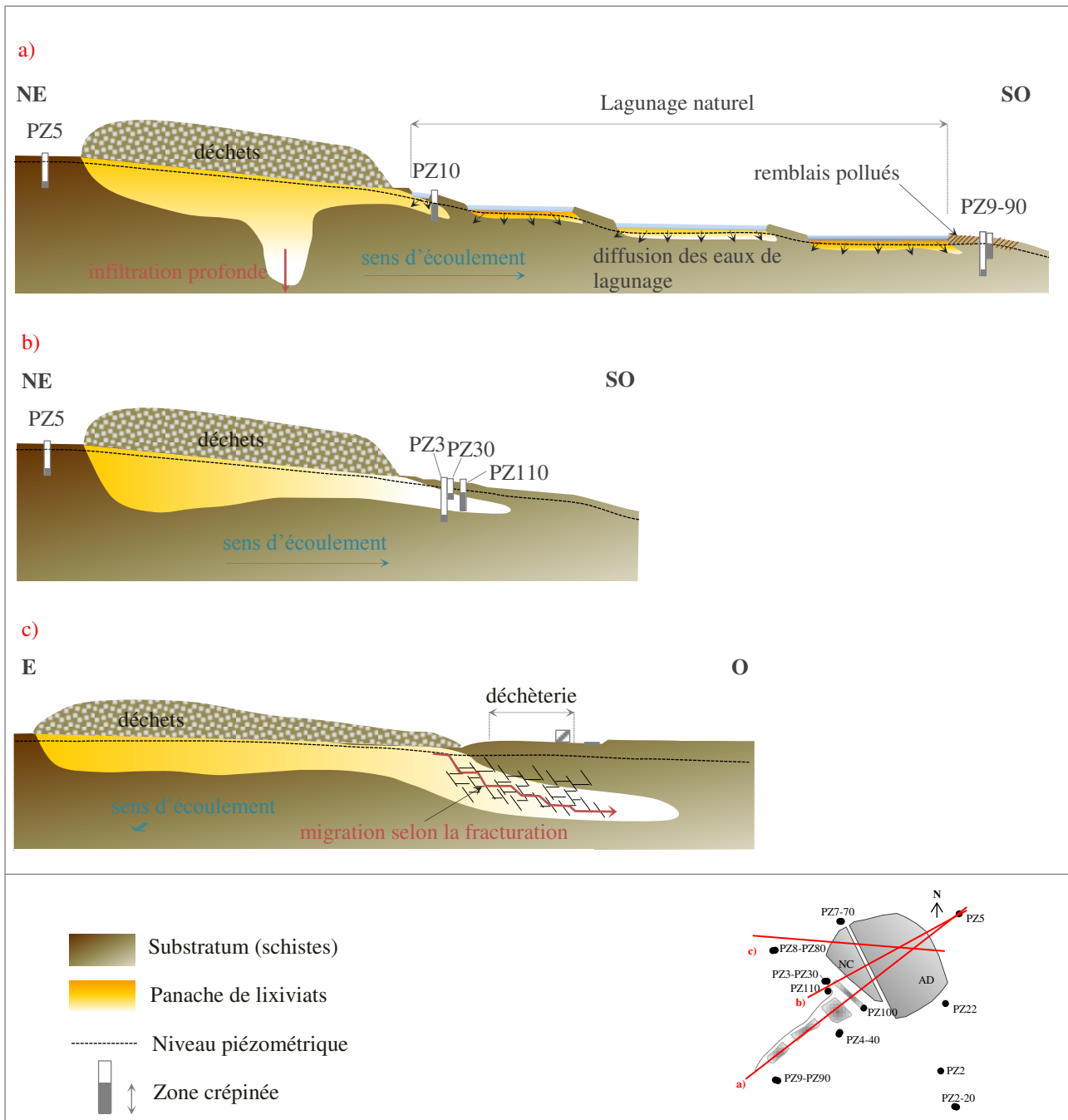


Figure 5.14 : Schémas conceptuels de la migration du panache de lixiviats dans l'eau souterraine

Références

- Al-Ahmadi, M.E., El-Fiky, A.A., 2009, Hydrogeochemical evaluation of shallow alluvial aquifer of Wadi Marwani, western Saudi Arabia, *Journal of King Saud University (Science)* 21, 179-190
- Al-Tarazi, E., Abu Rajab, J., Al-Naqa, A., El-Waheidi, M., 2008, Detecting leachate plumes and groundwater pollution at Ruseifa municipal landfill utilizing VLF-EM method, *Journal of Applied Geophysics* 65, 121-131
- Appelo, C.A.J. and Postma, D., 1993, *Geochemistry, groundwater and pollution*, Balkema Publishers, Rotterdam, Netherlands
- Belle, É., 2003, *Évolution du fonctionnement physico-chimique et biologique de lagunes d'épuration de lixiviats d'ordures ménagères, et impact sur le milieu naturel, mémoire de DEA*, Université de Franche-Comté, Besançon
- Belle, É., 2008, *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), Thèse de doctorat*, Université de Franche-Comté, Besançon
- Castañeda, S.S., Sugang, R.J., Almoneda, R.V., Mendoza, N.D.S., David, C.P.C., 2012, Environmental isotopes and major ions for tracing leachate contamination from a municipal landfill in Metro Manila, Philippines, *Journal of Environmental Radioactivity* 110, 30-37
- Chofqi, A., Younsi, A., Lhadi E.K., Mania, J., Mudry, J., Veron, A., 2004, Environmental impact of an urban landfill on a coastal aquifer (El Jadida, Morocco), *Journal of African Earth Sciences* 39, 509-516
- 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
- Clark, T.P. and Piskin, R., 1977, Chemical quality and indicator parameters for monitoring landfill leachate in Illinois, *Environmental Geology* 1, 329-339
- Deutsch, W.J., 1997, *Groundwater geochemistry: fundamentals and applications to contamination*, Lewis Publishers, Boca Raton, NY, 221 p
- Fekri, A., El Mansouri, B., el Hammoumi, O., Marrakchi, C., 2012, Impact of Casablanca municipal landfill on groundwater resources, *International Water Technology Journal* 1 (3), 210-216
- Gibbs, R.J., 1970, Mechanisms controlling world water chemistry, *Science, New Series* 170 (3962), 1088-1090
- Gomez, M.L. and Martínez, D.E., 2010, Municipal waste management and groundwater contamination processes in Córdoba Province, Argentina, *Revista Ambiente & Água, an interdisciplinary Journal of Applied Science* 5 (3), 28-46
- Guler, C., Thyne, G.D., McGray, J.E., Turner, A.K., 2002, Evaluation of graphical and multivariate statistical methods for classification of water chemistry data, *Hydrogeology Journal* 10, 445-474
- Hubé, D., Gourcy, L., Gourry, J.-C., Guyonnet, D., 2011, Investigations of natural attenuation in groundwater near a landfill and implications for landfill post-closure, *Waste Management and Research* 29 (1), 77-88

- Ishahu, J.M., Nur, A., Bulus, J.A., 2012, Mapping of groundwater facies using anion geochemistry in Angware area, Jos Northcentral Nigeria, *Research Journal of Chemical Sciences* 2 (6), 21-29
- Khattabi, H., 2002, Intérêts de l'étude des paramètres hydrogéologiques et hydrobiologiques pour la compréhension du fonctionnement de la station de traitement des lixiviats de la décharge d'ordures ménagères d'Étueffont (Belfort, France), Thèse de doctorat, Université de Franche-Comté, Besançon
- Kim, K., Rajmohan, N., Kim, H.-J., Kim, S.-H., Hwang, G.-S., Yun, S.-T., Gu, B., Cho, M.J., Lee, S.-H., 2005, Evaluation of geochemical processes affecting groundwater chemistry based on mass balance approach: A case study in Namwon, Korea, *Geochemical Journal* 39, 357-369
- Kjeldsen, P., Barlaz, M.A., Rooker, A.P., Baun, A., Ledin, A., Christensen, T.H., 2002, Present and long-term composition of MSW landfill leachate: A review, *Critical Reviews in Environmental Science and Technology* 32, 297-336
- Kumar, Y.P and King, P., 2004, Assessment of ground water quality in Visakhapatnam area, Andhra Pradesh, India, *Indian Journal of Environment and Ecoplanning* 8 (2), 327-330
- Lee, J.-Y., Cheon, J.-Y., Kwon, H.-P., Yoon, H.-S., Lee, S.-S., Kim, J.-H., Park, J.-K., Kim, C.-G., 2006, Attenuation of landfill leachate at two uncontrolled landfills, *Environmental Geology* 51, 581-593
- Looser, M.-O., 1997, Méthode de détection et de caractérisation de pollutions du sous-sol par les sites contaminés à l'aide des traces inorganiques, thèse de doctorat, École polytechnique fédérale de Lausanne, Suisse
- Lopes, D.D., Silva, S.M.C.P., Fernandes, F., Teixeira, R.S., Celligoi, A., Dall'Antônia, L.H., 2012, Geophysical technique and groundwater monitoring to detect leachate contamination in the surrounding area of a landfill – Londrina (PR – Brazil), *Journal of Environmental Management*, <http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2012.05.028>, 1-7
- McFarlane, D.S., Cherry, J.A., Gillham, R.W., Sudicky, E.A., 1983, Migration of contaminants in groundwater at a landfill: a case study, *Journal of Hydrology* 63, 1-29
- Mirecki, J.E. and Parks, W.S., 1994, Leachate geochemistry at a municipal landfill, Memphis, Tennessee, *Ground Water* 32 (3), 390-398
- Noguera, J.F., Rivero, L., Font, X., Navarro, A., Martinez, F., 2002, Simultaneous use of geochemical and geophysical methods to characterise abandoned landfills, *Environmental Geology* 41, 898-905
- Nur, A., Ishaku, J.M., Yusuf, S.N., 2012, Groundwater flow patterns and hydrochemical facies distribution using geographical information system (GIS) in Damaturu, Northeast Nigeria, *International Journal of Geosciences* 3, 1096-1106, doi: 10.4236/ijg.2012.35111
- Piper, A.M., 1944, A graphic procedure in the geochemical interpretation of water analyses, *Transactions American Geophysical Union* 25, 914-923
- Schreiber, M.E., Moline, G.R., Bahr, J.M., 1999, Using hydrochemical facies to delineate ground water flowpaths in fractured shale, *GWMR (Ground Water Monitoring and Remediation)* winter 1999, 95-109
- Simsek, C., Gemici, U., Filiz, S., 2008, An assessment of surficial aquifer vulnerability and groundwater pollution from a hazardous landfill site, Torbali/Turkey, *Geosciences Journal* 12 (1), 69-82

Srinivasamoorthy, K., Vasanthavigar, M., Vijayaraghavan, K., Chidambaram, S., Anandhan, P., Manivannan, R., 2011, Use of hydrochemistry and stable isotopes as tools for groundwater evolution and contamination investigations, *Geosciences* 1 (1), 16-25, doi: 10.5923/j.geo.20110101.02

Trick, J.K., Stuart, M., Reeder, S., 2008, Contaminated groundwater sampling and quality control of water analyses, In: de Vivo, B., Belkin, H.E., Lima, A., (eds.), *Environmental geochemistry: site characterization, data analysis and case history*, London, UK, Elsevier, 29-57

van Breukelen, B., 2003, Natural attenuation of landfill leachate: a combined biogeochemical process analysis and microbial ecology approach, Doctoral thesis, Vrije Universiteit Amsterdam, Netherlands

Chapitre 6

Performances épuratoires de l'installation de lagunage



6.1 Introduction

Bien que le stockage soit un mode de traitement des déchets facilement mis en œuvre et majoritairement employé dans le monde entier, le devenir des lixiviats résultant de leur dégradation est une préoccupation environnementale majeure, en raison du risque qu'ils constituent pour l'eau souterraine, l'eau superficielle et les sols. En France, leur traitement est nécessaire avant rejet dans le milieu naturel afin de se conformer aux normes de rejet d'effluents liquides (**arrêté du 9 septembre 1997 modifié**). La quantité et la qualité des lixiviats générés à court et long termes sont propres à chaque site et déterminent fortement le choix du dispositif de traitement. Les lixiviats peuvent être traités selon plusieurs méthodes, classifiées selon leur lieu de traitement, soit *in situ*, soit dans une installation hors site, nécessitant un transport. Les traitements *ex-situ* sont peu recommandés en raison du coût et du risque liés au transport, ce qui tend à privilégier les traitements *in-situ* (**Bulc, 2006**). Le lagunage constitue une option intéressante tant d'un point de vue économique (mise en œuvre simple et peu coûteuse, faibles coûts d'exploitation et de maintenance) qu'opérationnel (bonne performance d'élimination des composants organiques, azotés et phosphorés, des matières en suspension et des microorganismes pathogènes, bonne adaptation aux fortes variations de concentrations des éléments) (**Frasconi et al., 2004**). Ce type de dispositif est communément utilisé pour le traitement des eaux usées domestiques des petites collectivités en milieu rural (**Steinmann et al., 2003**) mais s'adapte parfaitement à tous types d'eaux usées contenant de la matière organique (**Orupöld et al., 2000**). C'est ainsi que les premiers traitements de lixiviats de décharges par lagunage sont apparus à la fin des années 80 (**Kadlec et Zmarthie, 2010**). Cependant, il existe peu d'études à large échelle relatives à l'utilisation du lagunage dans ce but dans la littérature (**Frasconi et al., 2004**). Le dimensionnement du dispositif est réalisé en fonction de la charge en polluants des lixiviats, la surface disponible pour la construction et les conditions climatiques du site (**Hijosa-Valsero et al., 2010**). Ce dispositif permet une très bonne adaptation à chaque site en raison de la multitude de paramètres entrant en jeu et qui permettent des configurations infinies, tels que la présence/absence de plantes épuratrices, les espèces des plantes choisies, le type d'écoulement (surface ou subsurface), le type de couche de base utilisé, la charge organique appliquée et le temps de séjour. Le lagunage naturel est un processus d'épuration biologique qui permet l'élimination des matières organiques biodégradables et la sédimentation des matières organiques et inorganiques insolubles, sous l'action des organismes (bactéries, algues,

zooplancton, champignons...) qui prolifèrent dans le milieu. Les lixiviats transitent dans plusieurs bassins en série peu profonds (environ 1 m), le plus souvent trois, avant d'être rejetés dans le milieu naturel. Généralement, le premier bassin recueille la majeure partie des matières décantées et les bassins suivants servent de bassins de maturation (**Piétrasanta et Bondon, 1994**) où la dégradation de la charge polluante se poursuit. L'oxygène nécessaire au bon fonctionnement du lagunage provient essentiellement de la photosynthèse des algues mais également de l'atmosphère. Les bactéries aérobies de la zone supérieure de la lagune s'en alimentent pour dégrader en grande partie la matière organique des lixiviats et rejettent les produits de la dégradation dans le milieu (CO_2 et matières minérales solubles). En fond de bassin, l'oxygène se raréfie, ce qui favorise le développement de bactéries anaérobies. Celles-ci contribuent à la minéralisation de la matière organique décantée, en produisant du CH_4 et du CO_2 . La **figure 6.1** présente le principe de fonctionnement du lagunage.

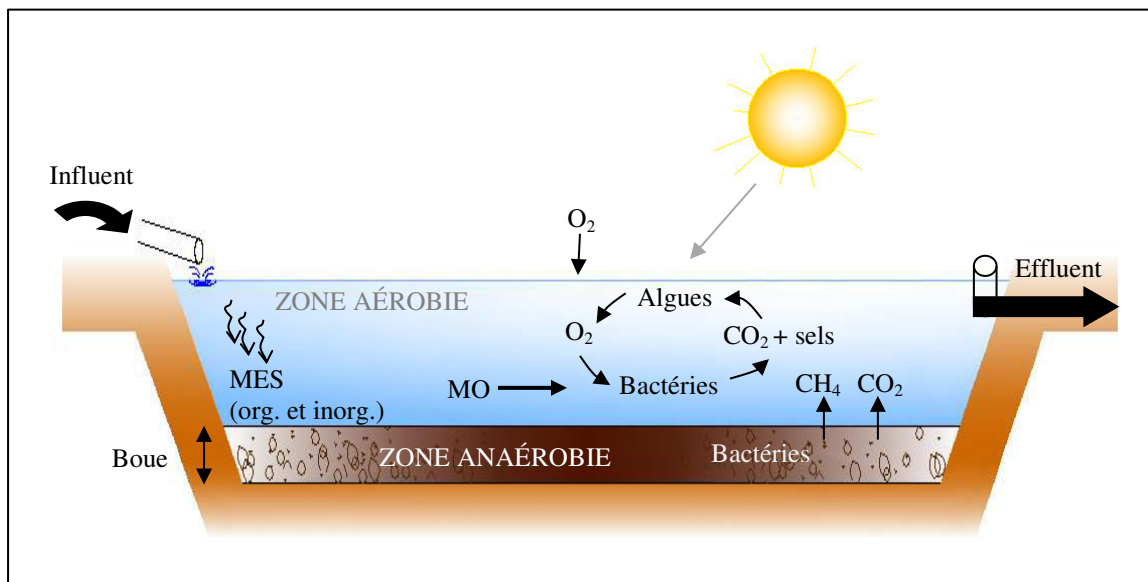


Figure 6.1 : Principe de fonctionnement d'un bassin de lagunage

Les éléments détaillés ci-après décrivent l'évolution de l'installation de lagunage d'Étueffont sur 16 années (1993-2009).

6.2 Matériels et méthodes

6.2.1 Description de l’installation de lagunage

Implantée en 1992, l’installation de lagunage naturel de la décharge d’Étueffont comporte quatre bassins en série et de faible profondeur (0,8-1 m), occupant une surface totale de 5 344 m² (figure 6.2).

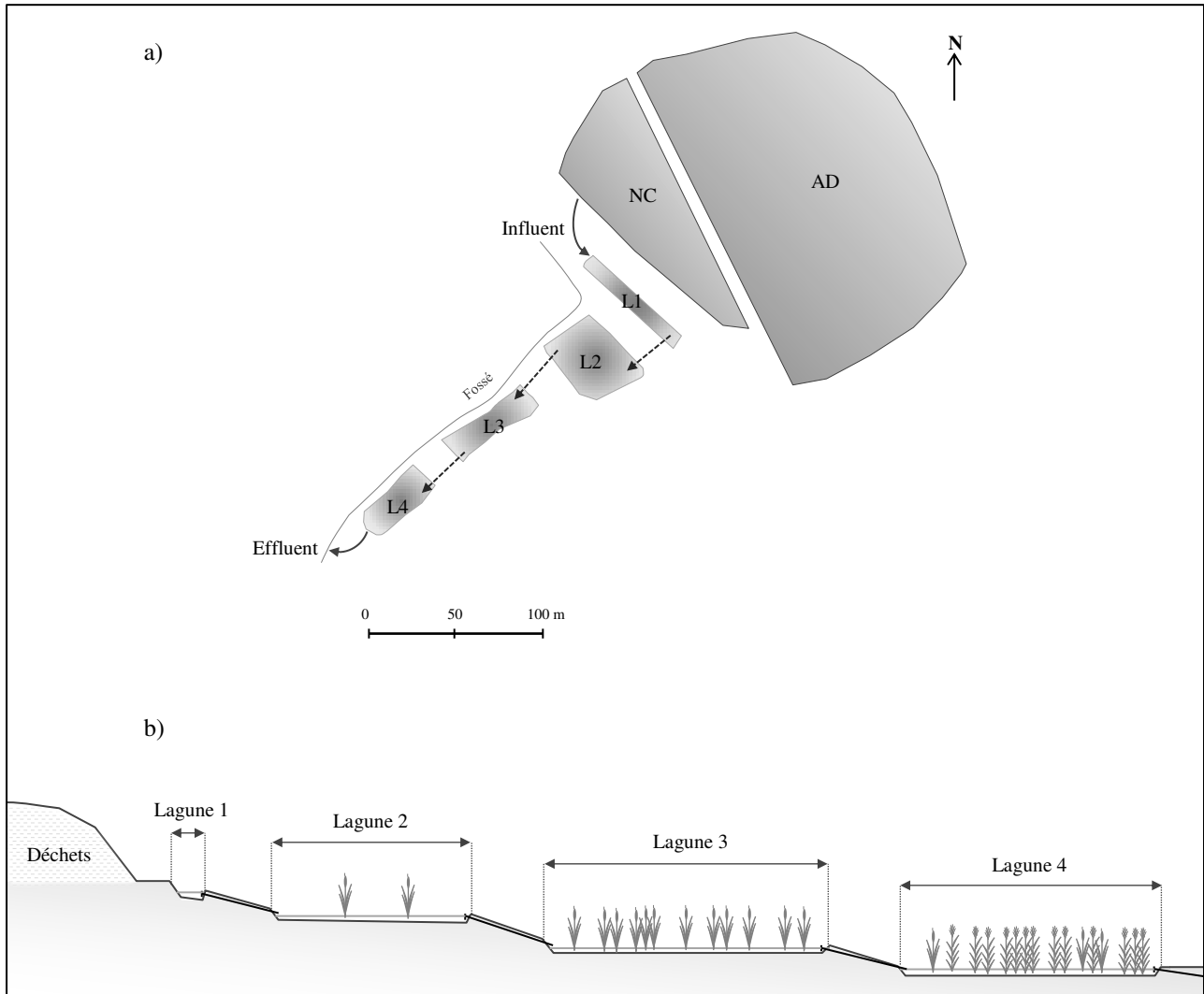


Figure 6.2 : Vue en plan (a) et vue en coupe (b) de l’installation de lagunage d’Étueffont

Les bassins développent une zone aérobie sur une profondeur importante en période diurne (Khattabi, 2002) et leur oxygénation, fluctuante au cours du temps, est indépendante des saisons (Belle, 2008). Leurs caractéristiques sont présentées dans le **tableau 6.1**.

Tableau 6.1 : Caractéristiques des quatre lagunes de traitement des lixiviats de la décharge d'Étueffont

	Lagune 1	Lagune 2	Lagune 3	Lagune 4
Longueur×largeur (m)	78×5	46×43	66×28	48×23,5
Surface (m ²)	390	1978	1848	1128
Profondeur (m)	0,8	1	1	1
Substrat	Argile compactée	Argile compactée	Argile compactée	Argile compactée
Perméabilité (m.s ⁻¹)	10 ⁻¹⁰	10 ⁻¹⁰	10 ⁻¹⁰	10 ⁻¹⁰
Débit moyen de sortie (m ³ .s ⁻¹)	0,001	0,001	0,001	0,001
Temps de séjour (j)	5	32	31	19
Plantes	/	<i>Typha latifolia</i>	<i>Typha latifolia</i>	<i>Phragmites australis</i> / <i>Typha latifolia</i>

De 1992 à 1999, le lagunage assure uniquement le traitement des lixiviats de l'ancienne décharge. À partir de 1999, les lixiviats du nouveau casier s'ajoutent au traitement. Dès 2000, les performances du lagunage déclinent progressivement en raison de la forte charge polluante des lixiviats du nouveau casier qui perturbe l'équilibre des lagunes. En conséquence, deux filtres à sable ont été mis en œuvre, fin 2000, dans la lagune 1 (**figure 6.3**). Le premier est constitué par une couche de graves (Ø20-80 mm) traversée horizontalement par des drains perforés toute périmétrie (Ø160 mm) à 0,2 m et 0,6 m de profondeur. Le second est constitué par une couche de graves (Ø5-15 mm) surmontée et surmontant une couche de graves 10/25 mm. Deux rangées de drains perforés toute périmétrie (Ø100 mm) ont été intégrées dans les couches à 0,2 m et 0,6 m de profondeur.

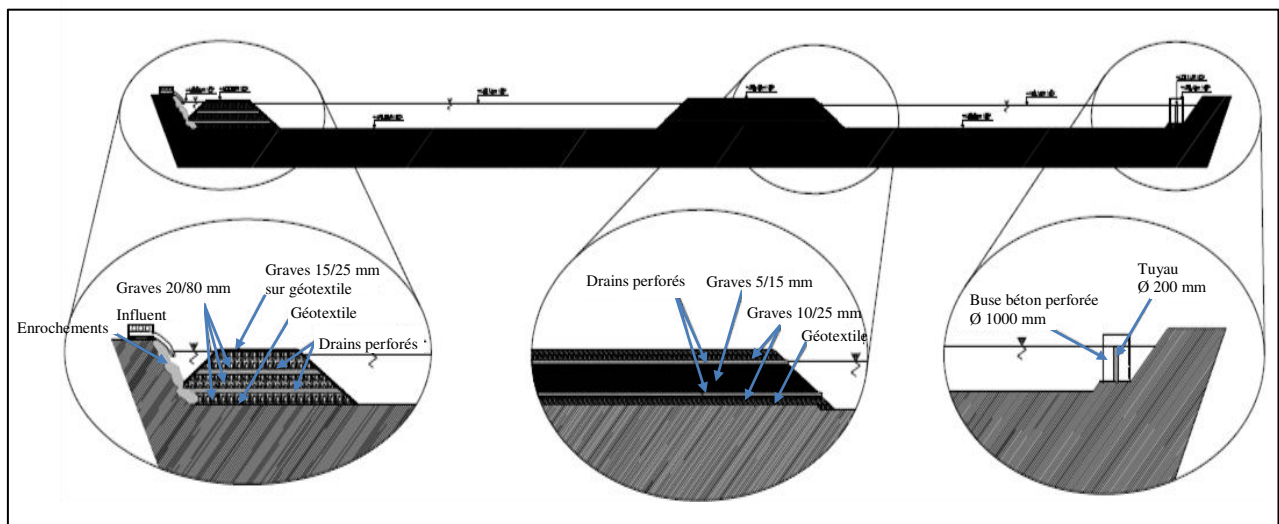


Figure 6.3 : Schéma des filtres à sable dans la lagune 1

À leur création, les quatre lagunes sont des bassins à microphytes dans lesquels les organismes vivant dans le milieu assurent la dégradation de la charge polluante. À partir de 2007, les trois dernières lagunes ont été naturellement colonisées par des macrophytes (*Typha latifolia* dans les lagunes 2, 3, 4 et *Phragmites australis* en supplément dans la lagune 4) et deviennent des bassins composites (microphytes et macrophytes). Les macrophytes sont réputés pour l'amélioration de l'oxygénation du milieu et l'élimination du phytoplancton (**Piétrasanta et Bondon, 1994**). Ils sont également tolérants aux fortes concentrations en nutriments et aux fluctuations des conditions physico-chimiques du milieu (**Steinmann et al., 2003**). Actuellement, leur prolifération est telle qu'ils recouvrent quasiment l'ensemble des lagunes. Les lixiviats s'écoulent par gravité de lagune en lagune et sont rejetés en sortie de lagune 4 dans un fossé qui constitue l'amorce du ruisseau Gros Prés. Leur temps de séjour total dans le système de lagunage est de 86 jours (**Khattabi, 2006**).

6.2.2 Procédure d'échantillonnage

L'influent (lixiviats bruts) et l'effluent (lixiviats traités) ont été suivis sur une période de 16 ans (1993-2009). Les échantillons ont été collectés à l'entrée de la lagune 1 et à la sortie de la lagune 4, directement dans des flacons en polyéthylène puis conservés en glacière pendant le transport. Ils ont été ensuite maintenus à 4°C et dans l'obscurité jusqu'au moment de l'analyse.

Les débits à l'entrée et la sortie du lagunage ont été mesurés à chaque campagne de prélèvement à l'aide d'un seau gradué en L.

6.2.3 Méthodologie analytique

Les paramètres physiques (pH, conductivité) ont été mesurés *in situ*. Les analyses chimiques des échantillons portent sur les paramètres suivants : MEST, DBO₅, DCO, azote total (NT), azote Kjeldahl (NTK), NO₃⁻, NO₂⁻, NH₄⁺, phosphore total (PT), éléments traces métalliques (Al, As, Cd, Cr, Cu, Fe, Hg, Mn, Ni, Pb, Sn, Zn). Les méthodes analytiques ont été précédemment présentées dans le **chapitre 3**.

6.3 Résultats et discussion

6.3.1 Caractéristiques physico-chimiques de l'influent

La qualité de l'influent a été suivie pendant 16 ans, de 1993 à 2009. De 1993 à 1999, l'influent se compose uniquement des lixiviats de l'ancienne décharge, ci-après dénommé influent 1. La fin de l'année 1999 marque l'arrivée des premiers lixiviats du nouveau casier qui se mélangent à ceux de l'ancienne décharge et constituent l'influent 2. Les caractéristiques physico-chimiques de l'influent au cours de ces deux périodes sont présentées dans la **figure 6.4**. La qualité de l'influent varie significativement au cours de la période de suivi en raison de la continuelle dégradation des déchets et notamment à l'arrivée des lixiviats jeunes du nouveau casier. L'influent 1 est caractérisé par une variabilité de la conductivité électrique, des concentrations en azote total et métaux totaux sans relation temporelle clairement définie car de fortes valeurs ont été constatées sur les quatre saisons, tout comme pour la DBO et la DCO. Le pH de l'influent 1 est relativement stable et se situe autour de 8, ce qui indique que l'ancienne décharge est caractérisée par des conditions méthanogènes à cette période (**Frasconi et al., 2004**). L'arrivée des lixiviats jeunes du nouveau casier (2000-2002) a généré une augmentation de l'ensemble des paramètres en raison de leur charge polluante plus importante et une baisse du pH autour de 7,5. Au cours du temps, les charges minérale, carbonée, azotée et phosphorée s'amointrissent tandis que le rapport DBO/DCO présente des variations comprises entre 0,01-0,16 avec 65 % des valeurs inférieures ou égales à 0,1 (données non figurées), indiquant que l'influent contient une part importante de composés réfractaires à la dégradation (**Kylefors, 2002**) et que les lixiviats jeunes n'ont pas contribué à un apport massif de matière organique biodégradable. En fin de suivi, les caractéristiques de l'influent sont typiques d'un lixiviat ancien avec un pH > 7,5, une DCO < 4000 mg.L⁻¹, un rapport DBO/DCO < 0,1 et des faibles teneurs en ETM (**Renou et al., 2008**).

Chapitre 6 – Performances épuratoires de l'installation de lagunage

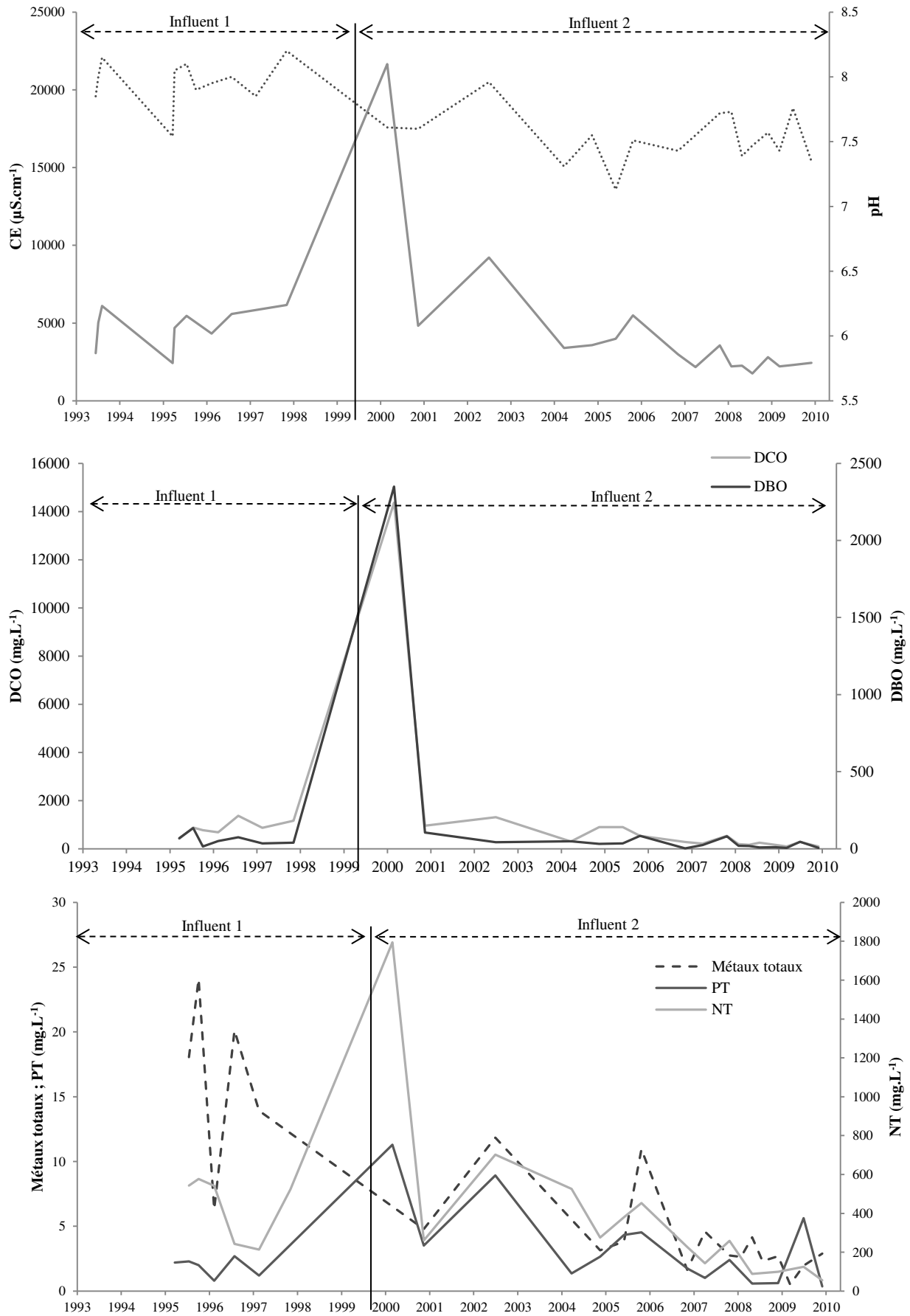


Figure 6.4 : Evolution temporelle des caractéristiques physico-chimiques de l'influent (1993-2009)

6.3.2 Évaluation de la performance de l'installation de lagunage

La performance du lagunage peut être exprimée sous différentes formes. Le pourcentage de réduction des concentrations entrée-sortie et le pourcentage d'élimination de la masse entrée-sortie sont les deux méthodes les plus fréquemment utilisées (**Hijosa-Valsero et al., 2010**). L'appréciation de l'épuration peut être également effectuée en comparant les concentrations à l'entrée et les concentrations à la sortie du lagunage étant donné que les critères minimaux applicables aux rejets d'effluents liquides dans le milieu naturel sont exprimés ainsi (**arrêté du 9 septembre 1997 modifié**). Cependant, l'utilisation du calcul de rendement épuratoire réalisé sur les concentrations entrée-sortie mesurées le même jour est controversée en raison du temps de séjour élevé dans les bassins et des variabilités climatiques qui induisent une non-conservation des débits entre l'entrée et la sortie du dispositif. Pour certains auteurs, il est préférable de calculer le rendement sur les flux de l'influent et de l'effluent (**Racault et al., 1995**) qui associent les concentrations aux débits. Ce mode de calcul est utilisé en France depuis 1997 pour les rejets d'eaux usées des petites agglomérations. Il a la particularité d'être plus représentatif de l'impact sur le milieu récepteur, notamment en été (**Racault et Boutin, 2004**) où les débits sont faibles voire nuls en raison de la forte évaporation. L'utilisation de différents paramètres d'évaluation des performances entraîne une difficulté à comparer les travaux de plusieurs auteurs entre eux. De plus, de grandes variations de performances des systèmes de lagunages sont reportées dans la littérature dépendant du type d'influent à traiter (eaux usées, lixiviats) et de leur charge organique et des paramètres physico-chimiques associés ainsi que des conditions d'opération (nature des bassins (aérobie/anaérobie, plantés ou non, aéré/non aéré...), configuration, temps de séjour...) (**Frascari et al., 2004 ; Renou et al., 2008 ; Hijosa-Valsero et al., 2012**). C'est pourquoi les rendements épuratoires du système de lagunage d'Étueffont ne seront pas comparés aux rendements de la littérature.

L'efficacité du lagunage d'Étueffont a été évaluée selon trois méthodes :

- la comparaison des concentrations dans l'influent et l'effluent avec les limites de rejet autorisées par l'**arrêté du 9 septembre 1997 modifié**,
- le pourcentage de réduction des concentrations entrée-sortie, et
- le pourcentage d'abattement des paramètres calculé sur les flux entrants et sortants.

6.3.2.1 Concentrations en polluants vs. critères applicables aux rejets

Les concentrations en sortie de dispositif de lagunage sont importantes car elles ne doivent pas dépasser certaines limites déterminées en fonction des flux journaliers moyens (**arrêté du 9 septembre 1997 modifié**). En accord avec les flux calculés pour chaque paramètre (débit \times concentration), les critères suivants sont applicables à l'effluent d'Étuefont et permettent d'évaluer la performance du lagunage :

- MEST $< 100 \text{ mg.L}^{-1}$ pour un flux maximum $< 15 \text{ kg.j}^{-1}$,
- COT $< 70 \text{ mg.L}^{-1}$ dans tous les cas,
- DCO $< 300 \text{ mg.L}^{-1}$ pour un flux maximum $< 100 \text{ kg.j}^{-1}$,
- DBO₅ $< 100 \text{ mg.L}^{-1}$ pour un flux maximum $< 30 \text{ kg.j}^{-1}$,
- Métaux totaux* $< 15 \text{ mg.L}^{-1}$ dans tous les cas,
- Cd $< 200 \text{ } \mu\text{g.L}^{-1}$ dans tous les cas,
- Hg $< 50 \text{ } \mu\text{g.L}^{-1}$ dans tous les cas,
- As $< 100 \text{ } \mu\text{g.L}^{-1}$ dans tous les cas,

* Les métaux totaux sont la somme des éléments suivants (Pb, Cu, Cr, Ni, Zn, Mn, Sn, Cd, Hg, Fe, Al)

Aucune restriction de qualité n'est imposée pour les concentrations en azote total, phosphore total, Cr, Pb, fluorures et composés organiques halogénés en AOX de l'effluent car les flux journaliers calculés n'excèdent pas les flux maxima arrêtés. Les limites de qualité les plus strictes, non applicables à l'effluent, apparaissent à titre indicatif sur les figures.

L'évolution temporelle des concentrations en MEST, DBO, COT, DCO et métaux totaux, NT, PT, de l'influent et l'effluent est présentée dans les **figures 6.5 à 6.7**. La **figure 6.8** présente l'évolution du pH et de la conductivité électrique.

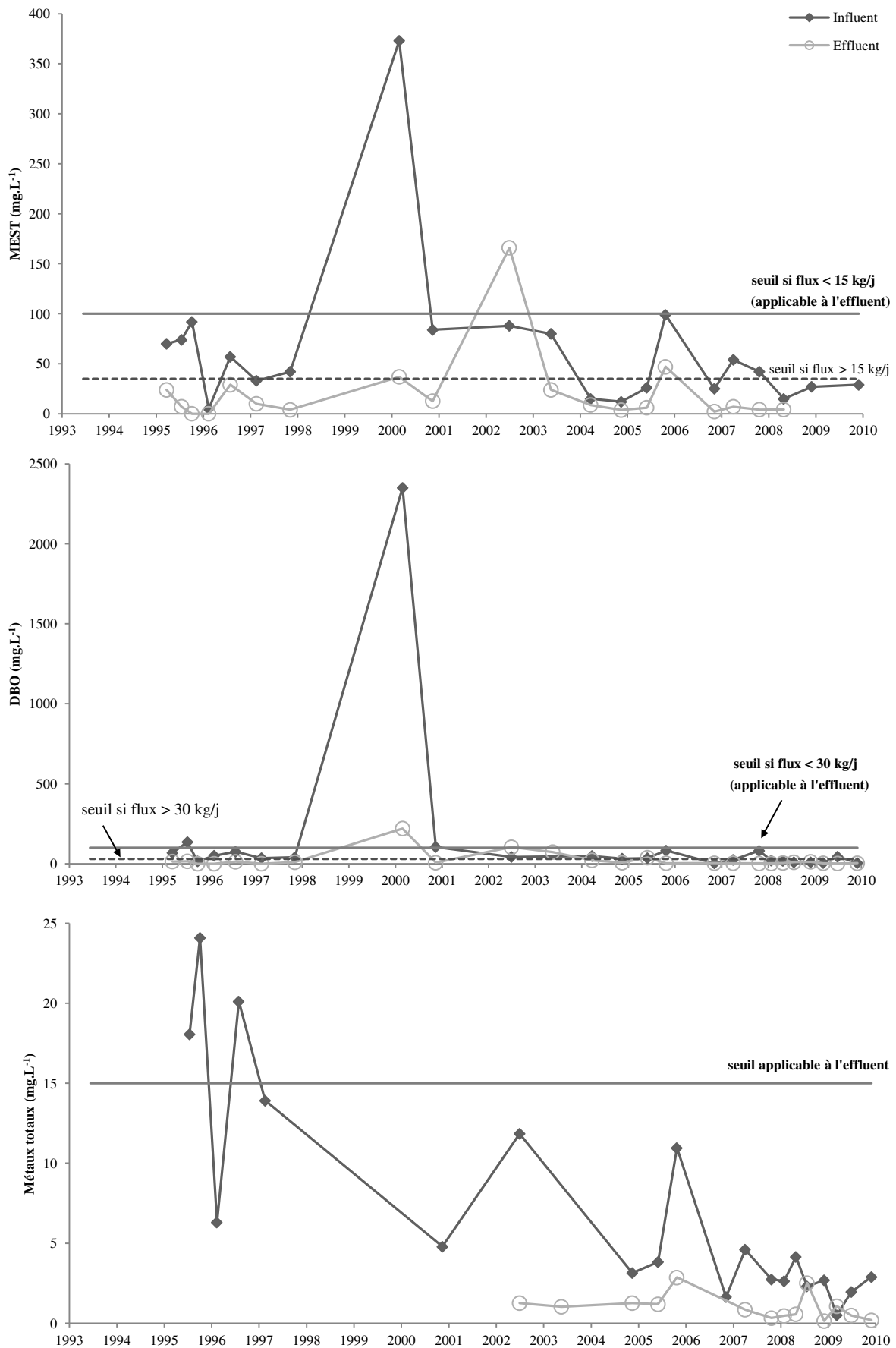


Figure 6.5 : Évolution temporelle des concentrations en MEST, DBO et métaux totaux de l'influent et de l'effluent comparées aux limites de rejet

Les concentrations en MEST, DBO et métaux totaux dans l'influent sont globalement inférieures aux limites de rejet (**figure 6.5**). En sortie de lagunage, l'effluent dont les concentrations en MEST, DBO et métaux totaux sont en moyenne 5, 8 et 6 fois moins élevées qu'à l'entrée, respectivement, satisfaisait largement aux critères de rejet. Toutefois, de très fortes DBO sont observées dans l'influent et dans l'effluent en février 2000, qui surpassent significativement la limite de rejet. Le fossé est donc soumis à un épisode ponctuel de pollution organique, qui concorde avec l'arrivée des premiers lixiviats du nouveau casier dans le lagunage. Ceux-ci contiennent d'une part une très forte DBO et d'autre part ont un débit important. La forte augmentation du débit entrant sur plusieurs jours a eu pour conséquence de réduire le temps de séjour dans le lagunage et de rendre incomplète la dégradation de la matière organique. En effet, le temps de séjour a une forte influence sur les rendements épuratoires (**Frasconi et al., 2004**) comme le constatent **Orupöld et al. (2000)** et **Hijosa-Valseiro et al. (2012)** à travers, respectivement, une élimination de la DBO et la DCO grandissant avec l'augmentation du temps de résidence en lagunage et une baisse des performances suite à une diminution du temps de séjour dans un marais artificiel. L'augmentation de la DBO observée en juillet 2002 dans l'effluent qui, couplée à une augmentation des MEST, peut être le résultat d'un bloom algal (**Maynard et al., 1999**). Les pics de MEST observés dans l'influent en février 2000 et en octobre 2005 se traduisent par une augmentation des concentrations en sortie de lagunage. L'arrivée des lixiviats jeunes chargés en MEST est la raison du premier pic tandis que le second pic est attribuable à l'enfouissement d'une quantité très importante de déchets fortement chargés en MEST.

Bien que la DCO et le COT dans l'influent soient supérieures aux limites, l'effluent présente dans l'ensemble des valeurs conformes aux critères, en moyenne 4 fois inférieures à celles observées à l'entrée du lagunage, respectivement (**figure 6.6**). Deux dépassements de limite dans l'effluent sont toutefois observés sur la période 2000-2002 et fin 2004-mi 2005. Le premier fait suite à l'arrivée des lixiviats jeunes du nouveau casier qui contiennent une très forte DCO ($> 10\,000 \text{ mg.L}^{-1}$). Cette surcharge organique a créé un dysfonctionnement temporaire d'environ deux ans du dispositif de traitement. Les raisons du deuxième dépassement sont difficilement explicables. En fin de suivi (2005-2009), la DCO de l'effluent devient même inférieure à la limite la plus stricte (125 mg.L^{-1}).

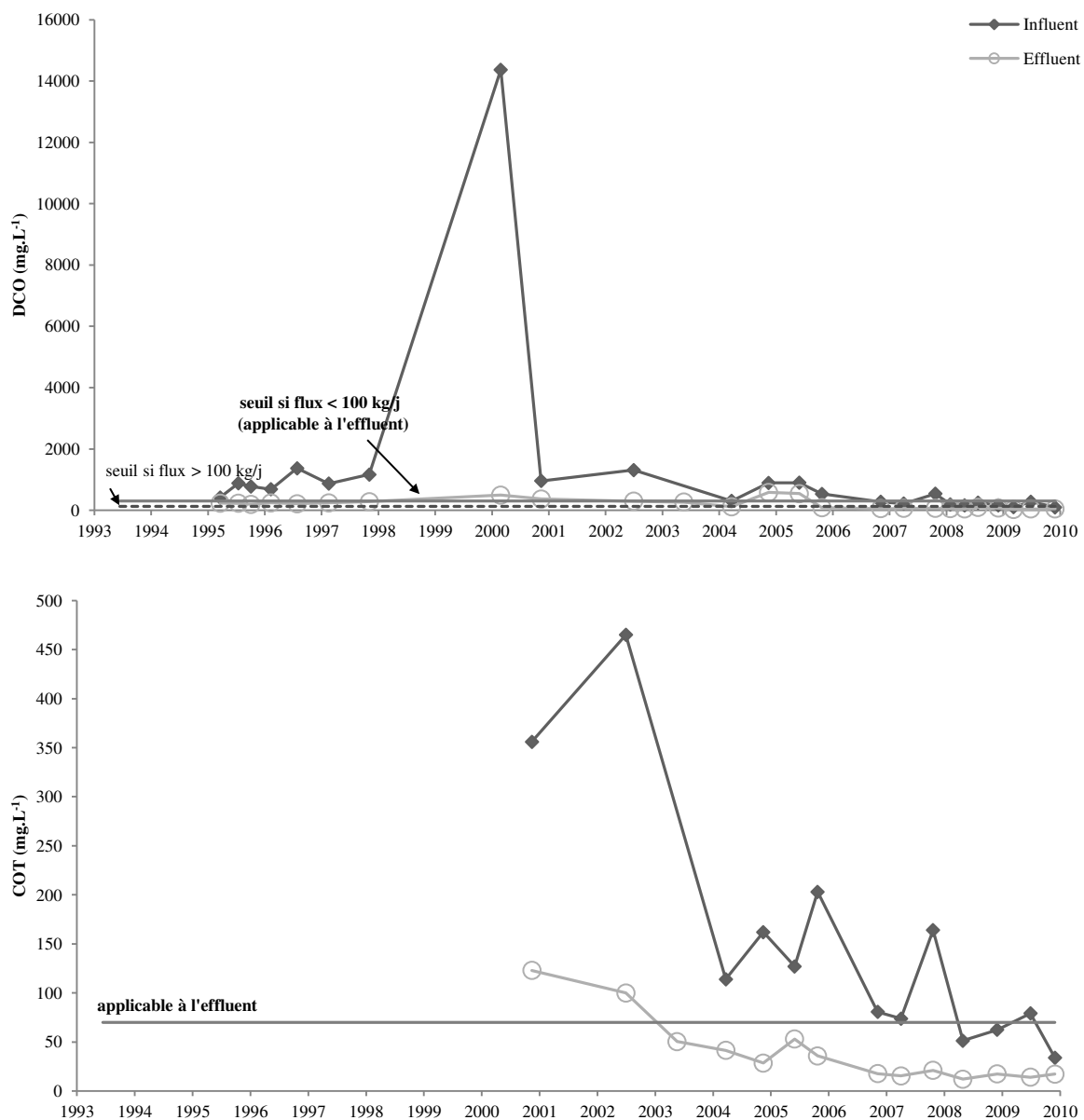


Figure 6.6 : Évolution temporelle des concentrations en DCO et COT de l'influent et de l'effluent comparées aux limites de rejet

Les paramètres pour lesquels aucune restriction n'est imposée (NT, PT, Cr, Pb, F, AOX) sont tous inférieurs à la limite fixée en cas de flux importants, à l'exception de NT qui est supérieur sur la période 1995-2005. Les concentrations en NT et PT sont réduites en moyenne d'un facteur 16 et 10, respectivement, entre l'entrée et la sortie du lagunage (figure 6.7). La charge initiale azotée apportée par l'influent décroît progressivement au cours du temps, témoignant de la continuelle dégradation des déchets. En fin de suivi (2005-2009), quelle que soit la charge appliquée à l'entrée du dispositif, qui est comprise entre 56-452 mg.L⁻¹, l'effluent présente des concentrations stables autour de 20-30 mg.L⁻¹, semblant indiquer que les limites de l'élimination de l'azote sont atteintes. Cependant, à deux reprises (octobre 2007

et juin 2009), les concentrations en sortie deviennent inférieures à 5 mg.L^{-1} , ce qui montre que l'installation de lagunage est capable d'éliminer quasiment toute la charge azotée de l'influent.

L'élimination du phosphore total est optimale car les concentrations en sortie sont très négligeables ($< 0,5 \text{ mg.L}^{-1}$) pendant la majorité du suivi bien que la charge phosphorée de l'influent soit 2-35 fois plus importante (**figure 6.7**). Une légère augmentation temporaire des concentrations dans l'effluent ($> 1 \text{ mg.L}^{-1}$) est également observée suite à l'arrivée des lixiviats jeunes (2000-2002).

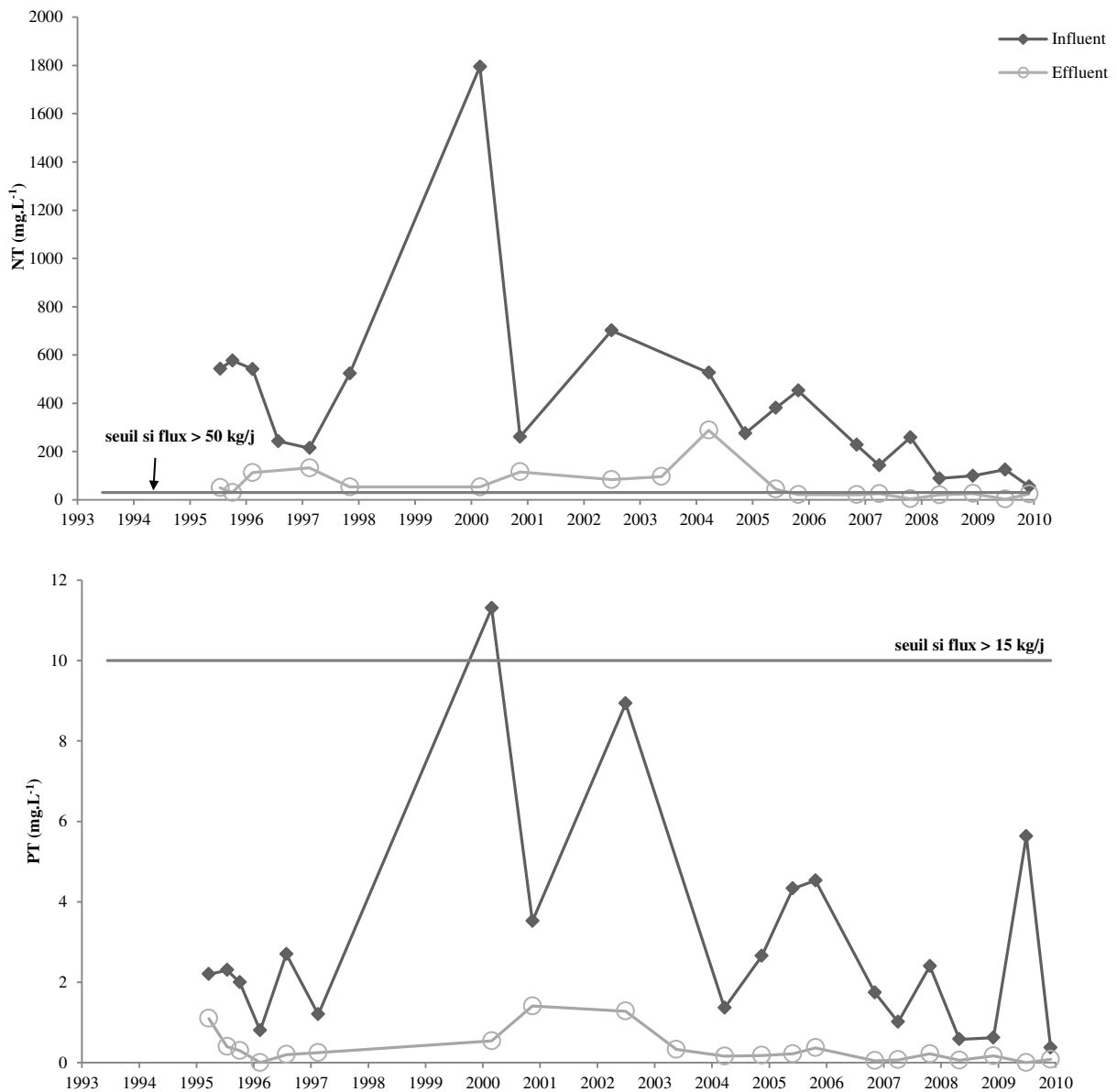


Figure 6.7 : Évolution temporelle des concentrations en azote total et phosphore total de l'influent et de l'effluent comparées aux limites de rejet

Le pH en sortie de lagunage est relativement constant ($\text{pH} \approx 8$) et est supérieur au pH à l'entrée, sur toute la période de suivi (**figure 6.8**). Malgré la baisse du pH moyen de l'influent de 8 à 7,5 avec l'arrivée des lixiviats jeunes, le pH de l'effluent reste stable. Ce maintien autour de 8 peut être dû à l'activité photosynthétique du phytoplancton qui augmente les valeurs de pH des eaux de lagunage au cours de leur transit dans les différents bassins (**Steinmann et al., 2003**).

La conductivité électrique suit une tendance décroissance constante et simultanée dans l'influent et l'effluent avec une réduction selon un facteur 3 en moyenne entre l'entrée et la sortie (**figure 6.8**). Ceci témoigne du bon abattement général de la pollution minérale par le système de lagunage. La conductivité électrique de l'effluent reste malgré tout supérieure à celle de l'eau souterraine polluée par les lixiviats dans les piézomètres PZ30, PZ90, PZ100 et PZ110 (**chapitre 5**).

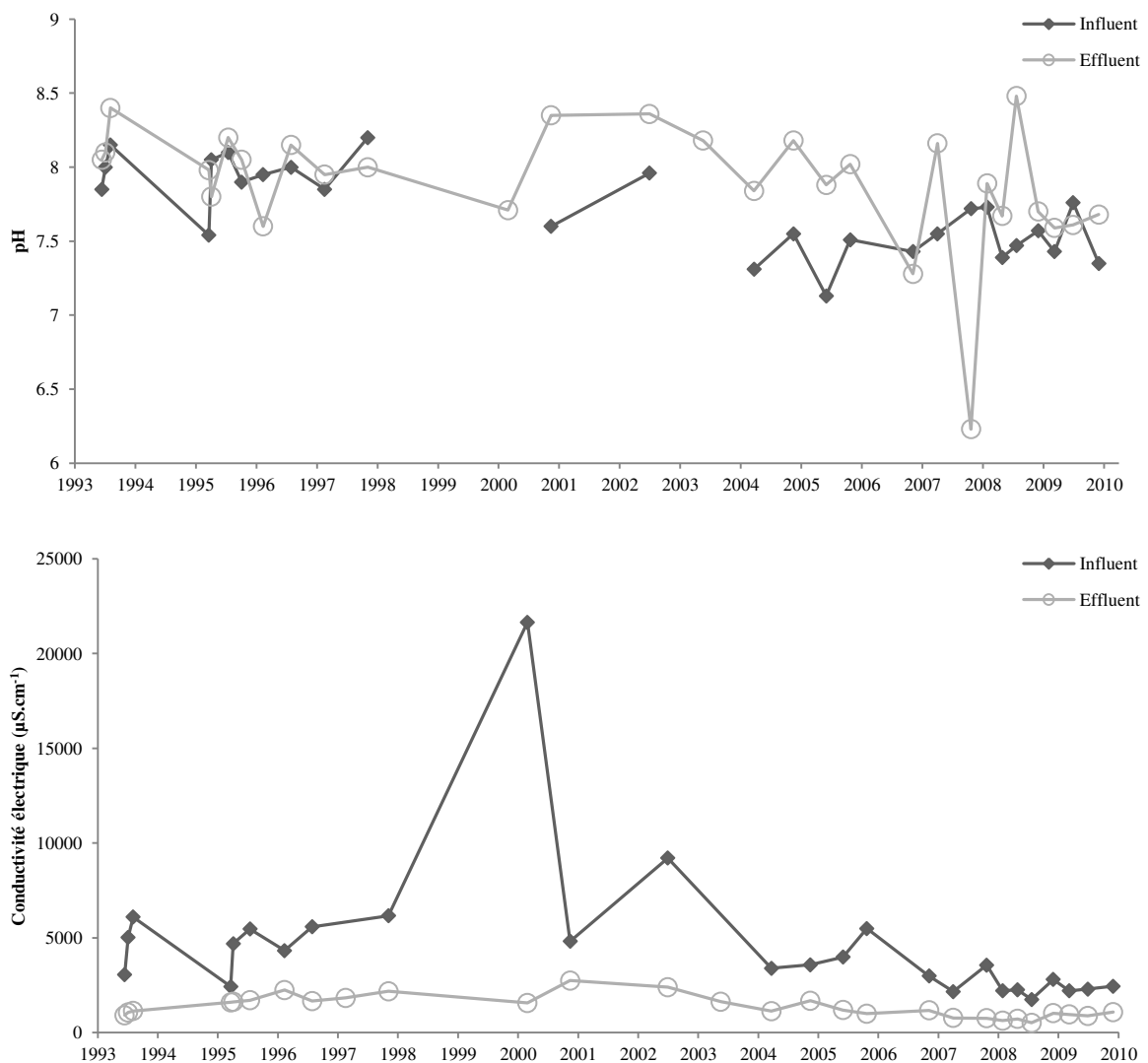


Figure 6.8 : Évolution temporelle du pH et de la conductivité électrique (1993-2009)

Dans l’influent, certaines concentrations dépassent majoritairement (COT, DCO) ou temporairement (métaux totaux, DBO) les limites de rejet dans le milieu naturel fixées par l’arrêté du 9 septembre 1997 modifié, montrant ainsi la nécessité du traitement des lixiviats bruts avant leur rejet dans le fossé afin de ne pas nuire à l’environnement. Malgré ces quelques dépassements de limites à l’entrée du lagunage, l’effluent final atteint la qualité de rejet recherchée. En fin de suivi, tous les paramètres des rejets ont des valeurs inférieures aux seuils attendus et sont même majoritairement conformes aux critères les plus stricts, conférant aux rejets une qualité bien supérieure à celle requise. Ceci traduit une bonne performance épuratoire du système de lagunage et montre par conséquent que ce type de traitement se suffit à lui-même, dans le cas d’Étueffont alors que dans la plupart des cas, les bassins de lagunage constituent une étape de prétraitement à un traitement biologique (Frascari et al., 2004). De plus, le système de lagunage a montré une très bonne adaptabilité à l’augmentation subite des charges azotée, organique et phosphatée qui est survenue avec l’arrivée des lixiviats jeunes du nouveau casier entre 2000-2002.

6.3.2.2 Rendement épuratoire (calcul sur les concentrations entrée-sortie)

Dans les précédentes études (Khattabi, 2002 ; Belle, 2008), le rendement épuratoire du système de lagunage a été calculé selon la méthode du pourcentage de réduction des concentrations entrée-sortie. Bien que cette méthode puisse donner des résultats biaisés selon certains auteurs (Babatunde et al., 2008), l’appréciation de la performance du système de lagunage d’Étueffont sur le long terme ne pourrait être effectuée sans l’utilisation des résultats précédents. Les pourcentages de réduction des concentrations entrée-sortie sur les périodes 1998-1999, 2002-2006 et 2007-2009, correspondant aux différentes études, sont présentés dans le tableau 6.2.

Tableau 6.2 : Réduction moyenne et écart-type des concentrations ($m \pm \sigma$) en % entre l’entrée et la sortie du lagunage (1998-2009)

	Décharge d’Étueffont			
	1998-1999 ^a	2002-2006 ^b	2007-2009	
	Réduction ($m \pm \sigma$)	Réduction (m)	Réduction ($m \pm \sigma$)	
CE	-	67	66±7	^a Khattabi, 2002 ^b Belle, 2008
MEST	49±41	66	83±10	
COT	-	73	74±13	Toutes les concentrations sont en mg.L^{-1} , sauf CE en $\mu\text{S.cm}^{-1}$
DCO	63±17	61	70±12	
DBO ₅	56±16	41	53±46	
Azote total	65±30	87	81±16	
Phosphore total	68±20	92	85±9	

Une augmentation des réductions moyennes de l'ensemble des paramètres est observée entre 1998 et 2009, conjointement à la diminution des concentrations de l'influent. Ceci peut être expliqué par la réduction continue de la charge organique de l'influent qui conditionne fortement l'élimination des polluants (**Frasconi et al., 2004**). La DBO₅ est le seul paramètre à présenter des réductions qui restent faibles au cours du temps. La nette augmentation de l'élimination des MEST au cours du temps n'est pas attribuable au vieillissement des lixiviats mais plutôt à la mise en œuvre des deux filtres à sable dans le 1^{er} bassin fin 2000, qui retient une grande partie des MEST dans le bassin 1 (**Aleya et al., 2006**) ainsi qu'au développement des macrophytes en 2007 qui permettent de piéger les MEST dans leur système racinaire (**Kone, 2002**). Selon cette méthode de calcul, l'installation de lagunage devient de plus en plus performante avec le temps.

6.3.2.3 Rendement épuratoire (calcul sur les flux entrée-sortie)

Les calculs de rendement sur les flux ont été effectués uniquement sur la période 2004-2009 car les flux de 1993 à 2003 ne sont pas disponibles. Certaines données sont également manquantes sur la période 2004-2009, notamment en période d'étiage où le débit rejeté en sortie de lagune est généralement nul en raison d'une importante évaporation de l'eau des bassins et en hiver lorsqu'une couche de glace épaisse se développe à la surface des lagunes, ce qui obstrue les tuyaux d'évacuation.

Le rendement épuratoire sur les flux est exprimé ainsi :

$$\text{Rendement (\%)} = [((Q_{\text{entrée}} \times C_{\text{entrée}}) - (Q_{\text{sortie}} \times C_{\text{sortie}})) / (Q_{\text{entrée}} \times C_{\text{entrée}})] \times 100$$

avec, $Q_{\text{entrée}}$ ou Q_{sortie} = débit entrée ou sortie ($\text{m}^3 \cdot \text{j}^{-1}$) ; $C_{\text{entrée}}$ ou C_{sortie} = concentration entrée ou sortie du paramètre ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$).

La performance de l'installation de lagunage est évaluée selon les taux d'élimination de la pollution carbonée (MEST, DBO, DCO), nutritive (azote, phosphore) et métallique (métaux totaux, Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, Zn).

6.3.2.3.1 Élimination de la matière carbonée (MEST, DBO, DCO)

La **figure 6.9** montre l'évolution temporelle des rendements épuratoires de la matière carbonée sur la période 2004-2009.

Les MEST constituent une grande fraction de la pollution carbonée et leur abattement contribue à une meilleure élimination de la DBO et DCO (**Kone, 2002**). Dans 60 % des cas,

les MEST présentent un rendement supérieur à 60 % avec une tendance croissante au cours du temps jusqu’à plus de 90 % d’abattement. En début de suivi, des rendements négatifs et faibles (< 30 %) sont observés. Ils interviennent tous lorsque le débit de sortie est plus de deux fois supérieur au débit d’entrée. Bien que les concentrations en sortie soient inférieures à celles à l’entrée, ces forts débits induisent un flux sortant plus chargé en MEST. En observant séparément les séries de données pour l’automne et pour le printemps, une augmentation du rendement au cours du temps est constatée au sein de chaque série (en occultant la valeur d’octobre 2005). La baisse significative des MEST entre l’entrée et la sortie du lagunage est attribuable à leur décantation et à leur assimilation par le zooplancton (Himmi et al., 2005).

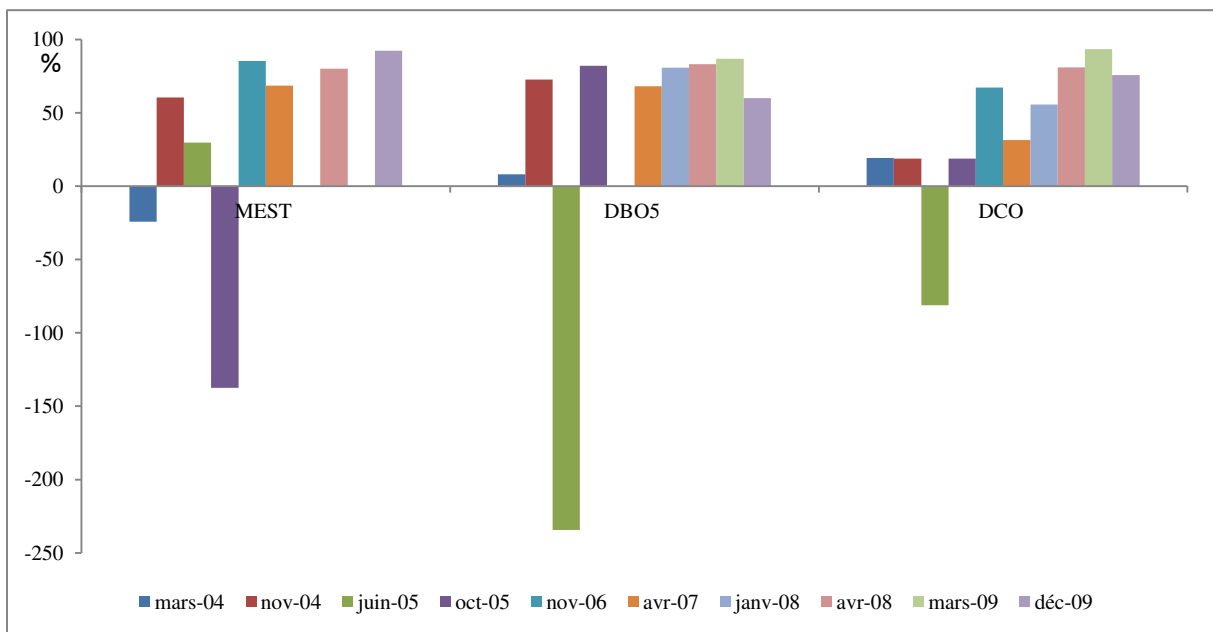


Figure 6.9 : Evolution temporelle des rendements épuratoires calculés sur les flux des MEST, de la DBO₅ et de la DCO (2004-2009)

Globalement de bons résultats épuratoires sont observés pour la DBO (60-87 %) à l’exception de deux campagnes (mars 2004 et juin 2005) où les rendements sont respectivement faibles et négatifs (8 % ; -234 %). L’élimination de la DBO est principalement due à l’oxydation de la matière organique par les bactéries hétérotrophes (*Pseudomonas*, *Flavobacterium*, *Archromobacter* et *Alcaligenes* spp.) en présence d’oxygène qui provient de la photosynthèse des algues et de l’atmosphère (Maynard et al., 1999).

Les rendements très faibles pour la DCO (< 30 %), observés sur la période 2004-2007, s’améliorent significativement à partir de 2008 (56-93 %). Alors qu’il est généralement établi qu’une diminution des concentrations d’une substance entraîne une baisse de son élimination (Salter et al., 1999 ; Yalcuk et Ugurlu, 2009), les rendements de la DCO augmentent

simultanément avec la diminution de la charge organique de l'influent. Cette brutale amélioration des taux de rendement intervient quelques mois après la colonisation spontanée et progressive des trois derniers bassins par des macrophytes, courant 2007. Ceux-ci ont vraisemblablement joué le rôle de substrat pour le développement d'un biofilm (**Steinmann et al., 2003 ; Hijosa-Valsero et al., 2010**) qui a permis d'augmenter la communauté microbienne, responsable de la dégradation de la matière organique.

6.3.2.3.2 Élimination de l'azote et du phosphore

La **figure 6.10** montre l'évolution temporelle des rendements épuratoires des paramètres azotés (NO_3^- , NO_2^- , NH_4^+ , azote organique et azote total) et du phosphore total sur la période 2004-2009. Les concentrations en azote organique ont été déduites d'après les concentrations en azote Kjeldahl et en NH_4 .

Les taux d'abattement de l'azote total (NO_3 , NO_2 , $\text{N}_{\text{organique}}$, NH_4) sont en moyenne de 77 %, en excluant la première campagne qui fournit un taux négatif (-17 %). Les très bons rendements épuratoires observés constamment pour le NH_4 (globalement > 75 %) et les rendements très hétérogènes pour le NO_3 montrent que l'élimination de l'azote dans sa globalité se fait à travers plusieurs mécanismes (**figure 6.10**). Alors que les taux d'abattement négatifs du NO_3 indiquent une surproduction de NO_3 résultant de l'oxydation du NH_4 , c'est-à-dire une nitrification, les taux d'abattement acceptables (> 60 % en octobre 2005 et novembre 2006), montrent une dénitrification se traduisant par la réduction des nitrates en azote gazeux, N_2 . Les conditions aérobies retrouvées sur une forte épaisseur dans les bassins (**Khatabi, 2002**) contribuent à augmenter les taux de nitrification et conduisent à une élimination efficace de l'azote (**Zhang et al., 2011**). La réduction continue du NH_4 observée d'un bassin à l'autre, avec une baisse d'environ 50 % des concentrations entrantes en sortie de bassin 1 est une indication qu'une nitrification s'opère pendant tout le temps de séjour des eaux de lagunage (**Cameron et al., 2003**). La dénitrification, quant à elle, ne peut intervenir qu'en cas de présence de boue de sédimentation qui contient les bactéries dénitrifiantes *Pseudomonas sp.* et les bactéries réductrices de nitrates *Clostridium perfringens* (**Maynard et al., 1999**). **Khatabi (2002)** a mis en évidence la présence de boue de sédimentation dans les quatre bassins avec une vitesse d'accumulation comprise entre 0,26-2,96 cm.an^{-1} en fonction des bassins, ce qui permet l'établissement d'une dénitrification en fond de bassin. L'élimination de l'azote peut également être due à la fixation par les plantes aquatiques du système de

lagunage (Yalcuk et Ugurlu, 2009), notamment dans les trois dernières lagunes qui comportent des macrophytes. L’ammonification, qui est la transformation de l’azote organique en ammonium (NH₄), est également responsable de la réduction de l’azote en milieu aquatique (Kone, 2002). Cependant, dans le cas du lagunage d’Étueffont, ce phénomène n’a qu’une influence négligeable sur l’élimination de l’azote car l’influent se compose d’une faible proportion d’azote organique (en moyenne 15 %). La volatilisation du NH₄ peut aussi avoir lieu à la surface du bassin lorsque des températures élevées et des valeurs de pH supérieures à 10 surviennent. Toutefois, ces conditions n’ont pas été constatées lors du suivi, ce qui ne permet pas d’affirmer l’existence de ce processus dans cette étude. Ainsi, les principaux mécanismes de l’élimination de l’azote régnant dans le système de lagunage d’Étueffont sont la nitrification/dénitrification et l’ammonification. De plus, dans les bassins 2, 3 et 4, la fixation de l’azote par les macrophytes intervient notamment pendant la période de croissance (Grisey et al., 2012).

Le lagunage montre une réduction très satisfaisante du phosphore avec une moyenne de 83 % (variation : 59-95 %). Les valeurs de pH des eaux de lagunage avoisinant 8, sont propices à la sédimentation de l’hydroxyapatite (Ca₅(PO₄)₃OH) qui est généralement responsable de 80 % de l’élimination du phosphore (Maynard et al., 1999). Une sédimentation du phosphore organique *via* absorption biologique par les algues intervient également dans le processus d’élimination du phosphore dans les bassins de lagunage (Frascari et al., 2004).

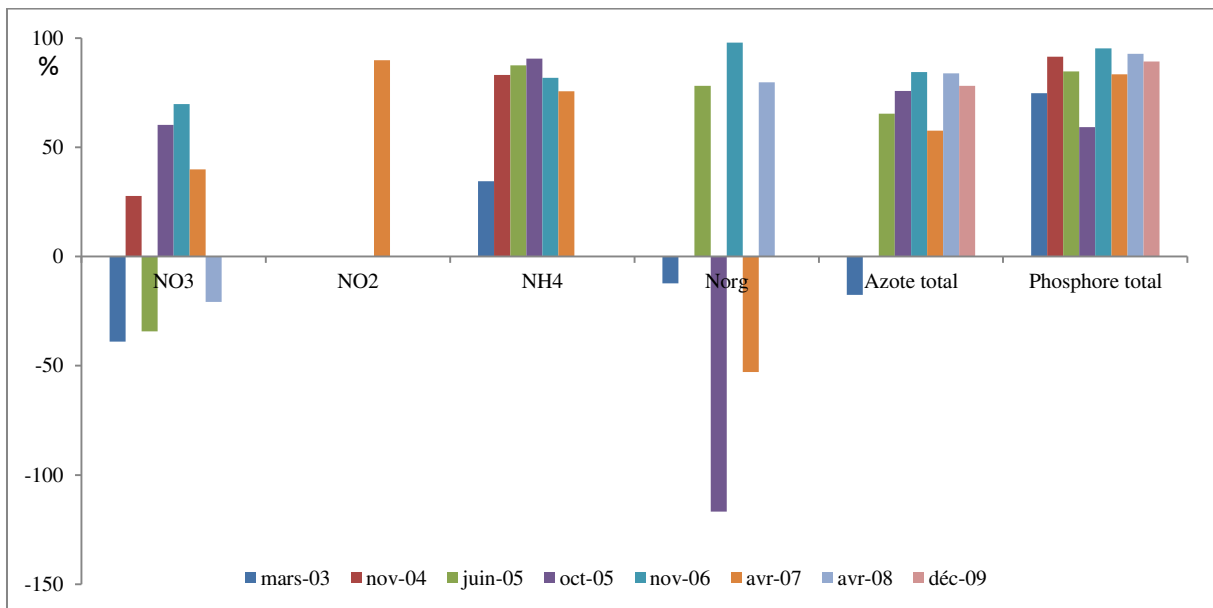


Figure 6.10 : Évolution temporelle des rendements épuratoires calculés sur les flux des paramètres azotés (NO₃, NO₂, NH₄, azote organique et azote total) et du phosphore total (2004-2009)

6.3.2.3.3 Élimination de la pollution métallique (Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, Zn)

Bien que les ETM soient fréquemment abordés dans les études de lixiviats de décharges, il existe peu de données dans la littérature sur leur élimination dans les bassins de lagunage. En effet, leur teneur est généralement faible dans les lixiviats (**Christensen et al., 2001**) en raison des processus d'atténuation (sorption et précipitation) qui s'opèrent dans les déchets. Lorsque leurs concentrations sont très faibles, les ETM ne présentent pas une préoccupation majeure environnementale, comme le soulignent **Kjeldsen et al., 2002**. Les lixiviats d'Étueffont contiennent de faibles concentrations en ETM, qui décroissent d'un bassin à l'autre (**Belle, 2008**). L'évolution temporelle des rendements épuratoires des ETM (Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, Zn) sur la période 2004-2009 est présentée dans la **figure 6.11**. Excepté Cr qui présente des excellents rendements (77-95 %) quasi-constants au cours du temps, les ETM montrent des rendements faibles ou négatifs en début de suivi. Dans le cas de Cd, Cu, Ni, Zn, les rendements augmentent très significativement sur la période 2008-2009, pour atteindre des taux maxima de 90 % en 2009. Aucune tendance n'est clairement définie pour Pb. Généralement les mécanismes d'élimination des ETM dans les bassins de lagunage sont la précipitation, l'activité microbologique (**Maynard et al., 1999**) et la sédimentation (**Khatabi, 2002**). Ces processus qui interviennent vraisemblablement depuis le début de l'existence des bassins ne sont pas responsables de la nette amélioration épuratoire constatée dès 2008. Celle-ci est très probablement liée à la colonisation progressive des bassins 2, 3 et 4 par les macrophytes *Typha latifolia* et *Phragmites australis*, courant 2007, dont l'apparition entraîne la survenue de nouveaux processus d'épuration, tels qu'une assimilation des ETM par les macrophytes et une accumulation dans le système racinaire/rhizome (**Grisey et al., 2012**). Comme la présence des macrophytes confère très localement aux bassins des propriétés similaires à celles des marais artificiels, les processus d'élimination suivants peuvent également intervenir en complément : sédimentation, floculation, adsorption, échange cationique et anionique, complexation, oxydation et réduction (**Yalcuk et Ugurlu, 2009**). La relative constance des rendements de Cr au cours du temps indique que les macrophytes ne sont pas les principaux responsables de son élimination dans le lagunage. L'amélioration de la performance du système à partir de 2008 peut également avoir un lien avec l'introduction de 3000 gardons (*Rutilus rutilus*) en novembre 2007 dans le 4^{ème} bassin (**Zohra Ben Salem, thèse en cours**), qui sont susceptibles d'accumuler les ETM (**Sapozhnikova et al., 2005**).

Au cours du transit des eaux dans les quatre bassins, les concentrations en ETM diminuent et sont rejetées sans provoquer de risques de contamination par les ETM du ruisseau en aval.

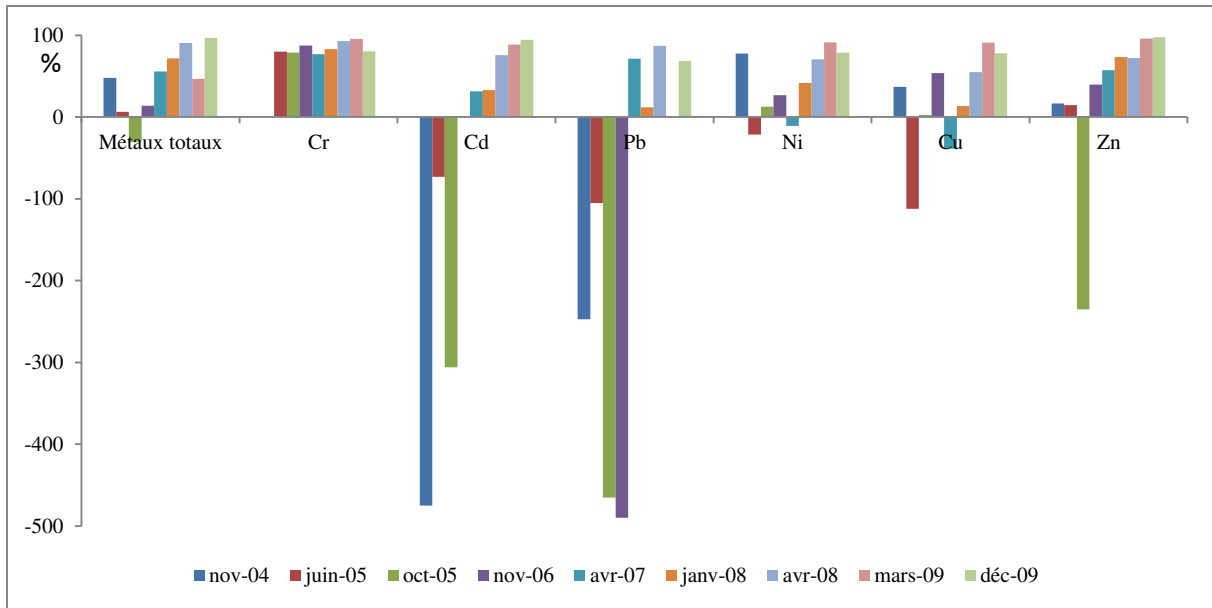


Figure 6.11 : Évolution temporelle des rendements épuratoires calculés sur les flux des métaux totaux et autres ETM (Cr, Cd, Pb, Ni, Cu, Zn) (2004-2009)

6.3.2.4 Comparaison des performances (calculées sur les flux) à celles des installations de lagunage pour le traitement des eaux usées domestiques

Étant donné que le traitement des lixiviats de décharge par lagunage n'est pas communément employé, aucune performance minimale n'est imposée à ces installations. Cependant, les installations de lagunage pour le traitement des eaux usées de type domestique ou industriel sont réglementées et leurs performances minimales sont fixées en fonction de la charge brute de pollution organique entrante, évaluée sur la DBO₅. L'influent d'Étueffont présente variablement une DBO₅ inférieure ou supérieure à 1,2 kg.⁻¹, limite à partir de laquelle certaines performances minimales sont requises pour le traitement par lagunage des eaux usées domestiques (**arrêté du 22 juin 2007, annexe I**). En effet, un rendement minimum de 60 % est requis pour la DCO. Depuis le 1^{er} janvier 2013, un rendement minimal de 50 % est attendu pour les MEST tandis que pour la DBO₅, les performances doivent être respectées soit en rendement (60 %) soit en concentration maximale (35 mg.L⁻¹). Les rendements du dispositif de lagunage d'Étueffont satisfont ces critères dans 40 %, 62,5 % et 78 % des cas pour la DCO, les MEST et la DBO₅, respectivement. Sur la période de fin de suivi (2008-2009), l'installation de lagunage n'a subi aucune modification ce qui tend à favoriser l'apparition de rendements très largement supérieurs aux attentes pour les eaux usées (DCO : 76-93 % ; MEST : 80-92 % ; DBO : 60-87 %).

6.3.3 Devenir des boues de sédimentation et des macrophytes

Dans le cadre de l'entretien de l'installation de lagunage, un curage des boues accumulées en fond de bassins est recommandé tous les 5 à 10 ans afin de conserver des performances épuratoires correctes. De plus, un faucardage annuel des macrophytes (coupe au-dessus de la surface de l'eau) est nécessaire pour éviter une surcharge de matière organique et de nutriments dans les bassins lors de leur pourrissement. Leur élimination permet également de limiter les écoulements préférentiels de l'eau qui diminuent le temps de séjour (**Vuillot et Boutin, 1985; Racault et al., 1995**). Ces pratiques entraînent une production de déchets et conduisent à une réflexion sur leur devenir.

Les boues issues d'installations de lagunage naturel destinées au traitement des eaux usées domestiques peuvent être valorisées par épandage si leurs caractéristiques agronomiques et sanitaires satisfont aux critères réglementaires (**arrêté du 8 janvier 1998**). Elles peuvent aussi être utilisées sous forme de remblais dans des zones non vulnérables ou sous forme de compost (**Sétra, 2007**). En cas de production de faibles volumes de boues, celles-ci peuvent être épandues sur les berges des bassins (**Vuillot et Boutin, 1985**). Au vu de la faible vitesse de sédimentation (**Khattabi, 2002**) l'épandage sur les berges peut être applicable aux boues de sédimentation du lagunage naturel d'Étueffont à condition que leurs caractéristiques soient conformes à la réglementation.

En ce qui concerne les macrophytes, **Grisey et al. (2012)** ont mis en évidence une accumulation préférentielle des ETM dans le système racinaire par rapport aux tiges et aux feuilles. Étant donné que le faucardage n'élimine que les parties aériennes de la plante, les déchets du faucardage contiennent une faible quantité d'ETM et peuvent être éliminés en déchèterie au même titre que les déchets verts ou être brûlés sur place après avoir été séchés (**Fischesser et Dupuis-Tate, 1996**). Afin de s'affranchir d'éventuels phénomènes de remobilisation des ETM contenus dans les racines des macrophytes, un arrachage périodique des macrophytes dans leur intégralité pourrait être envisagé. Toutefois, ceci pourrait entraîner une dégradation de l'étanchéité des bassins suivie d'une infiltration importante des eaux de lagunage dans l'eau souterraine.

6.4 Conclusion

Le système de lagunage d'Étueffont, composé de quatre bassins non-aérés, permet une réduction significative de l'impact des lixiviats sur le milieu récepteur grâce à l'élimination de la plupart des composants polluants par une combinaison de processus biologiques, chimiques et physiques. En sortie de lagunage, les concentrations en polluants satisfont aux critères de rejets d'effluents dans le milieu naturel (**arrêté du 9 septembre 1997 modifié**). Les taux de rendement épuratoire sont variables au cours du temps en raison des nombreux changements qu'a subis l'installation de lagunage (modification de la composition de l'influent, surcharge organique, mise en œuvre de deux filtres à sable, colonisation par des macrophytes, introduction de gardons). Cependant, la période de fin de suivi (2008-2009), considérée comme stable, montre des rendements moyens (sur les flux) compris entre 75-90 % pour l'ensemble des paramètres. Les trois méthodes d'évaluation de la performance du lagunage utilisées dans cette étude sont différentes et leurs résultats ne sont pas comparables entre eux. Toutefois, celles-ci s'accordent sur le fait qu'une élimination des paramètres étudiés s'opère convenablement au sein de l'installation de lagunage d'Étueffont. Les résultats de cette étude montrent que les lixiviats de décharge en phase méthanogène peuvent être traités efficacement par lagunage sans porter préjudice au milieu récepteur, à condition d'apporter des modifications à l'installation à mesure du vieillissement des lixiviats à traiter, si nécessaire.

Références

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

Arrêté du 9 septembre 1997 modifié relatif aux installations de stockage de « déchets non dangereux », JO n° 229 du 2 octobre 1997


Arrêté du 8 janvier 1998 fixant les prescriptions techniques applicables aux épandages de boues sur les sols agricoles pris en application du décret n° 97-1133 du 8 décembre 1997 relatif à l'épandage des boues issues du traitement des eaux usées

Arrêté du 22 juin 2007 relatif à la collecte, au transport et au traitement des eaux usées des agglomérations d'assainissement ainsi qu'à la surveillance de leur fonctionnement et de leur efficacité, et aux dispositifs d'assainissement non collectif recevant une charge brute de pollution organique supérieure à 1,2 kg/j de DBO₅, JO n°162 du 14 juillet 2007

- Babatunde, A.O., Zhao, Y.Q., O'Neill, M., O'Sullivan, B., 2008, Constructed wetlands for environmental pollution control: A review of developments, research and practice in Ireland, *Environment International* 34, 116-126
- Belle, É., 2008, 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), Thèse de doctorat, Université de Franche-Comté, Besançon
- Bulc, T.G., 2006, Long term performance of a constructed wetland for landfill leachate treatment, *Ecological Engineering* 26, 365-374
- Cameron, K., Madramootoo, C., Crolla, A., Kinsley, C., 2003, Pollutant removal from municipal sewage lagoon effluents with a free-surface wetland, *Water Research* 37, 2803-2812
- 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
- Fischesser, B. et Dupuis-Tate, M.F., 1996, *Le guide illustré de l'écologie*, Cemagref Édition, 319 p
- Frascari, D., Bronzini, F., Giordano, G., Tedioli, G., Nocentini, M., 2004, Long-term characterization, lagoon treatment and migration potential of landfill leachate: a case study in an active Italian landfill, *Chemosphere* 54, 335-343
- Grisey, E., Laffray, X., Contoz, O., Cavalli, E., Mudry, J., Aleya, L., 2012, The bioaccumulation performance of reeds and cattails in a constructed treatment wetland for removal of heavy metals in landfill leachate treatment (Étueffont, France), *Water, Air, and Soil Pollution* 223, 1723-1741
- Hijosa-Valsero, M., Sidrach-Cardona, R., Martín-Villacorta, J., Bécares, E., 2010, Optimization of performance assessment and design characteristics in constructed wetlands for the removal of organic matter, *Chemosphere* 81, 651-657
- Himmi, N., Hasnaoui, M., Fekhaoui, M., Foutlane, A., Bouchich, H., El Maroufy, M., Bennazou, T., 2005, Variabilités des descripteurs physiques, chimiques et biologiques d'un réservoir de stockage (lagunage mixte, Ben Slimane - Maroc), *Revue des Sciences de l'Eau* 18, 91-107
- Kadlec, R.H., Zmarthie, L.A., 2010, Wetland treatment of leachate from a closed landfill, *Ecological Engineering* 36, 946-957
- Khattabi, H., 2002, Intérêts de l'étude des paramètres hydrogéologiques et hydrobiologiques pour la compréhension du fonctionnement de la station de traitement des lixiviats de la décharge d'ordures ménagères d'Étueffont (Belfort, France), Thèse de doctorat, Université de Franche-Comté, Besançon
- Khattabi, H., Aleya, L., Mania, J., 2006, Spatio-temporal distribution and characterisation of phytoplankton populations coupled with abiotic and biotic changes in landfill leachate treatment basins (Étueffont, Belfort, France), *Water, Air, and Soil Pollution* 174, 107-125
- Kjeldsen, P., Barlaz, M.A., Rooker, A.P., Baun, A., Ledin, A., Christensen, T.H., 2002, Present and long-term composition of MSW landfill leachate: A review, *Critical Reviews in Environmental Science and Technology* 32, 297-336
- Kone, D., 2002, Épuration des eaux usées par lagunage à microphytes et à macrophytes en Afrique de l'ouest et du centre : état des lieux, performances épuratoires et critères de dimensionnement, Thèse de doctorat n°2653, École Polytechnique fédérale de Lausanne, Suisse

Chapitre 6 – Performances épuratoires de l'installation de lagunage

- Kylefors, K., 2002, Predictions of leaching from municipal solid waste (MSW) and measures to improve leachate management at landfills, Doctoral thesis, Luleå University of Technology, SE-971 87 Luleå, Sweden
- Maynard, H.E., Ouki, S.K., Williams, S.C., 1999, Tertiary lagoons: a review of removal mechanisms and performance, *Water Research* 33 (1), 1-13
- Orupöld, K., Tenno, T., Henrysson, T., 2000, Biological lagooning of phenols-containing oil shale ash heaps leachate, *Water Research* 34, 4389-4396
- Piétrasanta, Y. et Bondon, D., 1994, *Le lagunage écologique*, Poche Environnement, Ed. Economica
- Racault, Y. et Boutin, C., 2004, Le lagunage naturel en France - Etat de l'art et tendances, *Ingénieries* n° spécial, 77-86
- Racault, Y., Boutin, C., Seguin, A., 1995, Waste stabilization ponds in France: a report on fifteen years experience, *Water Science and Technology* 31 (12), 91-102
- Renou, S., Givaudan, J.G., Poulain, S., Dirassouyan, F., Moulin, P., 2008, Landfill leachate treatment: Review and opportunity, *Journal of Hazardous Materials* 150, 468-493
- Salter, H.E., Boyle, L., Ouki, S.K., Quarmby, J., Williams, S.C., 1999, The performance of tertiary lagoons in the United Kingdom: 1, *Water Research* 33 (18), 3775-3781
- Sapozhnikova, Y., Zubcov, N., Hungerford, S., Roy L.A., Boicenco, N., Zubcov, E., Schlenk, D., 2005, Evaluation of pesticides and metals in fish of the Dniester River, Moldova, *Chemosphere* 60, 196-205
- Sétra (Service d'études sur les transports, les routes et leurs aménagements), 2007, Pollution routière, Conception des ouvrages de traitement des eaux, Guide technique, réf 0738
- Steinmann, C.R., Weinhart, S., Melzer, A., 2003, A combined system of lagoon and constructed wetland for an effective wastewater treatment, *Water Research* 37, 2035-2042
- Vuillot, M. et Boutin, C., 1985, L'exploitation des lagunages naturels, guide technique à l'usage des petites collectivités, documentation technique FNDAE n°1, CEMAGREF Editions
- Yalcuk, A., Ugurlu, A., 2009, Comparison of horizontal and vertical constructed wetland systems for landfill leachate treatment, *Bioresource Technology* 100, 2521-2526
- Zhang, H., Cui, B., Hong, J., Zhang, K., 2011, Synergism of natural and constructed wetlands in Beijing, China, *Ecological Engineering* 37, 128-138

An aerial photograph showing a landscape with a large green field, a forest of yellow trees, and a building complex. The field is in the center, surrounded by a forest of yellow trees. To the left, there is a building complex with a parking lot. To the right, there is a large, low, grey structure. The background shows rolling hills and mountains under a blue sky with some clouds.

Chapitre 7

Modification du suivi post-exploitation

7.1 Introduction

Le stockage représente le mode de traitement privilégié des déchets non dangereux dans le monde. Comme les installations de stockage renferment une grande quantité de polluants divers, des stratégies de management sont requises afin de limiter tout risque de pollution lié à l'activité de stockage (**Morris et Barlaz, 2011**). En France, les décharges sont soumises à un suivi environnemental dès le début de l'exploitation, qui se poursuit à l'issue de l'arrêt des dépôts sur une période d'au moins 30 ans (**arrêté du 9 septembre 1997 modifié**). Le management post-exploitation des décharges fermées inclut un suivi des émissions (lixiviats et biogaz) et des systèmes récepteurs (eau souterraine et eau de surface) ainsi que la maintenance du site en général (clôture, couverture, végétation...) et des systèmes de collecte du biogaz et des lixiviats (**Moletta, 2008 ; Laner et al., 2012**). Bien que les conditions de rejets d'effluents liquides et gazeux soient clairement définies dans la réglementation (critères de qualité et fréquence du suivi), les conditions de suivi de la qualité de l'eau souterraine restent floues. L'**arrêté du 9 septembre 1997 modifié** énonce seulement que les paramètres à analyser ainsi que la fréquence d'échantillonnage sont à déterminer par l'exploitant en fonction des caractéristiques du site. Cependant, aucune information n'est fournie sur la méthode de détermination des analytes et sur les critères d'évaluation de la qualité de l'eau souterraine, ce qui rend difficile la détermination de l'impact de l'installation de stockage sur le milieu. Un programme adapté à chaque site est généralement préférable à une procédure type, applicable à l'ensemble d'un même groupe d'activités (**Tredoux et al., 2004**) mais l'absence de méthodologie ne nuirait-elle pas à la bonne définition du programme de suivi initial ? De plus, comme la qualité des lixiviats s'améliore au cours du temps, l'éventuel impact de la décharge sur le milieu naturel évolue. Dans ce contexte, le suivi initial est-il adapté sur le long terme ? Le but de cette étude est de vérifier si les dispositions françaises relatives au contrôle des lixiviats et des eaux sont suffisantes à assurer un suivi environnemental fiable sur le long terme. Pour ce faire, les conditions de suivi de la décharge d'Étueffont définies par l'arrêté préfectoral complémentaire n° 1416 du 10 août 1998 ont été considérées. Cette installation étant en période post-exploitation depuis 2002, une évaluation de la pertinence du suivi est souhaitable afin de s'assurer du bon choix des analytes et éventuellement d'optimiser sa qualité en réduisant la fréquence d'échantillonnage et en modifiant les analytes comme le laisse envisager la réglementation. Cette étude porte sur les neuf premières années de la phase post-exploitation de la décharge d'Étueffont, soit de 2002 à 2010.

7.2 Définition du programme de suivi post-exploitation

Selon les prescriptions de l'arrêté préfectoral complémentaire n° 1416 du 10 août 1998, l'eau souterraine et l'eau de surface doivent être contrôlées au minimum jusqu'au 31 décembre 2031.

7.2.1 Points d'échantillonnage initiaux

7.2.1.1 Eau souterraine

Le réseau piézométrique comprenait 11 piézomètres (PZ1, PZ10, PZ2, PZ20, PZ21, PZ22, PZ4, PZ40, PZ5, PZ6 et PZ60) destinés au suivi des eaux souterraines, en amont et en aval de l'aire de stockage.

7.2.1.2 Eau de surface

Le réseau hydrographique du secteur de l'ISDND est constitué par le ruisseau Gros Prés dont l'amorce jalonne les lagunes de traitement situées en aval de l'aire de stockage. Le rejet des eaux circulant sous le nouveau casier (NC) constitue la source principale du ruisseau, occasionnellement complétée par les eaux de ruissellement de la plate-forme de la déchèterie surplombant la zone de stockage. Un autre apport hydrique intervient en sortie de lagunage avec le rejet des lixiviats traités. Le ruisseau poursuit son tracé en aval du site et entre en confluence avec le ruisseau Mont Bonnet environ 1000 m plus bas. Un suivi est effectué dans chaque ruisseau, en amont immédiat de leur confluence (GP aval et MB aval).

7.2.2 Points d'échantillonnage complémentaires

Depuis l'établissement de l'arrêt complémentaire en 1998, le réseau piézométrique du site a évolué et compte à l'heure actuelle 17 piézomètres. Certains piézomètres ne sont plus fonctionnels soit en raison d'un colmatage naturel partiel (PZ21, PZ22) (**Belle, 2008**) soit en raison de leur destruction pendant la première phase de réhabilitation en 1999 (PZ1 et PZ10). En 2007, le réseau a été complété par huit nouveaux piézomètres (PZ7, PZ70, PZ8, PZ80, PZ9, PZ90, PZ100, PZ110). Ces points supplémentaires ont été suivis en parallèle du programme « imposé », défini précédemment. À ceux-ci s'ajoutent deux points supplémentaires dans le ruisseau Gros Prés, le premier est situé à 10 m du rejet des lixiviats

traités (GP amont) et le second en aval de la confluence des deux ruisseaux (aval MB/GP). Ont été également ajoutés, deux points de rejet des effluents liquides dans le ruisseau Gros Prés non intégrés initialement au programme alors que leur suivi est imposé par la réglementation. Les effluents liquides correspondent aux lixiviats traités par lagunage naturel et aux eaux de drainage récupérées sous le nouveau casier. Les lixiviats bruts ne sont pas rejetés directement dans le milieu naturel. Le réseau de surveillance « amélioré » est présenté dans la **figure 7.1**.

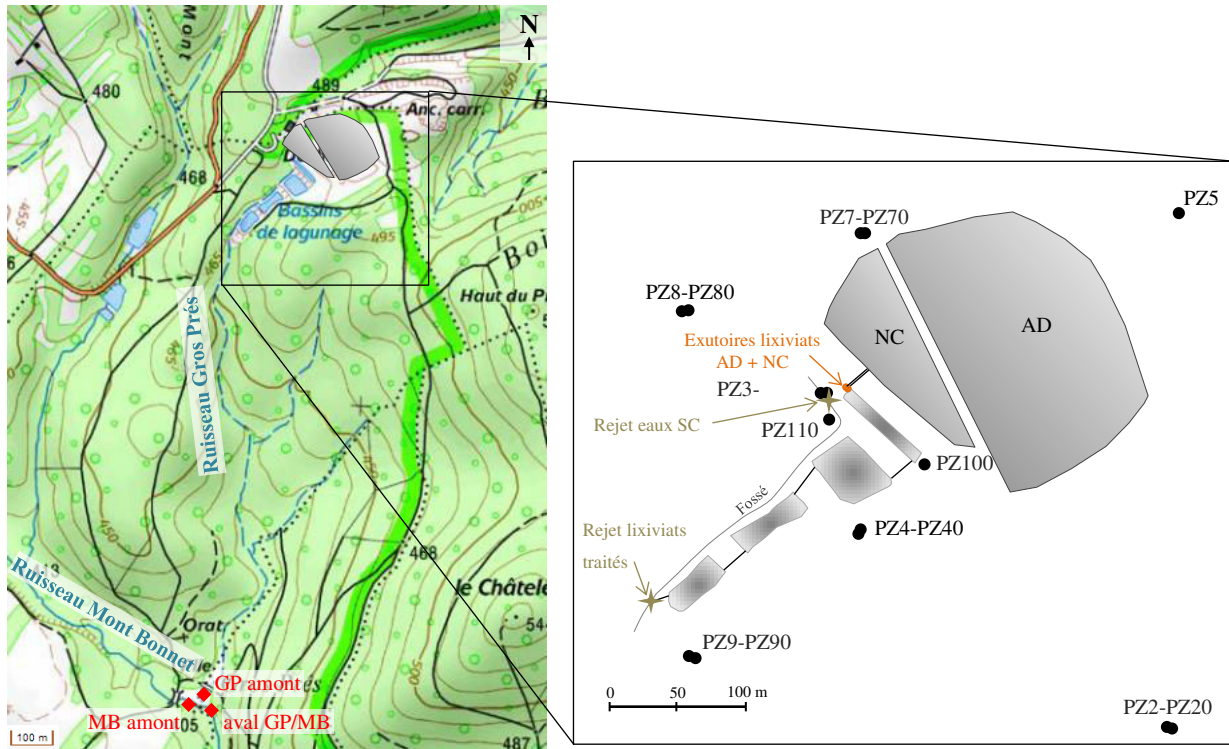


Figure 7.1 : Localisation des points de prélèvement du réseau de surveillance "amélioré"

7.2.3 Programme analytique

Les paramètres analysés dans le cadre du suivi sont ceux figurant dans l'annexe III de l'**arrêté du 9 septembre 1997 modifié**, auxquels s'ajoutent les colibacilles et les salmonelles, soit :

- matières en suspension totales (MEST),
- carbone organique total (COT),
- demande chimique en oxygène (DCO),
- demande biologique en oxygène (DBO₅),
- azote total,
- phosphore total,

- phénols,
- métaux totaux *,
- As,
- fluor et composés (en F),
- cyanures libres,
- hydrocarbures totaux,
- composés organiques halogénés (en AOX ou EOX).

* Les métaux totaux sont la somme des éléments suivants (Pb, Cu, Cr, Ni, Zn, Mn, Sn, Cd, Hg, Fe, Al)

7.2.4 Période et fréquence du suivi

Le suivi de la piézométrie doit être réalisé mensuellement. L'échantillonnage de l'eau souterraine et des rejets est effectué selon une fréquence semestrielle (janvier et juillet) et celui de l'eau de surface selon une fréquence trimestrielle.

7.3 Résultats

7.3.1 Qualité des effluents liquides

L'arrêté du 9 septembre 1997 fixe des valeurs seuils applicables aux paramètres des rejets en fonction des flux journaliers maximaux. Ceux-ci représentent le produit des concentrations et des débits. En raison des faibles débits des effluents (associés à des concentrations en éléments indésirables modérées), les flux journaliers sortants des paramètres indésirables sont faibles. Par conséquent, les critères les moins stricts de l'arrêté du 9 septembre 1997 sont applicables aux rejets de la décharge d'Étueffont, soit :

- MEST < 100 mg.L⁻¹ pour un flux maximum < 15 kg/j
- COT < 70 mg.L⁻¹ dans tous les cas
- DCO < 300 mg.L⁻¹ pour un flux maximum < 100 kg/j
- DBO₅ < 100 mg.L⁻¹ pour un flux maximum < 30 kg/j
- métaux totaux < 15 mg.L⁻¹ dans tous les cas, dont :
 - o Cd < 200 µg.L⁻¹
 - o Hg < 50 µg.L⁻¹
- As < 100 µg.L⁻¹

Aucune restriction de qualité n'est imposée pour les autres paramètres (azote total, phosphore total, phénols, Cr, Pb, fluor et composés (en F), cyanures libres, hydrocarbures totaux, composés organiques halogénés (en AOX ou EOX) tant que leurs flux journaliers maximaux n'excèdent pas les valeurs fixées, ce qui a jusqu'à présent toujours été le cas.

Les résultats analytiques des paramètres suivis dans les effluents liquides sont présentés dans la **figure 7.2**. Les limites de qualité les plus strictes, non applicables aux rejets de l'ISDND, figurent à titre indicatif sur les graphiques.

Le suivi des eaux de drainage sous-casier (SC) et des lixiviats traités (SL4) indique que certains paramètres sont quasi-inexistants dans les rejets car leurs concentrations sont inférieures ou très majoritairement inférieures au seuil de détection analytique (fluorures ($< 0,5 \text{ mg.L}^{-1}$), indice phénol ($< 0,05 \text{ mg.L}^{-1}$), Hg ($< 0,5 \text{ } \mu\text{g.L}^{-1}$), cyanures libres ($< 0,01 \text{ mg.L}^{-1}$) et hydrocarbures totaux ($< 0,1 \text{ mg.L}^{-1}$)). Les paramètres pour lesquels une valeur seuil est applicable (MEST, COT, DCO, DBO, métaux totaux, Cd, As) présentent des concentrations inférieures aux seuils sur l'ensemble de la période de suivi ou à partir de 2003 pour MEST, COT et DBO dans les lixiviats traités. En prenant en compte l'ensemble des paramètres de suivi imposés par l'arrêté, ceux-ci ont exclusivement des valeurs inférieures aux critères les plus stricts (non applicables) en fin de suivi (2005-2010), conférant aux rejets une qualité bien supérieure à celle requise. Seul l'azote total est supérieur aux limites les plus strictes dans les eaux SC (30 mg.L^{-1}). La présence de l'azote total en de telles concentrations ($40\text{-}290 \text{ mg.L}^{-1}$) ne représente, cependant, aucun risque de contamination du milieu récepteur puisque le flux maximum relevé n'excédait pas 10 kg/j , valeur bien en-deçà du flux maximum journalier (50 kg/j) autorisé dans l'arrêté.

Le suivi des salmonelles a été réalisé jusqu'en 2006 et n'a pas été reconduit par la suite en raison de leur absence dans les lixiviats ainsi que dans l'eau souterraine (**Belle, 2008**).

Les colibacilles (E.coli) n'excèdent pas $150 \text{ UFC.100 mL}^{-1}$ dans les deux rejets. Dans SC, 70 % des échantillons présentent des concentrations inférieures à la limite de quantification ($40 \text{ UFC.100 mL}^{-1}$).

Globalement les paramètres montrent une tendance décroissante au cours du temps dans les deux rejets. En fin de suivi, les paramètres suivis sont présents en de faibles concentrations dans les rejets.

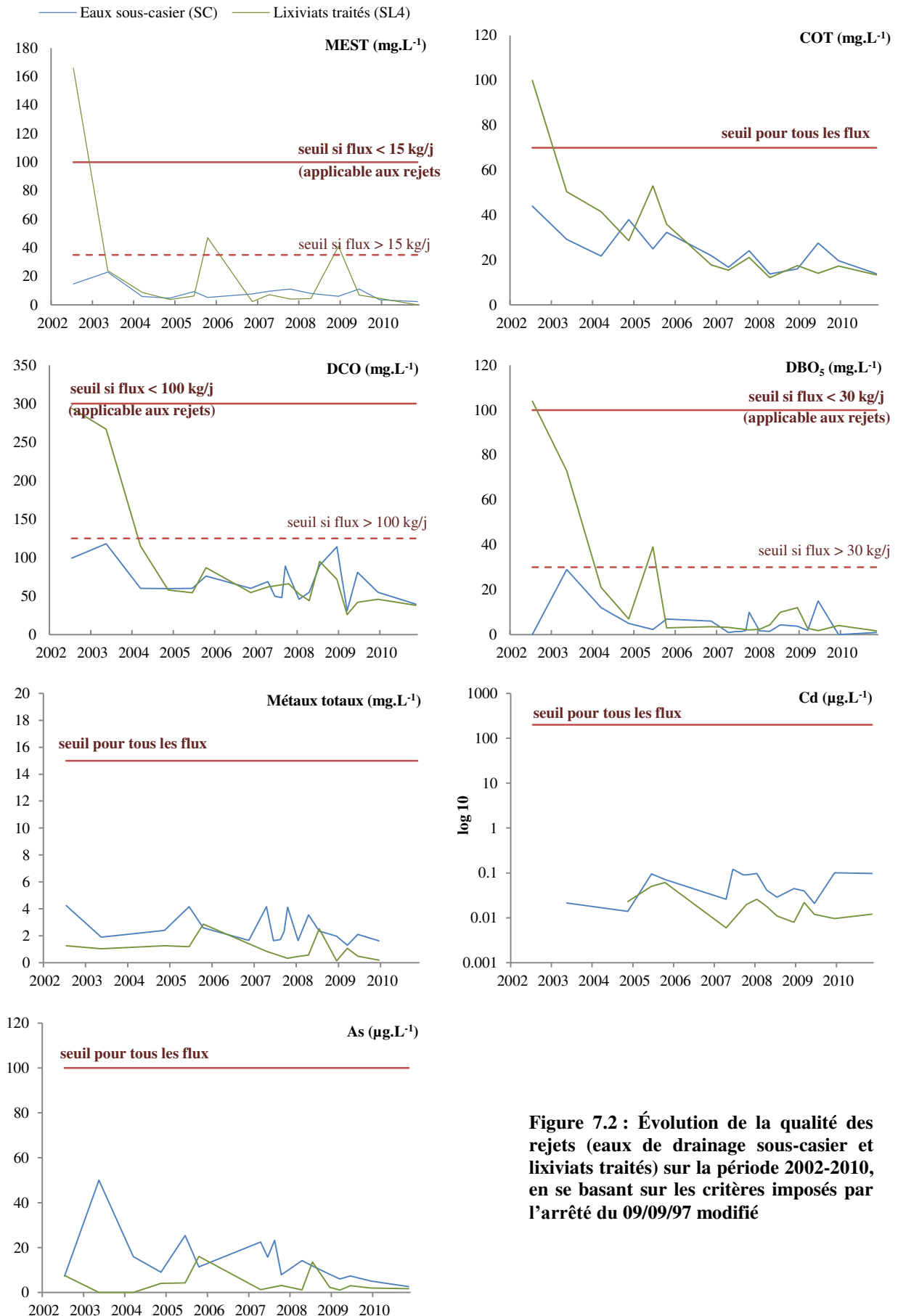


Figure 7.2 : Évolution de la qualité des rejets (eaux de drainage sous-casier et lixiviats traités) sur la période 2002-2010, en se basant sur les critères imposés par l'arrêté du 09/09/97 modifié

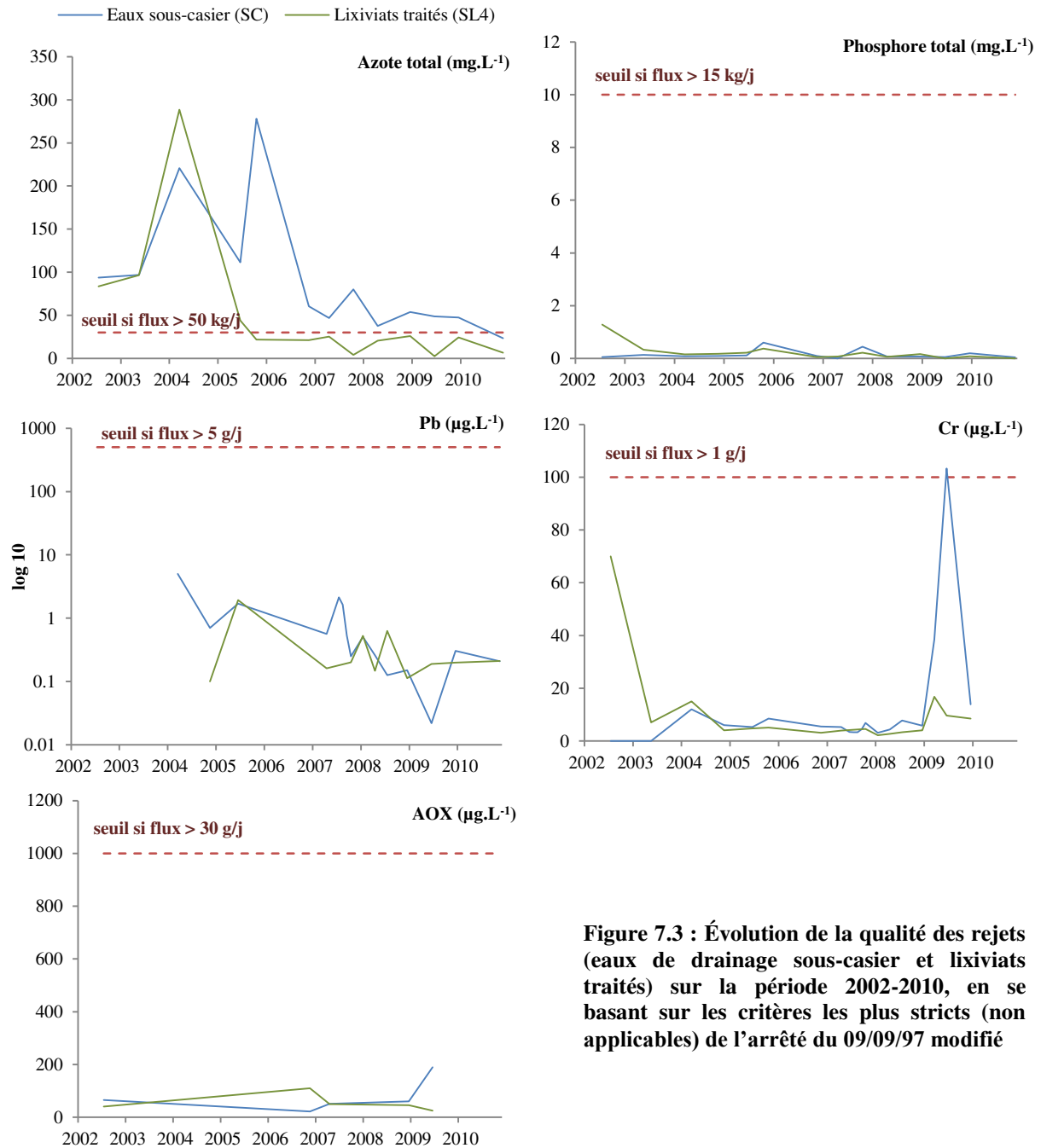


Figure 7.3 : Évolution de la qualité des rejets (eaux de drainage sous-casier et lixiviats traités) sur la période 2002-2010, en se basant sur les critères les plus stricts (non applicables) de l'arrêté du 09/09/97 modifié

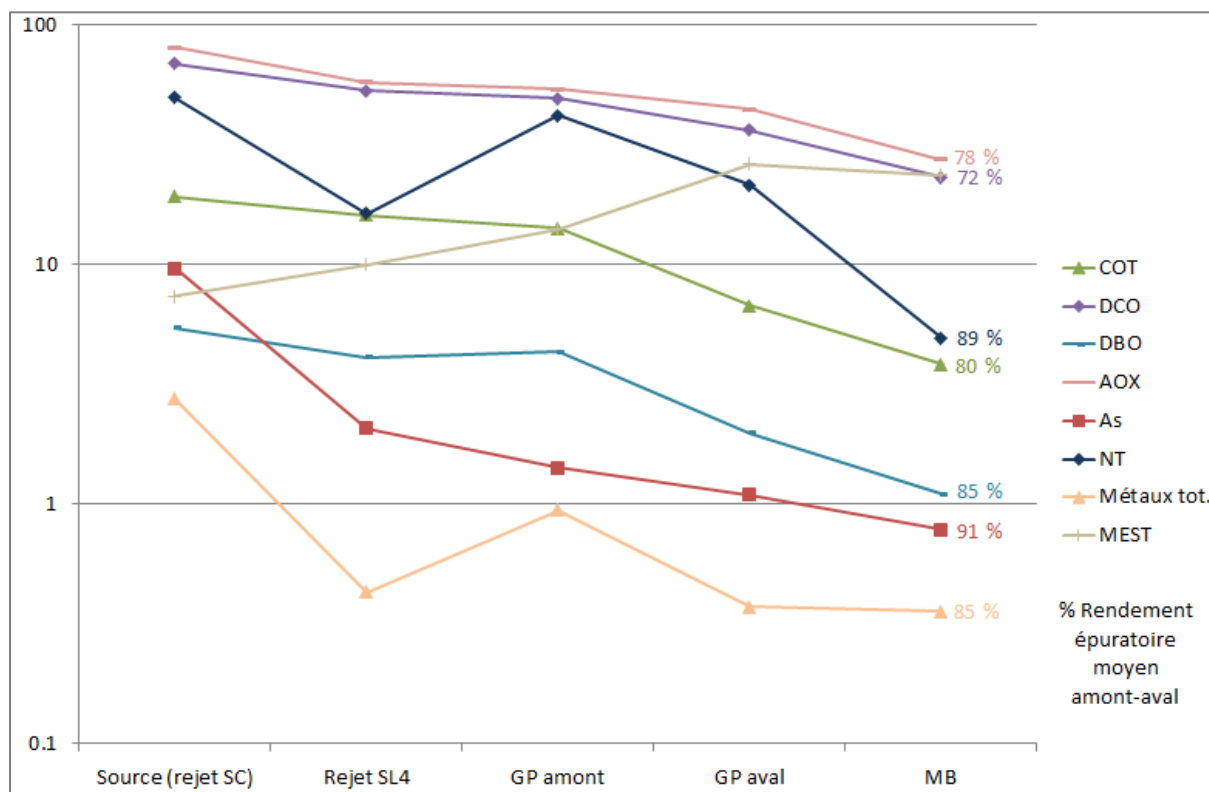
7.3.2 Impact des rejets sur les eaux de surface

Plusieurs paramètres n'ont pas pu être détectés dans les eaux de surface puisqu'ils sont inférieurs à la limite de détection analytique (fluorures, hydrocarbures totaux, cyanures libres, indice phénol et Hg) voire majoritairement inférieurs (phosphore total).

La charge organique (COT, DCO, DBO₅), la charge azotée (azote total) ainsi que les quantités de métaux totaux, d'As et de composés organiques halogénés (AOX) décroissent avec l'éloignement vis-à-vis de l'ISDND (**figure 7.4**). Le rendement épuratoire moyen constaté entre l'amont (source) et l'aval (ruisseau MB), compris entre 72 et 91 %, témoigne d'une

bonne capacité épuratoire naturelle du milieu récepteur (**figure 7.4**). Toutefois, l'eau du ruisseau GP s'enrichit en MEST de l'amont vers l'aval.

Après le rejet des lixiviats traités dans le ruisseau Gros Prés, les concentrations des paramètres restent inférieures aux concentrations de la source (eaux SC) ; ce rejet n'apporte donc pas de charge polluante supplémentaire au ruisseau.



Tous les paramètres sont en mg.L⁻¹ sauf AOX et As en µg.L⁻¹.

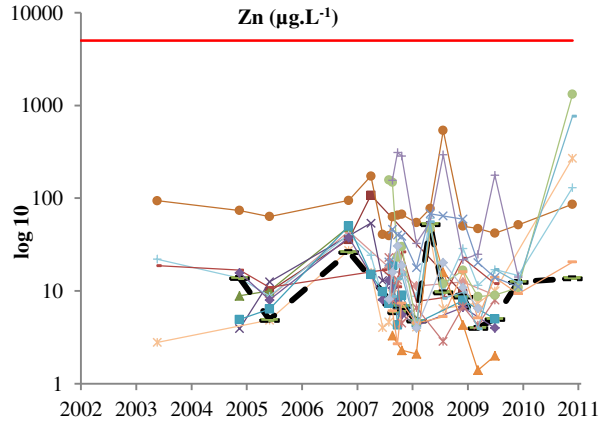
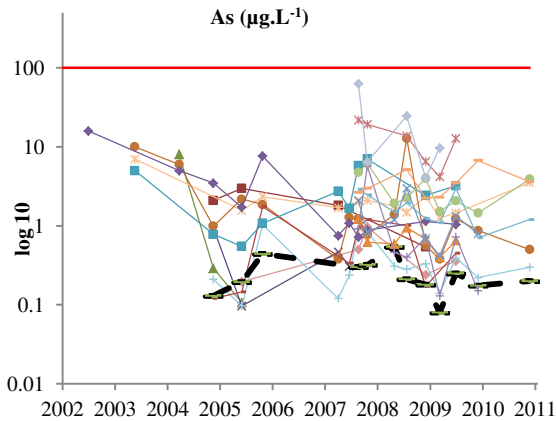
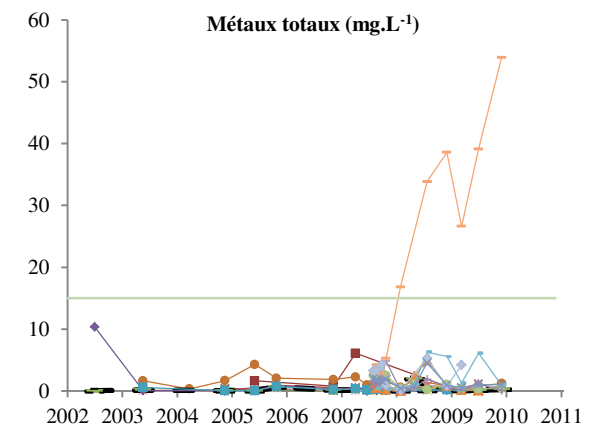
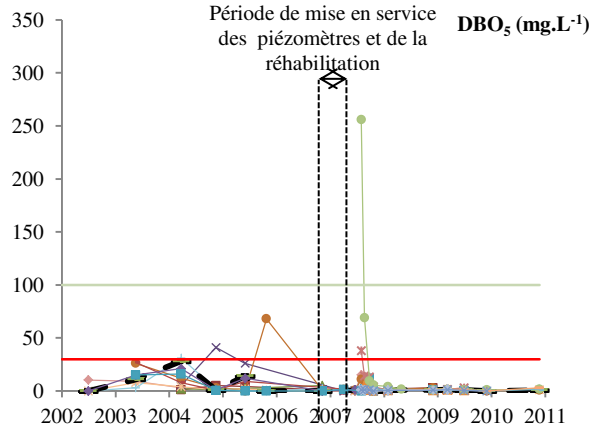
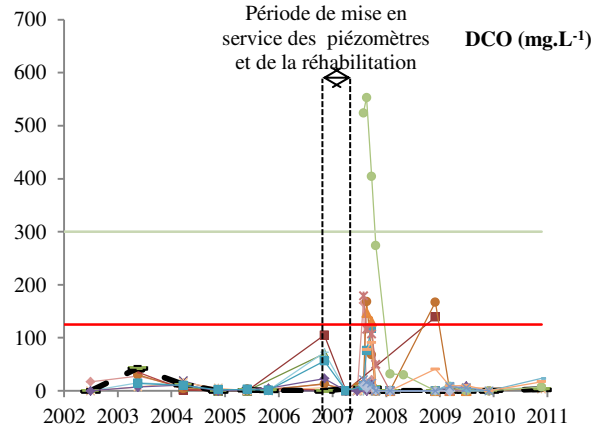
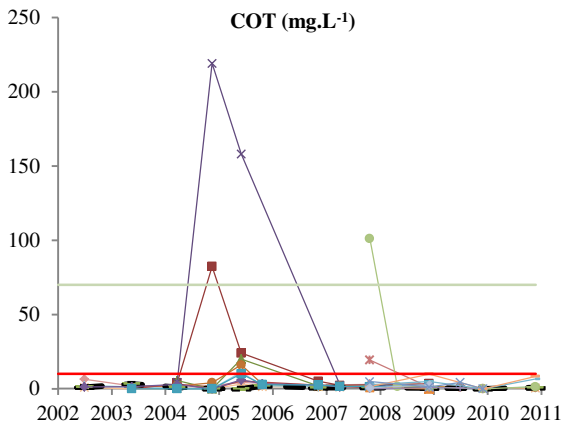
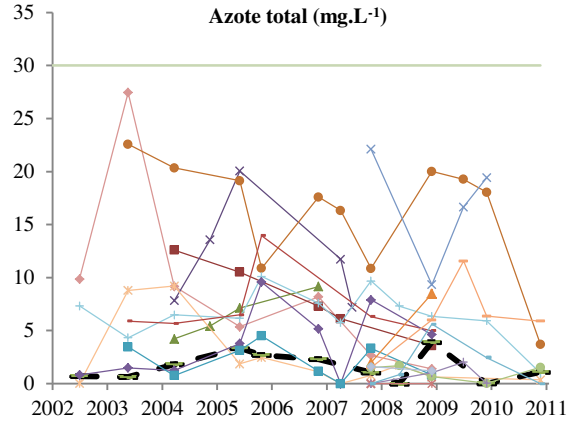
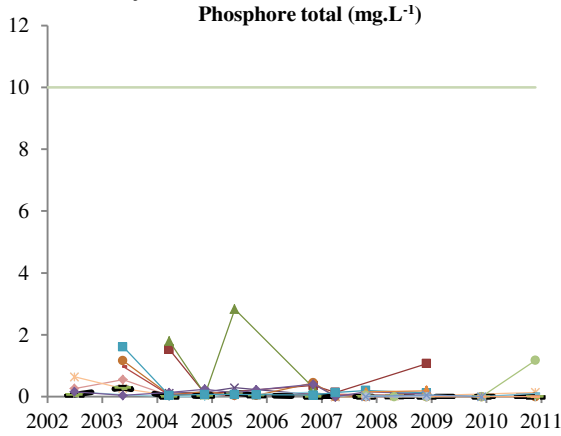
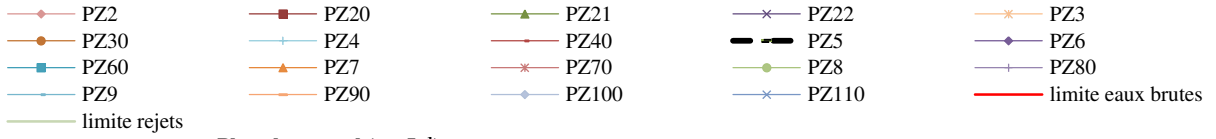
Figure 7.4 : Évolution de la qualité de l'eau des ruisseaux Gros Prés (GP) et Mont Bonnet (MB), de l'amont vers l'aval, sur la période 2006-2010 (échelle en log 10) et rendement épuratoire moyen amont-aval (%)

7.3.3 Qualité de l'eau souterraine

La qualité de l'eau souterraine a été évaluée à partir des limites de qualité des eaux brutes pour la production d'eau destinée à la consommation humaine (**arrêté du 11 janvier 2007**) et des limites de qualité des rejets d'effluents liquides dans le milieu naturel (**arrêté du 9 septembre 1997 modifié**). La **figure 7.5** montre que l'eau souterraine présente sur toute la période de suivi des concentrations inférieures aux limites précitées pour les paramètres suivants : phosphore total, azote total, E. coli, As, Cd, Zn, Cr. En revanche, quelques dépassements ponctuels ont été observés pour les paramètres organiques (COT, DCO, DBO).

Une première anomalie est observée en 2004-2005 pour le COT et la DBO. Les piézomètres concernés sont PZ2, PZ20, PZ21, PZ22 et PZ30 (COT) et PZ22 et PZ30 (DBO). Une seconde anomalie est très clairement identifiée sur la période juillet-octobre 2007 qui concorde avec la phase de réhabilitation de la décharge ainsi qu'à la construction des piézomètres PZ7, PZ70, PZ8, PZ80, PZ9, PZ90, PZ100 et PZ110. Pendant cette période, de forts paramètres organiques ont été relevés dans PZ8 et dans une moindre mesure dans PZ7 et PZ70. À l'issue de cette période, les paramètres organiques se retrouvent en concentrations négligeables voire inférieures au seuil de détection. L'eau souterraine présente des concentrations en métaux totaux inférieures à la limite de qualité sauf au droit de PZ90 où les concentrations croissent au cours du temps. Les paramètres responsables de l'augmentation du paramètre global des métaux totaux sont Cr, Mn, Fe, Ni, Cu, Zn alors que Al, Cd, Sn et Pb restent stables au cours du temps.

E. Grisey (2013) - Impact de l'évolution des déchets d'une ISDND sur l'environnement



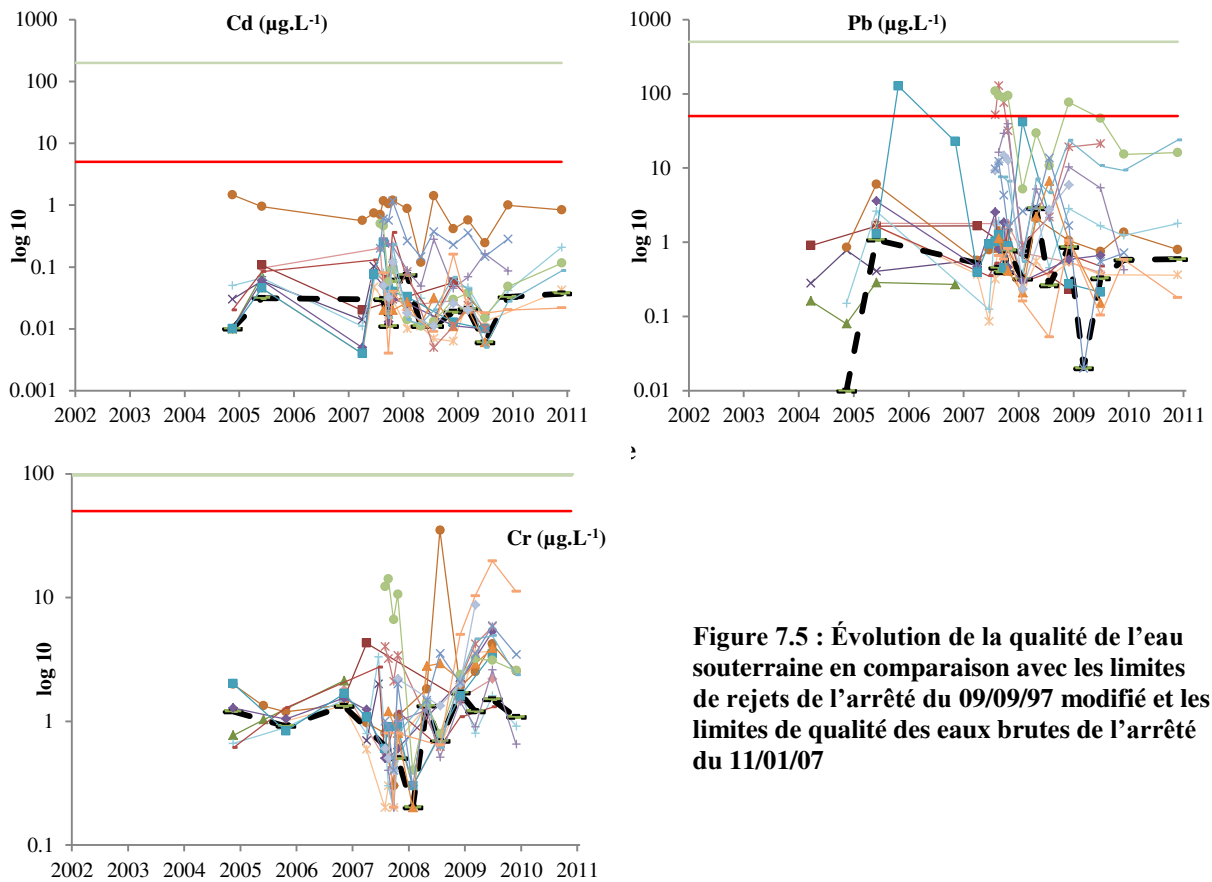


Figure 7.5 : Évolution de la qualité de l'eau souterraine en comparaison avec les limites de rejets de l'arrêté du 09/09/97 modifié et les limites de qualité des eaux brutes de l'arrêté du 11/01/07

7.4 Discussion

7.4.1 Les rejets et l'eau de surface

La méthode employée pour l'évaluation de l'impact des rejets sur le milieu naturel comprend deux étapes :

- un suivi de la qualité des rejets par comparaison avec les critères de l'arrêté du 9 septembre 1997 modifié,
- un suivi de la qualité de l'eau de surface *via* le calcul d'un abattement des paramètres de l'amont vers l'aval.

Les résultats indiquent que les rejets sont conformes aux critères de qualité imposés. Ils témoignent également d'un bon abattement général des paramètres de l'amont vers l'aval dans l'eau de surface. Cependant, un enrichissement en MEST est observé de l'amont vers l'aval très probablement en raison d'une érosion très modérée du lit du cours d'eau et d'un

apport important de matière organique tels que des débris de feuilles et bois (contexte de forêt). Ainsi, malgré le rejet des eaux SC et des lixiviats traités dans le ruisseau GP, la qualité de l'eau de surface à proximité de l'ISDND est satisfaisante. Cette méthode d'évaluation de la qualité des rejets met en évidence l'absence d'impact des rejets sur le milieu récepteur.

7.4.2 L'eau souterraine

Globalement, les résultats d'analyse satisfont aux critères de qualité utilisés. Néanmoins, quelques anomalies ont été observées sur les périodes 2004-2005 et juillet-octobre 2007. Les fortes teneurs en matière organique (DBO, COT) observées dans PZ20, PZ21 et PZ22 en 2004-2005 sont à remettre en doute car le toit de la nappe se situe fréquemment sous la cote inférieure du piézomètre et il a été constaté de nombreuses fois la présence de colonies de fourmis dans les tubes, noyées lors de la remontée de la nappe. De plus, un colmatage est envisagé en raison de la quantité importante de MEST présentes (**Belle, 2008**). Dans le cas où l'échantillonnage est possible, l'eau correspond plutôt à une eau stagnante en fond de piézomètre dans laquelle flottent de nombreuses fourmis mortes ce qui expliquerait la forte concentration en matière organique. Ces piézomètres ne reflètent donc pas la qualité naturelle de l'eau souterraine et ne sont pas adaptés à un suivi de qualité de l'eau du secteur. Toutefois, les dépassements dans PZ30 sont à considérer plus sérieusement en raison de la mise en évidence par **Khattabi (2002)** et **Belle (2008)** d'une contamination au droit de ce piézomètre. Dans PZ7, PZ70 et PZ8, l'anomalie de 2007 caractérisée par de fortes teneurs en matière organique (DBO, DCO et COT) pendant les quatre premiers mois suivants leur construction, est très probablement due à l'utilisation de l'eau des lagunes lors du forage des piézomètres. Pour PZ30, l'augmentation subite de la DCO peut être liée à la réhabilitation au cours de laquelle le massif de déchets a été partiellement remanié. Un remaniement des déchets engendre une remobilisation des éléments (**Bozkurt et al., 2000 ; Rich et al., 2008**) et par conséquent augmente leur présence dans les lixiviats. Comme une infiltration de lixiviats est connue (**chapitres 4 et 5**), le piézomètre PZ30 capte peut-être ce flux en raison de sa forte proximité avec la décharge et de son implantation dans le sens d'écoulement de la nappe.

Une attention particulière est à porter au piézomètre PZ90 situé en aval de la zone de stockage qui présente une augmentation des métaux totaux au cours du temps. De 1976 à 1992, les lixiviats bruts se sont écoulés librement sur le sol en aval de la décharge. Lors de la création de l'installation de lagunage en 1992, ces terrains ont été excavés puis utilisés notamment pour la mise en œuvre des digues de la lagune 4, c'est-à-dire au droit de l'actuel PZ90. De

plus, les boues de curage des lagunes dans lesquelles se sont accumulés des métaux totaux (**Khattabi, 2002**) ont été également déposées à ce même emplacement. Ainsi, les fortes concentrations de métaux totaux observées dans PZ90 pourraient provenir du lessivage des couches superficielles de sol contaminé.

7.4.3 Analytes dans l'eau souterraine

Outre les quelques dépassements précités, les résultats d'analyse ne montrent pas d'impact majeur de l'ISDND sur les eaux souterraines en se basant sur les limites de qualité des rejets d'effluents liquides dans le milieu naturel et sur les limites de qualité des eaux brutes pour la production d'eau destinée à la consommation humaine qui sont plus strictes. Bien que la présence d'un panache de lixiviats ait été mise en évidence dans l'eau souterraine à l'aide d'une méthode couplant la prospection géophysique et l'analyse hydrochimique (**chapitres 4 et 5**), les paramètres analysés dans le cadre du suivi n'ont pas permis de caractériser de façon évidente ce panache. Par conséquent, l'efficacité de la méthode d'évaluation de la qualité de l'eau souterraine précédemment utilisée est remise en question. De plus, plusieurs paramètres (fluorures, indice phénol, cyanures libres, hydrocarbures totaux et Hg) présentent majoritairement des concentrations inférieures aux limites de détection à la fois dans les lixiviats et dans l'eau souterraine, ce qui leur confère une faible utilité. Le nombre de paramètres utilisables pour assurer le suivi analytique est donc réduit. En complément, certains paramètres ont une fiabilité et un intérêt controversés dans la littérature, leur utilisation est donc questionnable. D'autres paramètres manquant dans le programme de suivi actuel ont pour certains auteurs une utilité importante et leur ajout au programme de suivi est à considérer.

7.4.3.1 Méthodologie de détermination des analytes

Les lixiviats de décharge étant une source significative de contamination du sous-sol, de nombreuses études sont consacrées à l'identification de paramètres indicateurs de lixiviats dans l'eau souterraine, qui sont la plupart du temps inorganiques (**Looser et al., 1999 ; Kale et al., 2010 ; Vadillo et al., 2005**). Les caractéristiques recherchées pour un bon marqueur de pollution sont entre autres la biodisponibilité dans les déchets, la mobilité et la persistance (**Clark et Piskin, 1977**). Le marqueur doit également présenter un contraste de concentrations entre l'eau souterraine et les lixiviats, en étant présent à de faibles concentrations dans l'eau

souterraine de référence. De plus, l'utilisation d'un facteur de contamination, basé sur le ratio des concentrations dans l'eau souterraine en amont de la source de pollution sur les concentrations en aval, permet d'identifier les zones contaminées à travers une référence locale (Looser et al., 1999 ; Tredoux et al., 2004). Ce facteur tend à augmenter avec l'intensité de la pollution. Le choix des marqueurs est spécifique à chaque site (Assmuth et Strandberg, 1993) et leur pertinence pour un site n'est pas forcément valable pour un autre. L'identification des marqueurs propres à la décharge d'Étueffont a été effectuée en plusieurs étapes à la suite desquelles des indicateurs ont été sélectionnés :

- analyse des intervalles de concentrations* dans les lixiviats et dans l'eau de référence (piézomètre PZ5 non contaminé, en amont hydraulique) (figure 7.6)
- détermination du facteur de contamination dans chaque piézomètre (tableau 7.1).

*Les intervalles correspondent aux 10^e et 90^e percentiles afin d'exclure les valeurs extrêmes peu significatives.

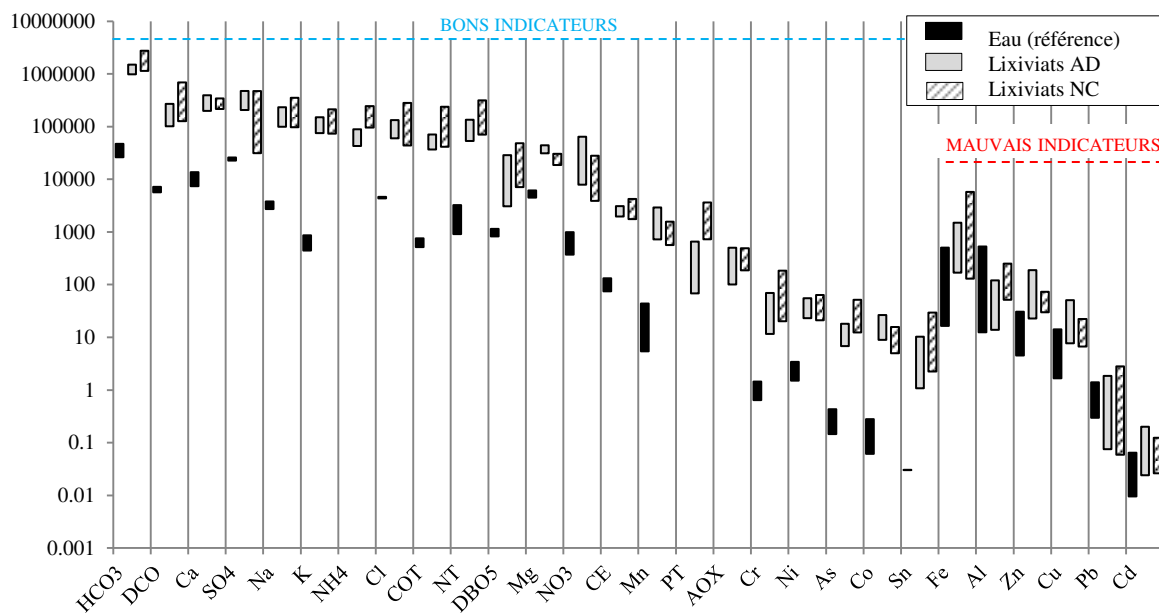


Figure 7.6 : Intervalles de concentrations (10^e-90^e percentiles) des éléments inorganiques (µg.L⁻¹) et de la conductivité électrique CE (µS.cm⁻¹) dans les lixiviats et l'eau souterraine de référence

Un calcul du facteur de contamination (Fc) a été effectué, comme suit, sur les marqueurs potentiels définis précédemment (figure 7.6) dans les lixiviats et les piézomètres :

$$F_c = C_{\text{aval}} / C_{\text{amont}}$$

avec C_{aval} : concentration mesurée en aval de la décharge ; C_{amont} : concentration mesurée en amont de la décharge (dans le piézomètre PZ5)

Les paramètres dont les facteurs de contamination présentent très peu de variation d'un piézomètre à l'autre ne sont pas considérés comme de bons indicateurs de lixiviats (**Looser et al., 1999**). Une contamination est envisageable lorsque le facteur est ≥ 2 (**Arneth et al., 1989 ; Looser, 1997**). Toutefois, lorsqu'un facteur élevé est observé dans la majorité des piézomètres, une origine géogénique est à suspecter (**Looser et al., 1999**). Quelques mauvais et bons indicateurs sont présentés dans le **tableau 7.1** à titre d'exemple.

Tableau 7.1 : Facteur de contamination par rapport à l'eau souterraine de référence (piézomètre PZ5) calculé dans les piézomètres et les lixiviats

	PZ3	PZ30	PZ4	PZ40	PZ7	PZ70	PZ8	PZ80	PZ9	PZ90	PZ100	PZ110	AD	NC
Conductivité	1.8	3.3	0.4	0.4	1.5	1.9	1.6	0.7	2	4.7	3.6	3.7	24	27
K	1.5	9.1	1.1	1	1.1	1.7	0.9	0.5	2.9	8.9	8.5	7.8	162	179
Cl	2.4	18	0.9	0.9	1.3	1	1.3	1.7	2	5.1	6.7	16	22	30
PT	1	0.9	1.2	0.5	1.8	1.2	1	1	1	1	1.5	1	1.7	13
Mg	1.8	1.2	0.4	0.3	0.9	1.6	0.4	0.3	1.4	2.7	1.2	1.4	6.8	4.7
Co	2.3	18	1.1	21	13	4.3	55	51	17	60	22	22	87	57
Mn	0.8	37	1.6	7.3	4	21	43	38	70	771	26	43	86	53

] Bons indicateurs

] Fe similaire

] Origine géogénique probable

7.4.3.2 Analytes indicateurs de contamination

Parmi les métaux totaux, plusieurs éléments ne peuvent être considérés, à l'heure actuelle, comme des indicateurs de lixiviats en raison de leurs gammes de concentrations dans les lixiviats proches de ceux de l'eau souterraine de référence (Pb, Cu, Zn, Cd, Hg, Fe, Al). Cependant, à l'issue de la méthanogénèse (phase actuelle de dégradation), une réapparition des conditions aérobies peut éventuellement intervenir (**Kjeldsen et al., 2002**). Ceci pourrait modifier la façon dont sont liés les ETM aux déchets et donc générer un relargage soudain dans les lixiviats des ETM accumulés (**Bozkurt et al., 2000**). Par conséquent leur suivi *via* le paramètre global « métaux totaux » est malgré tout nécessaire sur le long terme.

Les ions majeurs (Mg^{2+} , Ca^{2+} , Na^+ , K^+ , Cl^- , NO_3^- , SO_4^{2-}) ont une importance majeure et sont fréquemment utilisés pour le suivi des décharges (**U.K. DOE, 1996 ; Crowe et al., 2001 ; EPA, 2008**). La fiabilité de Cl^- en tant qu'indicateur de contamination a précédemment été démontrée (**chapitre 5**).

Les paramètres DBO et DCO sont importants pour déterminer la biodégradabilité des lixiviats *via* le rapport DBO/DCO qui permet d'avoir une idée de l'évolution de la dégradation des déchets. Il est donc nécessaire de poursuivre leur suivi. Toutefois, l'utilisation seule de la DCO en tant qu'indicateur de pollution n'est pas fiable à de faibles valeurs ($\leq 50 \text{ mg.L}^{-1}$ voire $< 10 \text{ mg.L}^{-1}$) (**Tredoux et al., 2004**).

La conductivité électrique est absente du programme alors qu'elle est extrêmement utile pour l'identification des changements de salinité qui accompagnent les épisodes de pollution inorganique (Andersen et Dornbush, 1972 ; Tredoux et al., 2004). Les autres analytes de terrain (pH, T, O₂, Eh) sont également essentiels car ils permettent de constater immédiatement d'éventuelles modifications chimiques d'une campagne à l'autre (Hart et Chaseling, 2003). De plus, une délimitation d'un panache de lixiviats peut être effectuée par la seule utilisation des analytes de terrain sans analyte inorganique complémentaire (Scrudato et Pagano, 1994 ; Becker, 2002).

Bien que la présence d'AOX dans le milieu naturel soit considérée comme une marque de contamination, la validité de cette affirmation a été remise en question suite à la détection d'AOX dans des eaux de surface (Grimwall et al., 1994) et des eaux souterraines non contaminées jusqu'à 80 µg.L⁻¹ dont l'origine est attribuable à l'incorporation du chlorure inorganique et/ou de l'iode dans les substances humiques par les enzymes (Grøn, 1993). À l'issue de cette constatation, l'agence pour la protection de l'environnement australienne de l'Etat du New South Wales (EPA NSW) a retiré l'AOX de sa liste d'analytes destinés au suivi des décharges (Hart et Chaseling, 2003). Par conséquent, il n'est pas nécessaire de continuer son suivi.

Les phénols sont d'une faible utilité dans cette étude car leurs concentrations sont inférieures au seuil de détection dans l'eau souterraine et également dans les lixiviats en fin de suivi. De plus, la biodégradation du phénol dans le sol est tellement rapide que la probabilité d'une contamination de l'eau souterraine est faible (Ehrlich et al., 1982 ; Csuros, 1994), qui plus est avec les concentrations négligeables observées.

7.5 Proposition de modification du suivi post-exploitation

La constante dégradation des déchets enfouis confère au site un caractère évolutif, influant par conséquent sur la qualité biologique et chimique des lixiviats au cours du temps. Globalement, leurs teneurs en éléments indésirables répertoriées dans l'annexe III de l'**arrêté du 9 septembre 1997 modifié** sont en baisse significative depuis 2002. Tenant compte à la fois des résultats des analyses physico-chimiques des eaux et des caractéristiques hydrogéologiques du sous-sol mises en évidence par prospection géophysique, les modifications suivantes du programme de suivi post-exploitation sont proposées.

7.5.1 Lixiviats

Un prélèvement unique des lixiviats au niveau de l'entrée des lagunes pourrait suffire. Toutefois, il serait intéressant, dans le cadre d'un programme de recherche et non d'un suivi réglementaire, de poursuivre le suivi de la qualité des lixiviats provenant de chaque casier afin d'apprécier l'évolution individuelle des lixiviats s'écoulant d'un massif de déchets ancien et des lixiviats provenant d'un massif plus récent.

7.5.2 Rejets

Tous les rejets dans le milieu récepteur doivent être contrôlés, c'est-à-dire les eaux de drainage sous-casier (SC) et les lixiviats traités rejetés en sortie de lagunage (SL4).

7.5.3 Eau souterraine

Les travaux de recherche de **Belle (2008)** ayant mis en évidence l'absence de contamination de la nappe des grès par l'infiltration des lixiviats de l'ISDND, le contrôle de l'ensemble des piézomètres implantés dans les grès ne semble plus nécessaire (PZ2, PZ20, PZ21, PZ22, PZ6, PZ60). Les piézomètres PZ1 et PZ10 ne feront plus partie du programme de suivi en raison de leur destruction pendant la réhabilitation.

Le suivi des eaux souterraines se limitera aux piézomètres forés dans les schistes constituant le substratum sur lequel l'ISDND est implantée. Le réseau de surveillance proposé inclut les piézomètres implantés au droit du panache de pollution ainsi que certains piézomètres situés à sa périphérie, soit:

- Un piézomètre témoin de la qualité naturelle de l'eau du secteur, situé en amont de l'ISDND et en amont hydraulique (PZ5),
- Un piézomètre situé à l'est de l'ISDND, permettant de prouver que les lixiviats infiltrés ne se propagent pas en direction de l'est (PZ4),
- Le piézomètre PZ30 impacté par le panache (aval),
- Le piézomètre PZ8 pour lequel une contamination est suspectée (ouest).

7.5.4 Eau de surface

D'après les données des précédentes études (**Khattabi, 2002** ; **Belle, 2008**), le ruisseau Gros Prés a une capacité épuratrice de la qualité des effluents rejetés, confirmée par les nouvelles analyses. Les points de prélèvement en amont de la confluence des ruisseaux Gros Prés et Mont Bonnet sont remplacés par un unique point situé en aval direct de la confluence de ces deux ruisseaux.

À ceci pourrait s'ajouter un suivi de la qualité du traitement des lixiviats en réalisant un prélèvement à chaque sortie de lagune afin de s'assurer des bonnes performances épuratoires de l'ensemble des bassins de l'installation de lagunage qui conditionnent la qualité du rejet en sortie. Ces analyses, qui seraient à l'initiative du SICTOM du Pays-sous-vosgien, pourraient trouver leur intérêt dans le cadre d'une recherche scientifique pour parfaire les connaissances des phénomènes entrant en jeu dans les installations de lagunage sur le long terme. Toutefois, elles ne peuvent pas être imposées réglementairement.

De plus, le suivi environnemental ne serait complet sans une évaluation de la qualité de l'air qui sera réalisée par un suivi des biogaz à la sortie des six évènements implantés lors de la réhabilitation en 2007.

Les modalités du suivi sont présentées dans le **tableau 7.2**.

Tableau 7.2 : Modalités du suivi modifié (localisation, analyte, fréquence d'analyse)

Surveillance	Localisation	Tous les ans	Analytes
LIXIVIATS	- lixiviats mélangés - lixiviats ancienne décharge (AD) - lixiviats nouveau casier (NC)	x x x	pH, CE, T, O ₂ , Eh
REJETS	- sortie réseau de drainage sous casier - sortie lagunage	x x	MEST
EAU SOUTERRAINE	Piézomètres non affectés - PZ5 (amont témoin) - PZ4 (est) Piézomètres dans le panache - PZ8 (ouest) - PZ30 (aval)	 x x x x	Ion majeur : Cl Métaux totaux : Pb, Cu, Cr, Ni, Zn, Mn, Sn, Cd, Hg, Fe, Al
EAU DE SURFACE	- aval confluence Gros Prés/Mont Bonnet	x	Demande en oxygène : COT, DBO, DCO
LAGUNAGE	- sortie lagune 1 - sortie lagune 2 - sortie lagune 3	x x x	Composés azotés : NT
BIOGAZ	- 6 piézogaz	x	
			CH ₄ , CO ₂ , O ₂ , H ₂ S

Toutefois, ce programme de suivi pourra être adapté au cours du temps en fonction des résultats obtenus.

7.6 Conclusion

Cette étude montre que le programme de suivi environnemental imposé par l'arrêté du 9 septembre 1997 présente des failles. Il est certes adapté au suivi de la qualité des rejets et de l'eau de surface car des critères de qualité sont fixés. Cependant, en ce qui concerne les eaux souterraines, le manque de directive dans le choix des analytes peut empêcher la caractérisation d'un panache de pollution. La détermination des bons indicateurs de lixivats est nécessaire à un suivi adapté. La méthodologie proposée se compose de deux étapes :

- la mise en évidence des paramètres absents ou faiblement présents dans l'eau souterraine (marqueurs potentiels) à travers l'analyse des intervalles de concentrations des lixivats et de l'eau souterraine de référence (PZ5),
- le calcul d'un facteur de contamination pour chaque marqueur potentiel basé sur le rapport entre les concentrations de chaque piézomètre en aval et les concentrations en amont qui augmente avec l'intensité de la pollution.

À l'issue de ces deux étapes, les marqueurs pour lesquels les forts facteurs de contamination sont distribués dans les mêmes piézomètres ont été retenus.

Cependant, en utilisant cette approche, il est nécessaire de se rappeler que les substances présentant un fort facteur de contamination ne sont pas nécessairement celles qui ont le plus gros potentiel polluant. Elles permettent seulement d'indiquer une contamination de l'eau souterraine par la décharge.

Références

Andersen, J.R. and Dornbush, J.N., 1972, Intercepting trench at landfill renders leachate into drinkable source of water, *Solid Waste Management* 15 (1), 60-68

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, *Lecture Notes in Earth Sciences* 20, 399-415

Arrêté du 9 septembre 1997 modifié relatif aux installations de stockage de « déchets non dangereux », JO n° 229 du 2 octobre 1997

Arrêté du 11 janvier 2007 relatif aux limites et références de qualité des eaux brutes et des eaux destinées à la consommation humaine mentionnées aux articles R. 1321-2, R. 1321-3, R. 1321-7 et R. 1321-38 du code de la santé publique, JORF n°31 du 6 février 2007

- Assmuth, T.W. and Strandberg, T., 1993, Ground water contamination at Finnish landfills, *Water, Air, and Soil Pollution* 69, 179-199
- Becker, C.J., 2002, Hydrogeology and leachate plume delineation at a closed municipal landfill, Norman, Oklahoma, *Water-Resources Investigations Report 01-4168*, USGS
- Belle, É., 2008, 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), Thèse de doctorat, Université de Franche-Comté, Besançon
- Bozkurt, S., Moreno, L., Nertnieks, I., 1999, Long-term fate of organics in waste deposits and its effect on metal release, *The Science of the Total Environment* 228, 135-152
- Clark, T.P. and Piskin, R., 1977, Chemical quality and indicator parameters for monitoring landfill leachate in Illinois, *Environmental Geology* 1, 329-339
- Crowe, A.S., Ptacek, C.J., Rudolph, D.L., McGregor, R., 2001, Landfills and waste disposal, in: *Threats to sources of drinking water and aquatic ecosystem health in Canada*, NWRI Scientific Assessment Report Series n°1, 51-56
- Csuros, M., 1994, *Environmental sampling and analysis for technicians*, Boca Raton, Florida, Lewis Publishers
- Ehrlich, G.G., Goerlitz, D.F., GODSY, E.M, HULT, M.F., 1982, Degradation of phenolic contaminants in ground water by anaerobic bacteria: St. Louis Park, Minnesota, *Groundwater* 20 (6), 703-710
- EPA (Environment Protection Authority), 2008, *Draft guidelines for groundwater investigation and monitoring for landfills*, Adelaide, Australia
- Grimwall, A., Laniewski, K., Borén, H., Jonsson, S., Kaugare, S., 1994, Organohalogens of natural or unknown origin in surface water and precipitation, *Toxicological and Environmental Chemistry* 46 (3), 183-196
- Grøn, C., 1993, Organic halogen group parameters as indicators of ground water contamination, *Ground Water Monitoring Review* 13 (3), 148-158
- Hart, B.F. and Chaseling J., 2003, Optimizing landfill ground water analytes-New South Wales, Australia, *Ground Water Monitoring and Remediation* 23 (2), 111-118
- Kale, S.S., Kadam, A.K., Kumar, S., Pawar, N.J., 2010, Evaluating pollution potential of leachate from landfill site, from the Pune metropolitan city and its impact on shallow basaltic aquifers, *Environmental Monitoring and Assessment* 162, 327-346
- Khattabi, H., 2002, Intérêts de l'étude des paramètres hydrogéologiques et hydrobiologiques pour la compréhension du fonctionnement de la station de traitement des lixiviats de la décharge d'ordures ménagères d'Étueffont (Belfort, France), Thèse de doctorat, Université de Franche-Comté, Besançon
- Laner, D., Crest, M., Scharff, H., Morris, J.W.F., Barlaz, M.A., 2012, A review of approaches for the long-term management of municipal solid waste landfills, *Waste Management* 32, 498-512
- Looser, M.-O., 1997, Méthode de détection et de caractérisation de pollutions du sous-sol par les sites contaminés à l'aide des traces inorganiques, thèse de doctorat, École polytechnique fédérale de Lausanne, Suisse

- Looser, M.-O., Parriaux, A., Bensimon, M., 1999, Landfill underground pollution detection and characterization using inorganic traces, *Water Research* 33 (17), 3609-3616
- Moletta, R., 2008, *La méthanisation*, Eds Tec & Doc Lavoisier
- Morris, J.W.F. and Barlaz, M.A., 2011, A performance-based system for the long-term management of municipal waste landfills, *Waste Management* 31, 649-662
- Rich, C., Gronow, J., Voulvoulis, N., 2008, The potential for aeration of MSW landfills to accelerate completion, *Waste Management* 28, 1039-1048
- Scudato, R.J. and Pagano, J.J., 1994, Landfill leachates and groundwater contamination, in: *Groundwater Contamination and Control*, ed. Zoller, U., New York, Marcel Dekker, 169-187
- Tredoux, G., Cavé, L., Engelbrecht, P., 2004, Groundwater pollution: Are we monitoring appropriate parameters?, *Water SA* 30 (5), 114-119
- U.K. Department of Environment (DOE), 1996, *Waste Management Paper 26D, Landfill*
- Vadillo, I., Andreo, B., Carrasco, F., 2005, Groundwater contamination by landfill leachates in a karstic aquifer, *Water, Air, and Soil Pollution* 162, 143-169

Conclusion générale



Conclusions majeures

Cette étude a eu pour objectif d'étudier l'intensité de la contamination liée à l'activité de stockage de déchets non dangereux d'Étueffont (90) et d'en évaluer l'étendue dans l'eau souterraine. Dans un premier temps, une caractérisation des lixiviats a permis d'évaluer le potentiel polluant des déchets. Dans un deuxième temps, une délimitation du panache de lixiviats dans l'eau souterraine a été entreprise. Ensuite, une évaluation de la performance du mode de traitement des lixiviats (lagunage naturel) a été effectuée. Enfin, l'ensemble des résultats obtenus a permis de cibler les zones contaminées et de définir les paramètres physico-chimiques à surveiller dans le cadre du suivi post-exploitation auquel est soumis l'ISDND d'Étueffont jusqu'en 2031. Plusieurs approches méthodologiques ont été utilisées pour atteindre les objectifs fixés (géophysique, géochimie, hydrologie). Celles-ci se sont avérées complémentaires.

Les principales conclusions sont présentées ci-dessous.

Prétraitement mécano-biologique (broyage et maturation aérobie) : accélération de la dégradation

Dans un premier temps, cette étude a permis de démontrer que la décharge d'Étueffont se situe en phase méthanogène, correspondant à la phase de maturation finale des déchets, bien qu'un des deux casiers contienne des déchets âgés de moins de 10 ans. L'établissement de cette phase méthanogène intervenant prématurément par rapport aux décharges conventionnelles est essentiellement dû au mode d'exploitation utilisé (broyage et maturation aérobie avant enfouissement) qui engendre une dégradation rapide de la matière organique. Les lixiviats générés sont caractérisés par une faible teneur en matière organique et de faibles concentrations en polluants, qui diminuent continuellement au cours du temps. En fin de suivi, la décharge n'est pas complètement stabilisée mais la qualité des lixiviats est encore susceptible de s'améliorer dans l'avenir, ce qui tend à minimiser l'impact de la décharge sur le milieu naturel avec le temps. Les résultats obtenus sont en adéquation avec les études précédentes réalisées en laboratoire et à large échelle, à savoir une décroissance de la charge polluante avec l'âge malgré la diversité des facteurs entrant en jeu dans chaque étude (climat, pluviométrie, prétraitement, mode d'exploitation, nature des déchets...).

Caractérisation d'un panache de pollution à proximité d'un site contaminé : utilisation couplée de la géophysique et des analyses physico-chimiques de l'eau

Cette étude a confirmé l'existence d'infiltrations de lixiviats à la base de la décharge et fait état de l'étendue du panache autour de la décharge grâce à l'utilisation d'une méthode originale qui combine à la fois des analyses physico-chimiques de l'eau souterraine et des prospections géophysiques du sous-sol par tomographie de résistivité électrique. Les différentes circulations d'eau souterraine du secteur ont également été visualisées *via* la migration du panache de lixiviats. L'utilisation de piézomètres forés à différentes profondeurs a mis en évidence une zonation du panache en surface et une absence de contamination en profondeur. La structure altérée du substratum en surface a généré des circulations préférentielles de lixiviats en surface. Le nouveau réseau piézométrique implanté a permis de capter le panache de pollution. Ces résultats ont vérifié les hypothèses émises lors des précédents travaux sur l'étendue du panache.

L'approche méthodologique utilisée s'est avérée adaptée à l'évaluation de la distribution spatiale de la contamination de l'eau souterraine. Les résultats obtenus ont montré que la prospection géophysique est une technique complémentaire d'un programme d'échantillonnage de l'eau souterraine étant donné que la différence de charge ionique entre les lixiviats et l'eau souterraine de référence génère une anomalie géophysique. La géophysique en amont a permis d'obtenir rapidement une « image » de la contamination souterraine et de cibler précisément les zones à surveiller. La combinaison de ces deux méthodes peut trouver son utilité sur tout type de site contaminé. L'utilisation de la prospection géophysique en amont de chaque suivi de site contaminé permettrait de s'affranchir d'une mauvaise implantation du réseau piézométrique.

Le lagunage naturel : une solution peu coûteuse pour le traitement des lixiviats de décharge

Cette étude a montré l'efficacité du traitement des lixiviats de décharge à moyenne voire faible biodégradabilité ($0,02 < \text{DBO/DCO} < 0,3$) par lagunage naturel tout en respectant les critères français de rejet d'effluents liquides dans le milieu naturel. L'application de cette méthode peu coûteuse (installation et entretien) à d'autres installations de stockage de déchets mérite d'être envisagée lors du choix de traitement des lixiviats. Toutefois, ce type de traitement nécessite une grande surface au sol.

Contribution à la modification du programme de suivi post-exploitation de la décharge d'Étueffont

Comme le stipulent l'arrêté du 9 septembre 1997 modifié et l'arrêté préfectoral complémentaire n°1416 du 10 août 1998 qui définissent les conditions de suivi de l'installation de stockage, une modification du programme de suivi peut être envisagée cinq ans après la mise en place de la couverture finale, qui a eu lieu fin 2007. C'est dans ce contexte qu'une évaluation de la pertinence du suivi post-exploitation a été réalisée. Étant donné qu'aucune information n'est fournie sur la méthode de détermination des analytes et sur les critères d'évaluation de la qualité de l'eau souterraine dans la réglementation, une méthodologie a été proposée pour la détermination des meilleurs indicateurs de lixiviation. Celle-ci est composée de deux étapes :

- la mise en évidence des paramètres absents ou faiblement présents dans l'eau souterraine (indicateurs potentiels) à travers l'analyse des intervalles de concentrations des lixiviation et de l'eau souterraine de référence (amont, non contaminée),
- le calcul d'un facteur de contamination pour chaque indicateur potentiel basé sur le rapport entre les concentrations de chaque piézomètre en aval et les concentrations en amont qui augmente avec l'intensité de la pollution.

Les résultats ont démontré que les modalités actuelles du suivi post-exploitation ne permettent pas de caractériser clairement de pollution de l'eau souterraine en raison de la mauvaise implantation de l'ancien réseau piézométrique ainsi que de l'amélioration de la qualité des lixiviation depuis l'établissement de l'arrêté préfectoral en 1998. Par conséquent, les résultats obtenus dans cette étude seront soumis à l'inspecteur des installations classées en vue d'une modification des conditions et des paramètres du suivi post-exploitation à effectuer jusqu'en décembre 2031. La démarche proposée permettra de réduire considérablement les dépenses liées à la surveillance de l'eau souterraine sans compromettre à la fois l'intégrité de la base de données de l'eau souterraine sur le long terme et le suivi de l'étendue et la direction du panache de pollution. Et ceci, en respectant la réglementation.

En conclusion, l'impact de la décharge d'Étueffont sur le milieu naturel est limité tant spatialement que qualitativement, d'autant plus que l'eau souterraine n'est pas destinée à la consommation humaine.

Perspectives pour les recherches à venir

À la recherche de la phase humique

Il serait intéressant de poursuivre le suivi des lixiviats de chaque casier afin de compléter la base peu fournie de données sur l'évolution des lixiviats à large échelle. De plus, ce suivi permettrait de vérifier si l'hypothétique phase humique prédite en laboratoire suite à la réintroduction des conditions aérobies peut être observée à grande échelle et si tel est le cas, à l'issue de quelle durée. En effet cette phase interviendrait à l'issue de la méthanogénèse, lorsque la production de méthane est faible et la matière organique dégradable est quasi-entièrement consommée. Cette phase est particulièrement redoutée par les auteurs car elle est le siège de conditions acides dues à la formation de CO_2 , qui ont pour effet de favoriser la solubilité et la migration des éléments traces métalliques hors de l'emprise de la décharge. Comme plus de 99,9% des ETM sont susceptibles d'être retenus dans les déchets à la fin de la phase anaérobie, ils constituent donc une menace à long terme. En raison de la forte hétérogénéité des déchets présents dans le massif, la dégradation n'est pas uniforme en tout point. Ceci signifie que certaines parties de la décharge peuvent se trouver en phase humique et d'autres le deviendront beaucoup plus tard. Comme les lixiviats recueillis à la base de la décharge sont un mélange de l'ensemble des lixiviats du massif, le développement très local de cette phase en un seul point de la décharge ne pourra pas être observé si les autres parties de la décharge sont encore en phase méthanogène. Comme l'ancienne décharge est en conditions méthanogènes depuis de nombreuses années et que le stockage est arrêté depuis plus de 10 ans, un changement de conditions est à suspecter dans les années à venir.

Suivi de la migration temporelle du panache de lixiviats par résistivité de tomographie électrique

Les résultats des prospections géophysiques ont permis de délimiter l'étendue du panache de lixiviats. Toutefois, comme les mesures ont toutes été acquises en été, par temps sec et réalisées une fois par profil, aucune migration temporelle n'a pu être mise en évidence. Un suivi sur le long terme couvrant les quatre saisons permettrait d'identifier une éventuelle variation de la distribution spatiale du panache en fonction des conditions hydrologiques.

Résumé

Ce travail a pour objectif d'étudier l'impact d'une installation de stockage de déchets non dangereux sur l'eau souterraine. L'ISDND d'Étueffont (90) dont le mode d'exploitation associe des prétraitements mécanique et biologique (broyage et maturation aérobie) comporte un casier non sécurisé ainsi qu'un casier étanche. La caractérisation des lixiviats sur 21 ans (1989-2010) montre une dégradation rapide des déchets. Un état de stabilisation est atteint en fin de suivi. Les prétraitements ont permis d'accélérer la dégradation des déchets et de réduire le potentiel polluant de l'ISDND. Les lixiviats sont traités *in situ* par lagunage naturel. Bien que cette technique soit peu répandue pour le traitement des lixiviats, elle offre pourtant des abattements significatifs (75-90 %) de la matière organique, des matières en suspension, de l'azote et du phosphore. Les précédentes études ayant démontré une contamination de l'eau souterraine par les lixiviats, une délimitation du panache de contamination a été entreprise en combinant des prospections géophysiques du secteur (tomographie de résistivité électrique) et des analyses physico-chimiques de l'eau. Les résultats montrent une infiltration des lixiviats à la base du casier non sécurisé ainsi qu'au travers de la géomembrane du casier sécurisé. Une légère infiltration des eaux de lagunage a aussi été observée au niveau des lagunes. Le panache a une étendue limitée et se concentre essentiellement sous la base de l'ISDND. L'ensemble des résultats a permis de cibler les zones contaminées et de définir les paramètres physico-chimiques à surveiller dans le cadre du suivi post-exploitation auquel est soumise l'ISDND jusqu'en 2031.

Mots-clés : déchets non dangereux, lixiviats, tomographie de résistivité électrique, lagunage naturel, ISDND

Abstract

The purpose of this work was to evaluate the impact of a landfill on groundwater quality. Municipal solid waste from the Etueffont landfill (Belfort area, France) was mechanically and biologically treated (shredding and aerobic composting) before being disposed of in an unlined area and in a lined cell. The leachate characterization performed over a 21-year period (1989-2010) showed a rapid degradation of waste. A steady state was reached at the end of the monitoring. Waste pretreatment enhanced the rate of biodegradation and reduced the pollution potential of the landfill. The leachate produced was treated *on site* in a natural lagooning. While lagooning is not a widespread practice for leachate treatment, significant removal (75-90 %) of organic matter, suspended solids, nitrogen and phosphorus was observed. In previous studies, groundwater contamination was highlighted around the landfill. As a consequence, geophysical investigations of the area by electrical resistivity tomography and physico-chemical analyses were conducted in order to delineate the contamination plume. The results showed leachate infiltration into the soil below the unlined part of the landfill and leakage through the watertight geomembrane of the lined cell. Seepage of wastewater into the soil below the lagoons was also observed. The extent of contamination plume was limited and was mostly limited to the landfill boundaries. The results of this work allowed to determine the location of the contaminated areas and helped to choose the appropriate physico-chemical analytes of the post-closure groundwater monitoring program, which will be applied to the landfill until the end of 2031.

Keywords: municipal solid waste, leachate, electrical resistivity tomography, lagoon treatment, landfill